

Universidade Federal do Rio Grande do Sul  
Escola de Engenharia  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil

**Estudo do Encapsulamento de um Solo Contaminado com Cromo  
Utilizando Cimento Portland**

**Anelise Bueno Selbach Barreto**

Porto Alegre

2023

ANELISE BUENO SELBACH BARRETO

**ESTUDO DO ENCAPSULAMENTO DE UM SOLO  
CONTAMINADO COM CROMO UTILIZANDO CIMENTO  
PORTLAND**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Civil da Universidade Federal do Rio Grande do Sul,  
como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em  
Engenharia.

Porto Alegre

2023

**ANELISE BUENO SELBACH BARRETO**

**ESTUDO DO ENCAPSULAMENTO DE UM SOLO  
CONTAMINADO COM CROMO UTILIZANDO CIMENTO  
PORTLAND**

Esta dissertação de mestrado foi julgada adequada para a obtenção do título de MESTRE EM ENGENHARIA, Geotecnia, e aprovada em sua forma final pelo professor orientador e pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Porto Alegre, 23 de junho de 2023

Prof. Karla Salvagni Heineck  
Dr<sup>a</sup> pela Universidade Federal do Rio Grande  
do Sul  
Orientadora

Prof. Lucas Festugato  
Coordenador do PPGEC/UFRGS

**BANCA EXAMINADORA**

**Prof. Nilo Cesar Consoli (UFRGS)**

Ph.D. pela Concordia University, Canadá

**Prof. Rodrigo Beck Saldanha (UFRGS)**

Dr. pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul

**Prof. Eduardo Pavan Korf (UFFS)**

Dr. pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul

### CIP - Catalogação na Publicação

Bueno Selbach Barreto, Anelise  
Estudo do Encapsulamento de um Solo Contaminado com  
Cromo Utilizando Cimento Portland / Anelise Bueno  
Selbach Barreto. -- 2023.  
149 f.  
Orientadora: Karla Salvagni Heineck.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do  
Rio Grande do Sul, Escola de Engenharia, Programa de  
Pós-Graduação em Engenharia Civil, Porto Alegre,  
BR-RS, 2023.

1. estabilização. 2. solidificação. 3. Cromo. 4.  
índice porosidade/teor de cimento. I. Salvagni  
Heineck, Karla, orient. II. Título.

Dedico este trabalho aos meus pais, Lemira e Roberto, por  
todo amor e apoio incondicional nesta trajetória.

## AGRADECIMENTOS

À Deus, por guiar meus passos e me manter firme no caminho.

Aos meus pais, Lemira e Roberto, por todo suporte, apoio, carinho e compreensão nessa jornada de estudos que começou a muito tempo atrás. Vocês foram os principais incentivadores que sempre tive. Obrigada por confiarem em mim. Ao meu irmão Thiago pelo amor, parceria e incentivo de sempre. Eu amo vocês de todo coração.

Ao meu amor, meu namorado, amigo e parceiro de jornada, Mateus, obrigada pela compreensão das minhas ausências, pelo companheirismo incondicional e por estar sempre disposto a me ouvir falar sobre geotecnia, mesmo não sendo a tua área de atuação. Você tornou essa caminhada mais fácil.

À minha orientadora, professora Dr.<sup>a</sup> Karla Salvagni Heineck, obrigada pela orientação dispensada ao longo da pesquisa, por todo conhecimento transmitido, pelo incentivo, dedicação e confiança no meu trabalho.

Ao professor Ph.D. Nilo Cesar Consoli pelas valiosas contribuições e sugestões ao longo deste trabalho, pelo estímulo e motivação à pesquisa e apoio desde o início da minha trajetória no mestrado. Por ser um exemplo de pesquisador. Muito obrigada!

Aos professores do PPGEC, obrigada pelos ensinamentos transmitidos, em especial ao professor Dr. Lucas Festugato pelo apoio e disponibilidade em ajudar sempre que precisei.

Ao professor Dr. Eduardo Pavan Korf pela ajuda e disponibilidade do laboratório para a realização dos ensaios de lixiviação, assim como pelo conhecimento transmitido e auxílio na interpretação dos resultados.

Às amigas que foram vínculos de suporte, amparo, empatia e escuta, a qualquer momento. Por todo cuidado, amor e sorrisos compartilhados.

Por fim, agradeço a CAPES e ao CNPq pelo fomento à esta pesquisa, assim como a todos os colegas do PPGEC que sempre estiveram dispostos a ajudar com as mais diversas questões e que contribuíram de alguma forma para a realização desta pesquisa.

“Aprendi a ser o máximo possível de mim mesmo”

*Nelson Rodrigues*

## RESUMO

BARRETO, A. B. S. **Estudo do encapsulamento de um solo contaminado com Cromo utilizando Cimento Portland. 2023.** Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

A presença de contaminantes inorgânicos em solos é uma problemática do ponto de vista ambiental devido ao alto risco de contaminação do meio ambiente. Para controlar tais contaminantes, utiliza-se com frequência a técnica de encapsulamento, cujo processo ocorre por meio de mistura entre o contaminante e um agente aglutinante. Essa mistura tem como objetivo reduzir a lixiviação do contaminante através de processos físicos e químicos e converter os contaminantes perigosos em rejeitos aceitáveis para disposição final ou para outros usos, em concordância com as normas vigentes. O modelo de dosagem racional porosidade/teor volumétrico de cimento ( $\eta/(C_{iv})^n$ ) vem se mostrando adequado para fins de dosagens solo-cimento, dado que considera o papel da compactação e da quantidade de cimento em um único índice. Entretanto, tal índice não foi relacionado a remediação de solos pela técnica de solidificação e estabilização. Nesse contexto, a presente pesquisa buscou analisar o comportamento das misturas contaminadas e cimentadas de solo residual de Arenito Botucatu para três valores do índice porosidade/teor volumétrico de cimento (i.e. 18, 20 e 23). O comportamento mecânico do material encapsulado foi analisado através dos ensaios de compressão simples, rigidez e durabilidade, e o comportamento físico-químico através dos ensaios de lixiviação e solubilização. Os resultados corroboraram a aplicabilidade do método  $\eta/(C_{iv})^n$ , visto que houve uma boa concordância entre o índice adotado e a resistência, rigidez inicial, durabilidade e lixiviação das misturas. As análises de lixiviação apresentaram diferentes níveis de eficiência, em que o método adaptado de lixiviação em monólito apresentou menores concentrações lixiviadas do que a NBR 10005. De modo geral, o encapsulamento ocorreu em todas as configurações de dosagens analisadas e o índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  mostrou-se adequado para avaliar o encapsulamento do Cromo.

**Palavras-chave:** *estabilização; solidificação; Cromo; índice porosidade/teor de cimento*

## ABSTRACT

BARRETO, A. B. S. **Study of encapsulation of chromium-contaminated soil using Portland cement. 2023.** Dissertation (Master in Civil Engineering) - Graduate Program in Civil Engineering, UFRGS, Porto Alegre.

Inorganic contaminants in soils are an environmental concern due to the high risk of environmental contamination. To control such contaminants, the encapsulation technique, which involves mixing the contaminant with a binding agent, is frequently used. The purpose of this mixture is to reduce the leaching of the contaminant through physical and chemical processes and convert hazardous contaminants into acceptable waste for final disposal or other uses - following current regulations. The rational dosage model of porosity/volumetric cement content ( $\eta/(Civ)^n$ ) has proven to be suitable for soil-cement dosages, as it considers the role of compaction and the amount of cement in a single index. However, this index has not been related to soil remediation using solidification and stabilization techniques. In this context, the present research aimed to analyze the behavior of contaminated and cemented mixtures of Botucatu residual soil for three values of the porosity/volumetric cement content index (18, 20, and 23). The mechanical behavior of the encapsulated material was analyzed through unconfined compression tests, initial shear modulus, and durability tests. The physical-chemical behavior was analyzed through leaching and solubilization tests. The results confirmed the applicability of the  $\eta/(Civ)^n$  method, as there was good agreement between the adopted index and the strength, initial stiffness, durability, and leaching behavior of the mixtures. The leaching analyses showed different levels of efficiency, where the adapted monolith leaching method proved to be more favorable than NBR 10005. Overall, encapsulation occurred in all analyzed dosage configurations, and the  $\eta/(Civ) 0.28$  index proved to be suitable for evaluating the encapsulation of Chromium.

**Keywords:** *stabilization; solidification; Chromium; porosity/cement index*

## LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 - Áreas contaminadas por tipo de contaminante cadastradas em São Paulo no ano de 2020 .....	16
Figura 2.2 - Movimento da pluma de contaminação por advecção e dispersão .....	22
Figura 2.3 - Diagrama de Pourbaix de especiação do Cromo .....	24
Figura 2.4 - (a) consumo dos componentes do cimento Portland, (b) produtos da hidratação.35	
Figura 2.5 - Influência do conteúdo de cimento e do peso específico na resistência à compressão simples.....	37
Figura 2.6 - Influência da porosidade na mistura solo-cimento .....	38
Figura 2.7 - Efeito do tempo de cura na resistência à compressão simples .....	39
Figura 2.8 – Incorporação de metais no cimento Portland.....	40
Figura 2.9 - Resultados de PMA em mistura de Areia de Osório e cimento Portland: (a) 3% cimento (b) 9% cimento .....	45
Figura 2.10 - Relação entre resistência à compressão não confinada e razão de volume de vazios/cimento de solo cimentado.....	49
Figura 2.11 - Relação entre resistência à compressão não confinada e índice $\eta/(C_{iv})$ .....	50
Figura 2.12 - Curva de dosagem obtida para solo residual de Arenito Botucatu em função da resistência à compressão não confinada e índice $\eta/(C_{iv})$ .....	51
Figura 2.13 - Curva de dosagem obtida para solo Areia de Osório em função da resistência à compressão não confinada e índice $\eta/(C_{iv})$ .....	51
Figura 2.14 - Normalização da resistência em função do índice $\eta/(C_{iv})$ para os solos estudados e os diferentes tempos de cura.....	52
Figura 2.15 - PMA em função do índice $\eta/(C_{iv})$ para Areia de Osório com cimento Portland	53
Figura 3.1 - Localização da formação Botucatu na Bacia do Paraná.....	55
Figura 3.2 – Distribuição granulométrica do Arenito Botucatu .....	56
Figura 3.3 - Curva de compactação do SRAB .....	57
Figura 3.4 – Difração de Raio-X Solo Residual de Arenito Botucatu .....	58
Figura 3.5 – SRAB submetido a análises MEV: (a) amostra não perturbada com Caulinita (Cau) e óxidos de Ferro (Fe) (MARTINS <i>et al.</i> , 2005); amostra remoldada (b) 600x (c) 2500x (d) 5000x .....	59
Figura 3.6 – Dicromato de Potássio .....	60
Figura 3.7 – Evolução da resistência do CPV comparado a outros tipos de cimentos.....	61
Figura 3.8 – Difratoograma do CPV-ARI .....	61
Figura 3.9 – Diagrama das etapas executadas na pesquisa.....	63
Figura 3.10 – Solo Residual de Arenito Botucatu em seu estado natural (a) e após a etapa de peneiramento (b).....	67
Figura 3.11 – Etapas da moldagem de corpos de prova: (a) molde tripartido (b) acondicionamento do solo no molde para compactação (c) cápsulas para medida de umidade (d) corpo de prova.....	70
Figura 3.12 – Corpo de prova sendo ensaiado na prensa de compressão simples .....	71
Figura 3.13 - Equipamento Pundit Lab Plus utilizado para medida de módulo cisalhante a pequenas deformações (www.proceq.com).....	73
Figura 3.14 – Execução do ensaio de rigidez inicial .....	73
Figura 3.15 – Etapas do ensaio de lixiviação: (a) preparação da amostra (b) agitação (c) vedação da amostra (d) (e) amostra em movimento no agitador rotatório (f) filtragem do lixiviado. ...	76
Figura 3.16 – Ensaio de Solubilização: (a) amostras no dia 1 (b) amostras no dia 7 (c) extrato solubilizado acondicionado. ....	77
Figura 4.1 – Resultados médios dos módulos cisalhantes iniciais .....	79

Figura 4.2 – Relação entre índice $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ e módulo cisalhante inicial para 7 e 28 dias de cura .....	80
Figura 4.3 – Relação entre índice $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ e módulo cisalhante inicial para 7 e 28 dias.....	81
Figura 4.4 – Módulo de cisalhamento inicial normalizado para ambos os tempos de cura .....	83
Figura 4.5 – Relação entre índice $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ e módulo cisalhante inicial para amostras curadas por 7 dias .....	84
Figura 4.6 – Médias das resistências à compressão simples .....	86
Figura 4.7 – Relação entre índice $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ e resistência à compressão simples para 7 e 28 dias de cura.....	87
Figura 4.8 – Relação entre índice $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ e resistência à compressão simples para 7 e 28 dias. ....	89
Figura 4.9 – Resistência à compressão simples normalizada para ambos os tempos de cura..	91
Figura 4.10 – Relação entre índice $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ e resistência à compressão simples para amostras curadas por 7 dias .....	92
Figura 4.11 – Módulo cisalhante inicial em função da resistência à compressão simples.....	94
Figura 4.12 – Perda de massa individual ao longo dos ciclos .....	95
Figura 4.13 – Perda de massa acumulada.....	96
Figura 4.14 – Relação entre índice $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ e perda de massa acumulada para 1, 3, 6, 9 e 12 ciclos.....	98
Figura 4.15 – Concentração de Cr total nos extratos lixiviados em função do $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ .....	101
Figura 4.16 – Concentração de Cromo total por ciclos de durabilidade .....	106
Figura 4.17 – Variação do pH por ciclos.....	107
Figura 4.18 – Comparativo da concentração de Cr lixiviada para diferentes métodos de lixiviação em função do $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ .....	113
Figura 4.19 – Concentração de Cr total nos extratos solubilizados em função do $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ .....	115
Figura 4.20 – Comparativo da concentração de Cr lixiviada e solubilizada para diferentes métodos em função do $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ .....	117

## LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Classificação dos resíduos sólidos conforme NBR 10004.....	17
Tabela 2.2 – Metais pesados, suas fontes e efeitos adversos sobre a saúde humana .....	18
Tabela 2.3 – Valores orientadores para substâncias químicas presentes em solos e águas subterrâneas conforme Decisão de Diretoria 045/2014/E/C/I da CETESB (2014) e Resolução CONAMA nº 420 (2009) .....	26
Tabela 2.4 – Compatibilidade entre tipo de resíduos e agentes aglomerantes para uso na aplicação da técnica E/S .....	31
Tabela 2.5 – Principais compostos do cimento Portland.....	32
Tabela 2.6 – Parâmetros para análise de materiais E/S .....	43
Tabela 3.1 – Propriedades físicas do Arenito Botucatu.....	56
Tabela 3.2 – Espectrometria de Fluorescência de Raios-X do Solo Residual de Arenito Botucatu.....	58
Tabela 3.3 – Programa experimental aplicado no presente estudo.....	63
Tabela 3.4 – Especificações dos pontos de moldagem para os corpos de prova.....	65
Tabela 4.1 – Tratamentos para os ensaios de compressão simples e módulo cisalhante inicial..	78
Tabela 4.2 – Comparação múltipla das médias pelo Método de Tukey .....	85
Tabela 4.3 – Comparação múltipla das médias pelo Método de Tukey .....	93
Tabela 4.4 – Perda de massa individual média.....	95
Tabela 4.5 – Perda de massa acumulada ao longo dos ciclos.....	97
Tabela 4.6 – Composição química dos extratos lixiviados ( $\text{mg.L}^{-1}$ ).....	104
Tabela 4.7 – Concentração de metais nos extratos lixiviados de monólito para $\eta/(Civ)^{0,28} = 23$ , CPV-ARI: 5% e $\gamma_d$ : 17,96 $\text{kN/m}^3$ ( $\text{mg.L}^{-1}$ ).....	108
Tabela 4.8 – Concentração de metais dos extratos lixiviados de monólito para $\eta/(Civ)^{0,28} = 20$ , CPV-ARI: 10% e $\gamma_d$ : 17,96 $\text{kN/m}^3$ ( $\text{mg.L}^{-1}$ ).....	109
Tabela 4.9 – Concentração de metais dos extratos lixiviados de monólito para $\eta/(Civ)^{0,28} = 20$ , CPV-ARI: 15% e $\gamma_d$ : 17,28 $\text{kN/m}^3$ ( $\text{mg.L}^{-1}$ ).....	109
Tabela 4.10 – Concentração de metais dos extratos lixiviados de monólito para $\eta/(Civ)^{0,28} = 20$ , CPV-ARI: 20% e $\gamma_d$ : 16,80 $\text{kN/m}^3$ ( $\text{mg.L}^{-1}$ ).....	110
Tabela 4.11 – Concentração de metais dos extratos lixiviados de monólito para $\eta/(Civ)^{0,28} = 18$ , CPV-ARI: 17,5% e $\gamma_d$ : 17,96 $\text{kN/m}^3$ ( $\text{mg.L}^{-1}$ ).....	110
Tabela 4.12 – Comparativo dos extratos lixiviados advindos de diferentes métodos de lixiviação ( $\text{mg.L}^{-1}$ ).....	112
Tabela 4.13 – Composição química dos extratos solubilizados ( $\text{mg.L}^{-1}$ ).....	118

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABCP	Associação Brasileira do Cimento Portland
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANOVA	Análise de Variância
ASTM	<i>American Society for Testing and Materials</i>
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
DRX	Difratometria de Raios X
FRX	Espectrometria de Fluorescência de Raios X
ICP-OES	Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Acoplado Indutivamente
IP	Índice de Plasticidade
LEGG	Laboratório de Engenharia Geotécnica e Geotecnologia Ambiental
LL	Limite de Liquidez
LP	Limite de Plasticidade
MEV	Microscopia Eletrônica de Varredura
NBR	Norma Brasileira
PMA	Perda de Massa Acumulada
PMI	Perda de Massa Individual
RCS	Resistência à Compressão Simples
SRAB	Solo Residual de Arenito Botucatu
SUCS	Sistema Unificado de Classificação de Solos
UFRGS	Universidade Federal do Rio Grande do Sul
USACE	<i>United States Army Corps of Enginners</i>
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>

## LISTA DE SÍMBOLOS

$\text{Al}_2\text{O}_3$	Óxido de alumínio
$\text{C}_3\text{A}$	Aluminato tricálcico
$\text{C}_4\text{AF}$	Ferroaluminato tetracálcico
$\text{C}_3\text{S}$	Silicato tricálcico
$\text{C}_2\text{S}$	Silicato dicálcico
Ca	Cálcio
C-A-H	Aluminatos de Cálcio Hidratados
Ca (OH) $_2$	Hidróxido de cálcio
$\text{C}_{\text{iv}}$	Teor volumétrico de cimento
Cr	Cromo
Cr (III)	Cromo trivalente
Cr (VI)	Cromo hexavalente
C-S-H	Silicato Hidratado de Cálcio
Fe	Ferro
$\text{Fe}_2\text{O}_3$	Óxido de ferro
$\text{g/cm}^3$	Grama por centímetro cúbico
$G_0$	Módulo cisalhante inicial
k	Condutividade hidráulica
$\text{K}_2\text{O}$	Óxido de Potássio
$\text{kN/m}^3$	Quilo Newton por metro cúbico
KPa	Quilo pascal
m/s	Metros por segundo
MgO	Óxido de Magnésio
mm	Milímetros
$\text{Mn}_2\text{O}_3$	Óxido de Manganês
Mpa	Mega pascal
$\text{Na}_2\text{O}$	Óxido de Sódio
$\text{OH}^-$	Íons hidroxila
$q_u$	Resistência à compressão simples
$R^2$	Coefficiente de determinação
$\text{SiO}_2$	Dióxido de silício

TiO <sub>2</sub>	Dióxido de titânio
t <sub>p</sub>	Onda de compressão
t <sub>s</sub>	Onda de Cisalhante
°C	Graus celsius
μm	Micrômetro
γ <sub>d</sub>	Peso unitário seco
η	Porosidade
η/(C <sub>iv</sub> )	Relação porosidade e teor volumétrico de cimento

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>10</b>
1.1	PROBLEMAS E RELEVÂNCIA DA PESQUISA .....	10
1.2	OBJETIVOS .....	12
1.2.1	Objetivo Geral.....	12
1.2.2	Objetivos Específicos.....	12
1.3	DEFINIÇÕES BÁSICAS .....	13
1.4	ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO.....	14
<b>2</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>15</b>
2.1	CONSIDERAÇÕES INICIAIS .....	15
2.2	CONTAMINAÇÃO DO SOLO .....	15
2.3	CLASSIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS GERADOS.....	17
2.3.1	Os Metais Pesados .....	18
2.3.2	Cromo.....	19
2.3.2.1	Advecção e Dispersão .....	22
2.3.2.2	Sorção .....	23
2.3.2.3	Precipitação e Dissolução.....	23
2.3.2.4	Potencial Redox.....	23
2.3.3	Valores Orientadores.....	24
2.4	REMEDIAÇÃO ATRAVÉS DA SOLIDIFICAÇÃO E ESTABILIZAÇÃO .....	26
2.4.1	Processos Envolvidos na E/S.....	29
2.4.2	Vantagens e Desvantagens do Emprego da Técnica E/S.....	30
2.5	MATERIAIS CIMENTANTES.....	30
2.5.1	Cimento Portland .....	31
2.5.1.1	Hidratação do cimento Portland .....	34
2.5.1.2	Fatores que afetam o comportamento solo-cimento.....	36
2.5.1.3	Cimento Portland na E/S .....	39
2.6	COMPORTAMENTO MECÂNICO E FÍSICO-QUÍMICO DOS SOLOS SUBMETIDOS À TÉCNICA E/S .....	42
2.6.1	Resistência à Compressão Simples.....	42
2.6.2	Durabilidade.....	43
2.6.3	Lixiviação e Solubilização .....	45
2.7	ÍNDICE POROSIDADE E TEOR VOLUMÉTRICO DO AGENTE CIMENTANTE.....	48
<b>3</b>	<b>PROGRAMA EXPERIMENTAL.....</b>	<b>54</b>
3.1	MATERIAIS.....	54
3.1.1	Solo Residual de Arenito Botucatu.....	54
3.1.2	Cromo.....	60
3.1.3	Cimento Portland V-ARI .....	60
3.1.4	Água .....	62
3.2	METODOLOGIA DE PESQUISA.....	62
3.2.1	Fatores Investigados.....	64
3.2.2	Procedimentos Experimentais.....	66

3.2.2.1	Preparação de Amostras .....	67
3.2.2.2	Caracterização Física.....	67
3.2.2.3	Difratometria de Raios X (DRX) .....	68
3.2.2.4	Espectrometria de Fluorescência de Raios X (FRX).....	68
3.2.2.5	Determinação do pH.....	69
3.2.2.6	Resistência à compressão simples (RCS).....	69
3.2.2.7	Rigidez inicial.....	72
3.2.2.8	Durabilidade .....	73
3.2.2.9	Ensaio de Lixiviação .....	75
3.2.2.10	Ensaio de Solubilização.....	76
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>78</b>
4.1	RIGIDEZ INICIAL.....	78
4.1.1	Análise Estatística.....	84
4.2	RESISTÊNCIA À COMPRESSÃO SIMPLES.....	86
4.2.1	Análise Estatística.....	92
4.2.2	Relação $G_o/q_u$ .....	93
4.3	DURABILIDADE .....	95
4.4	LIXIVIAÇÃO E SOLUBILIZAÇÃO DE METAIS .....	100
4.4.1	Lixiviação Estática – NBR 10005.....	100
4.4.2	Lixiviação em Monólito.....	105
4.4.3	Comparativo entre Métodos De Lixiviação.....	111
4.4.4	Solubilização – NBR 10006.....	115
<b>5</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>119</b>
5.1	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	122
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>124</b>

# 1 INTRODUÇÃO

## 1.1 PROBLEMAS E RELEVÂNCIA DA PESQUISA

O meio ambiente vem sofrendo com as ações antrópicas nas últimas décadas, resultando em solos contaminados por inúmeras fontes, como metais pesados, hidrocarbonetos de petróleo, agrotóxicos, produtos industriais tóxicos, entre outros (CUNNINGHAM *et al.*, 1996). Conforme CETESB (2001), o solo era considerado um receptor ilimitado de fontes de poluição, por possuir poder tampão e potencial de autodepuração. No entanto, somente a partir da década de 1970 é que se tomou conhecimento das limitações do solo quanto ao seu potencial de recuperação, o que motivou o surgimento de ações para recuperação e proteção.

De acordo com CETESB (2021), área contaminada é uma área em que uma fonte de poluição está ou esteve presente e contém quantidade ou concentração de substâncias em pelo menos um compartimento do ambiente (solo, sedimentos, rochas, construções, águas subterrâneas, ar e organismos) capaz de causar danos aos bens a serem protegidos. Ainda, uma área é considerada degradada quando sofre processos de alteração das propriedades físicas e químicas (CETESB, 2001). Os solos e águas que sofrem dos malefícios acima citados devem ser submetidos a processos de remediação de áreas contaminadas. Tal processo se dá através da aplicação de uma ou mais técnicas objetivando a contenção ou remoção dos poluentes, possibilitando assim novos usos para as áreas remediadas.

Após a ocorrência de alguns acidentes ambientais como “Love Canal” nos Estados Unidos e “Ville la Salle” no Canadá, houve um despertar em relação aos problemas causados pela disposição inadequada de resíduos a nível global. Dessa forma, iniciou-se a criação de políticas ambientais (BEAULIEU, 1998), podendo citar como exemplo, a nível nacional, a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), Lei 6.938/81, a qual estabelece instrumentos como planejamento ambiental e a responsabilização por casos de poluição. A PNMA determina também a recuperação de áreas degradadas e a obrigação ao poluidor de recuperar/indenizar os danos causados (BRASIL, 1981).

O processo de industrialização trouxe para o Brasil problemas ambientais relacionados ao gerenciamento de resíduos industriais. A má gestão, bem como a disposição inadequada desses

resíduos, causou contaminação de águas subterrâneas e do solo. Como consequência, tem-se impactos negativos relacionados ao abastecimento de água e restrições quanto ao uso do solo, o que acaba por limitar o desenvolvimento socioeconômico de certos locais (CETESB, 2001; PIMENTEL *et al.*, 2018). Devido à falta de ações adequadas e a correta execução das políticas ambientais, o gerenciamento errôneo de resíduos ocorreu por muitos anos no Brasil. No entanto, o tema tem ganhado mais atenção, com consequente aumento nas restrições ao uso do solo e disposição desses resíduos, bem como a obrigação de encontrar métodos de disposição mais seguros e eficientes (OLIVEIRA, 2003). Conforme CETESB (2020), no ano de 2020 obteve-se, das áreas registradas no estado de São Paulo, um percentual de 51% de áreas que passaram a ser classificadas como “aptas para uso”, não sendo mais consideradas contaminadas, resultado esse obtido através da aplicação de técnicas de remediação de solos.

Assim, em virtude dos problemas causados pela inadequada disposição de resíduos industriais, faz-se necessário a aplicação de técnicas de remediação em solos contaminados. Manzini *et al.* (2011) citaram algumas metodologias como a fitorremediação, que utiliza plantas para estabilizar metais e a eletrocinética, utilizada para metais pesados e compostos orgânicos. Os autores apontam também o método de técnica do plasma, baseado no superaquecimento do solo e vitrificação dos compostos inorgânicos, método de lavagem do solo, entre outros. Outra opção de remediação é a estabilização e solidificação (E/S) dos contaminantes mediante o processo de encapsulamento de contaminantes em uma matriz estrutural. Nessa técnica, os poluentes sólidos ou líquidos são transformados em sólidos menos poluentes, ou não poluentes (SHI; SPENCE, 2005) por meio da utilização de agentes cimentantes.

O objetivo inicial da técnica E/S consistia na solidificação dos resíduos líquidos para facilitar o transporte e disposição final destes. Contudo, esse processo foi otimizado e teve sua abrangência ampliada por estudos que se iniciaram na década de 1970. Nesse contexto, diversos aglomerantes foram estudados para aplicação na técnica E/S, dentre eles o cimento, silicato de cálcio, cal e cinza volante, sendo o intuito sempre a restrição física e/ou química do contaminante através das alterações das propriedades físico-químicas do solo (BARTH, 1990; CATALAN; MERLIÈRE; CHEZICK, 2002).

A técnica E/S permite que o resíduo tratado adquira melhores características de manuseio, impulsionando assim o uso desse método para tratamento de resíduos industriais, já que é aplicável tanto para substâncias orgânicas quanto inorgânicas (CONNER; HOEFFNER, 1998; ESTABRAGH *et al.*, 2018). Nesse sentido, a remediação de locais contaminados por metais

pesados, resíduos perigosos, radioativos e mistos pode ser realizada através da técnica E/S de maneira satisfatória (MULLIGAN *et al.*, 2001; SHI; SPENCE, 2004).

Após a aplicação do método E/S, se faz necessário a verificação da eficácia da técnica aplicada através de análises mecânicas e químicas. As análises mecânicas são compostas por ensaios de compactação, resistência à compressão simples (RCS), condutividade hidráulica, durabilidade, dentre outros. Já os ensaios de lixiviação e extração química compõem as análises químicas, as quais são realizadas através de leituras dos lixiviados resultantes dos ensaios (USACE, 1995; SHI; SPENCE, 2005).

Tal método de remediação já foi estudado por diversos autores (e.g., SHAWABKEH, 2005; RAMOS *et al.*, 2009; FRANCO *et al.*, 2011; SOBIECKA *et al.*, 2014; VARELA *et al.*, 2015). Entretanto, ainda há uma lacuna a ser preenchida na literatura, visto que não há estudos específicos da aplicação da metodologia de dosagem racional na técnica E/S. Baseado nesse contexto, a presente pesquisa pretende ampliar o conhecimento acerca do fator  $\eta/(C_{iv})$ , por meio do balanço entre teor adequado de agente cimentante e parâmetros de compactação ou densidade de projeto, aplicando a sua definição na análise da remediação de solos por estabilização e solidificação. Ressalta-se ainda que para a técnica E/S ainda não foi proposta nenhuma metodologia de dosagem racional baseada nos parâmetros citados, os quais são fundamentais para o controle do encapsulamento dos contaminantes na massa de solo tratado.

## 1.2 OBJETIVOS

### 1.2.1 Objetivo geral

Esta pesquisa tem por objetivo geral estabelecer relações entre o método de dosagem para solos artificialmente cimentados baseado no índice porosidade/teor volumétrico de agente cimentante ( $\eta/C_{(iv)}$ ) e a técnica de E/S. Tais relações serão determinadas a partir da análise de diferentes teores de agente cimentante e de porosidade por meio de distintas condições de moldagem para o encapsulamento do Cromo.

### 1.2.2 Objetivos específicos

Os objetivos específicos desta pesquisa são:

- Determinar a resistência à compressão simples, o módulo cisalhante inicial e a durabilidade das misturas;
- Estabelecer a correlação entre teor volumétrico de cimento/porosidade e as variáveis resposta do comportamento mecânico;
- Avaliar a lixiviação e solubilização do Cromo nas misturas de solo – contaminante – agente cimentante, por métodos distintos;
- Averiguar as possíveis relações entre os fatores resposta do comportamento físico-químico e o índice porosidade/ teor volumétrico de agente cimentante.

### 1.3 DEFINIÇÕES BÁSICAS

Para uma melhor compreensão do trabalho, apresentam-se alguns conceitos e definições básicas:

- Estabilização: importa reduzir quimicamente os riscos potenciais dos poluentes, convertendo-os em uma forma menos solúvel, móvel ou tóxica. As propriedades físicas e as características de manuseio dos resíduos nem sempre mudam nesta fase (USEPA, 1999);
- Solidificação: refere-se ao encapsulamento de resíduos, formando um material sólido a partir de reações química entre o resíduo e o agente de cura ou através de um processo mecânico (USEPA, 1999);
- Encapsulamento: também chamado de estabilização/solidificação, é o processo de adição de um agente cimentante tornando o contaminante menos solúvel, no qual as partículas são envolvidas pelo agente cimentante (SHI; SPENCE, 2005). Desta forma, o termo encapsulamento e estabilização/solidificação são sinônimos neste trabalho;
- Lixiviação: capacidade de transferência de substâncias orgânicas e inorgânicas presentes no resíduo sólido, por meio de dissolução no meio extrator (ABNT, 2004a);

## 1.4 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

O presente trabalho encontra-se dividido em cinco capítulos, conforme as etapas da pesquisa realizada. O Capítulo 1 conta com a introdução, em que constam o problema e relevância da pesquisa, seus objetivos e alguns conceitos básicos. Após, é apresentado o Capítulo 2, com a revisão da literatura dos assuntos abrangidos pela presente pesquisa.

No Capítulo 3, o programa experimental é exposto de forma detalhada com a descrição dos materiais utilizados e métodos de ensaios. O Capítulo 4 consiste na apresentação, análise e discussão dos resultados obtidos no programa experimental executado. As principais conclusões obtidas serão expostas no Capítulo 5, com sugestões para futuras pesquisas.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS

A remediação de solos contaminados pode ser realizada por meio de diferentes técnicas, entre elas a E/S, a qual é realizada através da adição reagentes orgânicos ou inorgânicos ao solo (USACE, 1995). Desta forma, no transcorrer deste capítulo, é apresentada a revisão de literatura acerca da técnica de remediação E/S, suas definições e aspectos gerais. São relatados também os detalhes relevantes a respeito do resíduo a ser estudado. Posteriormente, é desenvolvida uma breve revisão bibliográfica acerca do material cimentante estudado, sendo ele o cimento Portland.

Ainda neste item, é feita uma abordagem sobre o comportamento dos solos contaminados submetidos a técnica de encapsulamento. Após, um breve embasamento teórico a respeito do índice de porosidade/teor volumétrico de agente cimentante.

### 2.2 CONTAMINAÇÃO DO SOLO

De maneira geral, o solo é um sistema trifásico que não pode ser considerado como uma matriz inerte e passiva e, sim, um composto complexo no qual podem ocorrer diversos processos físicos, químicos e biológicos (TORRES, 2014). Tais processos são continuamente afetados por fatores bióticos e abióticos sendo influenciados, portanto, pela presença de contaminantes orgânicos, inorgânicos e tóxicos. Essa última categoria de poluição cresceu consideravelmente no último século, como resultado da intensificação das atividades industriais. Assim, há uma maior quantidade de metais tóxicos dispostos no meio ambiente, o que implica situações de risco para a natureza em todas as suas formas, assim como para a vida humana (REGINATTO, 2017; CECCHIN, 2018).

O poder de atenuação do solo, segundo Cecchin (2018), consegue limitar a movimentação da pluma de contaminação. Contudo, quando essa capacidade é saturada, a contaminação pode vir a se espalhar por uma área maior. Tal fato pode causar a contaminação de águas subterrâneas, visto que a pluma poderá ultrapassar a zona vadosa e alcançar o lençol freático, sendo os impactos amplificados a medida em que o movimento da água impulsiona o movimento da

contaminação. Além da atenuação natural, tem-se as trocas iônicas que ocorrem entre solo e contaminante. A capacidade de troca catiônica (CTC) pode indicar quantitativamente o número de cátions passíveis de retenção junto à superfície das partículas. A CTC é influenciada pela natureza/tipo do solo, bem como pelo pH do meio (PICARELLI, 2003).

Em busca de uma solução para controle de contaminantes no solo em nível nacional, o Conselho Nacional de Meio Ambiente criou a Resolução CONAMA n.º 420, de 28 de dezembro de 2009 (BRASIL, 2009). Essa resolução propõe diretrizes para gerenciamento ambiental de áreas contaminadas e estabelece limites máximos permitidos para determinados contaminantes. Sendo pioneira no assunto de qualidade do solo e importante aliada na busca por um uso mais sustentável e responsável do solo.

Em relação ao controle de áreas contaminadas, o Brasil possui escassez de informações. Apenas o estado de São Paulo possui dados mais gerenciados por meio da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Nesse contexto, houve o cadastro de 6.434 novas áreas cadastradas pela CETESB no ano de 2020, sendo 1.294 resultado da contaminação por atividades industriais, conforme expresso na Figura 2.1 (CETESB, 2020).

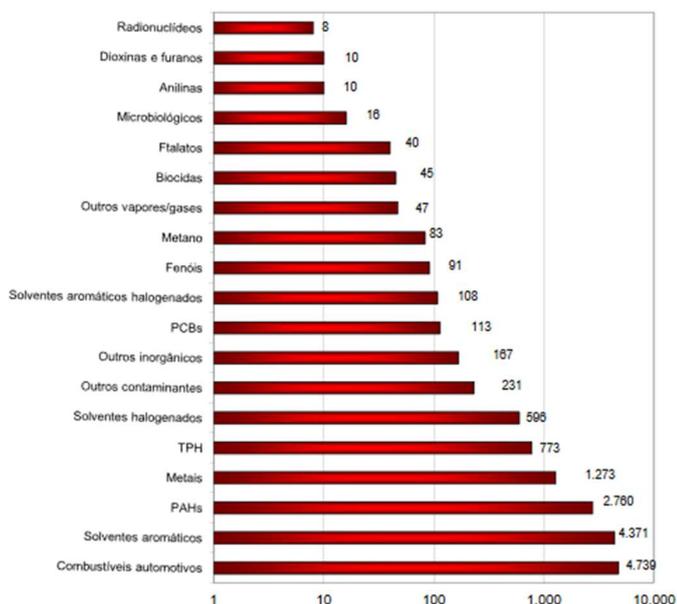


Figura 2.1 - Áreas contaminadas por tipo de contaminante cadastradas em São Paulo no ano de 2020 (CETESB, 2020)

## 2.3 CLASSIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS GERADOS

A produção de resíduos sólidos ocorre em praticamente todas as atividades humanas, sendo que esses podem ser gerados nos estados sólido, líquido e gasoso. A geração dos resíduos industriais vem dos mais variados setores, como metalúrgico, químico, petroquímico e alimentício. Os riscos associados a tais resíduos se devem à sua variada constituição, visto que podem conter produtos químicos, metais e solventes (SALADO; SICHIERI, 2016).

A ação de descartar incorretamente resíduos perigosos pode resultar em graves danos ambientais, uma vez que tais produtos não são biodegradáveis, ou seja, os ciclos naturais do meio ambiente serão alterados quando na presença desses (SALADO; SICHIERI, 2016). Para definir os parâmetros e padrões de tratamento dos resíduos, tanto perigosos quanto não perigosos, o Brasil conta com a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) através da NBR 10.004, a qual classifica os resíduos sólidos quanto aos seus riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública (ABNT, 2004a). A NBR 10.004 identifica também processos e atividades geradoras de resíduos sólidos, suas características, componentes e níveis de periculosidade. Desta forma, os resíduos sólidos são classificados em três classes, conforme Tabela 2.1.

Tabela 2.1 – Classificação dos resíduos sólidos conforme NBR 10004

<b>Tipo</b>	<b>Características</b>
Classe I: Perigosos	Resíduos que apresentam risco à saúde pública, provocando ou acentuando um aumento de mortalidade ou incidência de doenças, risco ao meio ambiente, quando o resíduo é manuseado ou destinado de forma inadequada. Possuem uma ou mais das seguintes propriedades: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade.
Classe II A: não perigoso e não inertes	Resíduos que não se enquadram na classe I ou na classe II-B. Podem ter propriedades como combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água.
Classe II B: não perigoso e inertes	Resíduos que não têm nenhum dos seus constituintes solubilizados em concentrações superiores aos padrões de potabilidade de águas.

(Fonte: adaptado ABNT, 2004a)

Recorrendo à classificação apresentada, quando um resíduo é classificado como sendo de Classe I, por oferecer risco à saúde e ao meio ambiente, não pode ser incorporado a outros produtos e deve receber tratamento especial e adequado. Já o resíduo de Classe II-A pode ser incorporado a outros produtos com algumas restrições, conforme características e grau de contaminantes que apresente. Por fim, os resíduos Classe II-B poderão ser incorporados a outros produtos sem restrições (SALADO; SICHIERI, 2016).

### 2.3.1 Os Metais Pesados

A contaminação do meio ambiente por metais pesados pode ser resultado de ações antrópicas, como atividades industriais e agroindustriais, mineração, fundição, entre outros. Esses resíduos possuem uma intensa reatividade química e por regra se apresentam em concentrações muito baixas associados a outros elementos químicos (PASCALICCHIO, 2002; SILVA *et al.*, 2014). Segundo Nascentes (2006), os metais pesados possuem uma maior mobilidade em solos arenosos com baixa capacidade de troca catiônica (CTC) e baixo teor de matéria orgânica.

Quando absorvidos pelo corpo humano, os metais pesados se depositam nos tecidos ósseos e gordurosos, deslocando minerais dos ossos e músculos para a corrente sanguínea, podendo provocar inúmeras doenças (BEZERRA, 2009). A contaminação por metais pesados acontece pelo consumo habitual de água e alimentos contaminados e ocorre devido à bioacumulação em organismos e a biomagnificação na cadeia alimentar (CHAVES, 2008). Apesar disso, vários metais pesados como Cromo, Zinco e Cobre são microelementos essenciais ao metabolismo humano. Porém, a ausência ou excesso desses pode resultar em problemas de saúde e até mesmo levar a morte. (CECCHIN, 2018). A Tabela 2.2 apresenta alguns exemplos de metais pesados, suas fontes e riscos à saúde.

Tabela 2.2 – Metais pesados, suas fontes e efeitos adversos sobre a saúde humana

<b>Metais</b>	<b>Origem</b>	<b>Efeitos sobre a saúde</b>	<b>Autor</b>
Alumínio	Produção de artefatos de alumínio; serralheria; soldagem de medicamentos (antiácidos); tratamento de água.	Encefalopatia, distúrbios psicomotores, danos no tecido ósseo e anemia hipocrômica	Silva, 2020
Cádmio	Soldas; tabaco; baterias e pilhas.	Alterações neurológicas, cardiovasculares e reprodutivas; disfunção renal; câncer	Santos e Almeida, 2020
Chumbo	Fabricação e reciclagem de baterias de automóveis; indústria de tintas; pintura em cerâmica; soldagem.	Encefalopatia; paralisia do sistema nervoso; anemia; doença renal; problemas cardiovasculares.	Moreira e Moreira, 2004
Cromo	Indústrias de corantes, esmaltes, tintas, ligas com aço e níquel; cromagem de metais.	Rinites, broncoespasmos e pneumonia; irritação da pele; carcinoma broncogênico entre outros cânceres	Muniz e Oliveira-Filho, 2006
Mercúrio	Moldes industriais; indústrias de cloro-soda; garimpo de ouro; lâmpadas fluorescentes.	Irritabilidade, perda da memória, insônia, tremor e gengivites; parestesia, redução do campo visual, dificuldade auditiva e ataxia.	Muniz e Oliveira-Filho, 2006

### 2.3.2 Cromo

O elemento Cromo (Cr) foi descoberto por Peter Simon Pallas, em 1765. No ano de 1797, o químico Louis Nicholas Vauquelin isolou o elemento a partir do tratamento da Crocoíta ( $\text{PbCrO}_4$ ) com ácido clorídrico. Primeiramente se utilizou o Cromo na forma de Dicromato de Potássio ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ) para pigmentar tecidos e o ácido crômico para curtimento de couro. Com a Revolução Industrial e a Primeira Guerra Mundial, o Cr passou a ser utilizado para acabamento de metais, fabricação de ligas metálicas e aplicações diversas na fabricação de automóveis e eletrodomésticos (ZELICOOFF, 1998; BASEGIO, 2004).

Em conformidade com Stanin e Pirnie (2004), as contaminações causadas pelo Cr podem originar-se de variados mecanismos. De maneira indireta, pode haver depósito de sedimentos via deposição atmosférica. Porém, estima-se que a maior fonte de contaminação são as perdas líquidas contendo Cromo e subprodutos do cromato ( $\text{Cr}_2\text{O}_4^{2-}$ ) resultantes de processos industriais. Por possuir alta resistência a oxidação, esse metal é utilizado na indústria química como galvanoplastia, corante e tintas e curtimento de couros e fabricação de ligas metálicas, entre outros processos industriais.

Em relação aos setores industriais, o Brasil é um grande produtor e exportador de couro, contando atualmente com 244 curtumes legalizados, e mais de 700 empresas ligadas a cadeia do couro. Isso gerou, no ano de 2019, uma receita de 1,1 bilhões de dólares e mais de 30 mil empregos. Como destaque a nível nacional, o Rio Grande do Sul conta com cerca de 30% da produção nacional (CICB, 2022). No entanto, a indústria coureira gera passivos ambientais na forma de resíduos sólidos, os quais em sua maioria (mais de 50%) são classificados como perigosos. Esses resíduos são resultantes de diferentes etapas do processo, como a etapa de finalização do produto com resíduos de pó de lixadeira, farelos de rebaixadeira e aparas de couro, assim como os resíduos provenientes da decantação das Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs) (CETESB, 2015).

O Cromo é o sétimo metal mais abundante do planeta Terra, e faz parte do Grupo VIB da tabela periódica, classificado como um metal de transição com número atômico 24 e massa atômica 51,996. Não possui odor e é muito resistente a corrosão, ocorrendo na natureza em diversos estados de oxidação, sendo os estados mais comuns os de valência +3 e +6 devido à maior estabilidade que possuem. O Cromo na valência +3 (Cr III) é relativamente estável, pouco móvel e solúvel em água, sendo a fração solúvel facilmente adsorvida pelo solo. Apresenta

baixa toxicidade se ingerido pelo ser humano, visto que é um nutriente essencial para o metabolismo. Já o Cromo<sup>+6</sup> (Cr VI), apresenta instabilidade em solos, maior solubilidade em água e facilidade de mobilização em qualquer pH, o qual para ser precipitado deve ser reduzido a Cr<sup>+3</sup>. As concentrações de Cromo total nos solos encontram-se na faixa de 5 a 1.000 mg/kg, com teor médio de 50 mg/kg (ALMODOVAR, 2000; PICARELLI, 2003; REGINATTO, 2017).

Conforme Reginatto (2017), o óxido do Cr (VI) possui caráter ácido e dele deriva o ácido crômico ( $H_2CrO_4$ ), o qual é conhecido apenas em solução. Do ácido crômico, através da condensação e eliminação da água, originam-se os ácidos policrômicos: ácidos dicrômico ( $H_2Cr_2O_7$ ), ácido tricrômico ( $H_2Cr_3O_{10}$ ) e ácido tetracrômico ( $H_2Cr_4O_{13}$ ). Quando em solução ácida, o Cr (VI) apresenta alta capacidade de redução, sendo instável na presença de doadores de elétrons como, por exemplo, matéria orgânica, Fe (II) e compostos inorgânicos, agindo como um forte agente oxidante, tendendo a ser dissolvido (KULAKOWSKI *et al.*, 2016).

A transformação de Cromo hexavalente em trivalente ocorre de maneira natural no meio devido à menor estabilidade do Cr (VI) (FRANCO, 2008; REGINATTO, 2017). A principal fonte do Cr (III) é o mineral cromita, visto que o Cromo em forma metálica não ocorre na natureza. Já o Cr (VI) é originado de subprodutos de óxidos de Cromo e atividades industriais (ROSA *et al.*, 2002; MATOS; NÓBREGA, 2009). De acordo com Stanin e Pirnie (2004), o Cr (III) e (VI) possuem diferentes características físico-químicas, estados de oxidação, níveis de mobilidade e toxicidade, comportamento químico, bioquímico e de biodisponibilidade.

O Cr (VI) é considerado tóxico por possuir algumas características como alto poder oxidante, irritabilidade, penetração em tecidos humanos, tendo uma toxicidade cerca de 100 vezes maior que o Cr (III). Em contrapartida, os compostos de Cr (III) não são considerados tóxicos, pois não são irritantes e possuem baixa solubilidade e mobilidade, além de ser considerado um elemento traço essencial para o metabolismo de diferentes seres vivos (PROCTOR, 1997; BASEGIO, 2004; SAHA; NANDI; SAHA, 2011).

Em relação aos danos à saúde, o Cr (VI) é tóxico para seres vivos devido à difusão de compostos através das membranas celulares, em que o Cr (VI) é reduzido a Cr (III), contando com o Cr (IV) e Cr (V) como intermediários de reação. Esses intermediários podem associar-se à fosfatos do DNA e causar danos às moléculas. (COTTON; WILKINSON, 1999). Tais danos podem estar relacionados a ocorrência de câncer de pulmão, ulceração nasal, irritação dérmica aguda,

reações de hipersensibilidade, dermatites de contato, entre outros (ZELICCOOF, 1998; SHRIVASTAVA, 2002).

Outro fato importante acerca do elemento Cromo é a sua sensibilidade em relação ao pH, o qual é um fator crítico no estado de valência. Quando no processo de redução de Cr (VI) para Cr (III), o decréscimo do pH causa aumento da redução. Em contrapartida, quando no processo de oxidação, o Cr (III) é mais facilmente oxidado em pH mais alto, sendo um processo bastante limitado. Além disso, com o aumento do pH, a adsorção do Cr (VI) diminui e a do Cr(III) aumenta (ROSA *et al.*, 2002). No meio ambiente, o estado do Cromo é afetado pelo potencial redox (*Eh*), podendo ser condições redutoras ou oxidantes, e pelo pH, sendo condições ácidas ou alcalinas. Via de regra, o Cr (III) predomina em condições redutoras e alcalinas, e o Cr (VI) em condições oxidantes e ácidas (STANIN; PIRNIE, 2004).

A remediação do elemento Cromo já foi estudada através da aplicação de variadas técnicas. Basegio (2004) utilizou cinza de incineração de curtimento de couro contaminadas com Cromo na fabricação de corpos cerâmicos vitrificados. A autora formulou massas cerâmicas com adição de óxidos, cinza e vidro sodo-cálcico. Essas massas foram submetidas a prensagem uniaxial e queimadas em altas temperaturas, variando de 750 a 1000 °C. Os resultados mostraram que é possível imobilizar o Cromo. Em altas temperaturas, as respostas foram melhores, visto que nesta situação a porosidade é menor devido à formação da fase vítrea, diminuindo assim a lixiviabilidade do contaminante.

A redução química do Cr (VI) foi investigada por Franco (2008) através da aplicação de agentes redutores, sendo que os mais promissores foram as espécies de Fe (II) e FZVcol (nanopartículas estabilizadas com carboximetilcelulose). As aplicações estudadas resultaram em uma conversão redox maior que 98%, assim como a imobilização do Cr (VI) remanescente.

Uma análise de rizorremediação através do uso de bactérias biorremediadoras foi realizada por Cunha (2021). A autora obteve como melhor resultado a espécie bacteriana *Exiguobacterium acetylicum*, a qual foi testada em diferentes pHs, concentrações de Cromo, temperaturas e curvas de crescimento, apresentando melhor viabilidade e biorremocção do Cr (III). Testou-se também a capacidade de remoção de Cr (VI), com resultados de remoção de aproximadamente 100%.

Algumas reações químicas podem ocorrer com o Cromo, como reações redox, precipitação/dissolução e os processos sorção, advecção e dispersão as quais são governadas

pela solubilidade dos compostos envolvidos, sendo esta característica variável conforme a valência do Cromo (SHI; SPENCE, 2005; FRANCO, 2008). Delgado (2002) sustenta que os fenômenos que envolvem o transporte, destino e transformação de contaminantes são de complexo entendimento. Os processos de transporte físicos dizem respeito ao movimento dos contaminantes pelo meio poroso, já os químicos estão relacionados a interação solo-contaminante.

De acordo com Kulakowski *et al.* (2016), diversos processos governam a migração de contaminantes em meios porosos. Desta forma, percebe-se a importância da compreensão dos mecanismos físicos e químicos envolvidos no transporte, estado de oxidação e concentrações das espécies de Cromo.

### 2.3.2.1 Advecção e Dispersão

O processo de advecção consiste no transporte de substâncias dissolvidas no meio, isto é, os íons de Cromo, sendo esse processo quantificado pelo fluxo volumétrico da água subterrânea no aquífero (FRANCO, 2008). O fenômeno da dispersão configura a disseminação do contaminante em função da irregularidade do meio poroso. A ocorrência desse processo faz com que a zona contaminada se torne maior do que se fosse afetada apenas pela advecção. O principal movimento da pluma de contaminação é a advecção, sendo a dispersão considerada secundária, como pode ser visto na Figura 2.2 (NYER, 2001).

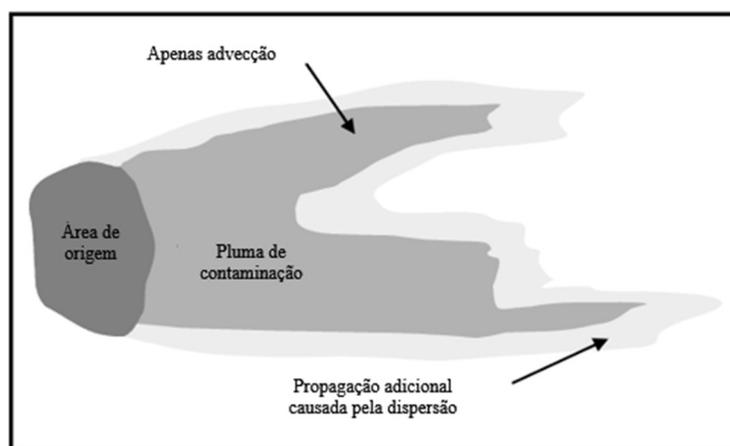


Figura 2.2 - Movimento da pluma de contaminação por advecção e dispersão (adaptado de NYER, 2001)

### 2.3.2.2 Sorção

Os processos interfaciais envolvidos na sorção englobam a adsorção e a absorção, os quais realizam a remoção do soluto da fase aquosa para a superfície de um sólido. RAI *et al.* (1989) constataram que, na ausência de agentes redutores, a concentração de Cr (VI) é controlada majoritariamente por processos de sorção. Na absorção as moléculas são difundidas e incorporadas na fase sólida ou líquida. Já na adsorção, as partículas se aderem a outra superfície sólida por meio de ligação molecular ou iônica (SPOSITO, 2008).

A sorção do Cr (VI) pode ser promovida pela presença de grupamentos hidroxilas ( $\text{OH}^-$ ) como óxidos de ferro, de alumínio e o mineral caulinita em ambientes ácidos (RAI *et al.*, 1989; FRANCO, 2008). Cabe ressaltar que a sorção não altera a toxicidade, e sim promove a imobilização do elemento, diminuindo as possibilidades de transporte.

### 2.3.2.3 Precipitação e Dissolução

Os processos de precipitação e dissolução afetam a solubilidade e mobilidade do Cromo (STANIN; PIRNIE, 2004). Cátions metálicos, quando disponíveis em meio aquoso, podem sofrer processo de hidrólise, em que se dividem ou se decompõem, formando novas espécies de metal. Tal processo afeta a química do metal e suas propriedades de adsorção. O Cr (VI), em meio aquoso, hidrolisa-se facilmente, formando oxiânions. Em um ambiente alcalino, a concentração de ânions  $\text{OH}^-$  aumenta, resultando em maiores precipitações de Cr(III) (ESSIGNTON, 2005).

### 2.3.2.4 Potencial Redox

O potencial redox ( $Eh$ ) é a capacidade de doar ou receber elétrons entre espécies, envolvendo as chamadas reações redox de oxidação ou redução (FRANCO, 2008). As reações químicas entre os componentes da matriz e as condições redox do meio irão estipular a distribuição de Cr (III) e Cr (VI) no ambiente que se encontra (RICHARD; BOURG, 1991). A redução do Cr (VI) para Cr (III) pode ocorrer naturalmente, levando em consideração diversos fatores como pH, concentração de oxigênio e presença de redutores. Esse processo pode ser acelerado na presença de redutores como Fe (II), matéria orgânica e sulfetos dissolvidos, principalmente se o pH do meio for baixo. Já o processo de oxidação pode ocorrer em maiores valores de pH na presença de óxidos de manganês e/ou altas temperaturas, sendo um processo pouco frequente em um ambiente natural (SCHROEDER; LEE, 1975; RAI *et al.*, 1989).

Para auxiliar o entendimento da distribuição das espécies de Cromo no ambiente, utiliza-se o Diagrama de Pourbaix, o qual apresenta uma relação entre potencial redox ( $Eh$ ) e pH (FRANCO, 2008). Conforme o diagrama, demonstrado na Figura 2.3, nota-se que o Cr (III) ocorre em condições redutoras e o Cr (VI), localizado na parte superior do diagrama, ocorre em ambientes mais oxidantes. Em baixos valores de  $Eh$  há predomínio de  $Cr^{3+}$  nos formatos  $Cr^{3+}$ ,  $CrOH^{2+}$  em meio ácido,  $Cr(OH)_3^0$  e  $Cr(OH)_4^-$  em meio alcalino e  $Cr(OH)_2^+$  predominante em pH entre 6 e 7. Em suma, o Cr (III) pode existir na forma de cátions (+) ou ânions (-) em função do pH (ESSIGNTON, 2005).

Já em  $Eh$  mais elevado (condições oxidantes), o  $Cr^{+6}$  predomina nas formas de cromato de hidrogênio ( $HCrO_4^-$ ) em meio ácido e cromato ( $CrO_4^{2-}$ ) em meio alcalino, o qual em alta concentração sofre dimerização dos compostos, sendo convertido em dicromato ( $HCr_2O_7^-$  ou  $H_2Cr_2O_7$ ) (FRANCO, 2008; BERTOLO, 2009; REGINATTO, 2017).

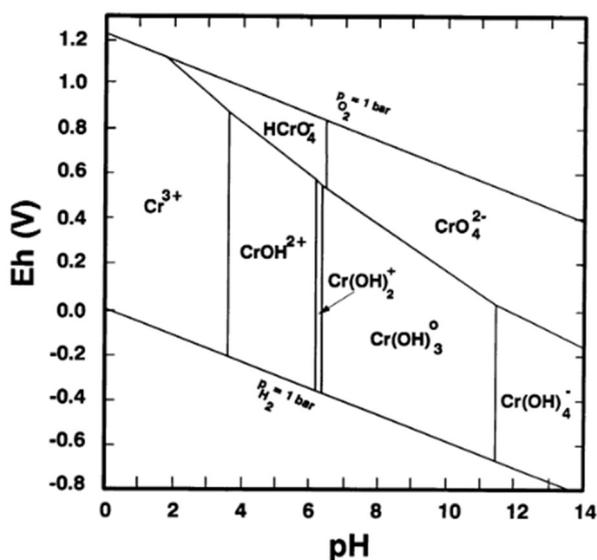


Figura 2.3 - Diagrama de Pourbaix de especiação do Cromo (PALMER; WITTBRODT, 1991)

### 2.3.3 Valores Orientadores

Em relação a legislação ambiental, o Brasil possui uma carência no que diz respeito ao controle de metais pesados. A Portaria de Consolidação n.º 5/2017 do Ministério de Saúde estabelece parâmetros de potabilidade para a água. Para o elemento Cromo, a concentração máxima é de 0,05 mg/L, não havendo especificação do estado de oxidação do elemento (BRASIL, 2017).

Como destaque do referido assunto, tem-se a resolução CONAMA n.º 420 de 2009 (BRASIL, 2009), que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece a obrigatoriedade de remediar áreas contaminadas. Em seu Anexo II apresenta valores de referência de qualidade (VRQ), valores de prevenção (VP) e valores de investigação (VI) para usos preponderantes das áreas. Os valores VRQ, VP e VI significam:

- Valor de Referência de Qualidade (VRQ): concentração de determinada substância que define a qualidade natural do solo;
- Valor de Prevenção (VP): concentração de valor limite de determinada substância no solo, de modo que ele seja capaz de sustentar as suas funções;
- Valor de Investigação (VI): concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado.

Nos valores estabelecidos pela Resolução CONAMA n.º 420 (BRASIL, 2009), destaca-se que para o elemento Cromo não há especificação de valência, ou seja, considera-se apenas o Cromo total, o que caracteriza uma insuficiência na legislação brasileira. Devido a tal fato, a CETESB publicou uma atualização de valores orientadores de intervenção do Cromo através da Decisão de Diretoria 045/2014/E/C/I (CETESB, 2014). A Tabela 2.3 apresenta alguns valores orientadores propostos pelo CONAMA e pela CETESB.

Tabela 2.3 – Valores orientadores para substâncias químicas presentes em solos e águas subterrâneas conforme Decisão de Diretoria 045/2014/E/C/I da CETESB (2014) e Resolução CONAMA n° 420 (2009)

Solo (mg/kg - peso seco)						
Substância	Valor de Referência de Qualidade	Valor de Prevenção	Valor de Investigação			Água Subterrânea (µg/L)
	VRQ	VP	VI			VI
			Agrícola	Residencial	Industrial	
<b>Valores CONAMA</b>						
Cromo	E	75	150	300	400	50
<b>Valores CETESB</b>						
Cromo Total	40	75	150	300	400	50
Cromo Hexavalente	-	-	0,4	3,2	10	-

E - Valor a ser definido pelo Estado.

(Fonte: adaptado de BRASIL, 2009; CETESB, 2014)

## 2.4 REMEDIAÇÃO ATRAVÉS DA SOLIDIFICAÇÃO E ESTABILIZAÇÃO

A técnica de solidificação e estabilização consiste na execução de métodos de tratamento que resultam no impedimento ou diminuição da liberação de contaminação para o meio ambiente (USEPA, 2012). Tal método é uma técnica não-destrutiva, sendo utilizado há mais de 50 anos como alternativa para o tratamento de resíduos e recuperação de áreas contaminadas (SHI; SPENCE, 2004; LAGREGA; BUCKINGHAM; EVANS, 2010).

A realização da E/S ocorre através de uma matriz solidificada, a qual é formada pela mistura de agentes ligantes, orgânicos ou inorgânicos, com os resíduos que se pretende remediar. O produto solidificado pode estar na forma de monólitos, partículas granulares ou alguma outra forma física com baixa permeabilidade. Esses formatos permitem que a contaminação fique imobilizada e a capacidade de transferência e lixiviação do poluente diminua devido à menor área superficial de contato. Essa imobilização pode envolver mecanismos físicos, químicos ou ambos. (STEGEMANN; CÔTÉ, 1996; SPENCE; SHI, 2005).

O processo para formação da matriz solidificada se dá por micro e macroencapsulamento através da solidificação. Desse modo, há o encapsulamento físico do resíduo com possibilidade

de ocorrência de certas reações químicas. A estabilização é caracterizada pela conversão do contaminante em uma forma mais estável física e/ou quimicamente, o que minimiza sua periculosidade (WILES, 1987; BRITO, 2007). Em suma, o processo envolve o encapsulamento físico e a fixação química dos contaminantes à matriz sólida. Na fixação química, os contaminantes ligam-se à estrutura cristalina ou a matriz sólida. Na etapa de encapsulamento físico, há redução da porosidade em decorrência da adsorção das partículas, o que acaba por dificultar a infiltração de água com consequente limitação da lixiviação à superfície do material solidificado (GHELLER, 2021).

Embora seja eficaz para algumas categorias de contaminantes orgânicos, essa técnica é aplicada principalmente para contenção de metais pesados e elementos radioativos. O uso em contaminantes orgânicos carrega um certo grau de incerteza, visto que esses podem volatilizar durante o processo de encapsulamento, sugerindo-se o uso de tratamentos biológicos e térmicos em conjunto com a E/S (USACE, 1995; USEPA, 2012).

Em relação aos agentes cimentantes mais utilizados na aplicação da técnica, são exemplos o cimento Portland, cinzas volantes, hidróxido de cálcio (cal hidratada), asfalto, argilas, materiais pozolânicos, polietileno e polímeros orgânicos (USACE, 1995; BRITO, 2007; PABLOS, 2008). Segundo Klich *et al.* (1999), alguns fatores afetam a eficácia do método E/S, como a permeabilidade, composição química e mineralógica bem como o tipo de cimento e contaminante. O cimento Portland pode reagir quimicamente com os metais pesados, afetando o enrijecimento e a resistência durante o processo de hidratação (LI *et al.*, 2001). De acordo com Valls e Vásques (2000), substituir o cimento por cinza volante reduz a velocidade das reações de cimentação e o enrijecimento primário.

Conforme USACE (1995), o processo E/S pode ser realizado *in situ* ou *ex situ*. O formato *in situ* caracteriza-se pela injeção dos aglomerantes no solo por meio de equipamentos como brocas ou misturadores. Esse tipo de aplicação é influenciado pela rigidez e permeabilidade do solo, não sendo necessária a retirada do solo contaminado para mistura, o que pode comprometer o controle de qualidade da técnica (USEPA, 2012). Já a aplicação *ex situ* consiste na remoção do solo e mistura de reagentes, sendo o produto final desse processo um solo tratado que poderá ser utilizado para preencher escavações ou destinado a um aterro para disposição final (USEPA, 2012).

Segundo Silva (2007), o processo E/S adsorve, encapsula ou muda a forma físico-química do poluente. Após o tratamento, é essencial avaliar o material obtido através de durabilidade, integridade física e lixiviação de contaminantes. Kulakowski *et al.* (2016) reafirmam a importância de avaliar a lixiviação do solo tratado, visto que a exposição direta com as intempéries pode lixiviar o composto, resultando na contaminação do meio.

Shawabkeh (2005) avaliou a aplicabilidade do método E/S em íons de cádmio na mistura areia-cimento-argila com variadas composições, buscando determinar a eficiência na adsorção do cádmio. A melhor configuração obtida foi na composição de 25% de areia, 50% de cimento e 25% de argila. A introdução da argila na mistura aumentou a capacidade de sorção, já a presença de areia e cimento aumentou a resistência à compressão simples.

A aplicação da técnica E/S utilizando como agente cimentante dois materiais argilosos (solo argiloso e bentonita) foi estudada por Oliveira (2003). A autora analisou diferentes dosagens de material argiloso e de resíduo (óleos e graxas). Uma análise da capacidade de retenção foi realizada também com argila natural e cal, verificando que as argilas reduziram os teores de óleos e graxas nos lixiviados, contudo, o uso da cal não se mostrou eficiente nesta técnica.

Ramos *et al.* (2009), aplicaram a técnica E/S através da incorporação de um resíduo têxtil em argila, produzindo blocos cerâmicos de vedação com esse material. As concentrações de metais pesados nos lixiviados dos blocos cerâmicos ficaram, para todas as proporções utilizadas, abaixo dos limites estabelecidos pela NBR 10004 (ABNT, 2004a), podendo classificar os blocos cerâmicos em resíduos não perigosos e inertes, não apresentando riscos imediatos.

A incorporação de lodo de galvanoplastia (LG), como substituto do cimento na produção de blocos de concreto para pavimentação, foi estudado por Franco *et al.* (2011) sob a ótica do método E/S. O estudo mostrou que a adição do LG é viável no uso e aplicação para pavimento na proporção de 5%, a qual, entre as proporções estudadas, alcançou os valores mínimos de resistência à compressão preconizados por normativa para o uso em áreas de tráfego de veículos.

Outro estudo com lodo galvânico (LG) foi realizado por Varela *et al.* (2015), em que os autores aplicaram a técnica E/S utilizando cimento Portland e cimento aluminato de cálcio (CAC) com o objetivo de encapsular Cromo e Níquel presentes no LG. As proporções analisadas variaram de 0 a 40% de LG e 0 a 100% de cimento nas misturas. Os resultados de resistência à

compressão apresentaram queda conforme a adição de lodo de maneira proporcional. Os ensaios de lixiviação mostraram alto nível de retenção dos contaminantes estudados.

Ji *et al.* (2022) propuseram uma combinação das técnicas de redução, adsorção e solidificação para remediação de solo contaminado com Cr (VI). Os autores utilizaram como agente redutor  $\text{FeSO}_4$  (Sulfato ferroso) e  $\text{CaS}_5$  (pentassulfeto de cálcio) como adsorvente usou-se vermiculita e como agente solidificante o cimento. As amostras para este estudo foram curadas por 28 dias e as dosagens estudadas foram de 20% de cimento, 10% de vermiculita e 2 vezes a razão estequiométrica molar do Cr (VI) de agente redutor.

A mistura que apresentou melhores resultados foi a de  $\text{CaS}_5$  de 2 vezes a razão estequiométrica molar do Cr (VI), 15% de vermiculita e 20% de cimento. Os ensaios de lixiviação mostraram reduções significativas na lixiviação do Cromo, visto que o teor inicial era de 1.200mg/kg, e a concentração lixiviada foi de 0,09 mg/L. A resistência à compressão simples aumentou conforme o aumento da dosagem de cimento e  $\text{CaS}_5$ , porém apresentou queda com o aumento da dosagem de vermiculita.

Conforme Shi e Spence (2004), a técnica E/S já foi considerada inúmeras vezes como a “melhor tecnologia disponível comprovada” em publicações e relatórios governamentais, sendo uma importante tecnologia da área ambiental. Apesar disso, a técnica ainda carece de estudos em busca da sua otimização de modo a obter os melhores resultados possíveis em campo.

#### 2.4.1 Processos envolvidos na E/S

De acordo com Stegemann e Cotê (1996), o resíduo solidificado pode apresentar diversas espécies químicas com solubilidades variadas, assim como podem ser adsorvidas pela matriz sólida formada no processo. O conhecimento do comportamento dos contaminantes nas fases líquida e sólida, assim como a sua reversibilidade é de suma importância para a eficiência da solidificação, dado que no meio ambiente os contaminantes estarão em contato com diversos fatores naturais, como chuvas, microbiota do solo, variação de temperatura, entre outros.

Os processos envolvidos na aplicação da técnica E/S podem ser agrupados em função dos agentes aglomerantes. Os principais grupos são os orgânicos e inorgânicos. No grupamento dos inorgânicos se destaca o uso de cimento Portland e materiais pozolânicos. Os processos orgânicos utilizam com maior frequência termoplásticos e polímeros orgânicos. Em alguns casos ambos os grupos podem ser usados em conjunto (BARTH, 1990; USEPA, 1993; BRITO,

2007; SILVA, 2007). Dentre os materiais possíveis, destaca-se que o cimento Portland e os materiais pozolânicos apresentam algumas vantagens como menor custo, facilidade de aplicação e compatibilidade com vários tipos de resíduos, tornando o seu uso mais frequente do que os ligantes orgânicos (USEPA, 1993; SILVA, 2007).

#### 2.4.2 Vantagens e desvantagens do emprego da técnica E/S

A aplicação da tecnologia E/S possui vantagens e desvantagens, as quais variam conforme o tipo de aglomerante, características dos resíduos, condições locais como clima e localização geográfica, entre outros pontos. Uma das vantagens do processo E/S é a viabilidade técnica e econômica, com custos normalmente mais baixos quando comparados a outras técnicas, principalmente se a aplicação for *in situ*. Esse fato está relacionado com o uso de materiais e equipamentos comuns na área de construção civil (BARTH, 1990).

O produto final, quando se utiliza cimento ou silicatos, em alguns casos, pode ser comercializado ou utilizado como fechamento de aterros, reduzindo assim os custos. (SHI; SPENCE, 2004; MULLIGAN *et al.*, 2001). Outra vantagem diz respeito aos benefícios ambientais, uma vez que a técnica reduz os problemas relacionados à disposição final incorreta de resíduos, minimizando assim os impactos ambientais negativos (KULAKOWSKI, *et al.*, 2016).

Como desvantagem do processo, pode ocorrer um considerável aumento de peso e volume conforme o aglomerante escolhido. As misturas de cimento-resíduo de baixa resistência são mais suscetíveis à lixiviação e a presença de alguns elementos como Manganês, Estanho e Cobre podem reduzir a resistência da matriz sólida. Outra preocupação é o controle do pH no sistema, o qual pode afetar consideravelmente a lixiviação de metais pesados (VISVANATHAN, 1996; STEGEMANN, 2005).

### 2.5 MATERIAIS CIMENTANTES

Para a execução da técnica E/S existem diversas possibilidades de materiais cimentantes, alguns mais tradicionais e outros mais inovadores. De acordo com Shi e Spence (2005), a escolha dos materiais ligantes para a E/S deve considerar alguns aspectos, como compatibilidade entre agente cimentante e resíduos, fixação química e encapsulamento dos contaminantes,

durabilidade e lixiviação do solo tratado, assim como relação custo/benefício da técnica conforme cada caso.

As características dos solos tratados como resistência, módulo cisalhante inicial e durabilidade variam conforme a porcentagem e a qualidade do agente cimentante, o índice de vazios e a quantidade de material amorfo presente nas reações (WINTER, 2018). Como exemplo, têm-se os resíduos inorgânicos (metais pesados), sendo constantemente tratados com agentes alcalinos e cimentantes, possibilitando a precipitação dos metais dissolvidos e a formação de uma matriz sólida com resistência mecânica adequada (CATALAN; MERLIÈRE; CHEZICK, 2002). A compatibilidade entre resíduo a ser tratado e o agente ligante escolhido possui uma grande importância, visto que a incompatibilidade pode inibir certas reações. A Tabela 2.4 traz alguns exemplos de compatibilidades conforme USEPA (1982).

Tabela 2.4 – Compatibilidade entre tipo de resíduos e agentes aglomerantes para uso na aplicação da técnica E/S

Tipologias de Resíduos	Tipo de tratamento		
	Cimento	Cal	Polímeros Orgânicos
Solventes Orgânicos e Óleos	Impedem a cura e podem escapar na forma de vapor	Impedem a cura e podem escapar na forma de vapor	Podem retardar o endurecimento do polímero
Resíduos Ácidos	Ácidos são neutralizados	Compatível	Compatível
Oxidantes	Compatível	Compatível	Pode causar colapso da matriz
Sulfatos	Pode retardar a cura do cimento	Compatível	Compatível
Halogênios	Facilmente lixiviado do cimento; pode retardar a cura	Facilmente lixiviado do cimento; pode retardar a cura	Compatível
Metais Pesados	Compatível	Compatível	pH ácido solubiliza metais hidróxidos
Materiais Radioativos	Compatível	Compatível	Compatível

(Fonte: adaptado de USEPA, 1982)

### 2.5.1 Cimento Portland

O cimento Portland (CP), patenteado por John Aspdin em 1824, consiste na mistura de materiais calcários e argilosos, aquecidos até a temperatura de clinquerização (PABLOS, 2008). Conforme Ingles e Metcalf (1972), qualquer tipo de solo pode ser tratado com cimento, apresentando, contudo, maior eficiência em solos arenosos pela maior facilidade de mistura.

Segundo Neville (1997), o cimento pode ser caracterizado como todo material com propriedades adesivas e coesivas que tenha capacidade de unir partículas minerais entre si, formando um todo compacto. As misturas solo-cimento são, conforme NBR 12253 (ABNT, 2012), produtos endurecidos oriundos da cura de misturas de solo, cimento e água. O uso do cimento apresenta dois principais problemas. O primeiro é o custo, o qual pode se tornar elevado se os teores necessários forem muito altos. O segundo é a durabilidade da matriz cimentada, a qual pode sofrer trincamentos por retração devido ao uso de altos teores de cimento. Nota-se, assim, a importância da realização de ensaios para definir os teores mínimos e máximos que atendam as especificações desejadas (VELÁZQUEZ, 2016).

A fabricação do CP compreende a mistura das matérias-primas moídas nas devidas proporções e queima em uma temperatura de aproximadamente 1.450 °C, ponto em que ocorre a formação do clínquer. O clínquer é resfriado e moído em uma fina granulometria, recebendo uma porção de gesso que funciona como um retardante da hidratação. Tem-se então o CP utilizado em todo o mundo (NEVILLE, 1997). A composição do CP conta com diversos compostos de silicatos e aluminatos de cálcio, com quatro principais, conforme listado na Tabela 2.5.

Tabela 2.5 – Principais compostos do cimento Portland

Composto	Constituição química	Fórmula simplificada	Teores
Alita (Silicato Tricálcico)	3CaO.SiO <sub>2</sub>	C <sub>3</sub> S	42 - 60%
Bilita (Silicato Dicálcico)	2CaO.SiO <sub>2</sub>	C <sub>2</sub> S	10 - 35%
Aluminato Tricálcico	3CaO.Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	C <sub>3</sub> A	6 - 13%
Ferroaluminato Tetracálcico	4CaO.Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> .Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	C <sub>4</sub> AF	5 - 12%

(Fonte: NEVILLE, 1997; PABLOS, 2008)

Além dos elementos principais, há os secundários, que estão presentes em menores proporções, como óxido de Magnésio (MgO), dióxido de Titânio (TiO<sub>2</sub>), óxido de Manganês (Mn<sub>2</sub>O<sub>3</sub>), óxido de Potássio (K<sub>2</sub>O) e óxido de Sódio (Na<sub>2</sub>O). Dentro desse grupo, há os óxidos de potássio e de sódio, conhecidos como os principais álcalis, que podem reagir com alguns agregados e causar a desintegração do concreto ou afetar a velocidade de ganho de resistência do agregado (NEVILLE, 1997). No Brasil são produzidos vários tipos de cimento Portland com adições e especificações variadas conforme Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), sendo eles:

- CP I: cimento Portland comum com adições entre 1% e 5% de pozolana, escória ou carbonato de cálcio;
- CP I - S: cimento Portland comum com adições de 6% a 10% de material carbonático;
- CP II - E: cimento Portland composto com escória (até 34%);
- CP II - Z: cimento Portland composto com pozolana (até 14%);
- CP II - F: cimento Portland composto com filler (6% a 10%);
- CP III: cimento Portland de alto-forno com adição de escória de 35% até 75%;
- CP IV: cimento Portland pozolânico com adição de pozolanas de 15% até 50%;
- CP V-ARI: cimento Portland de alta resistência inicial.
- CP RS: cimento Portland resistente a sulfatos;
- CP BC: cimento Portland de baixo calor de hidratação;
- CPB: cimento Portland branco.

Para o estudo de solos cimentados, alguns fatores devem ser analisados, como densidade, tipo e quantidade de agente cimentante, resistência da ligação entre partículas, distribuição granulométrica, forma dos grãos, tensão de confinamento e teor de umidade no momento da compactação (CLOUGH *et al.*, 1981; CONSOLI *et al.*, 2007). Núñez (1991) cita que propriedades como pH ácido e presença de matéria orgânica podem inibir o progresso da resistência no solo cimentado. As misturas solo-cimento podem apresentar variação nas suas propriedades mecânicas devido a dois fatores principais. Em primeiro o tipo de cimento e em segundo a compactação, a qual varia pelo grau e pelo tempo, visto que deve ser realizada antes de ocorrer a hidratação do cimento (INGLES; METCALF, 1972). Se a hidratação ocorrer antes da compactação haverá a formação de grumos que resultarão em uma perda de resistência, pois se dificulta a compactação o solo nesta condição.

Via de regra, a resistência aumenta linearmente com a porcentagem de cimento da mistura, tendo aumento também na durabilidade e, em geral, diminuição da permeabilidade em solos arenosos. Em solos granulares a retração das partículas tende a aumentar e em solos argilosos

a expansão tende a diminuir. O aumento da resistência na amostra se dá pela variação da compactação, gerando, provavelmente, um melhor empacotamento das partículas. A avaliação da eficácia da cimentação pode ser feita por ensaios de compressão simples e resistência a ciclos de molhagem e secagem e/ou congelamento e degelo (INGLES; METCALF, 1972; CONSOLI *et al.*, 2007).

Em estudos no solo residual de Arenito Botucatu, Consoli *et al.* (2007) citam não haver relação entre a resistência à compressão simples e a relação água/cimento, isto pelo solo não ser saturado. Na literatura várias pesquisas têm sido realizadas para analisar o efeito da cimentação na resistência à compressão simples (e.g., CONSOLI *et al.*, 2007; VIANA DA FONSECA *et al.*, 2009; DE PAULA *et al.*, 2019; CONSOLI *et al.*, 2011; 2012; 2016; 2017a; 2018d) e na durabilidade de misturas solo-cimento (e.g., CONSOLI; TOMASI, 2017; CONSOLI *et al.*, 2017a; 2018b; BALDOVINO *et al.*, 2021).

#### 2.5.1.1 Hidratação do cimento Portland

Quando ocorre a mistura solo, cimento e água se inicia o processo de hidratação. A cinética desse processo sofre mudanças com o passar do tempo e os produtos de hidratação são formados em tempos distintos. Conforme Odler (2004), estas reações ocorrem entre minerais de clínquer, sulfatos de cálcio e água.

O clínquer é composto por anidros, os quais reagem com a água e formam compostos hidratados estáveis por reações exotérmicas. O processo de hidratação forma produtos, sendo os principais o hidróxido de cálcio ( $\text{Ca(OH)}_2$ ) de 20 a 30%, silicato de cálcio hidratado ( $3\text{CaO}\cdot 2\text{SiO}_2\cdot 3\text{H}_2\text{O}$ ) de 50 a 60%, também chamado gel hidratado C-S-H, e o restante em produtos variados de outras fases sólidas como trissulfoaluminato de cálcio (etringita) e monossulfoaluminato de cálcio (MACKAY; EMERY, 1992; YOUSUF *et al.*, 1995; BERGADO *et al.*, 1996; PABLOS, 2008). Consoante a Odler (2004), o mecanismo de hidratação pode ser dividido em quatro etapas:

1. Período de pré-indução: inicia quando o cimento entra em contato com a água, ocorrendo a dissolução das espécies iônicas na fase líquida e formação de uma pasta hidratada;
2. Indução: ocorre nas primeiras horas após a mistura. A hidratação dos minerais de clínquer prossegue lentamente e se inicia a formação do C-S-H;

3. Fase de aceleração: ocorre no intervalo de 3 a 12 horas após a mistura. O progresso da reação acelera novamente e a geração de produtos cimentícios é aumentada;
4. Pós - aceleração: neste período as taxas de hidratação caem gradativamente. Se houver água disponível, a hidratação segue ocorrendo até que todo o cimento seja consumido.

As taxas de transformação e o progresso da hidratação podem ser visualizados na Figura 2.4. A Figura 2.4a representa a taxa de consumo dos componentes originais e a Figura 2.4b mostra a formação dos produtos de hidratação.

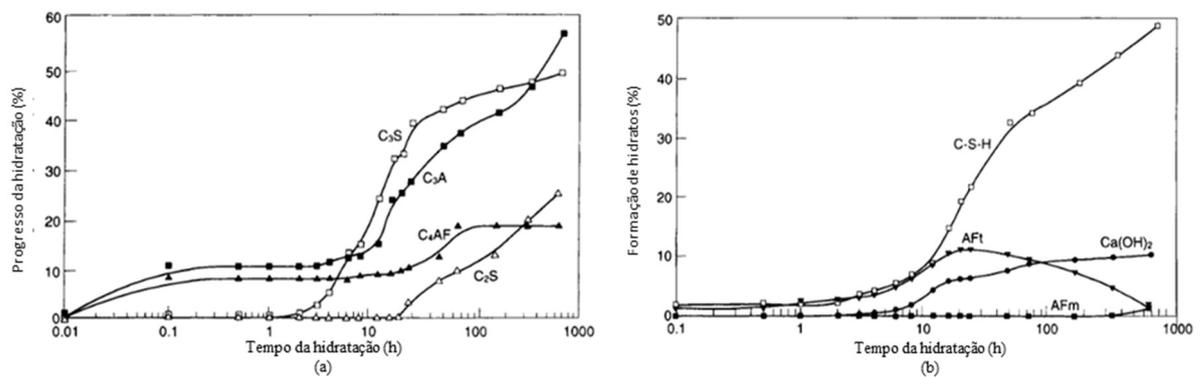
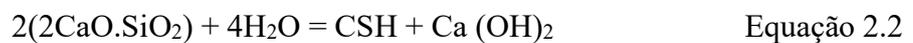


Figura 2.4 - (a) consumo dos componentes do cimento Portland, (b) produtos da hidratação (ODLER, 2004)

Reações em misturas de solo-cimento são variadas e ocorrem em diferentes tempos. As reações primárias de hidratação do  $C_3S$  e  $C_2S$  estão descritas nas Equações 2.1 e 2.2 respectivamente (BERGADO *et al.*, 1996).



Em relação as reações secundárias, a hidratação do  $C_3A$  provoca o endurecimento da mistura. Na sequência ocorre a hidratação do  $C_4AF$  (BERGADO *et al.*, 1996; BREHM, 2004). De acordo com Bergado (1996), as reações secundárias de formação do gel C-S-H e CAH, as quais dependem da presença de sílica e alumina amorfas, ocorrem conforme Equação 2.3 e 2.4.



Em conformidade com Neville (1997), os silicatos de cálcio hidratado (C-S-H) e os aluminatos de cálcio hidratados (C-A-H) são produtos secundários que possuem grande importância na cimentação, visto que alteram as propriedades mecânicas da mistura. O processo de cimentação aumenta o pH do meio, fixa a água livre, modifica as propriedades químicas e aumenta a resistência, contribuindo para a melhora do material tratado (EPA, 1993).

Shi (2005) cita que a hidratação do cimento pode ser afetada por diversas substâncias, sendo o conhecimento da combinação entre contaminante e cimento importante para evitar interferências no processo. Essa interação pode ser avaliada através de algumas técnicas, como espectroscopia por dispersão de energia de raios-X (EDS), microscopia eletrônica de varredura (MEV), difração de raios-X (DRX), assim como fisicamente por compressão mecânica.

#### 2.5.1.2 Fatores que afetam o comportamento solo-cimento

Diversos fatores podem afetar o comportamento dos solos cimentados, dos quais se verifica que a adição de cimento provoca importantes mudanças nas propriedades do solo, tanto a curto quanto a longo prazo. De acordo com Mateos (1961), o desenvolvimento da resistência máxima das misturas solo-cimento se dá em um tempo relativamente curto, em torno de 7 dias. Clough *et al.* (1981) constataram que o aumento da percentagem de cimento para uma mesma tensão confinante resulta em um aumento da resistência de pico e uma menor deformação do pico.

A adição de cimento, mesmo em pequenas proporções, é capaz de promover ganhos de resistência mecânica de misturas compactadas solo-cimento. Consoli *et al.* (2007) verificaram uma relação linear entre a RCS e teor de cimento para um mesmo peso específico aparente seco. Ademais, a taxa de incremento na RCS é mais acentuada para maiores densidades, indicando maior efetividade da cimentação para meios menos porosos. Tais fatos podem ser visualizados na Figura 2.5.

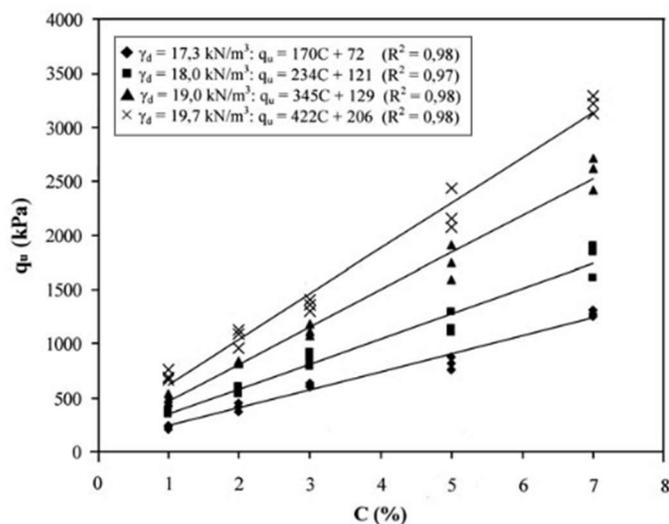


Figura 2.5 - Influência do conteúdo de cimento e do peso específico na resistência à compressão simples (CONSOLI *et al.*, 2007)

Em solos cimentados se verifica também o aumento da resistência com redução na porosidade da amostra (FOPPA, 2016), em que haverá mais pontos de contatos entre partículas e maior intertravamento, ocorrendo uma melhor distribuição das tensões e maior probabilidade das partículas se unirem. Tal fato pode causar também uma queda na permeabilidade, resultando em uma cimentação mais efetiva como retratado na Figura 2.6 (INGLES; METCALF, 1972; FOPPA, 2016).

A porosidade dos solos já foi minuciosamente estudada por Ingles e Metcalf (1972), Schnaid *et al.* (2001), Consoli *et al.* (2007, 2012a, 2016, 2017a, 2017b, 2018 b), entre outros. O aumento da densidade da mistura solo-cimento resulta em uma menor perda de massa quando analisada pelo ensaio de durabilidade, fato verificado por Felt (1955) através de variados ensaios em areias, argilas e siltes, tendo melhores resultados para solos siltosos e argilosos.

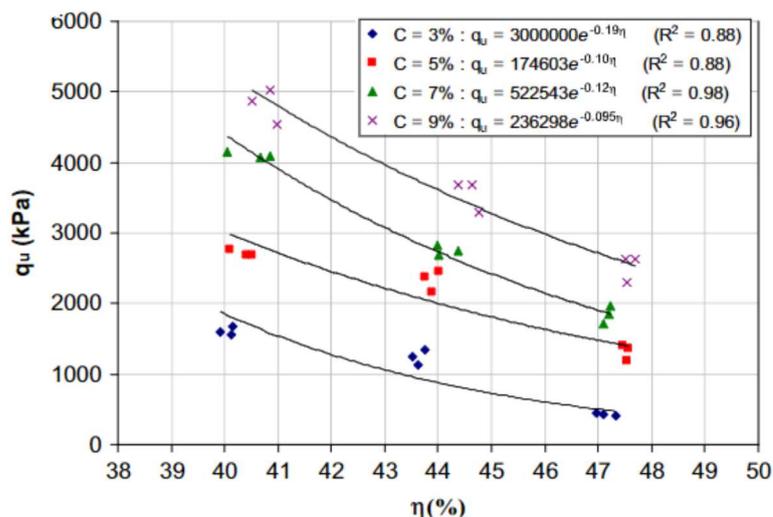


Figura 2.6 - Influência da porosidade na mistura solo-cimento (CONSOLI *et al.*, 2016)

Outro fator relevante no comportamento dos solos cimentados é o nível de umidade na mistura, o qual afeta a compactação da amostra, pois certas densidades só são obtidas para determinado teor de umidade, em virtude da interação entre as partículas sólidas, os vazios e a água intersticial (INGLES; METCALF, 1972). Felt (1995) verificou que argilas e siltes compactados abaixo da umidade ótima apresentaram perdas de massa significativas. Já para as moldagens em teores acima do teor ótimo, a perda de massa foi menor. Solos arenosos apresentaram menores níveis de perda de massa em umidade levemente inferior ao ótimo.

Em uma areia fina siltosa, Consoli *et al.* (2007) constataram que, mantendo a massa específica aparente seca constante e variando o teor de umidade, a resistência à compressão simples foi positivamente afetada até o teor de umidade ótimo, ponto a partir do qual a resistência começou a cair. Comportamento semelhante foi verificado em um solo siltoso por Johann (2013).

A eficiência da cimentação é afetada também pelo tempo de cura das misturas, visto que tal fator interfere no desenvolvimento das reações de hidratação do cimento e, também, na cinética das reações pozolânicas (MATEOS, 1961). Consoli *et al.* (2013) analisaram o comportamento de um solo arenoso estabilizado com diferentes tipos de agentes cimentantes e diferentes tempos de cura, sendo adotado períodos de 2, 7 e 28 dias. Para os três tipos de cimento utilizados, a RCS foi proporcional ao tempo de cura. Observa-se também que em todas as amostras cimentadas com PC III (designação conforme ASTM para CPV-ARI) houve uma

maior resistência mecânica. A Figura 2.7 apresenta tais resultados, relacionando a RCS normalizada pelo índice ( $\eta/C_{iv}$ ) em função do tempo.

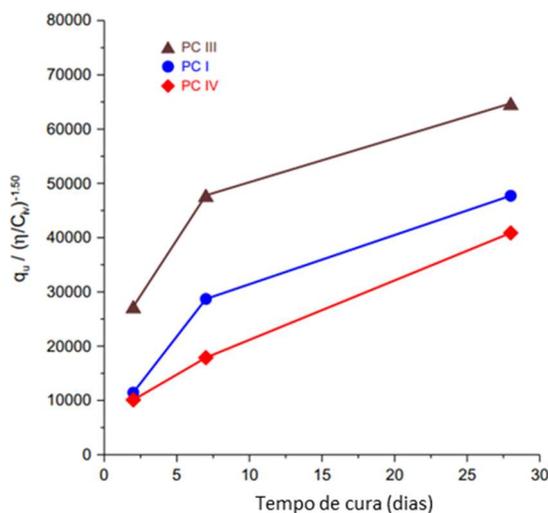


Figura 2.7 - Efeito do tempo de cura na resistência à compressão simples (CONSOLI *et al.*, 2013)

### 2.5.1.3 Cimento Portland na E/S

O melhoramento de solos com cimento Portland é um assunto bastante estudado e bem difundido na literatura, assim como a aplicação do mesmo para execução da técnica E/S. Esse tipo de aglomerante é constantemente sugerido como um dos melhores para a aplicação do tratamento E/S (BARTH *et al.*, 1990; VISVANATHAN, 1996).

O processo E/S com base em cimento Portland é um método eficaz para tratar resíduos perigosos, principalmente os metais pesados, visto que há compatibilidade na maioria das combinações (DANIALI, 1990; ASAVAPISIT *et al.*, 2001). Segundo Varela (2015), o cimento Portland, apesar de ser o principal ligante utilizado no processo E/S, pode sofrer um retardo no processo de hidratação na presença de alguns metais pesados como o Cromo. Tal fato pode aumentar a lixiviabilidade dos contaminantes e reduzir a resistência à compressão. Entretanto, conforme Conner (1990), o Cr (III) pode ser incorporado nos compostos hidratados de cimento, especialmente nos silicatos de cálcio hidratado (C-S-H), diferindo de outros metais pesados como chumbo e cádmio, que são precipitados na superfície do composto, conforme pode ser visualizado na Figura 2.8.

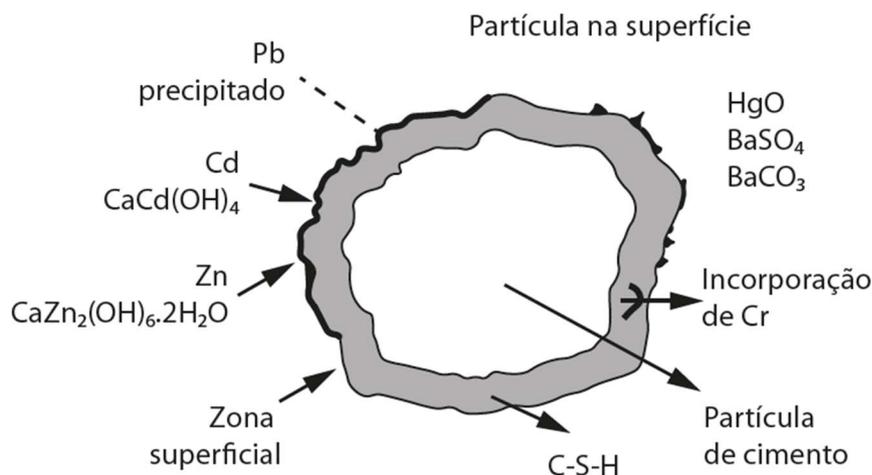


Figura 2.8 – Incorporação de metais no cimento Portland (CONNER, 1990)

Wang e Vipulanandan (2000) analisaram a interferência da adição de cromato de potássio em matrizes de cimento Portland por parâmetros de lixiviação, tempo de hidratação, de pega e resistência à compressão simples. O tempo de pega foi fortemente afetado pela concentração inicial de Cr (VI). Em adições de 0,5% de cromato de potássio houve um atraso no início da pega em torno de 2 horas, tempo esse que chegou a 9 horas quando adicionado 5% de Cr (VI). A resistência à compressão simples apresentou queda conforme acréscimo das proporções de Cr (VI). A retenção de Cromo analisada pela lixiviação variou entre 82% e 85%, independente da concentração inicial de Cr (VI).

Os autores Laforest e Duchesne (2005) relataram a falta de fixação do Cr(VI) no cimento Portland sem adição de agente redutor. Citam também que, para a imobilização, o uso de cimentos com maiores teores de alumínio e ferro podem apresentar melhores resultados.

No estudo de Gheller (2021), a autora utilizou lodo de estação de tratamento de esgoto para fabricar peças de cimento, analisando a resistência mecânica e lixiviação de tais peças. Os resultados de resistência à compressão demonstraram que substituições de 10% a 15% são viáveis para fabricação das peças. A lixiviação apresentou retenção de metais superior a 50%, confirmando a eficácia da técnica de estabilização.

Sobiecka *et al.* (2014) realizaram o tratamento de cinzas de incineração de resíduos hospitalares utilizando cimento Portland. As cinzas continham os metais pesados  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cr}^{3+}$  e  $\text{Ni}^{2+}$ . Misturas de cinzas e cimento foram analisadas nas proporções de 10%, 20%, 40%,

50% e 60% em peso de cinza. A análise buscou respostas sobre o efeito das diferentes razões de mistura de cinzas e cimento Portland e do pH sobre a lixiviabilidade.

Como resultado, Sobiecka *et al.* (2014) verificaram que quanto maior a carga de cinza, maior a imobilização de  $Pb^{2+}$  e  $Cu^{2+}$ , enquanto em baixos teores de cinza, o  $Zn^{2+}$  apresentou menor lixiviabilidade. Também se verificou que o pH influenciou na lixiviabilidade dos metais investigados, tendo um resultado melhor em valores de pH em torno de 7 e 8.

Yin (2006) estudou a E/S em um solo contaminado por chumbo utilizando cimento Portland e cinzas de casca de arroz como aglomerantes. O autor constatou que o uso da mistura de cimento Portland e cinzas de casca de arroz se mostrou mais eficiente para os ensaios de lixiviação, em comparação com o uso isolado do cimento Portland. Contudo, a mistura dos aglomerantes estudados reduziu a resistência à compressão das amostras.

Rojas *et al.* (2008) tratou um solo contaminado com borra oleosa ácida, utilizando como aglomerante o cimento Portland. O autor variou as quantidades de borra oleosa ácida de 0 a 6% e os teores de cimento de 0 a 20%. Os resultados obtidos demonstraram que quanto maior o teor de borra oleosa ácida, maior a temperatura de hidratação e menor o tempo para atingir o pico, resultando em uma menor resistência à compressão simples, maior perda de massa e menor rigidez. De forma geral, a técnica se mostrou eficiente na redução dos metais pesados analisados.

A remediação de solo contaminado por hidrocarbonetos foi estudada por Knop *et al.* (2004), o qual avaliou diferentes quantidades de contaminante e de agente cimentante. Os ensaios de lixiviação foram realizados em um equipamento de coluna seguindo a norma ASTM D 4874 e seguindo o método proposto pela NBR 10005 (ABNT, 2004b). O lixiviado dos ensaios de coluna apresentou variação apenas no volume, sem mudança na concentração, conforme se variou os teores de cimento. Na resistência à compressão simples se observou um acréscimo conforme o aumento do cimento, assim como um decréscimo na resistência para maiores teores de contaminante. O autor concluiu que a quantidade de cimento, e o grau de contaminação são fatores determinantes para a eficácia do método.

## 2.6 COMPORTAMENTO MECÂNICO E FÍSICO-QUÍMICO DOS SOLOS SUBMETIDOS À TÉCNICA E/S

Conforme protocolo desenvolvido por Brito (2007), a avaliação dos solos tratados por E/S deve ser realizada por análises mecânicas da matriz, com ensaios de resistência à compressão simples e de umidificação/secagem. Deve-se analisar também a imobilização dos contaminantes por intermédio de ensaios de lixiviação. Na sequência do texto é apresentada uma breve revisão acerca dos ensaios laboratoriais e propriedades consideradas relevantes para a análise dos solos.

### 2.6.1 Resistência à compressão simples

A presença de um agente aglomerante no solo gera uma resistência que ocorre na ausência de tensões de confinamento, chamada também de “coesão verdadeira”. Sendo assim, a resistência à compressão não confinada se mostra útil para analisar o efeito do cimento em diferentes dosagens na amostra (LIU *et al.*, 2008). A resistência não confinada nos corpos de prova é influenciada principalmente pelo grau de cimentação e pela compactação do meio, buscando avaliar a integridade dos materiais (PRIETTO, 1996; SCHNAID *et al.*, 2001; CONSOLI *et al.*, 2007).

Observa-se que a resistência mecânica não diz respeito apenas ao teor de agente cimentante utilizado na amostra, e sim engloba outros fatores como densidade, forma e natureza das partículas (CONSOLI *et al.*, 2007; CONSOLI *et al.*, 2010). Isso se comprova pelo fato de que em um mesmo solo, com a mesma porcentagem de aglomerante, porém diferentes densidades, as resistências serão distintas em decorrência de que em solos mais densos haverá mais pontos de contato entre partículas (CHANG; WOODS, 1992).

De acordo com Pablos (1995), a avaliação da resistência à compressão de materiais E/S tem importância para definir o seu destino final. No Brasil, essa avaliação é realizada através de alguns modelos existentes dada a ausência de legislação específica sobre o tema. A Tabela 2.6 traz alguns valores de referência para a RCS utilizados em outros países.

Tabela 2.6 – Parâmetros para análise de materiais E/S

País	Resistência mecânica	Uso final
Canadá <sup>1</sup>	$\geq 3,5$ MPa	Aterro sanitário industrial
	$\geq 0,35$ MPa	Aterro de resíduos sólidos urbanos
Estados Unidos (USEPA) <sup>2</sup>	$\geq 0,35$ MPa	Aterro sanitário de materiais a base de aglomerantes hidráulicos
França e Holanda <sup>2</sup>	$\geq 1$ MPa	Aterro
Holanda <sup>2</sup>	De 3 a 5 MPa	Camada de base em rodovias
Itália <sup>2</sup>	$\geq 2,94$ MPa	Sem especificação do uso ou disposição final
Reino Unido <sup>2</sup>	4,5 e 7,0 MPa	Camada de base
	10 a 15 MPa	Material de cobertura

(Fonte: (1) Spence e Shi, 2004; (2) Brito, 2007)

Os possíveis usos conforme a resistência mecânica do material E/S são variados: uso em cerâmica (tijolos maciços, blocos cerâmicos e telhas), pavimentação de rodovias, material para obras de alvenaria sem função estrutural, artefatos de concreto, entre outros. Nos casos em que o material estabilizado não atenda às exigências mínimas para esses fins, o destino final pode ser um aterro sanitário industrial ou aterro de resíduos sólidos urbanos, a depender da classificação de periculosidade.

A presença de contaminantes orgânicos alteram e inibem o processo de hidratação do cimento (KNOP *et al.*, 2004). O autor verificou que um solo cimentado com adição de óleo diesel apresentou queda nos valores de resistência. Comportamento semelhante foi obtido por Rojas (2012) quando adicionado borra oleosa ácida ao solo. Schwarz *et al.* (2006) constataram que a adição de gasolina influencia no comportamento de um solo arenoso cimentado, concluindo que a resistência é dependente da água, quantidade de cimento, teor de contaminação e tempo de cura.

Segundo Consoli *et al.* (2007), esse ensaio tem sido empregado como um dos mais relevantes para analisar os efeitos de diferentes variáveis na resistência da mistura solo-cimento. O ensaio permite verificar a eficácia da estabilização e os principais fatores que influenciam a resistência, além de ser um método rápido, simples, barato e confiável.

### 2.6.2 Durabilidade

A durabilidade do material pode ser definida como a capacidade do mesmo de manter a sua integridade física quando exposto às ações das intempéries (DEMPSEY; THOMPSON, 1968). A avaliação dessa característica pode ser realizada por meio de ensaios de molhagem-secagem-escovação, e de congelamento-degelo-escovação, sendo o último não aplicável às regiões

tropicais e subtropicais (NÚÑEZ, 1991). A norma ASTM D559 (ASTM, 2015) pode ser seguida para avaliação da durabilidade nos ensaios de molhagem-secagem-escovação. Conforme a norma, a durabilidade de misturas solo-cimento é medida através da perda de massa acumulada (PMA) conforme ciclos de umedecimento-secagem-escovação. O ensaio busca simular a capacidade do material E/S em resistir a mudanças climáticas bruscas a longo prazo (STEGEMANN; CÔTÉ, 1996).

O encapsulamento físico dos contaminantes é determinado pela permeabilidade do material, fator esse que afeta a durabilidade dos resíduos. A permeabilidade pode ser dita como uma medida da potencialidade de liberação dos contaminantes no meio ambiente, em que valores inferiores a  $10^{-8}$  m/s podem ser requisitados, conforme a destinação final. Os fatores avaliados na durabilidade dizem respeito à estabilidade após a imersão em água, biodegradabilidade e a resistência aos ciclos de molhagem-secagem (AL-TABBAA; KING, 1998; SHI; SPENCE, 2004).

Klich *et al.* (1999) ressaltam que o método E/S utilizando agentes cimentícios possui a mesma vulnerabilidade às degradações físicas e químicas do que o concreto. A durabilidade da técnica pode variar de acordo com a composição química e mineralógica, agente cimentante e tipo de contaminante. Os autores aplicaram técnicas de microscopia óptica e eletrônica em solos contaminados e cimentados com cimento Portland. Após seis anos de observação, concluíram que as avaliações de durabilidade devem ser complementadas com análises microscópicas, buscando maior precisão na avaliação do desempenho a longo prazo do material estabilizado e solidificado.

As implicações da quantidade de cimento e do peso unitário seco por ciclo podem ser avaliadas por meio do ensaio de durabilidade. Estudos vem sendo realizados em variados agentes cimentantes com o intuito de avaliar a durabilidade a longo prazo desses materiais (e.g., SHIHATA; BAGHDADI, 2001; CONSOLI; TOMASI, 2017; CONSOLI *et al.*, 2018a; 2018b; 2018c).

Consoli e Tomasi (2017) avaliaram a durabilidade de uma mistura de areia de Osório – cimento Portland com diferentes teores de cimento (C) e pesos unitários secos ( $\gamma_d$ ). Os autores observaram que conforme aumentava o  $\gamma_d$  e C, as perdas de massa por ciclo eram reduzidas. Observou-se, também, que a perda de massa por ciclo está associada ao índice  $\eta/(C_{iv})$ , demonstrando assim que o índice controla também o desempenho da durabilidade nas misturas

solo-cimento. A Figura 2.9 demonstra a diferença dos valores de obtidos no PMA conforme variação de C e  $\gamma_d$ .

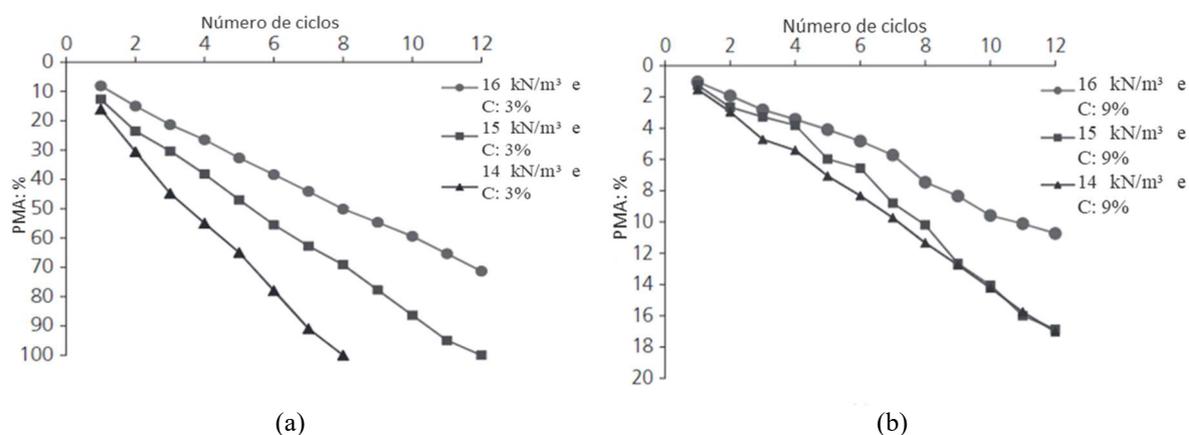


Figura 2.9 - Resultados de PMA em mistura de Areia de Osório e cimento Portland: (a) 3% cimento (b) 9% cimento (CONSOLI; TOMASI, 2017)

### 2.6.3 Lixiviação e Solubilização

Um método considerado efetivo para avaliar a imobilização dos contaminantes da técnica E/S em relação à estabilidade química é o ensaio de lixiviação (COCKE, 1990). O ensaio busca avaliar o potencial de transferência dos contaminantes presentes no solo através do fluxo de um fluido, o que permite classificar os resíduos e confirmar a necessidade de tratamentos adicionais (USEPA, 1980; ASAVAPISIT *et al.*, 2001). No momento em que um resíduo ou, no caso, um solo contaminado, entra em contato com a água, uma fração dos seus constituintes são dissolvidos, processo este chamado de lixiviação (BRITO, 2007).

Conforme Rojas (2008), a verificação da eficiência do processo E/S deve contar com uma comparação da concentração de contaminantes em um solo não tratado com as concentrações obtidas de um solo tratado. Ademais, a classificação do método de lixiviação se dá pela renovação da solução extratora, podendo ser estático (sem renovação) ou dinâmico (com renovação). O método estático pode ser separado em extração agitada ou não agitada (SPENCE; SHI, 2004).

A avaliação da lixiviação nos materiais E/S se faz necessária devido à exposição que tais irão sofrer ao longo do tempo. O ensaio busca então simular condições extremas que podem ocorrer em um aterro de disposição final. Porém, apesar de não ser possível distinguir entre os mecanismos físicos e químicos que afetam os resultados desse ensaio, esses dados são

suficientes para verificação da ocorrência da imobilização da contaminação (CAMARGO *et al.*, 2005).

Os ensaios de lixiviação têm como propósito averiguar se os contaminantes seguem encapsulados após a aplicação da cimentação e, ainda, se as concentrações do extrato lixiviado e solubilizado obedecem aos limites estipulados por normas ambientais (SILVA, 2007). A quantidade de contaminação lixiviada é expressa em concentração do contaminante no lixiviado, líquido resultante do ensaio. Para a obtenção do lixiviado, pode-se utilizar água ou soluções ácidas, conforme cada norma técnica. O uso de soluções ácidas busca simular uma condição real em que possa estar submetido, como chuva ácida e/ou acidez da água subterrânea em decorrência da presença de ácidos orgânicos (KULAKOWSKI *et al.*, 2016).

A avaliação da lixiviação pode ser efetuada através de variadas metodologias existentes. Como exemplo de métodos, é possível citar o ensaio normatizado pela USEPA, denominado Total Characteristics Leaching Procedure (TCLP). No Brasil, é seguida a NBR 10005 (ABNT, 2004b), contando com um procedimento semelhante ao TCLP, em que se executa agitação na mistura para estimular o contato do sólido/lixiviante, acidificação da amostra e então coleta e análise do extrato lixiviado. A norma norte-americana ASTM D 4874 (ASTM, 2014) adota uma metodologia que procura eliminar os efeitos da solubilização com aplicação do lixiviante sob pressão no corpo de prova, método conhecido como “lixiviação em coluna”.

A norma brasileira relacionada ao ensaio de lixiviação – NBR 10005 – foi regulamentada no ano de 1987 e atualizada em 2004, sendo referência no país para estudos de lixiviação estática com agitação em resíduos. De natureza semelhante, há o ensaio de solubilização, regido pela NBR 10006 (ABNT, 2004c). Ambos os ensaios têm como objetivo geral a análise da capacidade de transferência da contaminação para o meio e a classificação dos resíduos sólidos, conforme a NBR 10004 (ABNT, 2004a).

O ensaio de lixiviação baseia-se em um processo que busca determinar a capacidade de movimentação de substâncias orgânicas e inorgânicas por meio de dissolução no meio extrator (ABNT, 2004b). Dessa forma, pode-se avaliar a estabilidade química dos compostos incorporados na matriz cimentícia. Essa técnica consiste na mistura de um material sólido ou semissólido em uma solução extratora, sem renovação, buscando assemelhar-se a uma percolação. O período inicial do ensaio é chamado de “lavagem”, visto que nessa fase a lixiviação é acelerada pela diferença entre as características do líquido lixiviante e do sólido

presente, podendo também ser influenciada pelo pH da mistura (PERON, 2008). Já o ensaio de solubilização busca simular condições de contato com águas pluviais ou subterrâneas através da obtenção do extrato solubilizado, visando classificar os resíduos conforme NBR 10004 (ABNT, 2004a).

De acordo com Conner e Hoeffner (1998), para que os contaminantes apresentem uma menor solubilidade, é ideal que o pH esteja elevado ( $7,5 < \text{pH} < 11,0$ ). Spence e Shi (2004) ratificam que a solubilidade está associada à variação do pH, influenciando na precipitação e dissolução dos contaminantes. Em valores baixos de pH a solubilização aumenta e a capacidade dos contaminantes em formarem ligações com o aglomerante são afetadas.

Para que o contaminante lixivie, ele deve dissolver-se na água presente na matriz sólida ou no lixiviante. Essa dissolução ocorre devido a reações químicas envolvendo a solubilização da fase sólida e o transporte através dos poros pelo lixiviante (ASAVAPISIT *et al.*, 2001; ROSA *et al.*, 2002). As reações químicas podem acelerar ou retardar a lixiviação, a qual é afetada por fatores como potencial redox ( $Eh$ ), pH, presença de ânions carbonatos, sulfatos e silicatos. Com o fluxo do líquido extrator pela matriz sólida, ocorre o transporte da fração móvel dos contaminantes, enquanto a fração imóvel sofre um processo contínuo de solubilização. A concentração dos metais no lixiviado pode mudar também com o tempo, em função de variabilidade de solubilização individual de tais (ASAVAPISIT *et al.*, 2001; POON *et al.*, 2001).

Aspectos como área superficial, escoamento pela partícula, porosidade, condutividade hidráulica, relação sólido/líquido, temperatura e equipamento utilizado também podem influenciar na lixiviação (POON *et al.*, 2001; KNOP *et al.*, 2004; KULAKOWSKI *et al.*, 2016; ESTABRAGH *et al.*, 2018). Stegemann e Côté (1996) salientam que em uma matriz impermeável não há lixiviação. Em matrizes com baixa permeabilidade ( $< 10^{-9}$  m/s) o fluxo através dos resíduos é limitado, com uma lenta difusão que causará a lixiviação. Já em uma matriz com uma maior permeabilidade ( $> 10^{-9}$  m/s), o fluxo será maior, resultando em uma maior lixiviação.

O comportamento em relação a lixiviação da mistura de cinza volante, cal de carbureto e NaCl foi estudado por Saldanha (2018), o qual buscou estabilizar a cinza volante, visto que tal resíduo possui metais pesados como elementos traços. A adição de NaCl afetou a capacidade de retenção de alguns metais como Cromo e Selênio. A mistura analisada possibilitou a diminuição da concentração de metais pesados no lixiviado do ensaio de coluna. O melhor resultado para

o elemento Cromo foi com a adição de 5% de cal, e para o elemento Selênio houve redução de 85% para todos os parâmetros estudados.

Barros *et al.* (2020) estudaram a imobilização de metais pesados contidos em resíduos de quartzito através da mistura de cimento, cal e resíduos. A classificação do resíduo de quartzito foi realizada através dos ensaios de lixiviação e solubilização, tendo como resultado resíduo de Classe I – Perigoso. As argamassas analisadas também foram submetidas aos mesmos ensaios, sendo classificadas como resíduos não perigosos, comprovando assim a imobilização dos metais estudados.

Os estudos de lixiviação e solubilização incluem a realização das análises químicas dos lixiviados. Essas análises podem ser realizadas por variadas técnicas, como espectroscopia de absorção atômica (ROJAS *et al.*, 2008; REGINATTO, 2017), espectrometria de emissão atômica com plasma acoplado (SILVA, 2007), extração sequencial (NASCENTES, 2006) e outras.

A verificação da presença de fases minerais pode ser realizada também através de algumas técnicas como: difração de raios-X (CHERYL *et al.*, 2005), ressonância magnética (CONG; KIRKPATRICK, 1996), espectroscopia infravermelho (YU *et al.*, 1999; LIMA *et al.*, 2011), análises térmicas (CARTLEDGE *et al.*, 1990; SALDANHA *et al.*, 2018), microscopia eletrônica de varredura (DALL AGNOL, 2018; GOMES *et al.*, 2022), entre outras.

## 2.7 ÍNDICE POROSIDADE E TEOR VOLUMÉTRICO DO AGENTE CIMENTANTE

Uma metodologia de dosagem capaz de prever o comportamento geomecânico de misturas solo-cimento foi estabelecida por Consoli *et al.* (2007), relacionando a porosidade com o teor volumétrico de agente cimentante da mistura. O desenvolvimento desta metodologia teve como base os estudos de Larnach (1960 apud FOPPA, 2005), o qual analisou misturas compactadas de areia fina, argila e teores de cimento de 5,3%, 11,1% e 17,7%, variando o teor de umidade e o peso unitário seco. As amostras foram submetidas a ensaios de resistência à compressão não confinada após cura de 7 dias, resultados relacionados a razão entre volume de vazios e volume de cimento ( $V_v/V_c$ ), obtendo uma relação conforme Figura 2.10.

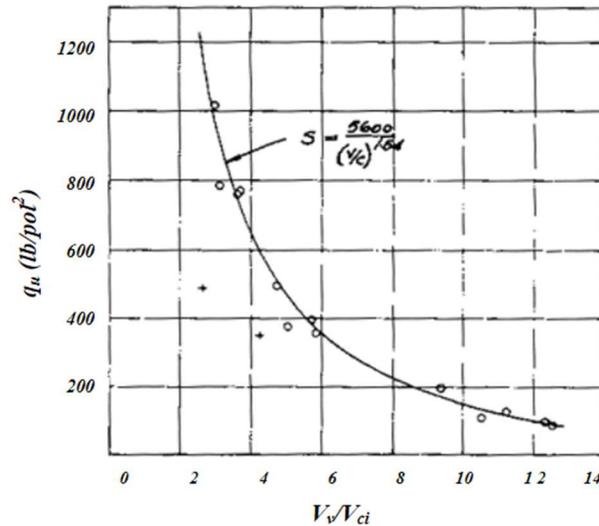


Figura 2.10 - Relação entre resistência à compressão não confinada e razão de volume de vazios/cimento de solo cimentado (LARNACH, 1960 apud FOPPA, 2005)

Consoli *et al.* (2007) então realizaram estudos acerca do comportamento de misturas solo-cimento, visando quantificar a influência do teor de cimento, teor de umidade e porosidade na resistência de um solo residual de Arenito Botucatu. Dessa forma, os autores propuseram um método de dosagem racional para misturas solo-cimento, em que a compactidade é expressa pela porosidade ( $\eta$ ) e a cimentação é dada pelo teor volumétrico de cimento ( $C_{iv}$ ). A relação obtida consiste na razão entre porosidade e quantidade de agente cimentante  $\eta/(C_{iv})$ , conforme Equação 2.6.

$$\frac{V_v(\text{volume de vazios})}{V_{ci}(\text{volume de cimento})} = \frac{\frac{V_v}{V_{total}}}{\frac{V_{ci}}{V_{total}}} = \frac{\eta}{C_{iv}} \quad \text{Equação 2.6}$$

Ademais, Consoli *et al.* (2007) descobriram que a relação entre a resistência à compressão simples e o índice  $\eta/(C_{iv})$  pode ser expressa na forma de uma equação do tipo potência (Eq. 2.7), em que ( $k$ ) é um expoente que compatibiliza as influências relativas da porosidade e do teor de cimento e A e B são, a priori, coeficientes de melhor ajuste para o solo testado.

$$q_u = A \left[ \frac{\eta}{(C_{iv})^k} \right]^B \quad \text{Equação 2.7}$$

Partindo de uma derivação teórica, Diambra *et al.* (2017) buscaram estabelecer relações entre as propriedades do material e os coeficientes da Equação 2.7. Foi demonstrado assim que os

coeficientes  $k$  e  $B$  são dependentes da matriz do solo, podendo ser relacionados a um parâmetro único  $a$ , sendo:  $k=1/a$  e  $B=-a$ . Já o parâmetro  $A$  é influenciado pela combinação da matriz do solo e a fase cimentícia, em que é altamente influenciado pelas condições de cura. Uma vez estabelecida a curva de dosagem (Fig. 2.11), é possível obter o valor de  $\eta/(C_{iv})^k$  para determinado valor de RCS. Dessa forma, a dosagem é obtida por meio de diferentes combinações de porosidades e teores de cimento.

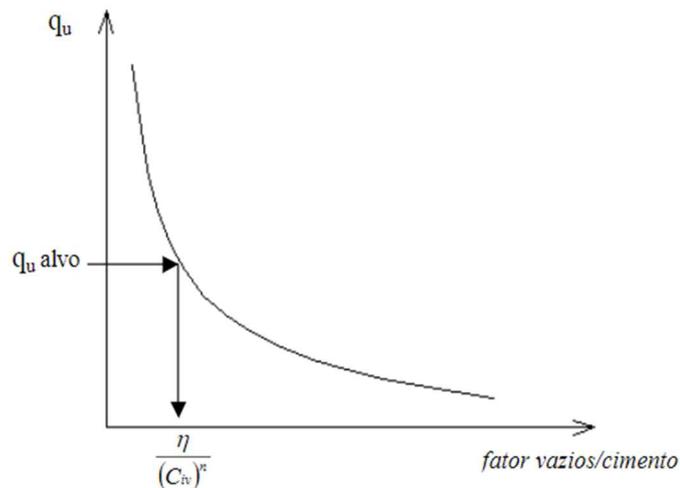


Figura 2.11 - Relação entre resistência à compressão não confinada e índice  $\eta/(C_{iv})^k$  (FOPPA, 2005)

O expoente  $k$  no valor de 0,28 como melhor ajuste para o solo residual de Arenito Botucatu foi estipulado por Consoli *et al.* (2007) e posteriormente corroborado por Diambra *et al.* (2017), como demonstrado na Figura 2.12. Tal ajuste se dá consoante ao tipo de solo e material utilizado. Em casos em que a influência da porosidade é maior que a do teor de cimento sobre a resistência, o valor de  $k$  é inferior a 1 ( $k < 1$ ), caso contrário, o expoente será maior que 1 ( $k > 1$ ). Ademais, nos casos com efeito do teor de cimento e da porosidade equivalentes, o expoente será igual a 1 ( $k = 1$ ) (FOPPA, 2016).

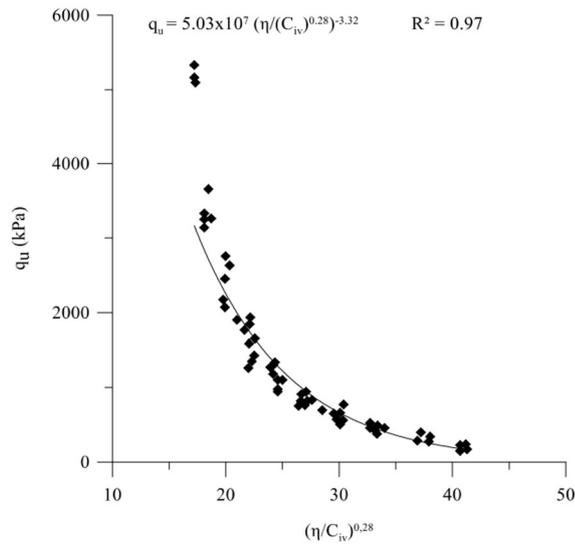


Figura 2.12 - Curva de dosagem obtida para solo residual de Arenito Botucatu em função da resistência à compressão não confinada e índice  $\eta/(C_{iv})$  (CONSOLI *et al.*, 2007)

O estudo citado acima foi validado por Consoli *et al.* (2010), com a realização de ensaios de compressão simples em Areia de Osório artificialmente cimentada, com diferentes teores de cimentação e um período de cura de 7 dias. Na Figura 2.13 é possível visualizar o comportamento obtido neste estudo para a Areia de Osório.

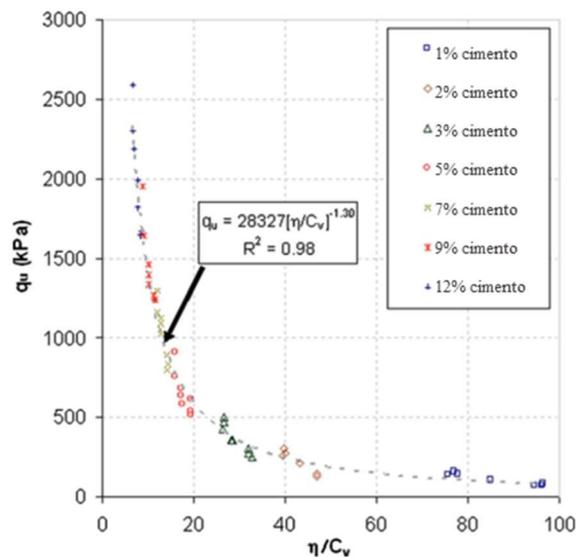


Figura 2.13 - Curva de dosagem obtida para solo Areia de Osório em função da resistência à compressão não confinada e índice  $\eta/(C_{iv})$  (CONSOLI *et al.*, 2010)

Ainda referente ao material de Areia de Osório, Cruz (2008) analisou o comportamento do material com diferentes teores de cimento e avaliou a influência de fatores como tensões efetivas de confinamento. Como um dos resultados, o autor observou que amostras com o mesmo  $\eta/(C_{iv})$  e diferentes quantidades de cimento apresentaram comportamento semelhante quanto ao comportamento tensão-deformação e variações volumétricas. Consoli *et al.* (2016) estudaram diferentes solos siltosos e argilosos e obtiveram uma equação única para a determinação da resistência à compressão simples relacionada ao índice  $\eta/(C_{iv})$  para todos os solos finos analisados, conforme demonstrado na Figura 2.14.

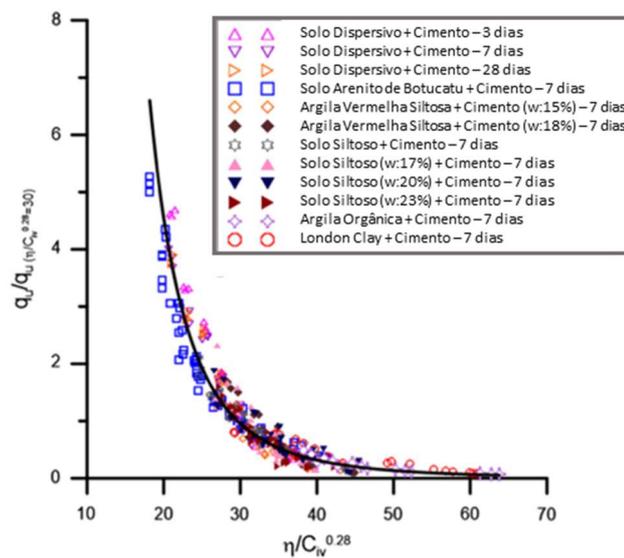


Figura 2.14 - Normalização da resistência em função do índice  $\eta/(C_{iv})$  para os solos estudados e os diferentes tempos de cura (CONSOLI *et al.*, 2016)

Outra correlação que pode ser utilizada é a razão entre perda de massa e índice  $\eta/(C_{iv})$ . Este fator deve ser analisado para verificar a durabilidade do material cimentado e sua resistência à exposição a intempéries ao longo da sua vida útil. Consoli e Tomasi (2017) executaram ensaios de durabilidade em Areia de Osório cimentada com cimento Portland. Neste estudo, se encontrou correlações entre  $\eta/(C_{iv})$  e a perda de massa acumulada (PMA) após 12 ciclos de acordo com a metodologia de molhagem-secagem-escovação, conforme Figura 2.15.

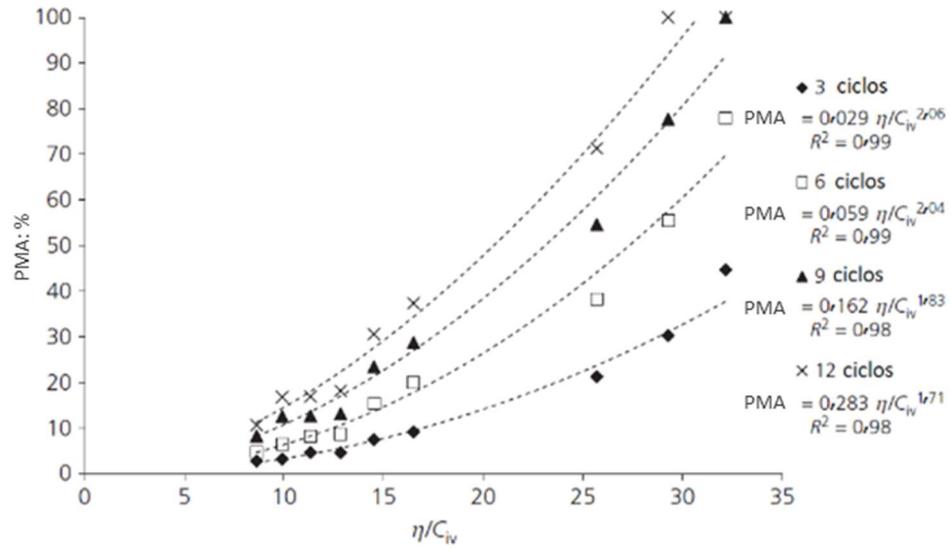


Figura 2.15 - PMA em função do índice  $\eta/(C_{iv})$  para Areia de Osório com cimento Portland (CONSOLI e TOMASI, 2017)

### 3 PROGRAMA EXPERIMENTAL

Neste capítulo será apresentado o planejamento experimental executado nesta pesquisa, em que se buscou atingir os objetivos propostos, assim como os detalhes acerca dos materiais e metodologias para a execução dos ensaios laboratoriais selecionados.

#### 3.1 MATERIAIS

##### 3.1.1 Solo Residual Arenito Botucatu

O solo empregado nesta pesquisa é conhecido como Solo Residual de Arenito Botucatu (SRAB), derivado de rocha sedimentar e pertencente à formação Botucatu, conforme Figura 3.1. O solo foi coletado por escavação manual em um talude localizado nas proximidades da rodovia RS-240, na localidade da Vila Scharlau, município de São Leopoldo – RS. Para sua utilização, foi seco em estufa a 60°C, sendo posteriormente destorroado e passado na peneira com abertura de 2,0 mm. Portanto, foi utilizado em estado perturbado.

De acordo com Martins *et al.* (2005), o SRAB pode ser considerado uma rocha do ponto de vista geológico, pois preserva o tecido original do arenito (horizonte C). Entretanto, como apresenta baixa resistência à escavação, pode ser classificado como solo do ponto de vista geotécnico. Ainda, a formação Botucatu é uma das mais representativas advindas de processos de deposição de sedimentação eólica.

Esse solo tem sido utilizado em diversas pesquisas realizadas pelo PPGEC/UFRGS (e.g.: NÚÑEZ, 1991; PRIETTO, 1996; THOMÉ, 1999; HEINECK, 2002; CONSOLI *et al.*, 2007; WINTER, 2018; DE PAULA *et al.*, 2019; CHAVES, 2020; SCHEUERMANN FILHO, 2022), em que já se constatou a homogeneidade da camada ao longo da sua profundidade. O conhecimento acumulado acerca do SRAB serve como auxílio para o conhecimento das suas propriedades físicas, químicas e mecânicas. A escolha do Solo de Arenito Botucatu se deu pela sua ocorrência na região da pesquisa, a qual conta com a presença de Curtumes, os quais utilizam no seu processo produtivo o Cromo. Os resíduos são gerados tanto no processo produtivo quanto no tratamento dos efluentes líquidos.

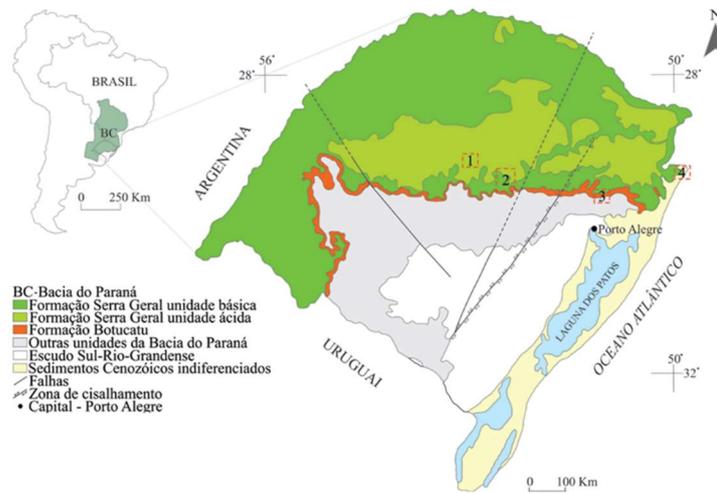


Figura 3.1 - Localização da formação Botucatu na Bacia do Paraná (RIOS, 2017)

No que se refere as características físicas do solo, a Figura 3.2 apresenta o gráfico da distribuição granulométrica do SRAB, obtida conforme procedimentos na norma NBR 7181 (ABNT, 2018), bem como os limites das frações granulométricas adotados. A curva obtida se assemelha a outras curvas encontradas na literatura. A composição granulométrica é formada predominantemente por partículas finas de areia. De acordo com o Sistema Unificado de Classificação de Solos (SUCS), norma D2487 (ASTM, 2017), o Solo Residual de Arenito Botucatu é classificado geotecnicamente como SM (areia siltosa).

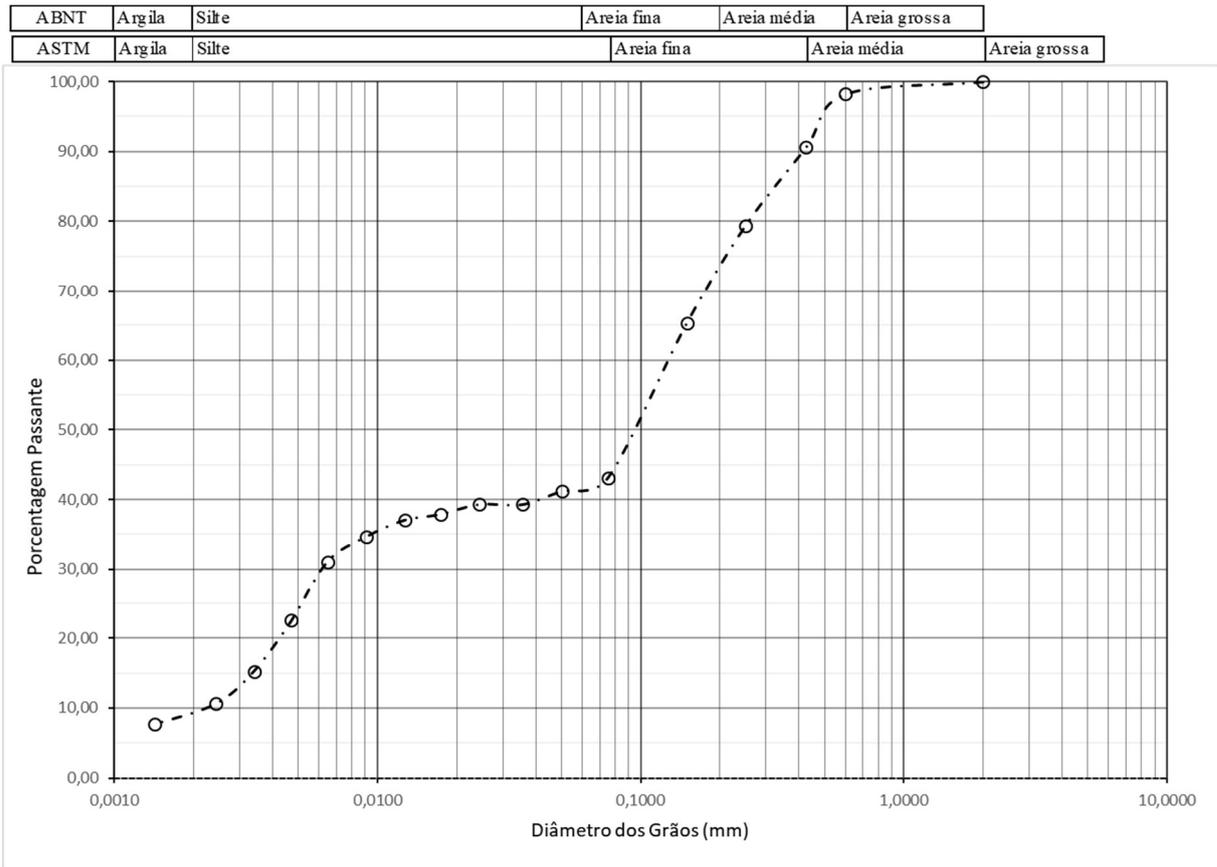


Figura 3.2 – Distribuição granulométrica do Arenito Botucatu

A principais características físicas do SRAB são apresentadas na Tabela 3.1. Os procedimentos executados para obtenção de cada resultado serão explicados no item 3.3.2. A condutividade hidráulica do solo ( $k$ ) possui valor em torno de  $10^{-7}$  m/s conforme Martins *et al.* (2005), na condição in situ.

Tabela 3.1 – Propriedades físicas do Arenito Botucatu

Propriedades	Valores	Norma
Massa Específica dos Grãos ( $\text{g/cm}^3$ )	2,64	NBR 6457
Areia Grossa ( $2,00 < d < 4,75$ mm) (%)	0	
Areia Média ( $0,425 < d < 2,00$ mm) (%)	9,38	
Areia Fina ( $0,075 < d < 0,425$ mm) (%)	47,53	NBR 7181
Silte ( $0,002 < d < 0,075$ mm) (%)	32,45	
Argila ( $d < 0,002$ mm) (%)	10,64	
Diâmetro Efetivo ( $D_{10}$ ) (mm)	0,0025	
Diâmetro Médio ( $D_{50}$ ) (mm)	0,098	NBR 6502
Coeficiente de Uniformidade (Cu)	52,8	
Limite de Liquidez	22	NBR 6459
Limite de Plasticidade	19	NBR 7180
Índice de Plasticidade	3	-
pH	4,9	-
Classificação UCS	SM	ASTM D2487

As características de compactação do solo foram obtidas através do ensaio de compactação com energia Proctor Normal conforme recomendações da NBR 7182 (ABNT, 2020). Na Figura 3.3 são apresentados os resultados do referente ensaio. Através da curva de compactação obtida, verificou-se que a umidade ótima é de aproximadamente 13,4% para um peso específico aparente seco máximo de 17,96 kN/m<sup>3</sup>. Esses resultados se assemelham a outros já encontrados para o mesmo material por autores como Knop *et al.* (2004) e Scheuermann Filho (2022).

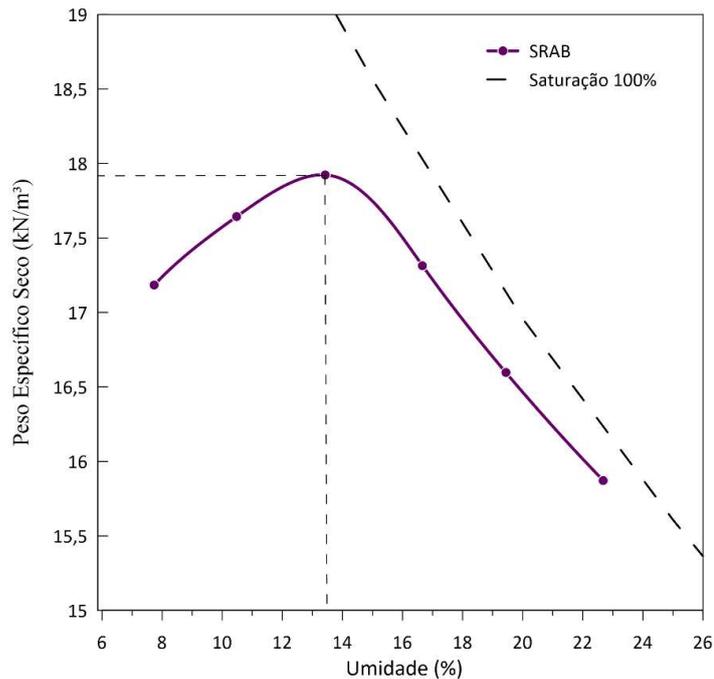


Figura 3.3 - Curva de compactação do SRAB

O solo foi também submetido a análise de Difração de Raio-X (DRX) e Fluorescência de Raio-X (FRX), realizados conforme explicitado nos itens 3.2.2.3 e 3.2.2.4 respectivamente. A figura 3.4 apresenta o difratograma obtido da análise de DRX. A mineralogia do SRAB é composta principalmente por três minerais, Caulinita ( $\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 2\text{SiO}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ), Quartzo ( $\text{SiO}_2$ ) e Mica. Conforme Nuñez (1991), a parcela de areia e silte é formada principalmente por grãos de quartzo e a parcela de argila formada por principalmente por caulinita.

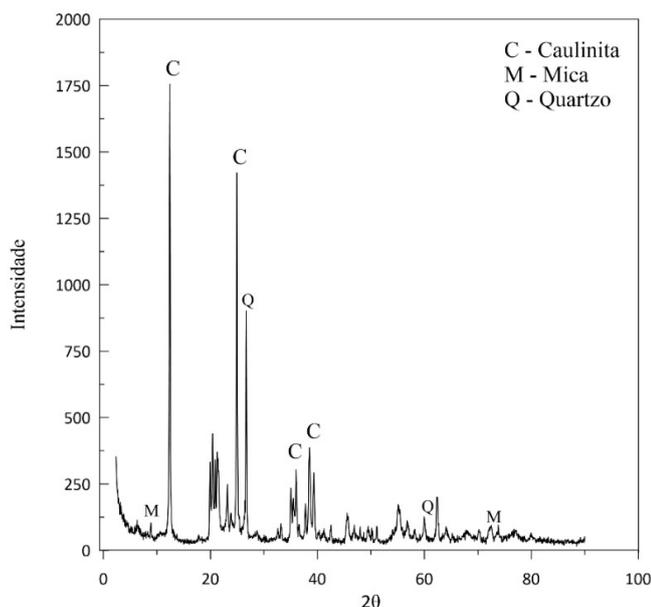


Figura 3.4 – Difração de Raio-X Solo Residual de Arenito Botucatu

A Tabela 3.2 apresenta os valores obtidos na análise da composição química do solo por meio da técnica FRX. Os resultados revelaram a presença dos principais elementos sendo dióxido de silício ( $\text{SiO}_2$ ) (54,27%), óxido de alumínio ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ) (30,92%), óxido de ferro ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ) (3,40%), dióxido de titânio ( $\text{TiO}_2$ ) (0,64%), e uma parcela residual de outros óxidos (0,57%). A presença de voláteis, representada pela sigla LOI (Loss on Ignition), foi avaliada por meio de técnicas gravimétricas. Esse valor representa a perda de elementos voláteis por ignição ocorrida na preparação do ensaio. A tabela 3.2 apresenta também, em mg/kg, os elementos traços encontrados no solo, sendo os principais Ítrio, Chumbo, Estrôncio, Zircônio, Rubídio e Cromo.

Tabela 3.2 – Espectrometria de Fluorescência de Raios-X do Solo Residual de Arenito Botucatu

<b>Elemento</b>	$\text{SiO}_2$	$\text{Al}_2\text{O}_3$	$\text{TiO}_2$	$\text{Fe}_2\text{O}_3$	MnO	MgO	CaO	$\text{K}_2\text{O}$	$\text{P}_2\text{O}_5$	LOI
<b>SRAB (%)</b>	54,27	30,92	0,64	3,40	0,02	0,08	0,04	0,40	0,04	10,2
<b>Elemento</b>	Y	Pb	Sr	Zr	Rb	Cr				
<b>SRAB (mg/kg)</b>	15,50	42,20	199,30	553,10	28,60	20				

Observa-se que os elementos predominantes são silício, alumínio e ferro, respectivamente. A partir desses valores, foram calculadas as relações moleculares sílica/alumina ( $k_i$ ) e sílica/sesquióxidos ( $k_r$ ). A relação  $k_i$  [ $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$ ] é de 2,98 e a relação  $k_r$  [ $\text{SiO}_2/\text{R}_2\text{O}_3$ ] é de 2,78. O solo pode ser classificado como caulinítico e pouco intemperizado, o qual se caracteriza por sofrer alterações físicas e químicas em grau não muito avançado (EMBRAPA, 2006).

Quando no estado não perturbado, o SRAB consiste em grãos de quartzo fixados em uma matriz argilosa de ordem secundária. Essa matriz é composta por aglomerados de partículas de caulinita as quais aparentam ser revertidas com óxidos de ferro, dando um aspecto mais uniforme a matriz e formando pontes entre os grãos de quartzo. Assim, o óxido de ferro confere certa estrutura ao SRAB intacto, conforme pode ser visualizado na Figura 3.5 (a) por meio de Microscopia de Varredura (MEV) (MARTINS *et al.*, 2005). Por outro lado, no estado remoldado, ocorre uma diferença na estrutura, a qual é perdida e faz com que as partículas de argila fiquem distribuídas aleatoriamente, cobrindo a maioria da superfície das partículas de quartzo, como pode ser percebido na Figura 3.5 (b) (c) e (d).

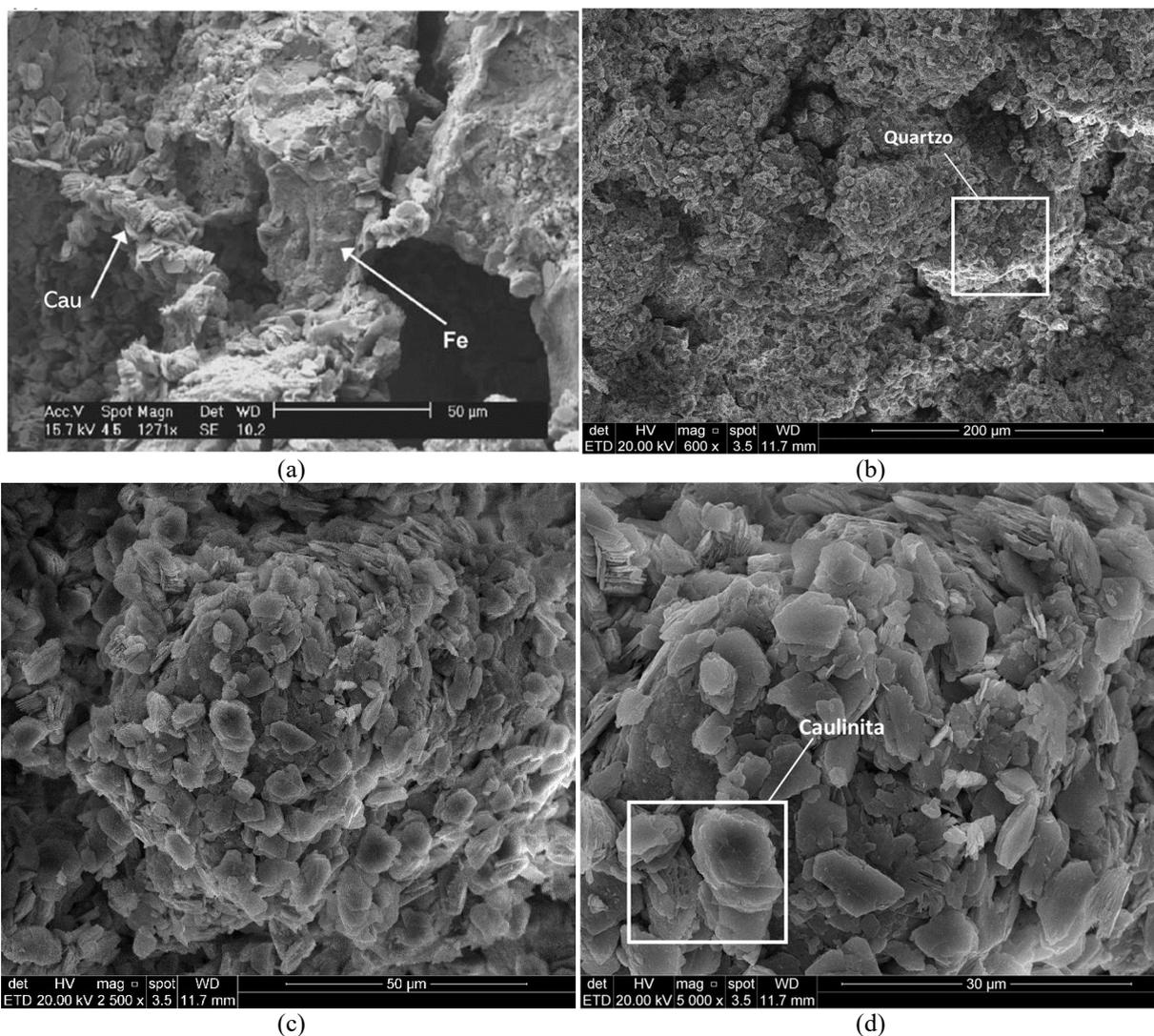


Figura 3.5 – SRAB submetido a análises MEV: (a) amostra não perturbada com Caulinita (Cau) e óxidos de Ferro (Fe) (MARTINS *et al.*, 2005); amostra remoldada (b) 600x (c) 2500x (d) 5000x

### 3.1.2 Cromo

A contaminação do solo com Cr (VI) foi realizada através da produção de solução estoque utilizando dicromato de potássio ( $K_2Cr_2O_7$ ) (Figura 3.6). Tal produto foi utilizado como reagente base, seguindo os preceitos da NBR 13738 (ABNT, 1996), a qual traz a concentração de Cr (VI) presente no dicromato após diluição em água destilada. O reagente possui massa molar de 294,18 g/mol, pH de 3,70 e 99,9% de pureza. Em secagem em estufa por 12 horas mostrou um nível de umidade inferior a 0,01% (TRAVIS *et al.*, 2000).

O dicromato de potássio foi utilizado por apresentar como principal constituinte o Cr (VI), além de ter um menor custo e ser encontrado mais facilmente no mercado em comparação ao Cr (VI). Tal forma de contaminação de amostras já foi realizada em outras pesquisas, como Inavov (2013) e Cecchin (2018). Alguns cuidados no manejo dos materiais contaminados foram tomados, devido à periculosidade que apresenta. Utilizou-se Equipamentos de Proteção Individual (EPI) e demais instruções constantes na Ficha de Informações de Segurança de Produtos Químicos – FISPQ foram seguidas.



Figura 3.6 – Dicromato de Potássio

### 3.1.3 Cimento Portland V-ARI

O cimento utilizado nesta pesquisa foi o cimento Portland de Alta Resistência Inicial – CPV - ARI conforme NBR 5733 (ABNT, 1991). Foi escolhido esse material em função do rápido

ganho de resistência que proporciona, visto que em 7 dias de cura alcança cerca de 80% da resistência obtida aos 28 dias, como ilustrado na Figura 3.7.

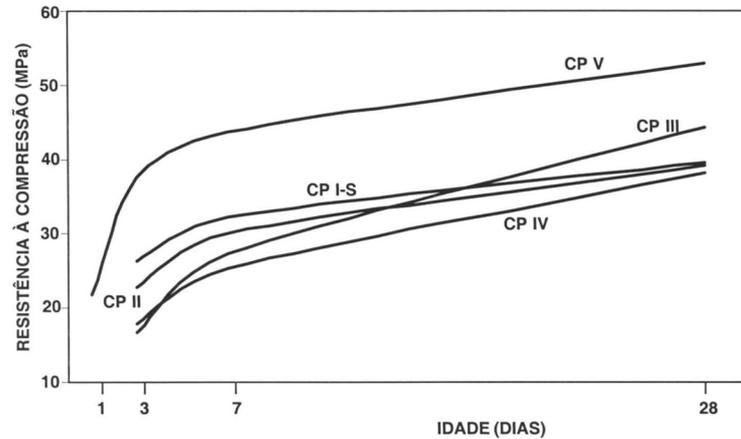


Figura 3.7 – Evolução da resistência do CPV comparado a outros tipos de cimentos (ABCP, 2002)

A massa específica do cimento foi determinada por Consoli *et al.* (2007), seguindo recomendações da NM 23 (NBR, 2001), o qual obteve um valor médio de 3,15 g/cm<sup>3</sup>. A mineralogia do CPV-ARI, por meio de análise DRX, evidencia a presença de Gipsita, Alita e Belita, conforme Figura 3.8 (FERRAZZO, 2023).

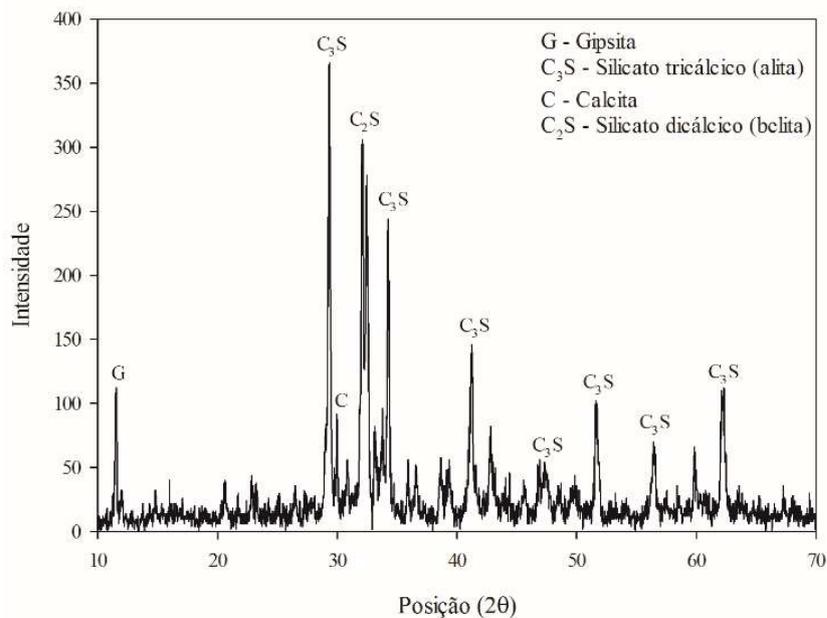


Figura 3.8 – Difratograma do CPV-ARI (FERRAZZO, 2023)

### 3.1.4 Água

A água utilizada para moldagem dos corpos-de-prova foi água destilada. O processo de destilação é realizado no LEGG, a partir de água da rede pública.

## 3.2 METODOLOGIA DE PESQUISA

Neste item são apresentados os procedimentos, técnicas, equipamentos e normativas empregadas na pesquisa. Apresenta-se também a descrição dos fatores investigados e detalhes do planejamento experimental. Esse busca verificar uma possível equivalência na resposta dos corpos de prova moldados no mesmo índice  $\eta/(C_{iv})$ , porém com dosagens distintas, assim como a comparação entre valores de  $\eta/(C_{iv})$  estipulados. O programa experimental foi dividido em etapas sintetizadas conforme a Tabela 3.3, levando a uma melhor organização e compreensão dos aspectos analisados.

A primeira etapa consistiu na apresentação da caracterização física, mineralógica e química do Arenito Botucatu, visto que os demais materiais utilizados não requerem tal caracterização. Essa etapa encontra-se detalhada no item 3.1.1. A segunda etapa diz respeito ao comportamento mecânico das dosagens, buscando verificar a influência do peso específico aparente seco, teor de agente cimentante e tempo de cura na resposta mecânica das misturas através de ensaios de compressão simples e de rigidez inicial. Nessa fase, inicialmente foram utilizadas apenas misturas de SRAB e CPV-ARI moldadas e ensaiadas em triplicata. Com os resultados obtidos, duas amostras contaminadas foram moldadas para o ponto de maior resistência e módulo cisalhante, buscando verificar se houve influência do Cr (VI) no comportamento mecânico. Para manter o mesmo número de repetições em todas dosagens, foi moldada mais duas amostras solo-cimento para as demais dosagens, totalizando quintuplicata para os ensaios de rigidez e RCS.

A terceira etapa consistiu na análise da interação entre SRAB, CPV-ARI e contaminante a partir dos ensaios de durabilidade. Em relação ao comportamento químico, foram executados ensaios de lixiviação e solubilização e análise dos extratos lixiviados e solubilizados, ensaios estes realizados na Universidade Federal da Fronteira Sul – Campus Erechim. Também nessa fase se realizou a avaliação da lixiviação em monólito nos corpos de prova dos ensaios de durabilidade.

A quarta fase teve como objetivo compilar os resultados, buscando verificar a viabilidade do uso do método de dosagem racional  $\eta/(C_{iv})$ , com foco na análise do uso do aglomerante em conjunto com a porosidade. A Figura 3.9 apresenta um diagrama do planejamento da pesquisa.

Tabela 3.3 – Programa experimental aplicado no presente estudo

Etapa	Materiais	Ensaios
Primeira etapa	SRAB	Massa Específica dos Grãos Análise Granulométrica Compactação Limites de Consistência Difratometria de Raio-X Espectrometria de Fluorescência de Raios X
Segunda etapa	SRAB Cimento Cromo	Resistência à compressão simples Rigidez Inicial
Terceira etapa	SRAB Cimento Cromo	Durabilidade Lixiviação Lixiviação em monólito ICP - OES
Quarta etapa	Compilação dos resultados obtidos e análise relacionada a metodologia $\eta/(C_{iv})$	

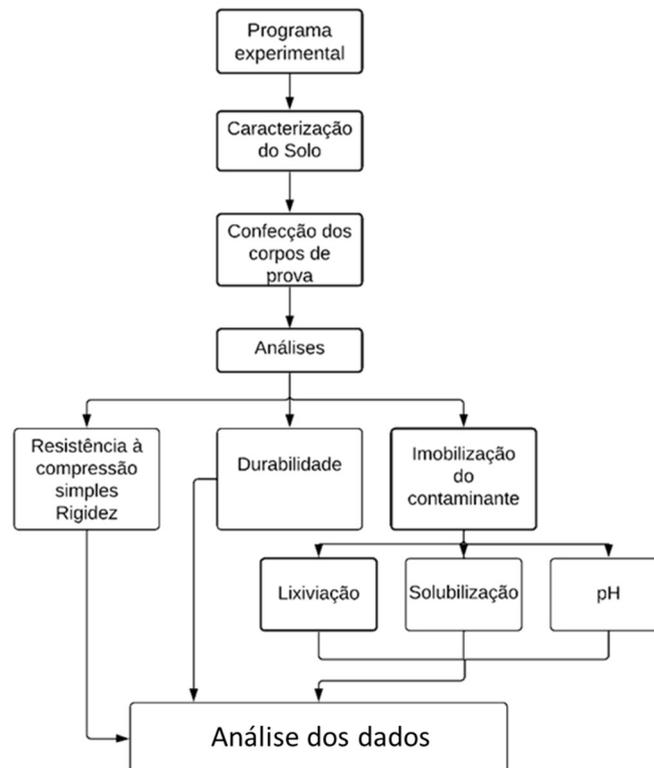


Figura 3.9 – Diagrama das etapas executadas na pesquisa

### 3.2.1 Fatores Investigados

De acordo com Andrés *et al.* (1998), a técnica E/S consiste na mistura de contaminantes com quantidades variadas de agentes cimentantes. A definição das dosagens de cimento Portland utilizadas nas misturas solo-cimento se deu com base em estudos anteriores [e.g., CHAN *et al.*, 2000; ASAVAPISIT *et al.*, 2001; POON *et al.*, 2001; OLIVEIRA, 2003; KNOP *et al.*, 2004; PIETROBON *et al.*, 2004; ROJAS *et al.*, 2008; HEINECK, 2007; PAIXÃO, 2019].

Conforme estudos já realizados, como Consoli *et al.* (2007) e Diambra *et al.* (2017), o expoente de ajuste interno ( $k$ ) (ver equação 2.7) é 0,28 para modelagem das misturas SRAB-cimento. Posto isso, as dosagens foram delimitadas a partir da definição de um valor de  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ , observando os pesos unitários secos e porcentagens de cimento conforme Equação 3.1.

$$\frac{\eta}{(C_{iv})^{0,28}} = \frac{\frac{V_v}{V_T}}{\left(\frac{V_c}{V_T}\right)^{0,28}} = \frac{100 \cdot \left[ 1 - \frac{\gamma_d}{\gamma_s \cdot \left(1 + \frac{C}{100}\right)} + \frac{\gamma_d \cdot \left(\frac{C}{100}\right)}{\left(1 + \frac{C}{100}\right) \cdot \gamma_c} \right]}{\left[ 100 \cdot \frac{\left(\frac{C}{100}\right) \cdot \gamma_d}{\left(1 + \frac{C}{100}\right) \cdot \gamma_c} \right]^{0,28}} \quad \text{Equação 3.1}$$

Onde:

$V_v$ : volume de vazios

$V_c$ : volume de cimento

$V_T$ : volume total de amostra

$\gamma_d$ : peso específico aparente seco

C: teor de cimento expressa em porcentagem

$\gamma_c$ : peso específico dos grãos de cimento

$\gamma_s$ : peso específico dos grãos do solo

O valor inicial de  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  selecionado foi de 20 baseado em um processo iterativo, buscando-se valores de peso específico seco em um intervalo de 16 a 18 kN/m<sup>3</sup>, pontos próximos ao peso

ótimo. Após, com a maior peso específico obtido do processo anterior, estipulou-se dosagens entre 17,5% e 5% de cimento.

O teor de umidade ( $w$ ) foi fixado em 13,42%, independente do peso específico seco, conforme realizado por Consoli *et al.* (2007). As dosagens de cimento adotadas se encontram em um intervalo de 5% a 20% em relação ao peso dos sólidos conforme cada moldagem especificada. A tabela 3.4 apresenta resumidamente os pontos de moldagem da pesquisa.

Tabela 3.4 – Especificações dos pontos de moldagem para os corpos de prova

$\eta/(Civ)^{0,28}$	$\gamma_d$ (kN/m <sup>3</sup> )	Teor de Cimento	Tempo de Cura	RCS/Go	Durabilidade	Lixiviação/Solubilização
23	17,96	5	7 28			
	17,96	10	7 28			
20	17,28	15	7 28	Em quintuplicata: 50 ensaios	Em duplicata: 10 ensaios	Em duplicata: 20 ensaios + 04 “branco”
	16,80	20	7 28			
18	17,96	17,5	7 28			
Total					84 ensaios	

O contaminante aqui estudado – Cr (VI) – foi escolhido por fatores como alta toxicidade e mobilidade. O valor selecionado para a contaminação de Cr (VI) foi de duas vezes o valor de intervenção para áreas industriais, consoante a Resolução CONAMA nº 420/2009 (BRASIL, 2009), correspondente a 800 mg/kg de solo seco. Este valor representa o dobro do máximo estipulado pela legislação, consistindo em uma margem razoável de contaminação. Além disso, destaca-se que o agente cimentante CPV-ARI e o SRAB apresentam Cr em suas composições, entretanto em pequenas quantidades.

Para realizar a contaminação das amostras, foi preparada uma solução estoque de Cr (VI) a partir do dicromato de potássio, conforme NBR 13738 (ABNT, 1996), na concentração de 10000 mg/L. Após, uma alíquota dessa solução foi coletada conforme a contaminação proposta e adicionada ao volume calculado de umidade, em substituição a água destilada. Em seguida, adicionava-se o líquido à mistura solo-cimento no momento da moldagem, permitindo assim uma melhor homogeneização da contaminação no corpo de prova. Assim sendo, os fatores analisados nesta pesquisa podem ser divididos em grupos, sendo eles: controláveis, constantes e respostas.

- Fatores controláveis:
  - Peso específico aparente seco ( $\gamma_d$ ) da mistura, expresso em  $\text{kN/m}^3$ ;
  - Teor de agente cimentante: 5%, 10%, 15%, 17,5% e 20%;
  - Tempo de cura dos corpos de prova até a ruptura: 7 e 28 dias;
  - Índice porosidade/teor volumétrico de cimento: 18, 20, e 23;
  
- Fatores constantes:
  - Tipo de solo: Arenito Botucatu;
  - Tipo de agente cimentante: Cimento Portland de Alta Resistência Inicial;
  - Teor de Umidade: 13,42%
  - Contaminante: 800 mg/kg de Cr (VI);
  
- Fatores resposta:
  - Resistência à compressão simples – RCS ( $q_u$ );
  - Índice de durabilidade: Perda de massa acumulada (PMA) em relação à massa seca inicial após 12 ciclos de molhagem-secagem-escovação;
  - Módulo Cisalhante Inicial ( $G_0$ );
  - Teor de Cromo presente nos extratos lixiviados;
  - Teor de Cromo presente no extrato solubilizado;

### 3.2.2 Procedimentos Experimentais

Os tópicos subsequentes possuem o objetivo de descrever os ensaios realizados, para isso, as características dos equipamentos e as normas vigentes utilizadas em tais ensaios serão detalhadas. A execução do programa experimental foi realizada no Laboratório de Ensaios Geotécnicos e Geoambientais (LEGG/Environgeo) pertencente à Universidade Federal do Rio Grande do Sul e a etapa de lixiviação/solubilização e análise dos extratos conforme normas

brasileiras foi realizada no Laboratório de Uso e Caracterização de Resíduos Sólidos da Universidade Federal da Fronteira Sul – Campus Erechim.

### 3.2.2.1 Preparação de Amostras

A amostra de solo utilizada nessa pesquisa faz parte da coleta realizada por Scheuermann Filho (2022). O armazenamento do solo ocorreu em tonéis de plástico adequadamente vedados. A preparação das amostras para as moldagens dos corpos de prova envolve os procedimentos de secagem ao ar e peneiramento (peneira nº 10 - 2,0 mm), de acordo com a norma NBR 6457 (ABNT, 2016). O solo no seu estado natural e pós peneiramento são demonstrados na Figura 3.10 (a) e (b).

O cimento utilizado foi armazenado em recipientes de plástico adequadamente vedados, evitando assim a hidratação prematura devido a umidade do ar. O dicromato de potássio foi armazenado e manuseado conforme instruções presentes na Ficha de Informações de Segurança de Produtos Químicos.

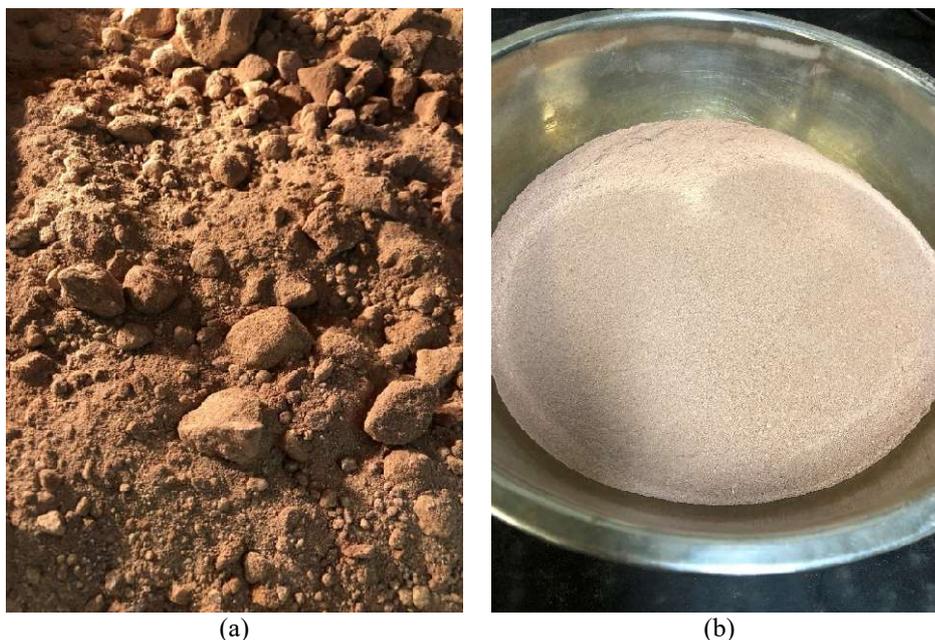


Figura 3.10 – Solo Residual de Arenito Botucatu em seu estado natural (a) e após a etapa de peneiramento (b)

### 3.2.2.2 Caracterização Física

A caracterização física do SRAB foi executada conforme o que segue. Os ensaios de granulometria foram realizados de acordo com a norma NBR 7181 (ABNT, 2018), pela combinação dos processos de peneiramento e sedimentação. A classificação do material foi

realizada com base no SUCS. Para obtenção da massa específica real dos grãos, seguiu-se a norma NBR 6458 (ABNT, 2016).

O ensaio Proctor foi executado seguindo a norma NBR 7182 (ABNT, 2020), obtendo informações dos parâmetros de umidade ótima ( $\omega_{ot}$ ) e peso específico aparente seco máximo ( $\gamma_d$ ). Neste trabalho foi realizado o ensaio na energia normal com reúso de material. Os limites de Atterberg foram determinados seguindo as orientações da NBR 6459 (ABNT, 2017) e NBR 7180 (ABNT, 2016) para o limite de liquidez e limite de plasticidade, respectivamente.

### 3.2.2.3 Difratometria de Raios X (DRX)

A caracterização mineralógica do material foi executada pelo método de difratometria de raios X, o qual identifica as estruturas cristalinas do material através da sobreposição de picos característicos. Essa análise foi realizada com o objetivo de identificar a mineralogia do solo em estudo. Para a realização do ensaio foi aplicado o método em pó, sendo o material seco e peneirado (peneira nº 200 – 0,075 mm), pulverizado ou desagregado e então depositado em um porta amostra específico para pó, buscando-se preservar a desorientação das partículas para que os minerais e estruturas cristalinas sejam analisados. Os minerais e/ou fases cristalinas são identificados pelas medidas das distâncias interplanares e das intensidades relativas dos picos nos difratogramas, com base no banco de dados ICDD – *Internacional Centre for Diffraction Data*.

A análise por difração de raio X foi executada em um difratômetro de raios X da marca *Siemens* (BRUKER AXS), modelo D5000 equipado com tubo de ânodo fixo de Cu ( $\lambda = 1,5406 \text{ \AA}$ ), operando a 40 kV e 30 mA no feixe primário e monocromador curvado de grafite no feixe secundário. As amostras em pó foram analisadas no intervalo angular de  $2,3$  a  $90^\circ 2\theta$  em passo de  $0,05^\circ/1s$  utilizando-se fendas de divergência e anti-espalhamento de  $1^\circ$  e  $0,6\text{mm}$  no detector.

### 3.2.2.4 Espectrometria de Fluorescência de Raios X (FRX)

As análises de fluorescência de raios X foram realizadas com o intuito de determinar a composição química do solo estudado, buscando verificar a composição dos elementos maiores, menores e traços, complementando assim a classificação do solo.

Esse ensaio fornece dados a respeito das proporções e concentrações de cada elemento presente no material. O funcionamento do equipamento se dá por irradiação da amostra por raios X, deslocando elétrons entre níveis energéticos, onde ocorre a emissão de raios X secundários ou

fluorescentes. Por comprimento de onda, a radiação fluorescente é identificada para cada elemento, estabelecendo as porcentagens por meio de uma curva de calibração conforme a intensidade de cada radiação (CAICEDO, 2020).

O equipamento utilizado foi um Espectrômetro de Fluorescência de Raios X, modelo RIX 2000 da marca *Rigaku*<sup>®</sup>, WDS com tubo de Raios x de Ródio (Rh). Os resultados foram obtidos por análise quantitativa com curva de calibração a partir de padrões de rocha tabelados pela Geostandards, e o método de pastilha prensada foi utilizado para preparo da amostra.

#### 3.2.2.5 Determinação do pH

A determinação do pH do solo, da mistura solo e Cromo e das misturas solo, Cromo e cimento foram realizadas conforme Manual de Métodos de Análise de Solo (TEIXEIRA *et al.*, 2017). Esse método consiste na leitura do potencial hidrogeniônico através de eletrodo imerso em suspensão líquido e sólido na proporção 1:2,5. Assim, fez-se a mistura da amostra com água destilada nas devidas proporções, agitou-se e deixou em repouso por uma hora conforme instruções. Após este período, foi realizada a medida do pH das soluções utilizando um pHmetro da marca Akso.

#### 3.2.2.6 Resistência à compressão simples (RCS)

O emprego de ensaios de resistência à compressão simples para avaliar a efetividade de técnica E/S é difundido como padrão internacional, citam LaGrega *et al.* (2010). Os autores ainda relatam que os materiais encapsulados devem ter capacidade de suportar elevadas cargas. Segundo Stegemann e Côté (1996), a resistência mínima para amostras submetidas à imersão deve ser de 350 kPa.

O ensaio RCS, conforme NBR 12025 (ABNT, 2012), ocorre através da aplicação de uma carga compressiva uniaxial em um corpo de prova sem confinamento, resultando em uma deformação controlada. O equipamento utilizado constitui em uma prensa de carregamento automático com célula de carga com capacidade de 20 kN ou com anel dinamométrico de 100 kN e taxa de deslocamento de 1,14 mm/min.

Para a realização dos ensaios, foram moldados corpos de prova de 100 mm de altura por 50 mm de diâmetro, confeccionados individualmente, assegurando a uniformidade das misturas. A confecção dos corpos de prova segue os procedimentos de pesagem, mistura, compactação,

desmoldagem, acondicionamento e cura. Após a pesagem dos materiais secos com resolução de 0,01g, o solo e cimento foram homogeneizados, e então adicionado água destilada.

Após a mistura, dividiu-se a mesma em três camadas, acondicionadas em recipientes com tampa para evitar perda de umidade, seguindo então para a compactação no molde. A compactação ocorre de maneira estática em três camadas no molde metálico tripartido, realizando-se a escarificação dos topos da primeira e segunda camada de modo que aumente a integração das camadas. Para cada corpo de prova foi realizada a determinação do teor de umidade. A Figura 3.11 demonstra algumas etapas da moldagem.



Figura 3.11 – Etapas da moldagem de corpos de prova: (a) molde tripartido (b) acondicionamento do solo no molde para compactação (c) cápsulas para medida de umidade (d) corpo de prova

Finalizada a compactação, o corpo de prova era removido do molde, pesado com resolução de 0,01g e medido (diâmetro e altura). Concluído esse processo, era então individualmente acondicionado em saco plástico identificado e vedado e armazenados em sala com temperatura constante pelo período de cura estipulado. A figura 3.12 demonstra a ruptura de um dos corpos de prova.



Figura 3.12 – Corpo de prova sendo ensaiado na prensa de compressão simples

Um dia antes do período de cura estabelecido, as amostras foram submersas em água por 24 horas na mesma temperatura em que estavam sendo curadas, buscando minimizar os efeitos da sucção e se aproximar da condição de saturação. Cada amostra era então retirada da água e superficialmente seca com papel absorvente, e então submetida ao ensaio de rigidez e posteriormente de compressão simples. A determinação da resistência à compressão simples ( $q_u$ ) se dá pela leitura registrada no momento da ruptura, aplicando os dados na Equação 3.2.

$$q_u = \frac{q}{\frac{\pi D^2}{4}} \quad \text{Equação 3.2}$$

Onde:  $q_u$ : carga obtida a partir da célula de carga (kN); D: diâmetro do corpo de prova.

### 3.2.2.7 Rigidez inicial

As medidas de rigidez do material estudado foram realizadas por medições da propagação de ondas ultrassônicas, utilizando o equipamento Pundit Lab Plus (Figura 3.13). Esse equipamento possibilita a medição do tempo necessário para a propagação de cada onda pelo material de modo a se obter uma estimativa do módulo cisalhante a pequeníssimas deformações ( $G_0$ ). Tal ensaio foi realizado com o propósito de complementar dados, verificar o comportamento das medidas de rigidez, assim como estabelecer relações entre o  $G_0$  e teor de cimento e porosidade.

Os procedimentos para a execução do ensaio se iniciaram em seguida ao término do período de cura e imersão dos corpos de prova moldados para o ensaio RCS. Após a calibração do equipamento, procedeu-se à leitura do tempo de deslocamento da onda P ( $t_p$ ), a qual foi induzida por vibração de transdutores em uma frequência de 54 kHz. Após, leu-se a onda S ( $t_s$ ) através de transdutores a uma frequência de 250 kHz. Para cada leitura realizada foi utilizado entre o corpo de prova e o transdutor um gel específico que facilita a transmissão e leitura de valores, sendo eles: velocidade ( $v_p$  e  $v_s$ ), tempo de deslocamento ( $t_p$  e  $t_s$ ) e porcentagem.

Esse ensaio é realizado nas amostras moldadas para o ensaio de compressão simples, momentos antes da ruptura, dado que é um método não destrutivo. Na Figura 3.14 é possível visualizar o corpo de prova no momento do ensaio. O módulo cisalhante do material é obtido através da relação apresentada na Equação 3.3.

$$G_0 = \rho \cdot V_s^2 = \rho \cdot \left(\frac{L}{t_s}\right)^2 \quad \text{Equação 3.3}$$

Onde:

$\rho$ : densidade do material;  $V_s^2$ : velocidade de propagação da onda cisalhante;  $L$ : comprimento do corpo de prova;  $t_s$ : tempo de propagação da onda cisalhante.



Figura 3.13 - Equipamento Pundit Lab Plus utilizado para medida de módulo cisalhante a pequenas deformações ([www.proceq.com](http://www.proceq.com))

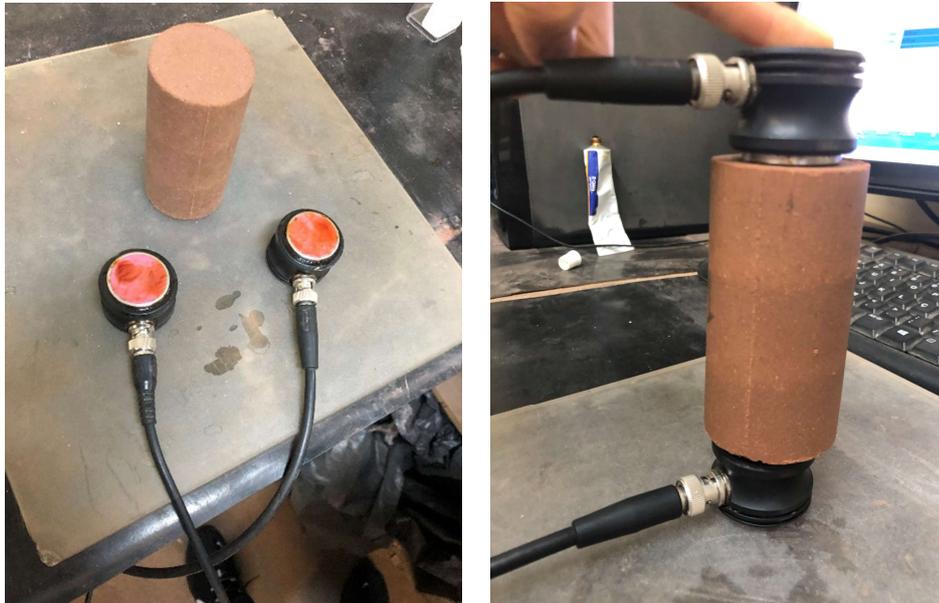


Figura 3.14 – Execução do ensaio de rigidez inicial

### 3.2.2.8 Durabilidade

Para a aferição da perda de massa dos produtos submetidos à técnica E/S, foram realizados ensaios de durabilidade por molhagem, secagem e escovação, conforme preconizado pela norma D559 (ASTM, 2015). Tal normativa determina a metodologia para avaliar a perda de massa sofrida pelos corpos de prova ao longo de 12 ciclos, visando simular em laboratório condições reais de campo. Buscou-se, assim, estabelecer possíveis relações dos resultados com o índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ .

Para isso, moldou-se corpos de prova cilíndricos com dimensões de 100 mm de diâmetro e 127 mm de altura, seguindo os mesmos procedimentos de confecção dos corpos de prova submetidos aos ensaios de resistência à compressão simples. Transcorrido os 7 dias do período de cura estabelecido, os corpos de prova foram submersos em água durante 5 horas em temperatura de  $23\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$ , e então transferidos para uma estufa a  $71\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 3\text{ }^{\circ}\text{C}$  por 42 horas. Em seguida, foram retirados da estufa, pesados e escovados – com uma escova de cerdas metálicas – no topo e na base quatro vezes cada, e nas laterais de 18 a 20 vezes, com uma força aproximada de 15 kN. Após a escovação, pesou-se novamente para verificar a perda de massa do ciclo através da comparação das massas. Todo o processo, partindo da etapa de imersão, deve ser repetido mais 11 vezes, concluindo assim os 12 ciclos estipulados.

Além da execução do ensaio seguindo a norma D559 (ASTM, 2015), realizou-se uma adaptação do ensaio com base nos estudos de Bruschi *et al.* (2022), podendo classificar tal modificação como um teste de pesquisa com base em ajustes de métodos mais simples (TIWARI *et al.*, 2015). Os autores utilizaram como ponto de partida os procedimentos da norma EA NEN7375 (EA, 2004), a qual determina a lixiviação de componentes inorgânicos de materiais moldados ou monolíticos, conhecido como método da imersão em tanque. O procedimento é realizado com a imersão da amostra em tanque com renovação do fluido lixiviante em tempos especificados, totalizando 64 dias. A referida norma é uma das poucas que utiliza amostras íntegras, sendo considerada uma forma mais adequada de avaliar produtos E/S (KULAKOWSKI *et al.*, 2016). De acordo com a norma NEN7375 (EA, 2004), o ensaio simula a lixiviação em um bloco monolítico menos poroso que os materiais ao seu redor imerso em água desmineralizada.

A adaptação se deu com a imersão dos corpos de prova em água destilada, acondicionadas em tanques plásticos individuais com realização de coletas dos lixiviados, com a medição do pH. A amostragem foi executada de forma padronizada a cada três ciclos de durabilidade (ciclos 3, 6, 9 e 12), frequência utilizada por Bruschi *et al.* (2022), considerando que um intervalo de três ciclos representa um desgaste substancial na amostra. As amostras foram acondicionadas separadamente em tanques plásticos, os quais possuíam medidas de 20 x 20 x 20 cm, em que foram adicionados 3 litros de água destilada em cada tanque. O líquido era totalmente renovado a cada coleta. Os extratos lixiviados foram então encaminhados para análise pela técnica ICP-OES, buscando determinar as concentrações lixiviadas de Cr no extrato.

### 3.2.2.9 Ensaio de Lixiviação

Para avaliar a eficácia da técnica E/S, ou seja, verificar o quanto de contaminante encapsulou, foram realizados ensaios de lixiviação estática e solubilização para todas as dosagens propostas, buscando verificar o nível de transferência das substâncias para o meio. A execução do ensaio seguiu os procedimentos da NBR 10005 (ABNT, 2004b).

O ensaio proposto pela norma brasileira é realizado por meio da acidificação da amostra. Além deste fator, há outras variantes como o tempo de agitação, relação amostra: líquido e dimensões da amostra. Tais coeficientes, segundo Lunkes (2013), buscam representar a pior condição ambiental. O ácido acético utilizado pode aumentar a solubilidade das fases minerais e de materiais que tenham em sua composição óxidos metálicos e carbonatos. A pequena quantidade de amostra e o tempo de agitação também podem causar um maior contato entre as partículas e a solução lixiviante, aumentando assim a transferência do contaminante para o meio.

Para a realização do ensaio, inicialmente se separou uma amostra seca de 100g ( $\pm 0,1$ ) de material passante na peneira de malha 9,5mm. Após, a etapa de extração foi iniciada com a pesagem de 5g de solo e 96,5 ml de água deionizada. A mistura foi então agitada por 5 minutos com uso de um agitador magnético. Em seguida, mediu-se o pH. Se o pH fosse menor que 5,0, utilizava-se a solução de extração 1 (solução de ácido acético glacial, hidróxido de sódio e água em proporções estipuladas na norma).

Na hipótese de o pH ser maior que 5,0, deveria ser adicionado 3,5ml de ácido clorídrico (HCl), homogeneizar a amostra, aquecer a 50°C por 10 minutos, aguardar o esfriamento e medir novamente o pH. Se o pH fosse menor que 5,0, usava-se a solução de extração 1, e se fosse maior que 5,0 usava-se a solução de extração 2 (solução de ácido acético glacial e água).

A amostra, juntamente com a solução estipulada na etapa anterior, foi então acondicionada no frasco de lixiviação, com relação massa/água 1:20 (g/ml). O frasco era devidamente vedado e colocado no agitador rotatório. A agitação ocorreu por 20 horas, em temperatura controlada e rotação de 30 ( $\pm 2$ ) rpm. Decorrido o tempo, a amostra foi filtrada, o pH foi medido e então o extrato lixiviado foi encaminhado para análise, realizada pela técnica de Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Acoplado Indutivamente (ICP- OES). As etapas do ensaio estão demonstradas na Figura 3.15.

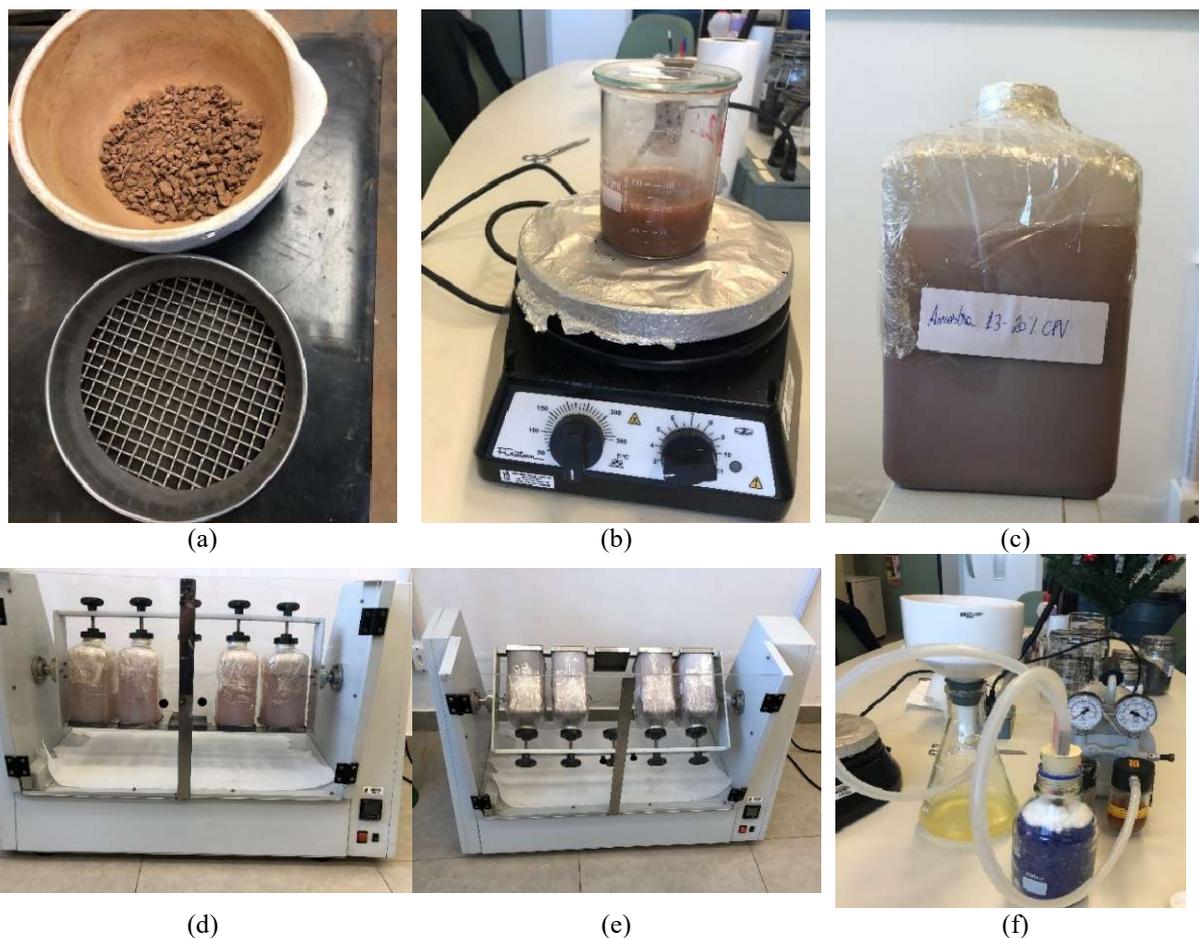


Figura 3.15 – Etapas do ensaio de lixiviação: (a) preparação da amostra (b) agitação (c) vedação da amostra (d) (e) amostra em movimento no agitador rotatório (f) filtragem do lixiviado.

### 3.2.2.10 Ensaio de Solubilização

O presente ensaio foi realizado seguindo os preceitos da NBR 10006 (ABNT, 2004c) e se caracteriza pelo uso de amostra triturada submersa em água deionizada por sete dias consecutivos. A análise realizada no extrato solubilizado foi a mesma realizada para o ensaio de lixiviação.

Primeiramente, separou-se 250g de amostra seca passante na peneira 9,5mm. Em seguida, acondicionou-se a amostra em um béquer de 1500 ml e se adicionou 1000 ml de água deionizada, mantendo em agitação por 5 minutos, tendo assim uma relação massa/água 2,5:10 (g/ml). Após, o frasco era coberto com filme de PVC e deixado em repouso por 7 dias em temperatura controlada. Passado o tempo de repouso, a amostra era então filtrada, media-se o pH e o extrato solubilizado era encaminhado para análise, a qual se procedeu da mesma maneira

que os ensaios de lixiviação. Os béqueres contendo as amostras antes e depois de decorrido os 7 dias estão ilustradas na Figura 3.16.

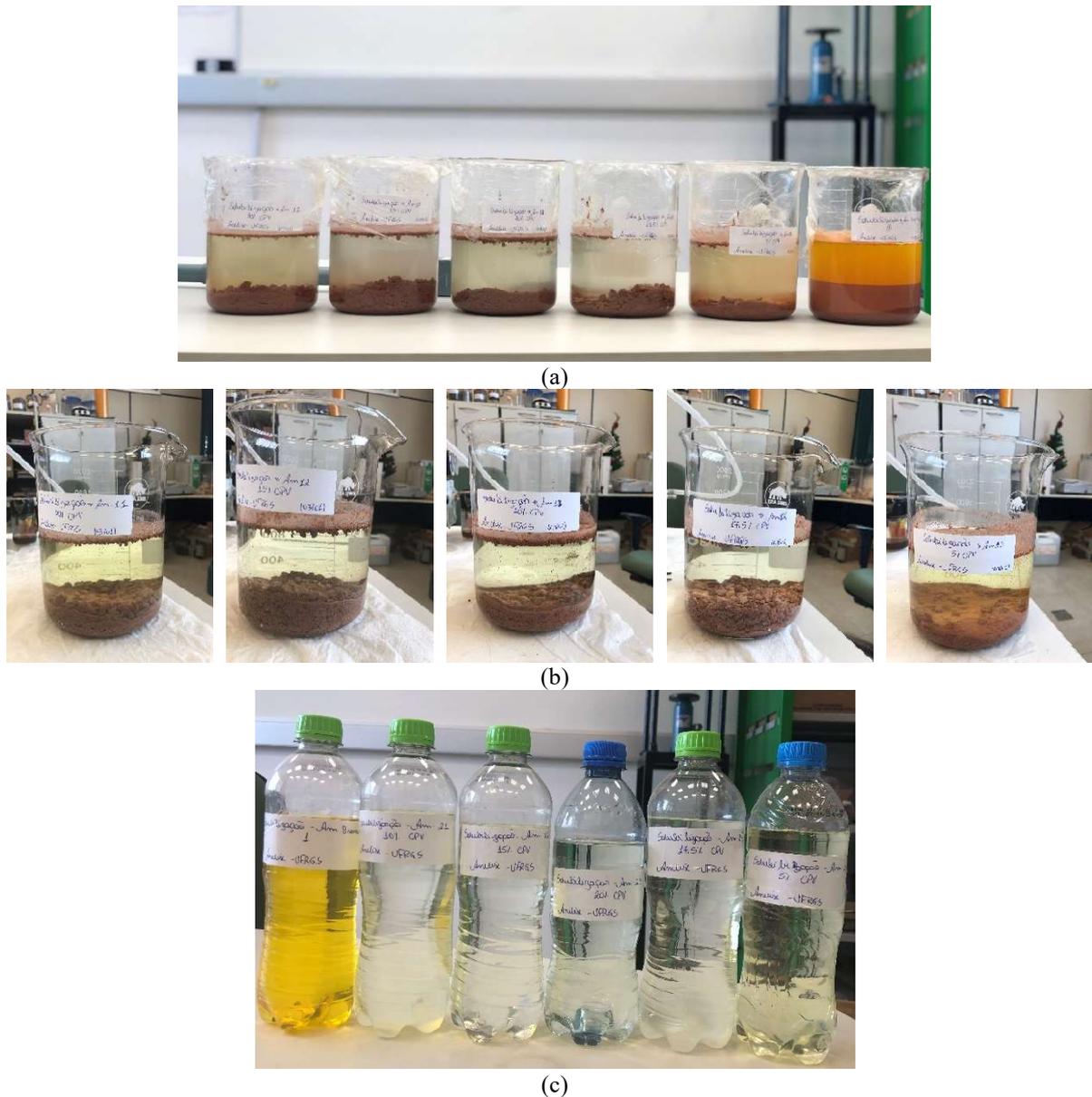


Figura 3.16 – Ensaio de Solubilização: (a) amostras no dia 1 (b) amostras no dia 7 (c) extrato solubilizado acondicionado.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo serão apresentados os resultados referentes aos ensaios executados conforme os objetivos propostos na pesquisa. Cada subitem refere-se aos resultados obtidos para cada tipo de ensaio executado.

### 4.1 RIGIDEZ INICIAL

A bateria de ensaios de módulo cisalhante inicial e resistência à compressão simples foi realizada conforme apresentado na Tabela 4.1. Cabe ressaltar que inicialmente foram executados ensaios em triplicatas em amostras de solo-cimento para todas as dosagens. Com os resultados obtidos, moldou-se, para a dosagem que apresentou maior valor de resistência e maior módulo cisalhante, mais duas amostras, estas contaminadas, buscando verificar assim se a adição do Cr afeta o comportamento mecânico. Ademais, para complementar, foram moldadas mais duas amostras solo-cimento para as demais dosagens. Sendo assim, as análises do comportamento mecânico foram realizadas em quintuplicata. As amostras contaminadas estão devidamente identificadas nos Figuras 4.2 e 4.3.

A análise da influência da cimentação e da porosidade de forma combinada foi realizada através do método proposto por Consoli *et al.* (2007), ou seja, a variável resposta obtida para resistência à compressão simples e módulo cisalhante foi relacionada ao índice  $\eta/(C_{iv})$ .

Tabela 4.1 – Tratamentos para os ensaios de compressão simples e módulo cisalhante inicial

Tratamento	$\eta/(C_{iv})^{0,28}$	$\gamma_d$ (kN/m <sup>3</sup> )	Cimento (%)	Tempo de Cura (dias)
1	23	17,96	5	7
2	23	17,96	5	28
3	20	17,96	10	7
4	20	17,96	10	28
5	20	17,28	15	7
6	20	17,28	15	28
7	20	16,80	20	7
8	20	16,80	20	28
9	18	17,96	17,5	7
10	18	17,96	17,5	28

O ensaio de rigidez foi realizado imediatamente antes do ensaio de resistência não confinada, utilizando o equipamento Pundit. As médias simples obtidas para cada tratamento em relação ao módulo cisalhante inicial são apresentadas na Figura 4.1.

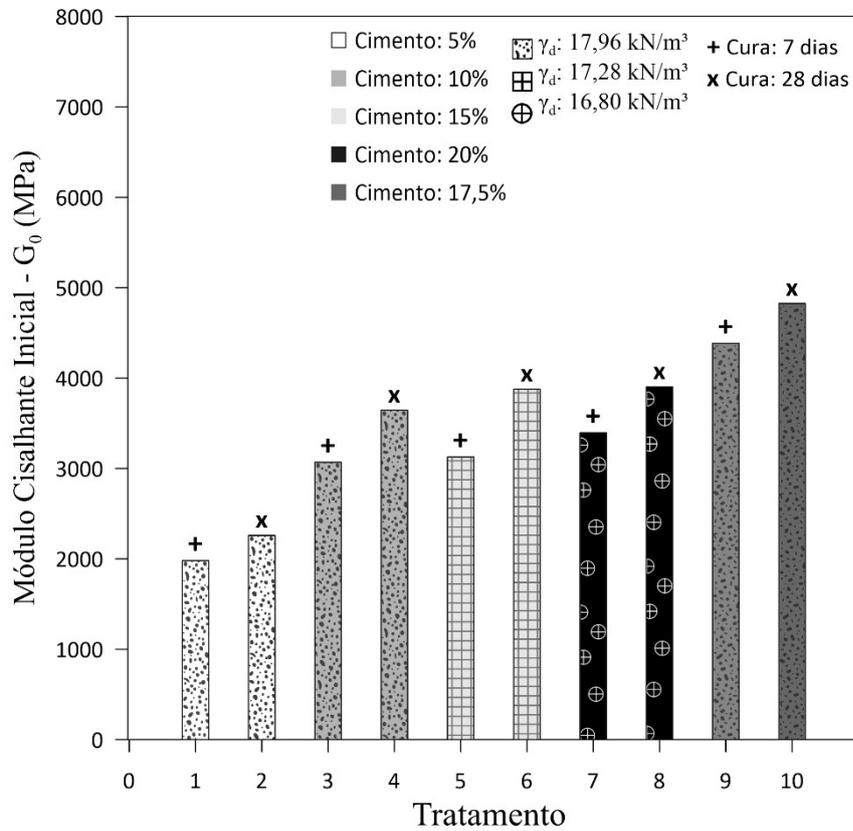


Figura 4.1 – Resultados médios dos módulos cisalhantes iniciais

Analisando as médias obtidas é possível perceber um aumento nos valores dos módulos conforme ocorre as variações das dosagens. Observa-se também que a dosagem com 17,5% de cimento (tratamentos 9 e 10) e menor  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  analisado resultou em maiores valores de módulo cisalhante inicial.

Os resultados obtidos para o módulo cisalhante ( $G_0$ ) em função do ajuste porosidade/teor volumétrico de cimento para as amostras curadas por 7 e 28 dias são expostos na Figura 4.2. Como definido no item 3.2.1, ao parâmetro  $C_{iv}$ , foi aplicado um expoente interno ( $k$ ) de 0,28, valor esse já verificado na literatura (CONSOLI *et al.*, 2007, 2017; 2018b; 2018c; 2021) como sendo o mais adequado quando se trata de Arenito Botucatu (DIAMBRA *et al.*, 2017). Após, buscou-se pelo expoente externo ( $B$ ) de maneira que seja único para ambos os tempos de cura analisados. Posto isto, foi possível estabelecer uma curva de ajuste, assim como uma relação matemática única que represente o comportamento do material estudado.

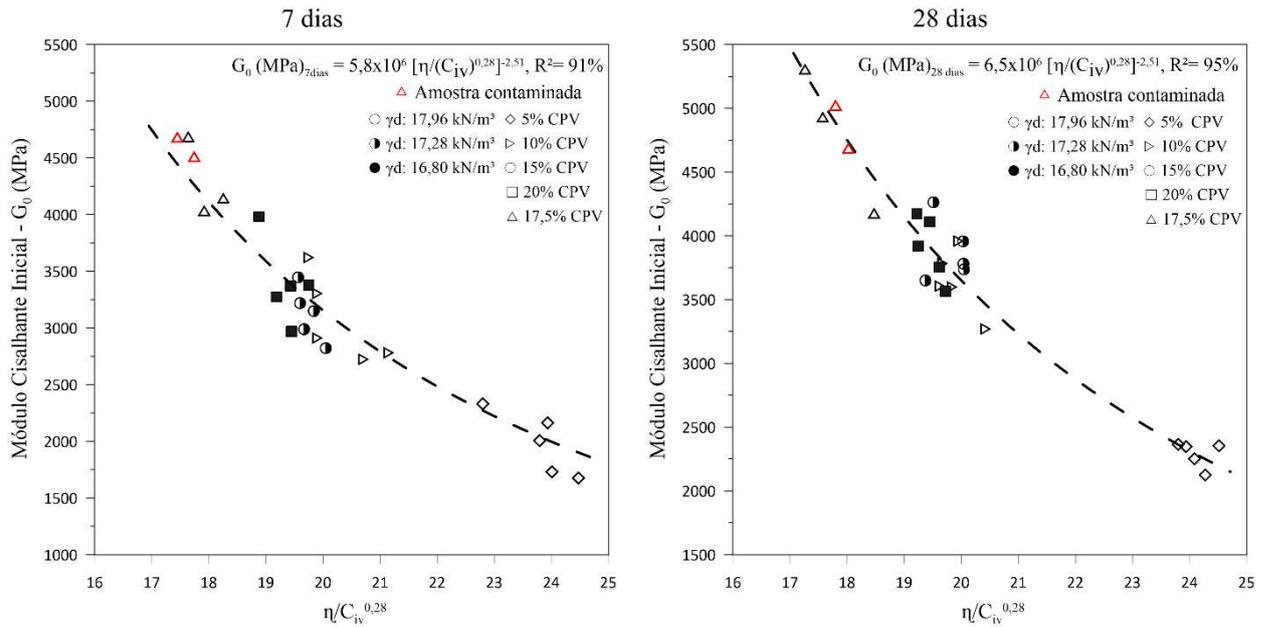


Figura 4.2 – Relação entre índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  e módulo cisalhante inicial para 7 e 28 dias de cura

Observando a Figura 4.2 é possível perceber que o comportamento da rigidez segue um padrão de quanto menor o índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ , maior o módulo cisalhante inicial do material, fato este justificado pela estrutura mais compacta e/ou cimentada da amostra. Os pontos de dosagens na faixa de  $\eta/(C_{iv})^{0,28} = 20$  para 7 dias de cura ficaram consideravelmente próximos entre si. Novamente, os maiores valores da variável resposta foram aqueles relacionados ao  $\eta/(C_{iv})^{0,28} = 18$ , reafirmando a relevância do peso específico aparente seco. Comportamento análogo foi verificado para o tempo de 28 dias de cura.

As amostras contaminadas apresentaram resultados no mesmo intervalo verificado para amostras solo-cimento. Dessa forma, conclui-se que na dosagem de contaminação utilizada, não houve variação no comportamento de módulo cisalhante inicial. As relações numéricas obtidas para os tempos de 7 e 28 dias de cura são reproduzidas respectivamente nas Equações 4.1 e 4.2, buscando representar o comportamento do módulo cisalhante inicial do material.

$$G_0(\text{MPa})_{7 \text{ dias}} = 5,8 \times 10^6 \left[ \left( \frac{\eta}{C_{iv}^{0,28}} \right) \right]^{-2,51} \quad \text{Equação 4.1}$$

$$G_0(\text{MPa})_{28 \text{ dias}} = 6,5 \times 10^6 \left[ \left( \frac{\eta}{C_{iv}^{0,28}} \right) \right]^{-2,51} \quad \text{Equação 4.2}$$

Nota-se que o escalar A aumentou de 7 para 28 dias, representando o aumento da rigidez do material, e os expoentes interno e externo seguiram constantes. O quociente entre as equações é em torno de 1,12, representando uma baixa diferença entre os tempos de cura. Em relação ao expoente externo (B), valor semelhante foi encontrado por Scheuermann Filho (2022).

Os coeficientes de determinação ( $R^2$ ) foram de 91% para 7 dias de cura e 95% para 28 dias. Os altos valores obtidos denotam a viabilidade do índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  para prever a rigidez inicial para misturas com cimento Portland. A Figura 4.3 exhibe os dados agrupados de ambos os tempos de cura.

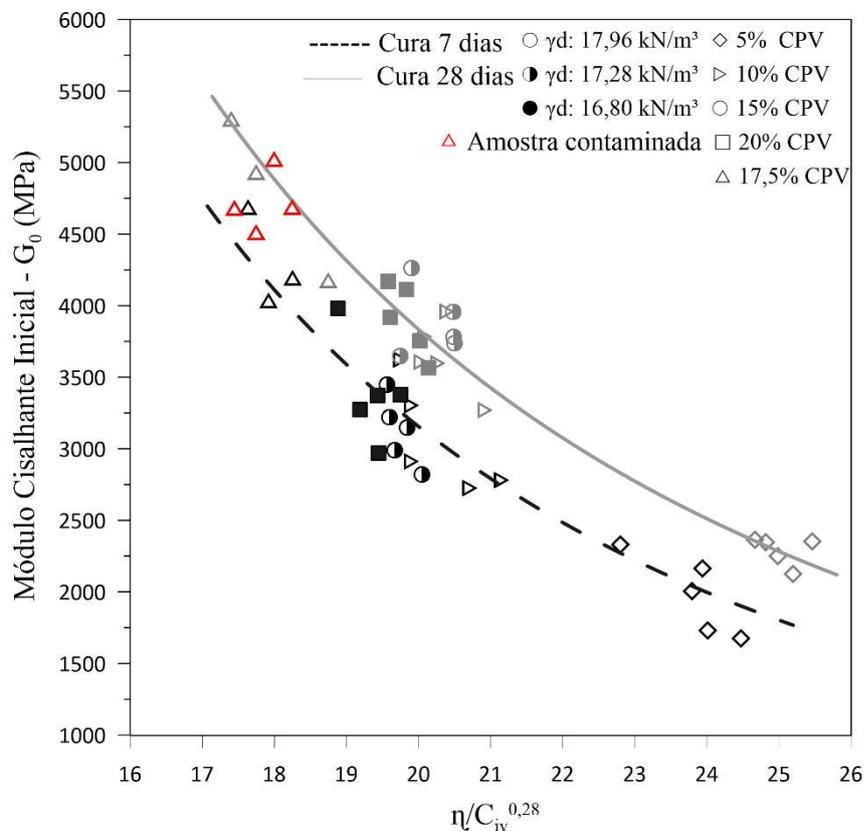


Figura 4.3 – Relação entre índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  e módulo cisalhante inicial para 7 e 28 dias

Quando se compara as curvas de ajuste obtidas, é possível notar que há um aumento dos módulos cisalhantes para dosagens iguais e os tempos aqui analisados, sendo tal aumento na ordem de 15% para todos os pontos. A rigidez é afetada por fatores como taxa de vazios, forma de contato entre partículas e propriedades do material (CLAYTON, 2011). A presença de um agente cimentante nos contatos interpartículas altera o mecanismo de distribuição de tensões (YUN; SANTAMARINA, 2005). Conforme a teoria de contato de Hertz, há uma grande

influência da área de contato entre os grãos na rigidez a pequenas deformações, a qual também aumenta devido a cimentação. Ademais, a tensão de escoamento aumenta com o incremento no teor de cimento, ampliando a região controlada pela cimentação (RINALDI; SANTAMARINA, 2008). Assim, parece que a redução do índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  resulta em uma maior área de contato entre as partículas quando a porosidade é reduzida e/ou o teor de cimento é maior.

Na faixa das amostras com  $\eta/(C_{iv})^{0,28} = 20$ , nota-se uma nuvem de pontos com valores semelhante de módulo cisalhante, inclusive podendo até mesmo serem confundidos alguns pontos de 7 e 28 dias, como por exemplo a dosagem de 10% de CPV, em que dois pontos apresentaram a mesma resistência mesmo tendo tempos de cura diferentes. Segundo Scheuermann Filho (2022), o aumento da área de contato causado pela maior cimentação possui efeito semelhante ao aumento da área de contato causado pelo maior intertravamento para amostras menos porosas nos casos aqui analisados. Diante deste fato, a ordem de grandeza do módulo cisalhante inicial é similar dentro do mesmo índice porosidade/teor volumétrico de cimento, independente da dosagem adotada. Assim sendo, a dosagem com 17,5% de cimento e  $\gamma_d$  de 17,96 kN/m<sup>3</sup> (tratamentos 9 e 10), representando o menor índice analisado, apresentou os maiores valores de módulo cisalhante.

Com base na normalização proposta por Consoli *et al.* (2013), Consoli *et al.* (2016a) e Consoli *et al.* (2017b), foi possível estabelecer uma equação única para ambos os tempos de cura através de uma normalização. Os autores propuseram que, quando se utiliza o mesmo agente aglomerante, pode-se prever o comportamento das misturas através da normalização. Essa normalização consiste na razão entre os valores de módulo cisalhante obtidos e o valor fixo do módulo para um determinado  $\eta/(C_{iv})$ , sendo adotado o índice de 20 por representar um valor central em ambas as curvas observadas na Figura 4.3. A Figura 4.4 apresenta a curva para o módulo cisalhante inicial, assim como a relação única obtida. O coeficiente de determinação ( $R^2$ ) foi de 85%, demonstrando desta forma a viabilidade da normalização para os diferentes tempos de cura e a possibilidade de utilização da equação para prever o comportamento avaliado.

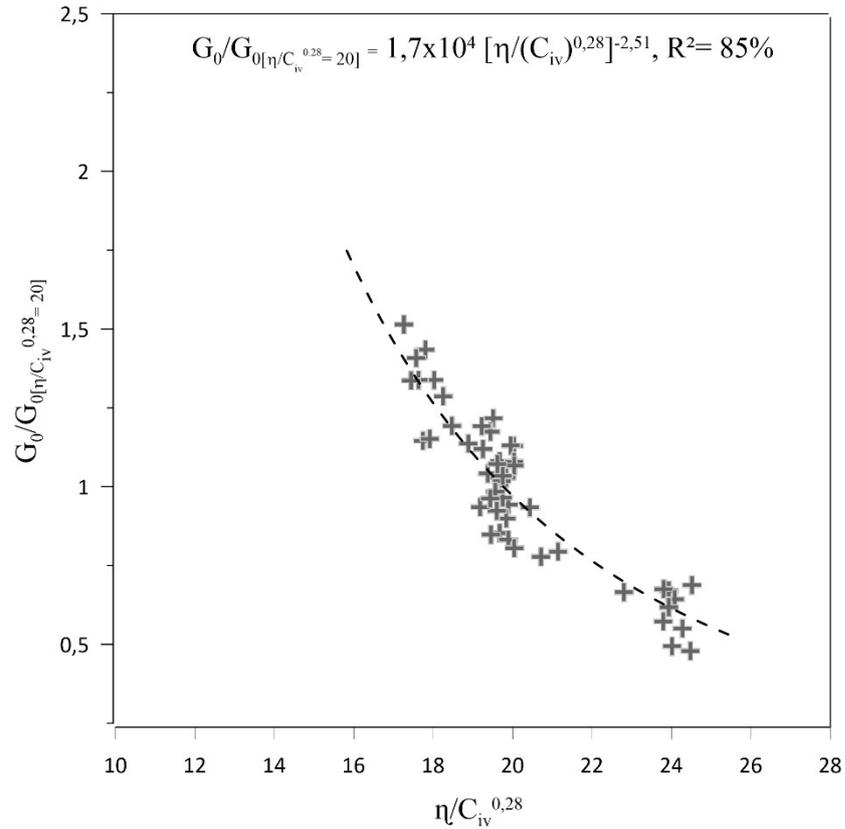


Figura 4.4 – Módulo de cisalhamento inicial normalizado para ambos os tempos de cura

Para reafirmar a técnica de dosagem aqui seguida, os dados de módulo cisalhante apresentados por Scheuermann Filho (2022) foram plotados juntamente com os resultados para 7 dias de cura, recordando que o solo e a metodologia das pesquisas são iguais. A Figura 4.5 apresenta os dados agrupados, em que é possível observar uma grande correlação entre os resultados, sendo o coeficiente de determinação de 98%. A tendência notada entre as pesquisas é grande, demonstrando a validade dos dados e da metodologia aplicada.

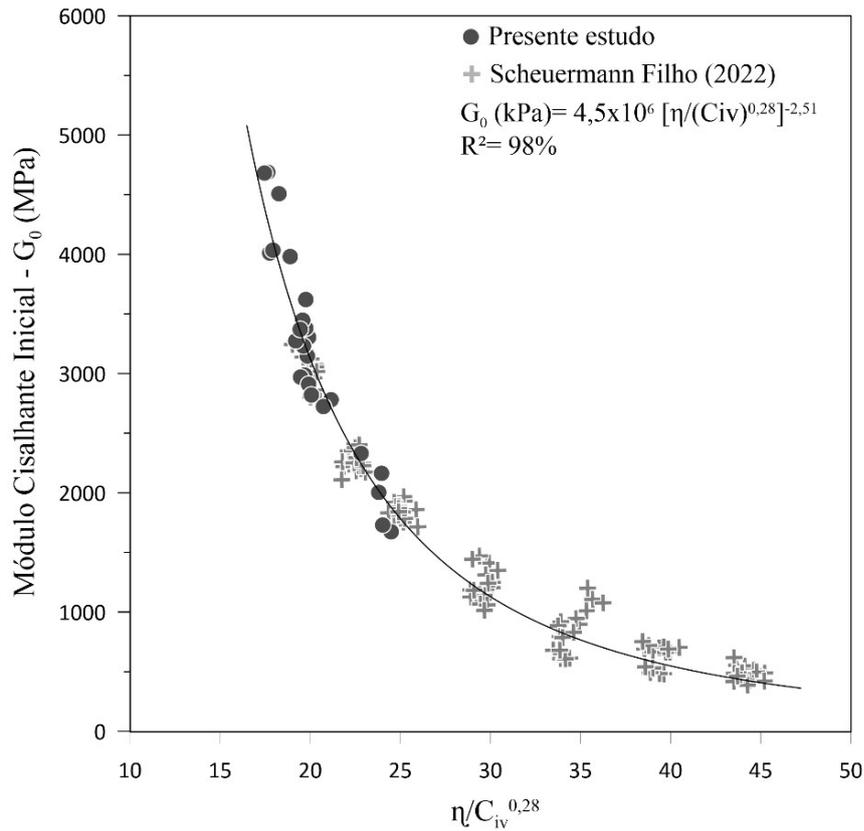


Figura 4.5 – Relação entre índice  $\eta / (C_{iv})^{0,28}$  e módulo cisalhante inicial para amostras curadas por 7 dias

#### 4.1.1 Análise estatística

Para ter um embasamento estatístico, foram realizados testes de comparação múltipla para cada dosagem analisada através do método de Tukey. Para esse fim, utilizou-se o software estatístico Minitab-19. O método de Tukey agrupa médias de diferentes tratamentos e realiza uma comparação entre elas em pares, estabelecendo assim o quanto diferenciam uma da outra com um controle da taxa de erro global em menos que 5%. Essa análise pode ser aplicada quando há a mesma quantidade de repetições para os tratamentos, podendo definir então a variação entre as médias através de um intervalo de confiança e a resposta otimizada das variáveis (MONTGOMERY, 2013). A Tabela 4.2 traz o resumo dos resultados.

Tabela 4.2 – Comparação múltipla das médias pelo Método de Tukey

$\eta/(C_{iv})^{0,28}$	CPV/ $\gamma_d$ /cura	Repetições	Média	Agrupamento <sup>1</sup>		
18	17,5/17,96/28	5	4.825	A		
18	17,5/17,96/7	5	4.384	A	B	
20	20/16,80/28	5	3.904		B	C
20	15/17,28/28	5	3.877		B	C
20	10/17,96/28	5	3.644			C D
20	20/16,80/7	5	3.395			C D
20	15/17,28/7	5	3.127			D
20	10/17,96/7	5	3.068			D
23	5/17,96/28	5	2.258			E
23	5/17,96/7	5	1.980			E

<sup>1</sup>Médias que não compartilham uma letra são estatisticamente diferentes

É possível perceber que os agrupamentos se mostraram bem homogêneos entre si, corroborando as análises feitas anteriormente, em que os módulos cisalhantes não variaram em grandes intervalos, tornando-os mais semelhantes estatisticamente. O teste tem um intervalo de confiança de 95%. As análises possuem um nível de confiabilidade de 95%. As médias que apresentam letras iguais são estatisticamente similares. Assim, as médias representadas pela letra A (17,5%: CPV-ARI  $\gamma_d$ : 17,96 kN/m<sup>3</sup>) e E (5%: CPV-ARI  $\gamma_d$ : 17,96 kN/m<sup>3</sup>) foram as únicas que apresentaram diferença significativa. Ainda assim, como destaque, percebe-se a dosagem de 17,5% de agente aglomerante, representada pela letra A para 28 dias de cura, podendo essa ser a dosagem ótima para a variável resposta aqui analisada.

## 4.2 RESISTÊNCIA À COMPRESSÃO SIMPLES

Foram executados ensaios de resistência à compressão simples nos corpos de prova moldados para os ensaios de rigidez, conforme apresentado na Tabela 4.1. Os resultados obtidos para a compressão simples são apresentados na Figura 4.6 a partir da média simples resultante de cada tratamento.

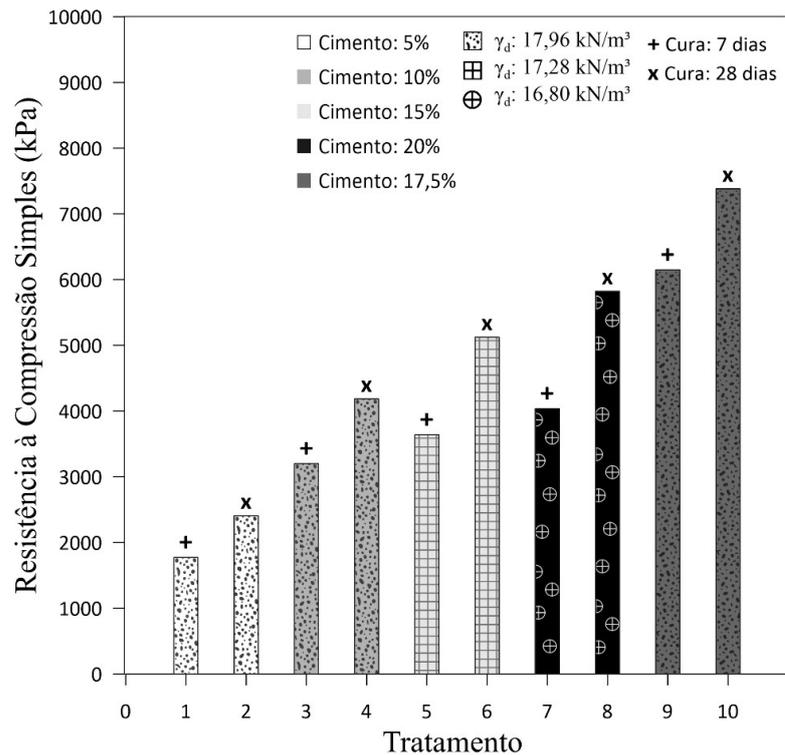


Figura 4.6 – Médias das resistências à compressão simples

Com base na Figura 4.6, percebe-se que a dosagem com 17,5% de CPV-ARI e menor valor de  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  apresentou os maiores valores de resistência. Para as demais dosagens, pode-se notar um aumento da resistência à compressão simples com o aumento da quantidade de cimento de forma geral. Para usos de CPV-ARI, as quantias utilizadas variam conforme as propriedades desejadas. Para isso deve-se, no mínimo, fixar três fatores: quantidade de cimento, umidade e peso específico aparente seco.

A cimentação resulta de mecanismos físico-químicos que melhoram as propriedades mecânicas do solo. Em relação ao tempo de cura, pode-se verificar que há um aumento na resistência em todas as dosagens analisadas para o maior tempo de cura. Tal fato se dá pelo tempo das reações

de hidratação, conforme elucidado no item 2.5.1.1 e na Figura 2.4, em que a formação dos produtos de hidratação variam com o tempo.

A dosagem que apresentou maior variação de resistência em relação ao fator tempo de cura (30%) foi aquela com 20% de cimento (tratamento 7 e 8), devido a maior quantidade de cimento disponível. É possível destacar também que as dosagens com 17,5% de cimento e peso específico aparente seco maior (tratamento 9 e 10) apresentaram valores de resistências maiores, dado a importância do  $\gamma_d$  nos processos de cimentação.

As relações matemáticas obtidas para resistência à compressão simples ( $q_u$ ) em função do ajuste porosidade/teor de cimento para as amostras curadas por 7 e 28 dias podem ser visualizada na Figura 4.7. A obtenção das relações matemáticas que buscam representar o comportamento do material seguiu os mesmos procedimentos utilizados na rigidez.

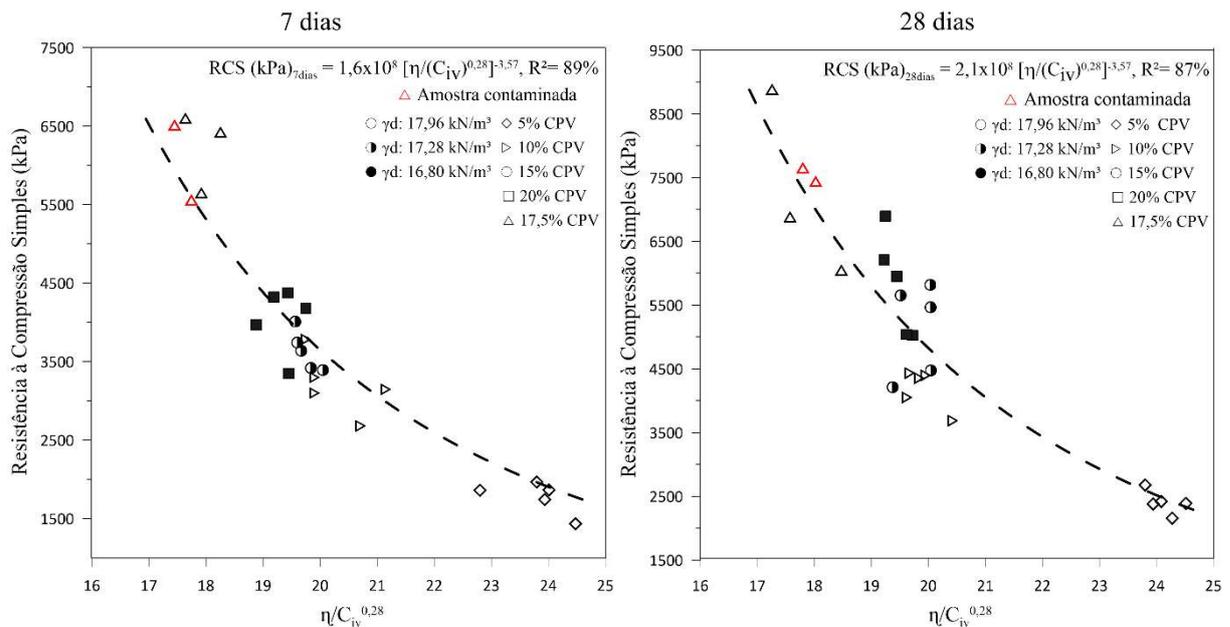


Figura 4.7 – Relação entre índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  e resistência à compressão simples para 7 e 28 dias de cura

Os dados experimentais plotados na Figura 4.7 buscam evidenciar a relevância do peso específico aparente seco e do teor de agente cimentante. Nota-se que há uma relação inversa entre  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  e  $q_u$ , ou seja, conforme o índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  diminui, o valor da resistência tende a aumentar, comportamento semelhante ao observado no ensaio de rigidez. Esses resultados corroboram estudos anteriores, em que tal tendência foi também encontrada, podendo citar Consoli *et al.* (2016), Baldovino *et al.* (2020), Consoli *et al.* (2021a), entre outros. Esse comportamento ocorre pela maior área de contato entre as partículas, resultando em uma maior

capacidade de distribuição de tensões, maior intertravamento devido a maior mobilização de atrito e/ou maior ocorrência de reações químicas resultantes da maior disponibilidade de agente aglomerante.

De maneira geral, pode-se observar que o maior valor obtido de resistência não foi para o maior teor de cimento. Neste caso, nota-se que o peso específico seco afeta os resultados significativamente, visto que o maior  $\gamma_a$  resultou na maior resistência para o teor de cimento de 17,5%, mesmo não sendo a maior dosagem aplicada. O valor que apresentou as maiores resistências corresponde ao índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  de 18, e as menores resistências obtidas para o  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  de 23. Os valores de  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  na casa dos 20 apresentaram comportamento similar entre si, apesar das suas diferentes combinações de porosidade e teor de ligante. Tal resultado reafirma que a metodologia de dosagem analisada é válida para otimizar o uso de materiais e buscar a melhor combinação de porosidade/teor volumétrico de cimento.

As amostras contaminadas comportaram-se de maneira semelhante, ficando os resultados dentro da variação observada para as amostras não contaminadas. Tal fato se dá pela pequena quantidade de contaminação em peso adicionada na amostra, ficando em um valor abaixo de 0,1% em peso. Sinyoung *et al.* (2011) analisaram quanto a presença do Cr em diferentes concentrações em peso poderia afetar os processos de cimentação. Os autores observaram uma diminuição na RCS com o aumento do teor de Cr, com queda mais significativa a partir de 1%. Outros estudos também observaram que a presença do Cr em concentrações abaixo de 0,5% não afeta as propriedades do cimento, assim como em concentrações de até 0,1% em peso não afeta os processos de hidratação (STEPHAN *et al.*, 1999a; STEPHAN *et al.*, 1999b).

Comportamento semelhante foi também observado para o tempo de cura de 28 dias, conforme exposto na Figura 4.8. Maiores ganhos de resistência com o tempo de cura maior são esperados e justificados pela maior precipitação dos géis de cimentação para hidratação do cimento, assim como pelas trocas iônicas entre cimento e argila (HAN, 2015; BALDOVINO *et al.*, 2020).

As relações numéricas obtidas para os tempos de 7 e 28 dias de cura são apresentadas respectivamente nas Equações 4.3 e 4.4, as quais buscam representar o comportamento da resistência à compressão simples em função do índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ .

$$RCS (kPa)_{7 \text{ dias}} = 1,6 \times 10^8 \left[ \left( \eta / C_{iv}^{0,28} \right) \right]^{-3,57} \quad \text{Equação 4.3}$$

$$RCS (kPa)_{28 \text{ dias}} = 2,1 \times 10^8 \left[ \left( \eta / C_{iv}^{0,28} \right) \right]^{-3,57} \quad \text{Equação 4.4}$$

Nota-se que a variação do tempo de cura afeta apenas o escalar A, mantendo constante os expoentes interno e externo. O escalar A aumentou em torno de 1,31 vezes quando se compara 7 e 28 dias de cura, valor esse que define a magnitude da variação da resistência à compressão simples. O expoente externo de -3,57 já foi verificado em outras pesquisas, como Diambra *et al.* (2016) e Scheuermann filho (2022), o qual satisfaz a relação  $k=1/a$  e  $B=-a$ , sendo  $a: 3,57$  e  $k: 0,28$ .

Quanto aos coeficientes de determinação ( $R^2$ ), obteve-se valores na ordem de 89% para 7 dias de cura e 87% para 28 dias de cura, considerados fortes para análises de engenharia geotécnica conforme Jaruschi *et al.* (2015). Tais valores indicam a viabilidade do índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  para prever a resistência do cimento Portland. A Figura 4.8 apresenta os dados compilados para ambos os tempos de cura, verificando-se que há um aumento de  $q_u$  com o aumento do tempo e a diminuição do  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ .

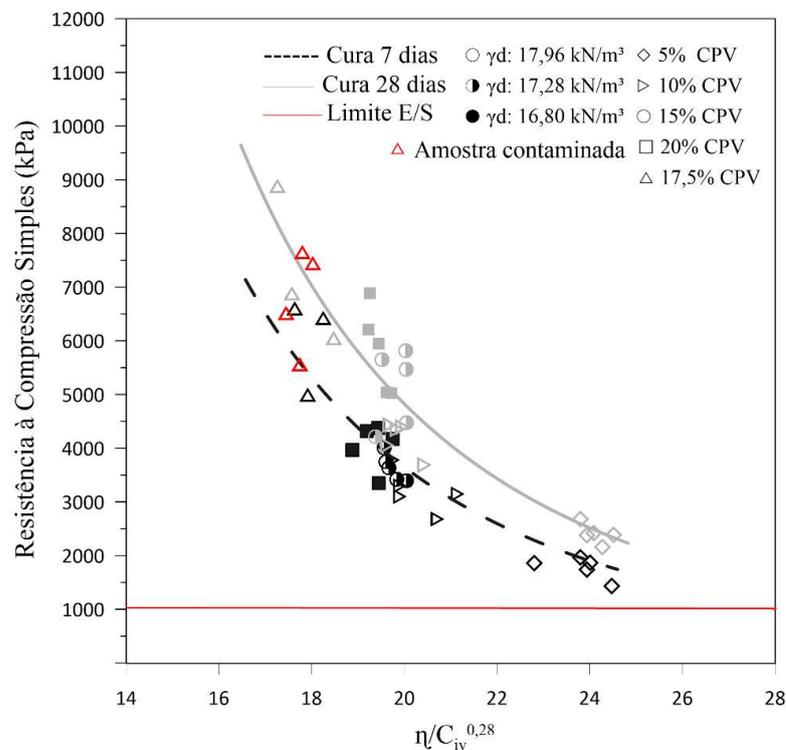


Figura 4.8 – Relação entre índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  e resistência à compressão simples para 7 e 28 dias.

Analisando a Figura 4.8, percebe-se a influência do tempo de cura na magnitude das resistências. A variação entre 7 e 28 dias ficou em torno de 25%, valor esperado quando se utiliza CPV-ARI, em que as resistências são desenvolvidas na faixa de 80% nos primeiros 7 dias de cura. Quando se observa os valores distintos de  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ , as variações mais pronunciadas estão relacionadas aos maiores teores de cimento, comportamento esperado devido à maior disponibilidade de cimentação na matriz.

Sobretudo, a resistência aparenta estar vinculada ao valor do índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ , independentemente da combinação da mistura adotada. Tal fato pode ser verificado quando se compara os valores obtidos para  $\eta/(C_{iv})^{0,28}=20$ , em que os pontos de 7 dias de cura se apresentam em uma faixa de valor semelhante. Ademais, nesta faixa, observa-se também a presença dos pontos de 10% de cimento e 28 dias de cura (tratamento 4), isto é, a resistência desenvolvida para tais pontos equivale a resistência dos pontos de  $\eta/(C_{iv})^{0,28}=20$  e 7 dias de cura. Os demais pontos do índice de 20, com maiores teores de cimento (15 e 20%) e 28 dias de cura apresentaram valores de resistência mais significativos, devido novamente a maior disponibilidade de cimento.

Outro ponto de comparação possível são as misturas de 20% CPV-ARI com 28 dias de cura (tratamento 8) e as com 17,5% de CPV-ARI e 7 dias de cura (tratamento 9). As amostras citadas apresentaram valores de resistência semelhantes, apesar da diferença dos fatores controláveis, evidenciando assim a efetividade do índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  e a relevância do peso específico aparente seco, o qual contribuiu claramente para manter a resistência quando o nível de cimento utilizado foi menor. Conforme Baldovino *et al.* (2020), os vazios não atuam de maneira isolada na mistura solo-cimento, contudo a redução do índice de vazios e aumento do peso específico resulta em aumento da resistência com grandes e pequenas quantidades de cimento.

Em relação a remediação, conforme protocolo proposto por Brito (2007), para a avaliação de um material E/S devem ser considerados valores de resistência mínimos, satisfazendo assim critérios de integridade. O autor estipulou, baseado em padrões de variados países, o valor de 1 MPa (1.000 kPa) como limite mínimo para aceitação de resistência dos materiais E/S, apresentada como linha vermelha na Figura 4.8. Ao analisar a Figura 4.8, verifica-se que todas as dosagens apresentaram resistências maiores que 1 MPa, podendo considerar então os materiais E/S aprovados quanto a resistência à compressão simples.

De maneira análoga ao ensaio de rigidez, também se realizou a normalização da resistência à compressão simples, conforme exposto na Figura 4.9, buscando uma equação única que represente o comportamento para ambos os tempos de cura. O índice de  $\eta/(C_{iv})^{0,28} = 20$  foi novamente adotado como ponto central.

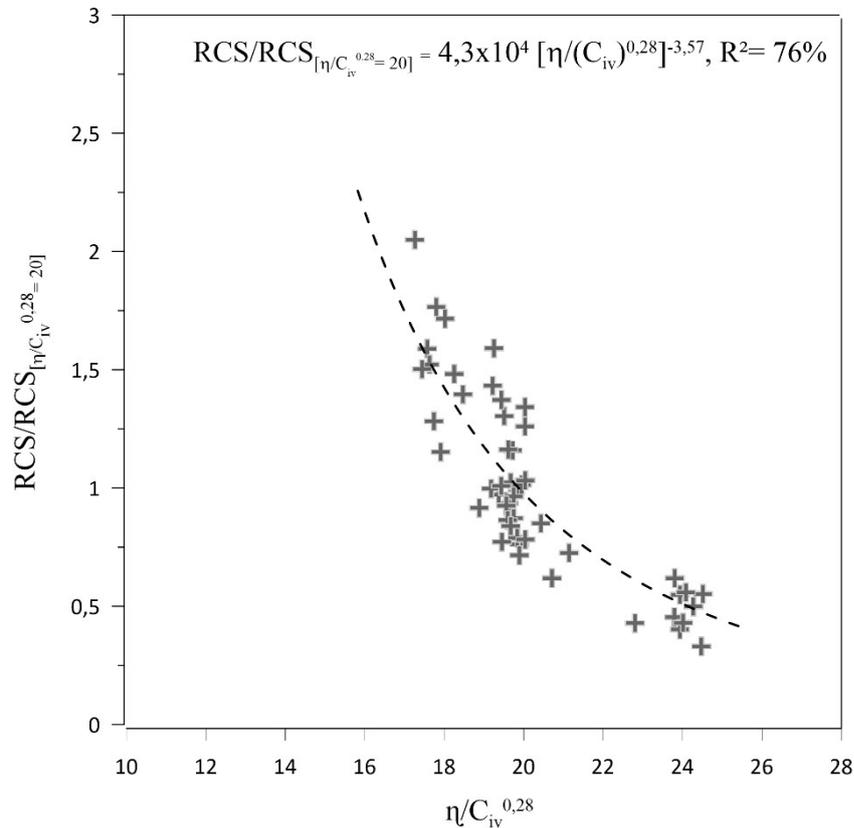


Figura 4.9 – Resistência à compressão simples normalizada para ambos os tempos de cura

Os resultados até aqui analisados se mantêm em faixas próximas a de outros estudos em que se avaliou o método  $\eta/(C_{iv})$ . Posto isso, e buscando uma maior validação da metodologia aqui adotada, foi possível, novamente, realizar uma comparação com os resultados obtidos por Scheuermann Filho (2022), utilizando os mesmos materiais. Os dados de ambas as pesquisas para 7 dias de cura se apresentam compilados na Figura 4.10.

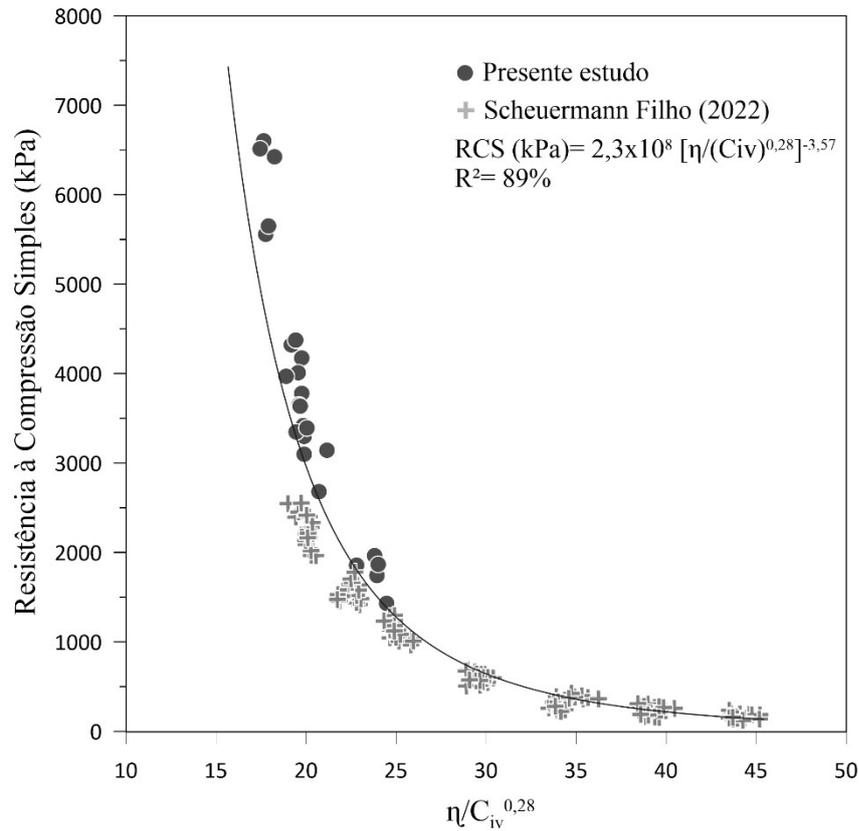


Figura 4.10 – Relação entre índice  $\eta / (C_{iv})^{0,28}$  e resistência à compressão simples para amostras curadas por 7 dias

É possível notar uma tendência nos resultados, apesar de um certo grau de dispersão, corroborando os estudos já realizados acerca do método de dosagem racional  $\eta / (C_{iv})$ . A dispersão pode ser resultante de diversos fatores como moldagem, temperatura de cura e lote do cimento. Entretanto, o principal fator é atribuído a diferença de teor de cimento utilizado em ambas as pesquisas. O autor utilizou teores de cimentação variando entre 6,50 e 10% para  $\eta / (C_{iv})^{0,28} = 20$  e no presente estudo, para o mesmo valor de índice, utilizou-se teores variando em 10 a 20%, sucedendo assim a resistência ligeiramente maiores. Quando se procede a mesma análise no  $\eta / (C_{iv})^{0,28} = 23$ , nota-se uma sobreposição dos resultados, em que ambas as pesquisas utilizaram teores de cimento mais próximos, variando de 5 a 8% naquela e 5% nesta.

#### 4.2.1 Análise estatística

Como previamente apresentado para os resultados de módulo cisalhante inicial, teste de comparação múltipla para as dosagens analisadas foram realizadas por meio do método de Tukey, objetivando novamente determinar as diferenças estatísticas entre as dosagens. A Tabela

4.3 apresenta os resultados da comparação múltipla de médias em relação a resistência à compressão simples.

Tabela 4.3 – Comparação múltipla das médias pelo Método de Tukey

$\eta/(C_{iv})^{0,28}$	CPV/ $\gamma_d$ /cura	Repetições	Média	Agrupamento <sup>1</sup>	
18	17,5/17,96/28	5	7.381	A	
18	17,5/17,96/7	5	6.149	B	
20	20/16,80/28	5	5.823	B	
20	15/17,28/28	5	5.124	B	C
20	10/17,96/28	5	4.185	C	D
20	20/16,80/7	5	4.037	C	D
20	15/17,28/7	5	3.640	D	
20	10/17,96/7	5	3.201	D	E
23	5/17,96/28	5	2.405	E	F
23	5/17,96/7	5	1.772		F

<sup>1</sup>Médias que não compartilham uma letra são estatisticamente diferentes

Os resultados obtidos pelo Método de Tukey permitem visualizar os agrupamentos em que as médias das resistências são estatisticamente iguais a um intervalo de confiança de 95% e um nível de significância de 5%. Médias que compartilham letras de referência (coluna 5 da Tabela 4.3) não apresentam diferença estatística significativa, enquanto aquelas que não compartilham letras são estatisticamente diferentes.

Para a variável resistência aqui analisada, é buscada resposta do tipo maior é melhor, ou seja, aquele tratamento que apresente o maior valor de resistência. Posto isso, é possível concluir que o tratamento correspondente a  $\eta/(C_{iv})^{0,28} = 18$ , com 28 dias de cura, 17,5% de agente aglomerante e peso específico aparente seco de 17,96 kN/m<sup>3</sup> (tratamento 10) constitui a dosagem ótima para a variável resposta estudada. Já as dosagens que compartilham letras, como as do agrupamento da letra B, são estatisticamente iguais. Nestes casos, a escolha da dosagem se dá por singularidades do projeto, como razões financeiras ou técnicas.

#### 4.2.2 Relação $G_o/q_u$

Com os resultados até aqui analisados, foi possível estabelecer uma relação direta entre módulo cisalhante inicial e resistência à compressão simples ( $G_o/q_u$ ), visto que tais dados apresentaram uma tendência comportamental semelhante com um certo grau de proporcionalidade nos resultados. Na Figura 4.11 é mostrada a relação  $G_o/q_u$  alcançada para todas as dosagens analisadas e para ambos os tempos de cura. O coeficiente de determinação da reta ( $R^2$ ) foi de 91%. Nota-se que há uma relação linear entre o aumento da rigidez e o aumento da resistência

à compressão simples, a qual pode ser obtida conforme Equação 4.5. O alto valor de  $R^2$  demonstra a viabilidade da aplicação da equação de modo que se possa prever o módulo cisalhante inicial do material para um dado valor de resistência.

$$G_0 = 481,87q_u + 1.343,65 \quad \text{Equação 4.5}$$

Em síntese, as amostras mais rígidas tendem a ter, também, uma maior resistência. A tendência linear não passa pela origem. Fisicamente, isso demonstra que uma amostra cimentada e compactada apresenta rigidez, independentemente da resistência à compressão simples. Comportamento semelhante no mesmo material foi observado por Scheuermann Filho (2022).

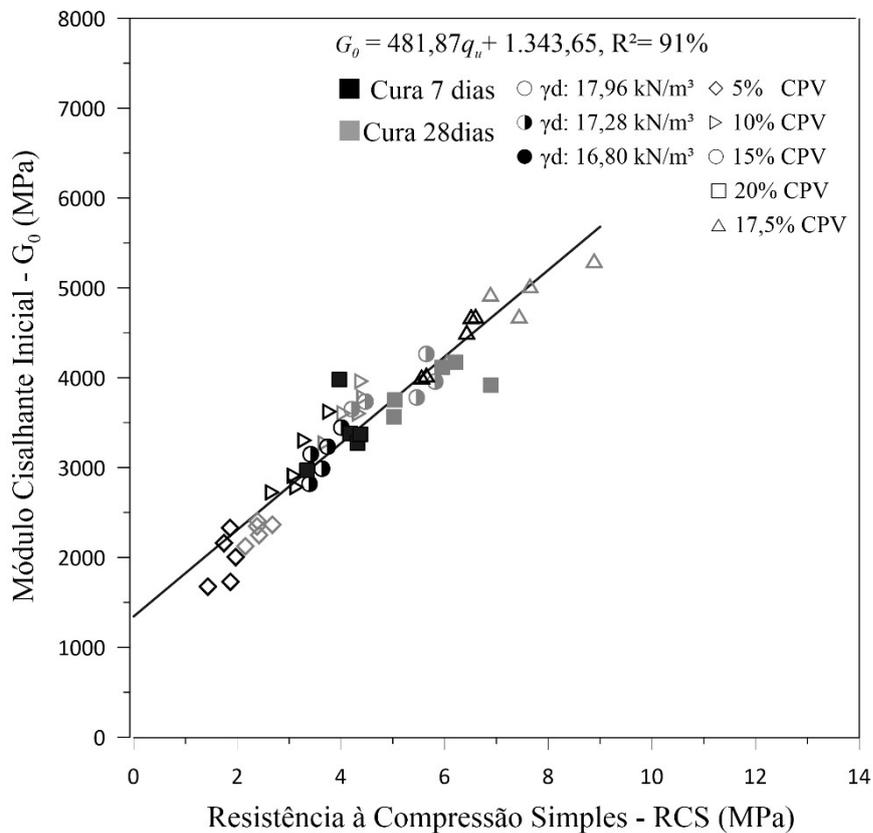


Figura 4.11 – Módulo cisalhante inicial em função da resistência à compressão simples

### 4.3 DURABILIDADE

Os resultados expostos nesta seção relacionados a análise de durabilidade por molhagem-secagem-escovação foram divididos em termos de perda de massa individual (PMI) e perda de massa acumulada (PMA), assim como foram correlacionados com o índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ . Os ensaios de durabilidade foram executados em duplicata, com os resultados expostos pelas suas médias. A Figura 4.12 apresenta os resultados obtidos referente as perdas de massa individual para cada dosagem. A Tabela 4.4 expressa os resultados médios das PMI, para melhor compreensão dos valores obtidos.

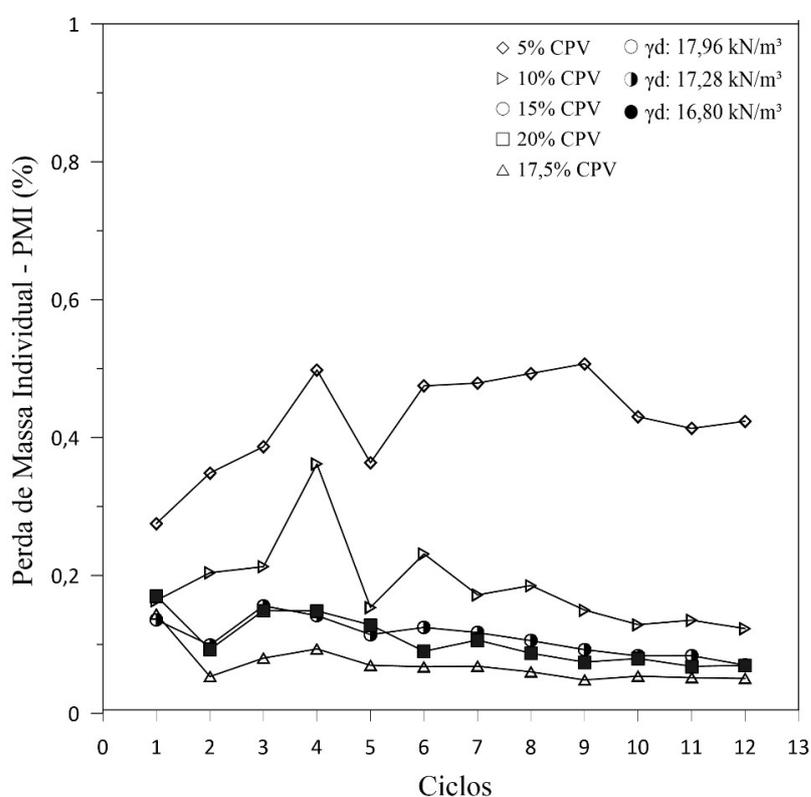


Figura 4.12 – Perda de massa individual ao longo dos ciclos

Tabela 4.4 – Perda de massa individual média

Tratamento	$\eta/(C_{iv})^{0,28}$	$\gamma_d$ (kN/m <sup>3</sup> )	Cimento (%)	PMI (%)
1	23	17,96	5	0,424
2	20	17,96	10	0,185
3	20	17,28	15	0,110
4	20	16,80	20	0,105
5	18	17,96	17,5	0,070

Observando os dados acima expostos, percebe-se que houve uma variabilidade insignificante ao longo dos ciclos, tendo para os tratamentos 1 e 2 as maiores variações, com pico de perda de

massa no ciclo 4. De forma geral, os valores de PMI médio ficaram abaixo de 0,50%, tendo o maior valor para a dosagem de 5% de cimento e o menor para a dosagem de 17,5% de cimento.

Analogamente ao comportamento obtido nos ensaios de resistência e rigidez, a dosagem com peso específico aparente seco de 17,96 kN/m<sup>3</sup>, teor de agente cimentante de 5% e  $\eta/(C_{iv})^{0,28}=23$  apresentou as maiores perdas e a menor magnitude em relação ao desempenho de resistência à compressão simples e de rigidez. Tal comportamento se justifica pela menor quantidade de agente ligante e consequentemente menor quantidade de ligações cimentícias.

Ademais, nota-se que as configurações formadas na faixa de  $\eta/(C_{iv})^{0,28}=20$  e teores de cimento de 15 e 20% apresentaram um comportamento semelhante, ficando sobrepostos em alguns pontos da Figura 4.12. O comportamento de PMI se reflete na perda de massa acumulada (PMA), a qual é exibida na Figura 4.13, relacionando PMA ao número de ciclos. A Tabela 4.5 apresenta também os resultados de PMA.

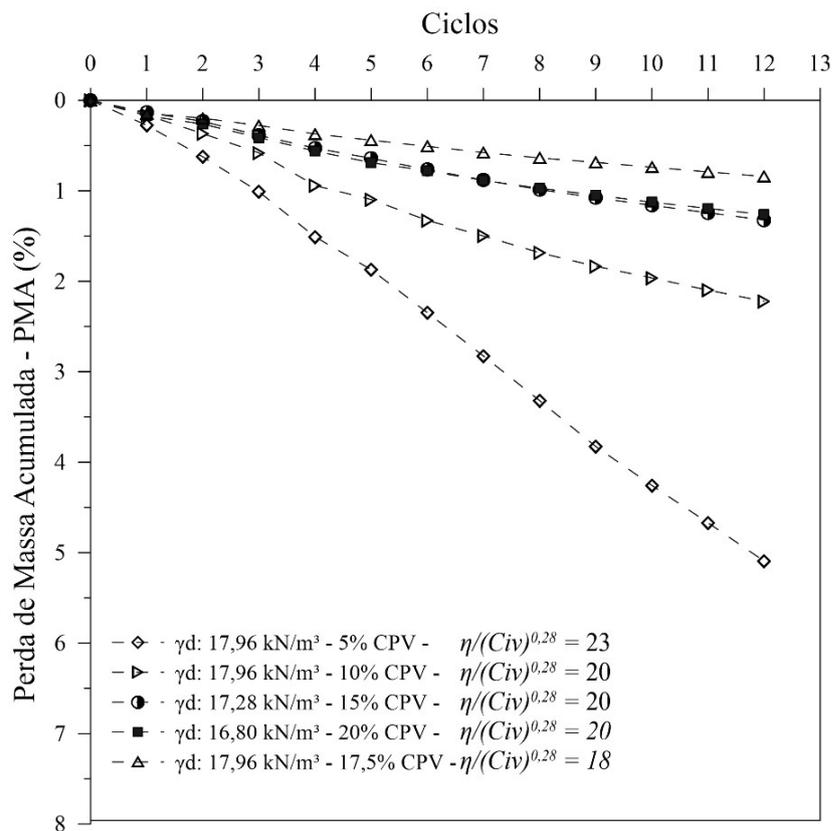


Figura 4.13 – Perda de massa acumulada

Tabela 4.5 – Perda de massa acumulada ao longo dos ciclos

Tratamento	$\eta/(C_{iv})^{0,28}$	$\gamma_d$ (kN/m <sup>3</sup> )	Cimento (%)	PMA (%)
1	23	17,96	5	5,09
2	20	17,96	10	2,22
3	20	17,28	15	1,32
4	20	16,80	20	1,26
5	18	17,96	17,5	0,84

A partir dos resultados da Figura 4.13, é possível notar a influência do peso específico aparente seco ( $\gamma_d$ ), assim como do agente cimentante nas variações de PMA. O tratamento 5, amostra com maior peso específico e teor de ligante de 17,5%, apresentou os melhores resultados, ou seja, menor PMA. Tal fato se explica pela maior área de contato entre as partículas dessa configuração de moldagem, resultando em uma menor porosidade, maior intertravamento e maior mobilização de atrito entre as partículas. Já a influência do agente cimentante se dá pela quantidade de reações de cimentação serem proporcionais a porcentagem adicionada, fato esse que contribui diretamente para a durabilidade do material.

Conforme Figura 4.13, é visível também a relação com o índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ , em que as amostras moldadas no mesmo índice apresentaram valores bastante semelhantes em relação a PMA. Portanto, a PMA para os CPs mais densos e menos cimentados ( $\downarrow\eta\downarrow C$ ) é similar aos CPs menos densos e mais cimentados ( $\uparrow\eta\uparrow C$ ) considerando o mesmo  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ . Ademais, para os 12 ciclos percebe-se uma tendência de crescimento linear, sendo mais pronunciada na amostra com menor quantidade de cimento (tratamento 1). As variações das PMA foram de valores mínimos de 0,84% e máximo de 5,09%, significando uma diferença de 83%. De modo geral, é verificado então que o tratamento 5 apresentou as menores PMA, e em contrapartida, o tratamento 1 apresentou as maiores.

O conceito E/S sugere a imobilização do contaminante e não necessariamente a sua remoção. Tal fato faz com que o ensaio de durabilidade seja importante para a análise das matrizes cimentícias que podem sofrer degradações ao longo do tempo. De acordo com ITRC (2011), a exposição do monólito a fatores como reações químicas internas, mecanismos físicos como sedimentação, erosão e ciclos de umedecimento/secagem, impactos geoquímicos e biológicos podem degradar a matriz a longo prazo, contudo raramente ocorrem variações extremas, visto que as mudanças de tensões internas e externas normalmente são pequenas.

Conforme Brito (2007), para a aprovação dos materiais analisados neste ensaio, a perda de massa acumulada não deve ultrapassar 15%. Considerando isso e o exposto na Tabela 4.5,

constata-se que todas as dosagens foram aprovadas no requisito durabilidade, obtendo perdas de massa consideravelmente menores que o limite proposto pelo autor supracitado.

Os resultados de PMA foram também correlacionados com os índices  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  nos ciclos 1, 3, 6, 9 e 12, os quais são apresentados na Figura 4.14, analogamente aos ensaios de resistência e rigidez.

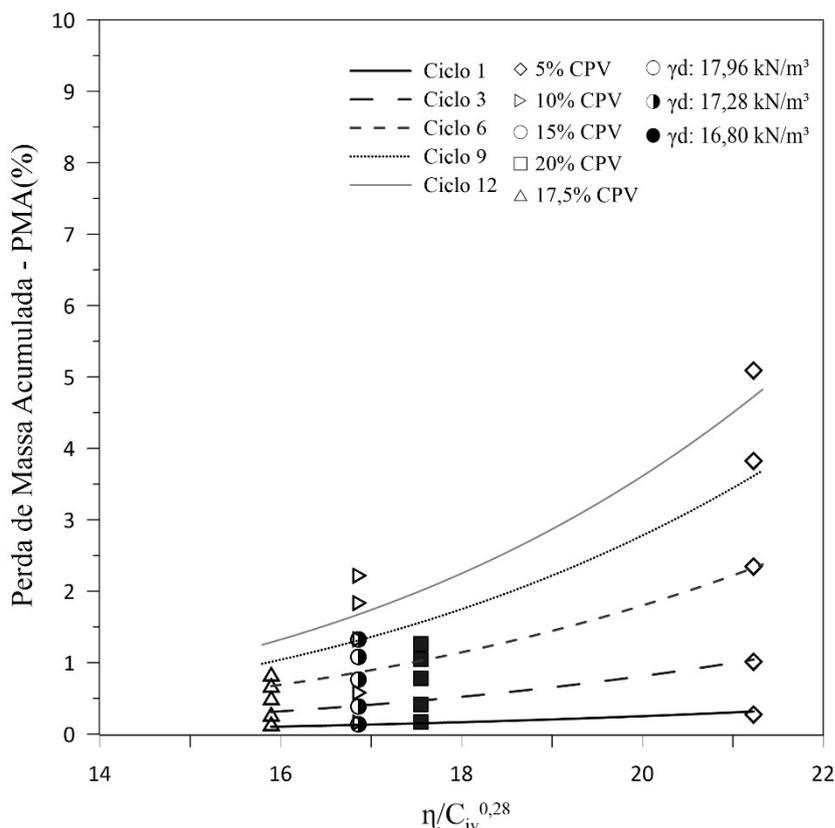


Figura 4.14 – Relação entre índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  e perda de massa acumulada para 1, 3, 6, 9 e 12 ciclos

Observando os resultados, fica claro que a redução do índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  leva a uma menor perda de massa acumulada, sendo essa uma relação proporcional entre PMA e  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ . Ademais, as dosagens equivalentes ao mesmo índice apresentaram resultados semelhantes, ou seja, desempenho equivalente pode ser obtido para diferentes configurações dos CPs, com maior quantidade de cimento e menor compactação ou vice-versa.

Essa tendência proporcional já foi verificada na literatura (CONSOLI *et al.*, 2017, 2017a, 2018a, 2018b, BALDOVINO *et al.*, 2021 SCHEUERMANN FILHO, 2022), representando uma certa degradação da matriz cimentícia com o passar dos ciclos. O maior valor do índice

$\eta/(C_{iv})^{0,28}$  resulta em menor intertravamento das partículas, menor superfície de contato, menor atrito e menor quantidade de ligações cimentícias, conforme configuração escolhida, tendo como consequência uma maior susceptibilidade a degradação.

As relações matemáticas do tipo potência encontradas para os ciclos 1, 3, 6, 9 e 12 são apresentadas nas Equações 4.6 a 4.10, as quais apresentaram expoente externo iguais e variações na constante inicial.

$$PMA_{ciclo\ 1} = 8,59x10^{-7} \left[ \left( \eta / C_{iv}^{0,28} \right) \right]^{4,2} \quad \text{Equação 4.6}$$

$$PMA_{ciclo\ 3} = 2,78x10^{-6} \left[ \left( \eta / C_{iv}^{0,28} \right) \right]^{4,2} \quad \text{Equação 4.7}$$

$$PMA_{ciclo\ 6} = 6,16x10^{-6} \left[ \left( \eta / C_{iv}^{0,28} \right) \right]^{4,2} \quad \text{Equação 4.8}$$

$$PMA_{ciclo\ 9} = 9,48x10^{-6} \left[ \left( \eta / C_{iv}^{0,28} \right) \right]^{4,2} \quad \text{Equação 4.9}$$

$$PMA_{ciclo\ 12} = 1,22x10^{-5} \left[ \left( \eta / C_{iv}^{0,28} \right) \right]^{4,2} \quad \text{Equação 4.10}$$

Os coeficientes de determinação ( $R^2$ ) obtidos da correlação entre PMA e  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  se apresentaram na faixa de 85%, podendo ser considerados fortes conforme classificação proposta por Jaruschi *et al.* (2015). Tais coeficientes consolidam a aplicabilidade do índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  para a previsão de PMA na situação aqui analisada. O expoente externo de 4,2 foi o que apresentou o melhor ajuste para os resultados. Expoente em um valor próximo (4,0) foi verificado para o mesmo solo e agente cimentante por Scheuermann Filho (2022).

## 4.4 LIXIVIAÇÃO E SOLUBILIZAÇÃO DE METAIS

### 4.4.1 Lixiviação estática – NBR 10005

O processo de lixiviação sofre influência de fatores físicos e químicos conforme o material avaliado (CONNER, 1990). Pode-se citar fatores como área superficial do solo, porosidade, proporção sólido/líquido, tempo de contato, característica da solução lixiviante, entre outros (BASEGIO, 2004). A solução lixiviante deve buscar simular as condições de campo, possuindo características diferentes conforme a norma a ser seguida. O pH da solução lixiviante está entre os fatores químicos que mais afetam a lixiviação, tendo também as reações de sorção e o potencial redox do material (BASEGIO, 2004; KULAKOWSKI *et al.*, 2016).

Em condições redutoras (alto pH), a lixiviação de alguns metais como cromo, manganês e ferro diminui, devido a influência do potencial redox na mobilidade pela matriz sólida (CONNER, 1990). Com a diminuição do potencial hidrogeniônico, a dessorção dos metais aumenta, tornando-os mais solúveis em condições ácidas (KULAKOWSKI *et al.*, 2016). A solubilidade de alguns metais pode, entretanto, aumentar em condições extremas de pH, sendo os chamados metais anfotéricos. Esses metais formam compostos solúveis em condições ácidas e alcalinas extremas, apresentando solubilidade mínima em um intervalo de pH de 8 a 11 (HOEFFNER *et al.*, 2005).

O Cimento Portland é frequentemente utilizado no processo E/S devido ao seu alto pH, fator que facilita a retenção de cátions metálicos, formando hidróxidos de metais na matriz solidificada, sendo estes menos solúveis (USACE, 1995; LAGREGA *et al.*, 2010). Tanto o encapsulamento físico quanto a fixação química são esperadas como resultados do processo E/S baseado em CPV-ARI (FREEMAN; HARRIS, 1995). Ademais, para verificar o efeito do aglomerante utilizado, realiza-se comparações entre amostras não tratadas e tratadas.

Posto isso, a seguir são apresentados os resultados referentes aos ensaios de lixiviação conforme NBR 10005 (ABNT, 2004b), os quais são expressos pelas leituras obtidas dos extratos lixiviados realizadas pelo método ICP-OES. Todos os ensaios foram executados em duplicata.

A Figura 4.15 e a Tabela 4.6 apresentam as concentrações dos metais nos extratos lixiviados para as misturas solo-cimento-contaminante para 7 dias de cura conforme as dosagens estipuladas nesta pesquisa. A Figura 4.15 traz a concentração em função do índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ ,

assim como apresenta a concentração do lixiviado referente a amostra não tratada. As concentrações obtidas foram comparadas com o solo não tratado e com limites estabelecidos pelas normativas NBR 10004 – Anexo F (ABNT, 2004a), EPA (USEPA, 2004), ambas relacionadas a características de toxicidade do material. Também as normativas CONAMA 420 (BRASIL, 2009), Lista Holandesa (VROM, 2000) e EPA (USEPA, 2022), relacionadas a qualidade de águas subterrâneas e água potável.

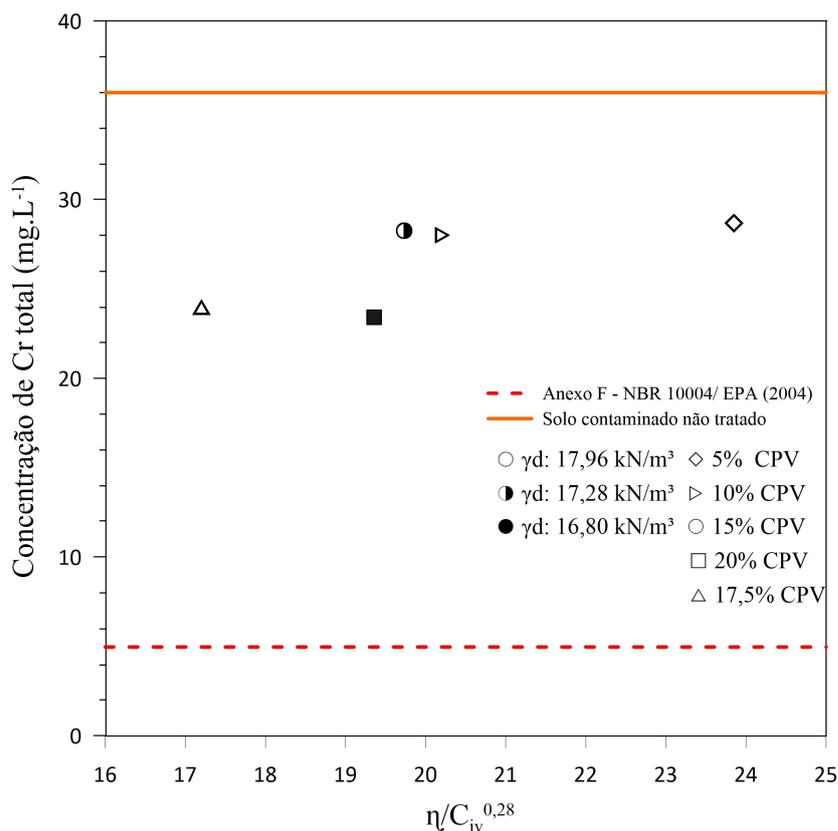


Figura 4.15 – Concentração de Cr total nos extratos lixiviados em função do  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$

O elemento Cromo possui comportamento anfotérico, em que pode apresentar alta solubilidade tanto em meio ácido quanto em meio básico para valores extremos (RAI *et al.*, 1989). Todas as misturas analisadas apresentaram lixiviação de Cr total em níveis superiores as normativas avaliadas, como pode ser visualizado com mais detalhes na Tabela 4.6. Desta forma, nota-se que o material manteve suas características de toxicidade.

Contudo, é possível perceber que as concentrações lixiviadas das misturas são inferiores ao lixiviado obtido do solo não tratado, demonstrando assim que houve um encapsulamento parcial do metal pesado. Diversos estudos já observaram resultados semelhantes, ou seja, uma falta de

fixação química do cromo quando se utiliza processo a base de cimento, ficando assim o elemento Cr livre na amostra (TAMAS *et al.*, 1992; KINDNESS *et al.*, 1994).

De forma tradicional, o processo de estabilização do Cr ocorre inicialmente com a redução do Cr (VI) para (III) em meio ácido. Após, o Cr (III) é precipitado e forma hidróxidos insolúveis em meio alcalino (LAFOREST; DUCHESNE, 2005). Outras imobilizações já observadas quando se trata de Cr e cimentos hidráulicos foram em relação aos sulfoaluminato de cálcio hidratado (etringita), silicato hidratado de cálcio (C-S-H) e hidróxido de cálcio, produtos obtidos do processo de hidratação do cimento (MIJNO *et al.*, 2004; STEGEMANN, 2005; CORNELIS *et al.*, 2008).

O Cr (VI) ocorre principalmente na forma de  $\text{CrO}_4^{2-}$  (cromatos) (PALMER; WITTBRODT, 1991; BAYRAMOGLU; ARICA, 2005) e variam em função do pH. Os sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) presentes na etringita podem ser substituídos por oxiânions como cromatos devido a cargas, estruturas e raios termoquímicos muito semelhantes (PERKINS; PALMER; 2000), enquanto o alumínio e cálcio podem ser substituídos por espécies catiônicas trivalentes como o  $\text{Cr}^{3+}$  e elementos alcalinos terrosos (por exemplo Ba, Pb e Cd) respectivamente (GOUGAR *et al.*, 1996; CORNELIS *et al.*, 2008). O gel C-S-H possui capacidade de adsorver cátions e ânions, variando conforme a relação Ca/Si, carga elétrica e pH (OCHS *et al.*, 2016). Nesse produto de hidratação, o Cr pode ser imobilizado como substituto do silício (STEGEMANN, 2005).

Considerando as transformações químicas que podem ocorrer, os resultados obtidos demonstram que houve algumas dessas transformações, mesmo que nesse caso a lixiviação tenha sido alta. Desta forma, parece que a porcentagem de cimento utilizada não foi suficiente para neutralizar os prótons livres ( $\text{H}^+$ ) do ácido acético presente nas soluções extratoras (FERRAZZO, 2023), conseqüentemente causando uma diminuição no valor do pH e menor taxa de estabilização do Cr presente na amostra.

Contudo, destaca-se que houve uma eficiência média na faixa de 29%. Tal fato vem corroborar a importância do controle do pH do meio, onde se obteve, para o presente ensaio, valores variando em uma faixa neutra a levemente alcalina, conforme Tabela 4.6. O pH inicial da amostra contaminada também deve ser considerado (TIWARI *et al.*, 2015). Tal comportamento pode ser atribuído ao fato de que com a diminuição do pH, a dessorção dos metais aumenta e torna-os mais solúveis. Também, pode-se supor que não houve grande parcela de formação de hidróxidos insolúveis, os quais são formados pela precipitação do Cr (III) em valores de pH na

faixa de 10 (GLASSER, 1997). Estima-se que com a eficiência obtida nesse ensaio de forma a atender ao limite normativo, o nível máximo de contaminação poderia ser de 150 mg/kg.

A lixiviação de elementos oxiânions em faixas de pH neutro a levemente alcalino já foi verificada por Van der Sloot (2002), o qual observou uma máxima lixiviação em pH neutro a alcalino moderado, com menor taxa de lixiviação em pH baixo (<5) e em pH alto (>11). Altos valores de lixiviação de Cr em cimento Portland em ensaios com ataque ácido foi também observada por Lara-Díaz e Melgoza-Alemán (2009), tendo uma concentração de 595 mg/L em amostra com 2% de contaminante. A eficiência de retenção observada pelos autores foi de 30 a 45%, em que uma das conclusões foi de que o estado de oxidação do cromo precisaria ser reduzido para trivalente, possibilitando assim a formação de hidróxidos insolúveis.

Presume-se também que o tempo de contato influenciou nos resultados, em que os géis de cimentação não puderam se desenvolver a níveis mais altos a ponto de realizar os processos de sorção no Cr. Ademais, nota-se uma ligação entre a concentração lixiviada e o índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ , em que as amostras contendo 17,5 e 20% de CPV-ARI tiveram resultados bem similares, concluindo assim que tanto o teor de cimento quanto o peso específico aparente seco das amostras influenciam na estabilização e solidificação dos metais pesados.

Tabela 4.6 – Composição química dos extratos lixiviados (mg.L<sup>-1</sup>)

Metal	Solo contaminado cimentado					Solo contaminado não tratado	Normativa				
	CPV/ $\gamma_d$						NBR 10004 Anexo F*	EPA*	CONAMA 420 <sup>1</sup>	Lista Holandesa <sup>1</sup>	EPA <sup>2</sup>
	5/17,96	10/17,96	15/17,28	17,5/17,96	20/16,80						
Ag	0,050	0,010	0,009	0,018	0,015	0,011	5	5	0,05	-	-
Al	0,000	1,457	0,000	0,000	0,000	0,000	-	-	3,5	-	-
As	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	1	5	0,01	0,01	0,01
Ba	16,163	0,457	0,656	0,312	0,335	0,000	70	100	0,7	0,05	2
Cd	0,447	0,025	0,034	0,029	0,029	0,234	0,5	1	0,005	0,0004	0,005
Cr total	<b>28,674</b>	<b>28,000</b>	<b>28,250</b>	<b>24,500</b>	<b>23,450</b>	<b>35,99</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>0,05</b>	<b>0,001</b>	<b>0,1</b>
Cu	0,246	0,006	0,019	0,018	0,014	0,000	-	-	2	0,015	1,3
Fe	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	-	-	2,45	-	-
Hg	0,925	0,030	0,041	0,055	0,063	0,949	0,1	0,2	0,001	0,00005	0,002
Mn	0,000	0,855	1,038	0,262	0,000	0,351	-	-	0,4	-	-
Pb	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	1	5	0,01	0,015	0,015
Se	0,424	0,017	0,034	0,072	0,055	0,000	1	1	0,01	-	0,05
Zn	0,944	0,510	0,141	0,050	0,060	1,932	-	-	1,05	0,065	-
<i>pH</i>	7,52	5,71	7,09	6,87	9,89	5,31	-	-	-	-	-
Eficiência (%)	20,32	22,20	21,50	31,92	34,84	-	-	-	-	-	-

(\*Concentrações máximas para características de toxicidade; <sup>1</sup>Valores orientadores para água subterrânea; <sup>2</sup>Valores para água potável)

#### 4.4.2 Lixiviação em monólito

A lixiviação em monólito foi avaliada por meio de um protocolo modificado envolvendo o ensaio de durabilidade conforme norma ASTM D559 (ASTM, 2015) e o ensaio de tanque monolítico segundo a norma holandesa NEN 7375 (EA, 2004). A norma holandesa é utilizada para determinar parâmetros de aceitação de materiais para disposição em aterros sanitários, e refere-se à lixiviação de elementos inorgânicos em monólitos por meio de teste de difusão. Apesar do referido método possuir uma certa consolidação, a análise da influência do calor e da água nestas condições não são exploradas na literatura, sendo importantes para compreender os mecanismos de lixiviação dos compostos inorgânicos (BRUSCHI *et al.*, 2022). Assim, a metodologia aqui aplicada busca avaliar o comportamento da lixiviação de solo cimentado exposto a condições destrutivas de intempéries.

Os resultados das concentrações verificadas nos lixiviados são apresentados na Figura 4.16 e nas Tabelas 4.7 a 4.11. Comparou-se os dados com valores limites estabelecidos nas normativas CONAMA 420 (BRASIL, 2009) e a Lista Holandesa (VROM, 2000), ambas relacionadas a qualidade de águas subterrâneas, e a EPA (USEPA, 2022) que fornece padrões para água potável. Salienta-se que as normas analisadas são utilizadas para avaliar a qualidade de água para consumo, tendo assim uma baixa tolerância para a presença de metais pesados.

A eficiência deste protocolo foi bastante representativa para todas as dosagens avaliadas, conforme pode ser verificado nas Tabelas 4.7 a 4.11, com variação entre 88,79% e 94,17%. Ademais, deve-se destacar que o nível de contaminação inicial utilizado nessa pesquisa é consideravelmente alto, sendo difícil alcançar valores tão baixos estipulados pelas normativas referentes a qualidade de água. Em todos os ciclos, a concentração do Cr apresentou-se em níveis superiores aos limites estabelecidos pelas normativas. As dosagens para “solo contaminado não tratado” constante nas Tabelas, foram calculadas conforme dosagem adicionada, visto não ter sido possível realizar o ensaio de durabilidade em amostras não cimentadas. A relação massa/líquido obtida nesse ensaio variou conforme o peso específico aparente seco de cada amostra, visto que a quantidade de líquido lixiviante (três litros) foi uma constante para todas as amostras. A média da relação massa/líquido foi de 0,60g/ml.

A concentração de Cr apresentou um comportamento crescente de maneira geral ao longo dos ciclos, apontando que a lixiviação do Cr é afetada pelo intemperismo. A dosagem com 5% de CPV-ARI conteve a maior concentração de Cr e a maior variação, com um pico de lixiviação

no ciclo 6. A amostra que exibiu menor concentração de Cr nos ciclos 6, 9 e 12 foi aquela com 17,5% de CPV-ARI, já para o ciclo 3, as concentrações para as diferentes dosagens se assemelham bastante, exceto para amostra com 5% de agente cimentante, que apresentou uma concentração maior.

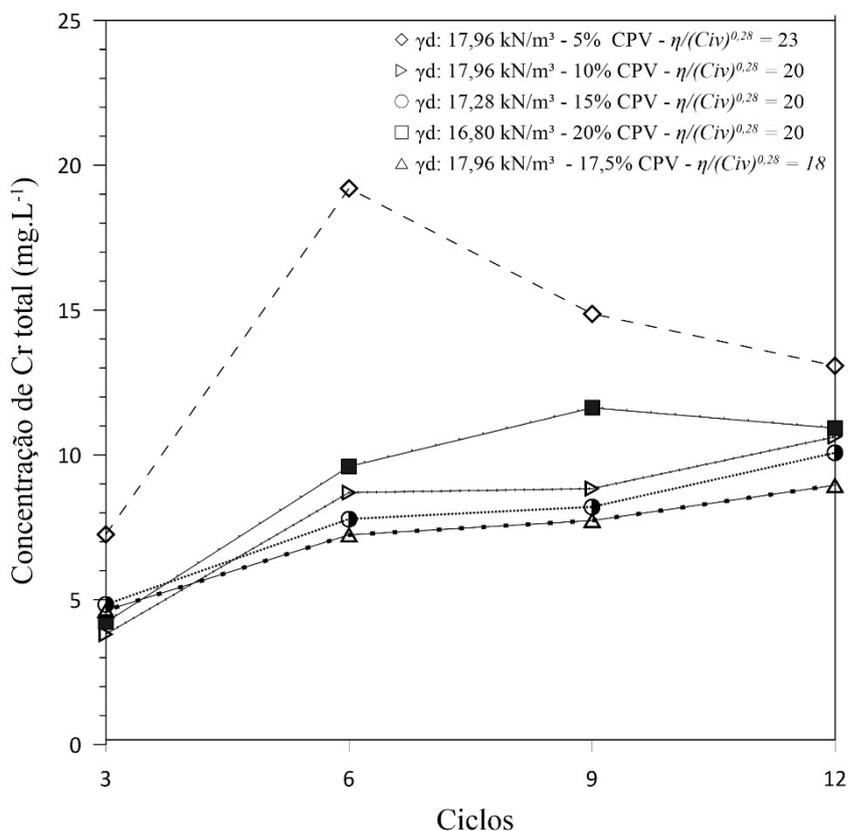


Figura 4.16 – Concentração de Cromo total por ciclos de durabilidade

Quando se analisa os valores do índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ , aquele com valor maior, ou seja, de 23, apresentou maiores valores de lixiviação. Percebe-se, também, que a dosagem com 17,5% de CPV-ARI e peso específico de 17,96 kN/m<sup>3</sup>, representando o menor  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  avaliado, apresentou as menores concentrações lixiviadas. Assim sendo, parece haver uma relação direta entre tais fatores.

O comportamento observado na Figura 4.16 está associado a diversos fatores, podendo considerar o pH, a forma monolítica da amostra, o líquido lixiviante e as variações causadas pelos ciclos de secagem-molhagem-escovação. Percebeu-se um aumento da lixiviação com o passar dos ciclos, podendo supor que tal fato aparenta estar associado as variações de temperatura e umidade a que as amostras foram submetidas. Outro fator importante é o pH.

Conforme explicado anteriormente no item 4.4.1, em valores maiores de pH a lixiviação diminui, apresentando solubilidade mínima em valores entre 8 e 11. A variação do pH conforme os ciclos pode ser verificada na Figura 4.17. Ressalta-se que os resultados aqui analisados consideram o teor total de cromo, sem especificação das valências.

Quando se observa a concentração de Cr e o pH concomitantemente, é possível perceber que há uma relação quase inversa entre tais fatores. No ciclo 3, os valores de pH foram mais altos, variando entre 10 e 14, tendo neste ponto as menores concentrações para cada dosagem. Nos ciclos 6 e 9 houve um comportamento de transição, com uma diminuição nos valores de pH e aumento das concentrações lixiviadas, exceto para a amostra com 5% de CPV-ARI a qual apresentou uma queda de lixiviação no ciclo 9. No ciclo 12, os pHs mantiveram-se em valores mais baixos, variando de 6,5 a 8, ponto no qual se observou as maiores concentrações lixiviadas. Comportamento semelhante foi verificado por Van der Sloot (2000), o qual obteve menores concentrações lixiviadas de Cr para valores maiores de pH.

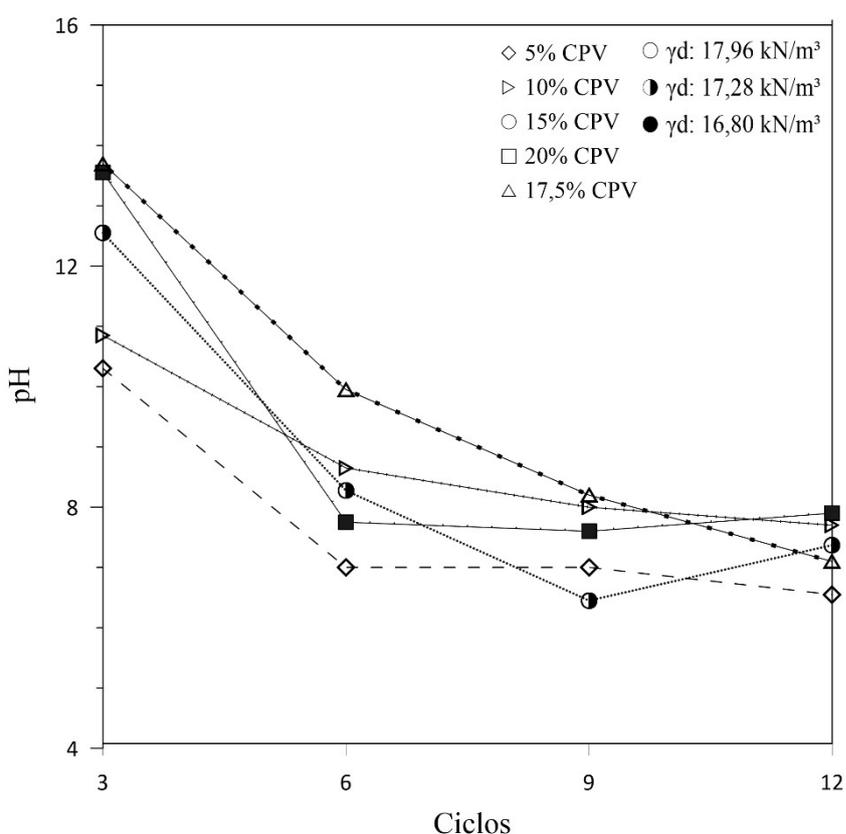


Figura 4.17 – Variação do pH por ciclos

O comportamento da lixiviação dos monólitos foi verificado também por Bruschi *et al.* (2022) com aplicação da mesma metodologia. A concentração de Cr lixiviada por ciclo, de maneira

geral, apresentou um formato similar aos resultados aqui observados. No ciclo 3 a concentração foi a menor verificada, aumentando nos ciclos 6 e 9 para a maioria das amostras. No ciclo 12 houve um aumento para algumas amostras e uma queda para outras, variação essa observada em função do peso específico utilizado.

Ainda no mesmo estudo, notou-se que a amostra com maior dosagem de cimento não apresentou os menores níveis de lixiviação, corroborando o fato de que a lixiviação é afetada por fatores que vão além do teor de agente ligante utilizado. A menor taxa de lixiviação foi para a amostra com 15% de agente cimentante e maior peso específico analisado, em contraste com os 30% de cimento utilizado na outra amostra. Entretanto, o comportamento em relação a variação do pH foi mais distinto, em que os valores verificados pelos autores se mantiveram em uma faixa de variação menor (entre 10 e 12,5). Essa menor variação parece estar relacionada ao teor de agente cimentante utilizado, sendo de 15 e 30%. Outros fatores como o tipo de contaminação analisada também podem afetar a variação do pH, visto que diferentes materiais possuem diferentes comportamentos químicos.

Tabela 4.7 – Concentração de metais nos extratos lixiviados de monólito para  $\eta/(Civ)^{0,28} = 23$ , CPV-ARI: 5% e  $\gamma_d$ : 17,96 kN/m<sup>3</sup> (mg.L<sup>-1</sup>)

Metal	Solo contaminado cimentado				Solo contaminado não tratado	Normativa		
	CPV/ $\gamma_d$					CONAMA 420 <sup>1</sup>	Lista Holandesa <sup>1</sup>	EPA <sup>2</sup>
	5/17,96							
	Ciclo 3	Ciclo 6	Ciclo 9	Ciclo 12				
Ag	0,002	0,001	0,002	0,002	-	0,05	-	-
Al	0,000	0,000	0,000	0,000	-	3,5	-	-
As	0,000	0,000	0,000	0,000	-	0,01	0,01	0,01
Ba	1,245	2,457	2,708	2,223	-	0,7	0,05	2
Cd	0,008	0,636	0,009	0,006	-	0,005	0,0004	0,005
Cr total	<b>7,260</b>	<b>19,200</b>	<b>14,875</b>	<b>13,075</b>	489,205	0,05	0,001	0,1
Cu	0,000	0,006	0,000	0,000	-	2	0,015	1,3
Fe	0,000	0,000	0,000	0,000	-	2,45	-	-
Hg	0,078	0,036	0,037	0,039	-	0,001	0,00005	0,002
Mn	0,000	0,000	0,000	0,000	-	0,4	-	-
Pb	0,000	0,014	0,000	0,000	-	0,01	0,015	0,015
Se	0,044	0,036	0,018	0,017	-	0,01	-	0,05
Zn	0,053	0,018	0,049	0,038	-	1,05	0,065	-
<i>pH</i>	10,3	7,0	7,0	6,55	-	-	-	-
Eficiência (%)					88,87			

(<sup>1</sup>Valores orientadores para água subterrânea; <sup>2</sup>Valores para água potável)

Tabela 4.8 – Concentração de metais dos extratos lixiviados de monólito para  $\eta/(Civ)^{0,28} = 20$ , CPV-ARI: 10% e  $\gamma_d$ : 17,96 kN/m<sup>3</sup> (mg.L<sup>-1</sup>)

Metal	Solo contaminado cimentado				Solo contaminado não tratado	Normativa		
	CPV/ $\gamma_d$					CONAMA 420 <sup>1</sup>	Lista Holandesa <sup>1</sup>	EPA <sup>2</sup>
	10/17,96							
	Ciclo 3	Ciclo 6	Ciclo 9	Ciclo 12				
Ag	0,002	0,002	0,002	0,001	-	0,05	-	-
Al	0,266	0,000	0,000	0,000	-	3,5	-	-
As	0,000	0,000	0,000	0,000	-	0,01	0,01	0,01
Ba	5,850	0,545	2,325	0,378	-	0,7	0,05	2
Cd	9,480	0,527	0,006	0,000	-	0,005	0,0004	0,005
Cr total	<b>3,810</b>	<b>8,700</b>	<b>8,835</b>	<b>10,625</b>	486,207	0,05	0,001	0,1
Cu	0,000	0,000	0,000	0,000	-	2	0,015	1,3
Fe	0,000	0,000	0,000	0,000	-	2,45	-	-
Hg	0,095	0,040	0,038	0,031	-	0,001	0,00005	0,002
Mn	0,006	0,000	0,000	0,002	-	0,4	-	-
Pb	0,000	0,000	0,000	0,000	-	0,01	0,015	0,015
Se	0,000	0,007	0,022	0,000	-	0,01	-	0,05
Zn	0,056	0,067	0,035	0,000	-	1,05	0,065	-
<i>pH</i>	10,85	8,65	8	7,7				
Eficiência (%)	93,43							

(<sup>1</sup>Valores orientadores para água subterrânea; <sup>2</sup>Valores para água potável)

Tabela 4.9 – Concentração de metais dos extratos lixiviados de monólito para  $\eta/(Civ)^{0,28} = 20$ , CPV-ARI: 15% e  $\gamma_d$ : 17,28 kN/m<sup>3</sup> (mg.L<sup>-1</sup>)

Metal	Solo contaminado cimentado				Solo contaminado não tratado	Normativa		
	CPV/ $\gamma_d$					CONAMA 420 <sup>1</sup>	Lista Holandesa <sup>1</sup>	EPA <sup>2</sup>
	15/17,28							
	Ciclo 3	Ciclo 6	Ciclo 9	Ciclo 12				
Ag	0,002	0,002	0,001	0,001	-	0,05	-	-
Al	0,000	0,000	0,000	0,000	-	3,5	-	-
As	0,000	0,000	0,000	0,000	-	0,01	0,01	0,01
Ba	0,006	0,000	2,323	1,341	-	0,7	0,05	2
Cd	0,052	0,012	1,361	0,970	-	0,005	0,0004	0,005
Cr total	<b>4,838</b>	<b>7,788</b>	<b>8,205</b>	<b>10,075</b>	469,918	0,05	0,001	0,1
Cu	0,022	0,017	0,006	0,008	-	2	0,015	1,3
Fe	0,000	0,000	0,000	0,000	-	2,45	-	-
Hg	0,103	0,050	0,036	0,037	-	0,001	0,00005	0,002
Mn	0,000	0,000	0,010	0,000	-	0,4	-	-
Pb	0,125	0,018	0,032	0,011	-	0,01	0,015	0,015
Se	0,027	0,001	0,036	0,014	-	0,01	-	0,05
Zn	0,074	0,015	2,433	0,027	-	1,05	0,065	-
<i>pH</i>	12,55	8,27	6,45	7,37				
Eficiência (%)	93,42							

(<sup>1</sup>Valores orientadores para água subterrânea; <sup>2</sup>Valores para água potável)

Tabela 4.10 – Concentração de metais dos extratos lixiviados de monólito para  $\eta/(Civ)^{0,28} = 20$ , CPV-ARI: 20% e  $\gamma_d$ : 16,80 kN/m<sup>3</sup> (mg.L<sup>-1</sup>)

Metal	Solo contaminado cimentado				Solo contaminado não tratado	Normativa		
	CPV/ $\gamma_d$					CONAMA 420 <sup>1</sup>	Lista Holandesa <sup>1</sup>	EPA <sup>2</sup>
	20/16,80							
	Ciclo 3	Ciclo 6	Ciclo 9	Ciclo 12				
Ag	0,002	0,001	0,000	0,000	-	0,05	-	-
Al	0,390	0,000	0,000	0,000	-	3,5	-	-
As	0,000	0,000	0,013	0,017	-	0,01	0,01	0,01
Ba	0,000	0,000	1,225	1,090	-	0,7	0,05	2
Cd	6,720	0,013	0,043	0,040	-	0,005	0,0004	0,005
Cr total	<b>4,223</b>	<b>9,600</b>	<b>11,625</b>	<b>10,925</b>	457,622	0,05	0,001	0,1
Cu	0,000	0,012	0,021	0,020	-	2	0,015	1,3
Fe	0,000	0,000	0,000	0,000	-	2,45	-	-
Hg	0,113	0,072	0,051	0,046	-	0,001	0,00005	0,002
Mn	0,000	0,000	1,004	0,011	-	0,4	-	-
Pb	0,000	0,008	0,129	0,072	-	0,01	0,015	0,015
Se	0,065	0,002	0,047	0,045	-	0,01	-	0,05
Zn	0,042	0,032	0,065	0,067	-	1,05	0,065	-
pH	13,55	7,75	7,6	7,9				
Eficiência (%)					92,05			

(<sup>1</sup>Valores orientadores para água subterrânea; <sup>2</sup>Valores para água potável)

Tabela 4.11 – Concentração de metais dos extratos lixiviados de monólito para  $\eta/(Civ)^{0,28} = 18$ , CPV-ARI: 17,5% e  $\gamma_d$ : 17,96 kN/m<sup>3</sup> (mg.L<sup>-1</sup>)

Metal	Solo contaminado cimentado				Solo contaminado não tratado	Normativa		
	CPV/ $\gamma_d$					CONAMA 420 <sup>1</sup>	Lista Holandesa <sup>1</sup>	EPA <sup>2</sup>
	17,5/17,96							
	Ciclo 3	Ciclo 6	Ciclo 9	Ciclo 12				
Ag	0,001	0,001	0,000	0,001	-	0,05	-	-
Al	0,385	0,000	0,000	0,000	-	3,5	-	-
As	0,000	0,000	0,000	0,000	-	0,01	0,01	0,01
Ba	5,155	0,000	2,478	2,980	-	0,7	0,05	2
Cd	2,155	0,012	0,012	0,532	-	0,005	0,0004	0,005
Cr total	<b>4,633</b>	<b>7,240</b>	<b>7,733</b>	<b>8,955</b>	489,528	0,05	0,001	0,1
Cu	0,019	0,013	0,006	0,007	-	2	0,015	1,3
Fe	0,000	0,000	0,000	0,000	-	2,45	-	-
Hg	0,111	0,055	0,035	0,039	-	0,001	0,00005	0,002
Mn	0,000	0,000	1,100	0,000	-	0,4	-	-
Pb	0,065	0,000	0,036	0,003	-	0,01	0,015	0,015
Se	0,015	0,028	0,016	0,000	-	0,01	-	0,05
Zn	0,037	0,011	0,033	0,012	-	1,05	0,065	-
pH	13,7	9,95	8,2	7,1				
Eficiência (%)					94,17			

(<sup>1</sup>Valores orientadores para água subterrânea; <sup>2</sup>Valores para água potável)

#### 4.4.3 Comparativo entre métodos de lixiviação

A Tabela 4.12 apresenta as concentrações de metais presentes nos extratos lixiviados obtidos pelos distintos métodos de lixiviação aplicados: estático (NBR 10005) e em monólito, podendo ser considerado um teste dinâmico, visto que há a renovação do lixiviante. As concentrações foram novamente comparadas com as normativas CONAMA 420 (BRASIL, 2009), Lista Holandesa (VROM, 2000) e EPA (USEPA, 2022). Em termos de comparação, para o ensaio realizado em monólito, selecionou-se os dados apenas do ciclo 12, dado que neste ponto foi observado as maiores concentrações lixiviadas.

Os métodos de lixiviação aqui comparados possuem diferenças nas suas características. O ensaio estático (método 1) é realizado com solução extratora ácida, já o ensaio adaptado em monólito (método 2) foi executado com água destilada em pH neutro. Outro fator diferencial diz respeito à forma de contato da amostra com a solução lixiviante. O ensaio pelo método 1 é realizado com a amostra triturada em tamanho  $< 9,5$  mm e a utilização de um agitador rotacional, em que a amostra e o lixiviante são forçados a entrar em contato, ocorrendo o fenômeno de transporte de difusão-dispersão (*flow-through*). Já nos testes em monólito a execução se deu sem agitação em um corpo de prova de tamanho 100 x 127 mm, apresentando provavelmente como dominante o fenômeno de difusão apenas (lavagem superficial) (POON; CHEN, 1999). O tempo de contato também foi ligeiramente diferente, sendo de 20 horas para o método 1 e 15 horas para o método 2, visto que a cada ciclo o corpo de prova ficava submerso por 5 horas conforme estabelecido pela norma D559 (ASTM, 2015), referente ao ensaio de durabilidade.

Desta forma, tais diferenças refletem na solubilidade do Cr, em que é esperado uma maior concentração lixiviada no ensaio da NBR 10005 (ABNT, 2004b), suposição essa condizente com os resultados desta pesquisa. Tal distinção é relevante, posto que as restrições de transporte de uma forma sólida resultam em um menor impacto ambiental quando comparado ao material triturado (VAN DER SLOOT, 2000). Observando a Tabela 4.12 e a Figura 4.18, é possível perceber com clareza que no ensaio conforme o método 1 a concentração do Cr no extrato lixiviado foi mais expressiva. A lixiviação do Cr em materiais cimentados pode aumentar com o menor tamanho da partícula, resultando em um aumento na área superficial específica (ECKBO; OKKENHAUG; HALE, 2022), sendo esse um dos fatores que mais afetou a lixiviação quando realizada conforme o método 1.

Tabela 4.12 – Comparativo dos extratos lixiviados advindos de diferentes métodos de lixiviação (mg.L<sup>-1</sup>)

Metal	NBR 10005 (ABNT, 2004b)					Monólito Ciclo 12					Normativa		
	CPV/ $\gamma_d$					CPV/ $\gamma_d$					CONAMA 460 <sup>1</sup>	Lista Holandesa <sup>1</sup>	EPA <sup>2</sup>
	5/17,96	10/17,96	15/17,28	17,5/17,96	20/16,80	5/17,96	10/17,96	15/17,28	17,5/17,96	20/16,80			
Ag	0,050	0,010	0,009	0,018	0,015	0,002	0,001	0,001	0,001	0,000	0,05	-	-
Al	0,000	1,457	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	3,5	-	-
As	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,017	0,01	0,01	0,01
Ba	16,163	0,457	0,656	0,312	0,335	2,223	0,378	1,341	2,980	1,090	0,7	0,05	2
Cd	0,447	0,025	0,034	0,029	0,029	0,006	0,000	0,970	0,532	0,040	0,005	0,0004	0,005
Cr total	<b>28,674</b>	<b>28,000</b>	<b>28,250</b>	<b>24,500</b>	<b>23,450</b>	<b>13,075</b>	<b>10,625</b>	<b>10,075</b>	<b>8,955</b>	<b>10,925</b>	0,05	0,001	0,1
Cu	0,246	0,006	0,019	0,018	0,014	0,000	0,000	0,008	0,007	0,020	2	0,015	1,3
Fe	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	2,45	-	-
Hg	0,925	0,030	0,041	0,055	0,063	0,039	0,031	0,037	0,039	0,046	0,001	0,00005	0,002
Mn	0,000	0,855	1,038	0,262	0,000	0,000	0,002	0,000	0,000	0,011	0,4	-	-
Pb	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,011	0,003	0,072	0,01	0,015	0,015
Se	0,424	0,017	0,034	0,072	0,055	0,017	0,000	0,014	0,000	0,045	0,01	-	0,05
Zn	0,944	0,510	0,141	0,050	0,060	0,038	0,000	0,027	0,012	0,067	1,05	0,065	-
<i>pH</i>	7,52	5,71	7,09	6,87	9,89	6,55	7,7	7,37	7,1	7,9	-	-	-

(1)Valores orientadores para água subterrânea; 2Valores para água potável)

A diferença no pH das soluções lixiviantes aparentemente também teve uma grande influência na solubilidade do Cr, visto que no método 1 a solução tem caráter ácido e no método 2, neutro. Nota-se também que os valores de pH são similares nas amostras com 15 e 17,5% de CPV-ARI para ambos os ensaios, porém ainda assim a lixiviação do método 2 foi menor, demonstrando novamente que o formato da amostra e o pH neutro do líquido lixiviante tem grande importância nos resultados. Deve-se lembrar que a análise é apenas do ciclo 12, ponto no qual se obteve menores valores de pH e maiores taxas de lixiviação quando se analisa todos os ciclos, conforme apontado no item 4.4.2.

Comportamento semelhante relacionado ao pH foi observado por Lunkes (2013), a qual avaliou a lixiviação do Cr por meio do ensaio segundo NBR 10005 (ABNT, 2004b) e o teste de imersão conforme norma Holandesa, porém com uso de solução lixiviante ácida. Foi verificado neste estudo que o ensaio realizado sob condições de caráter ácido apresentou maiores níveis de concentração de Cr no extrato lixiviado.

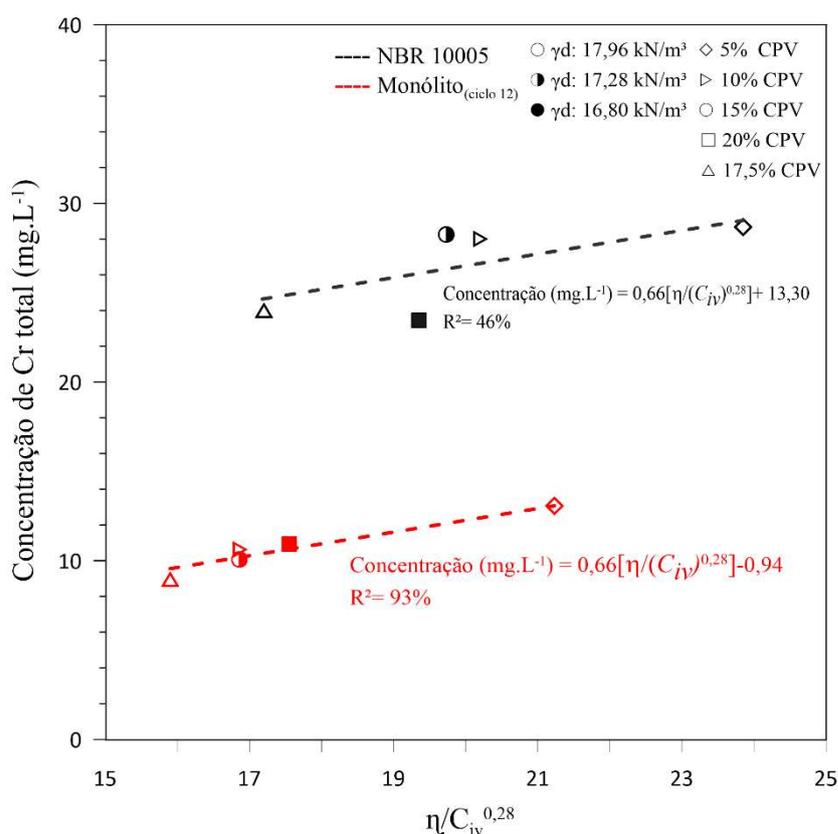


Figura 4.18 – Comparativo da concentração de Cr lixiviada para diferentes métodos de lixiviação em função do  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$

Observando a Figura 4.18, percebe-se uma relação entre os distintos ensaios e suas respectivas taxas de lixiviação, relacionando tais dados ao índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ . De maneira geral, parece haver uma tendência de relação crescente entre o índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  e a lixiviação das amostras, em que para maiores valores de índice observou-se as maiores concentrações lixiviadas, assim como as menores concentrações foram obtidas para o menor valor do índice. Ademais, foi possível estabelecer uma relação matemática única para cada ensaio, diferenciando apenas no coeficiente linear.

Contudo, quando se observa o método 1, aparenta que o teor volumétrico de CPV-ARI teve influência ligeiramente maior, visto que a menor taxa geral de concentração de Cr foi para a amostra com maior dosagem de cimento (20%). Porém, a dosagem com 17,5% apresentou valores bem similares. A amostra triturada utilizada nesse ensaio fez com que o cimento fosse mais determinante. Comportamento distinto é observado quando se analisa o método 2, em que a amostra com dosagem de 17,5% de CPV-ARI apresentou concentração lixiviada menor que a amostra com 20%. Com base em tais fatores, pode-se concluir que o material íntegro representa melhor a relação  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ , além de resultar em uma menor concentração lixiviada, a qual é mais correlata com a realidade e mais adequada para avaliar produtos E/S. Nota-se também que, majoritariamente, o método de dosagem racional  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  apresenta relação com tendência direta com a lixiviação do metal Cromo.

Drinčić *et al.* (2017) realizaram estudos da lixiviação de metais pesados em amostras com cimento, cinza volante e pó de forno, com base no ensaio da norma NEN 7375 (EA, 2004) e uma adaptação de tal, em que a renovação do líquido lixiviante não foi realizada. Dessa forma, foi possível avaliar a diferença de lixiviação para situação com e sem reposição da solução lixiviante. Nos casos em que a solução foi reabastecida, a proporção da lixiviação foi de três a dez vezes menor do que nos ensaios sem reabastecimento. Conforme os autores, essa diferença se deu pelos mecanismos de lixiviação envolvidos, em que nos casos com reabastecimento, o mecanismo que prevaleceu foi o de difusão, e no caso sem reabastecimento foram os de difusão e dissolução. Avaliou-se também a variação entre amostra compactada com reposição da solução lixiviante e amostra triturada sem reposição. Os resultados mostraram que a amostra compactada com reposição apresentou menor taxa de lixiviação.

Comparação entre o método de lixiviação TCLP, similar ao procedimento da NBR 10005 (ABNT, 2004b), e o método de tanque segundo NEN 7375 (EA, 2004) foi realizada por Sinyoung *et al.*

(2011) em argamassa contaminadas com diferentes dosagens de Cromo. No ensaio TCLP, todas as concentrações lixiviadas foram maiores que os limites da normativa. Para o ensaio em monólito, as concentrações observadas foram significativamente menores, em que as amostras com porcentagens de até 0,5% de Cr atenderam os critérios normativos seguidos.

#### 4.4.4 Solubilização – NBR 10006

Os resultados referentes aos ensaios de solubilização segundo NBR 10006 (ABNT, 2004c) são apresentados a seguir. Todos os ensaios foram executados em duplicata. A Figura 4.19 e a Tabela 4.13 apresentam as concentrações dos metais nos extratos solubilizados para as misturas solo-cimento-contaminante com 7 dias de cura. A Figura 4.19 exhibe a concentração em função do índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ , assim como apresenta a concentração do lixiviado referente a amostra não tratada. As concentrações obtidas foram comparadas com o solo não tratado e com limites estabelecidos pelas normativas NBR 10004 – Anexo G (ABNT, 2004a), CONAMA 420 (BRASIL, 2009), Lista Holandesa (VROM, 2000) e EPA (USEPA, 2022).

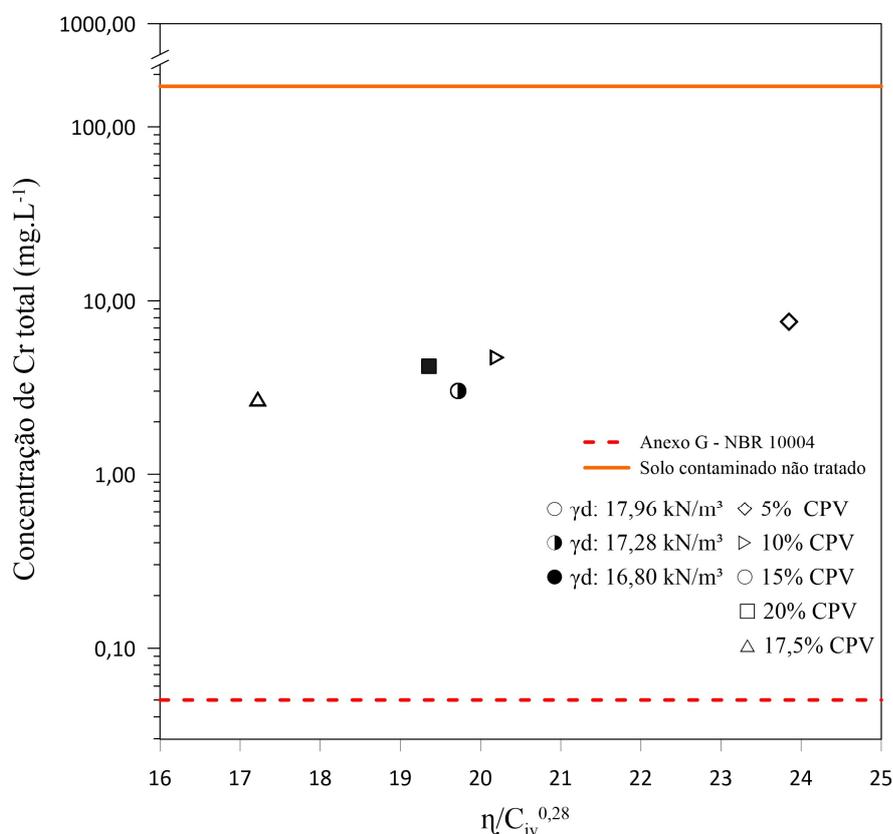


Figura 4.19 – Concentração de Cr total nos extratos solubilizados em função do  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$

As concentrações obtidas para os extratos solubilizados, assim como nas análises anteriores, excederam os limites normativos. Entretanto, deve-se considerar que o limite conforme Anexo G da NBR 10004 (ABNT, 2004a) é bastante restritivo (0,05 mg/L), visto que tal normativa é utilizada para classificar resíduos não perigosos entre inertes ou não inertes. Apesar disso, obteve-se uma alta eficiência na diminuição da concentração de Cr com valores médios de 97,5%.

O alto nível de encapsulamento pode ser explicado em função dos altos valores de pH verificados nos extratos, os quais apresentaram valores similares, entre 12,15 e 12,53 (Tabela 4.13). O ambiente altamente alcalino torna a imobilização do Cr mais efetiva (ROY; STEGEMANN, 2017). Conforme explicado no decorrer deste trabalho, o Cr (III) em meio alcalino é precipitado, formando hidróxidos insolúveis (MEHTA; MONTEIRO, 2006). Ainda, os produtos de hidratação do cimento facilitam a retenção de metais na matriz solidificada, em que o gel C-S-H possui capacidade de adsorver ânions e cátions (OCHS *et al.*, 2016), substituindo silicatos por cromatos ( $\text{CrO}_4^{2-}$ ), diminuindo assim a solubilidade do Cr (HALIM *et al.*, 2004).

Yakubu *et al.* (2018) averiguaram que condições altamente ácidas contribuíram para o aumento da concentração de metais pesados nos extratos, quando comparado com condições extremamente alcalinas. Comportamento análogo de redução do pH e conseqüente aumento da concentração de Cr foi observado por Paixão (2019), Santos (2021), entre outros. Novamente, é possível perceber uma relação com tendência direta entre o índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  e a concentração solubilizada, mesmo que as diferenças das concentrações sejam baixas. Ainda assim, o índice de menor valor apresentou as menores concentrações e maior eficiência. Portanto, pode-se dizer que o método de dosagem racional aqui avaliado apresenta êxito quando relacionado a ensaios de lixiviação e solubilização.

Também foi possível estabelecer uma comparação entre o ensaio de lixiviação em monólito e o ensaio de solubilização, apesar de o foco do ensaio não ser necessariamente este. É perceptível a grande eficiência de ambos os métodos, em que na lixiviação em monólito obteve-se uma média de 93% e na solubilização uma média de 97,5%. A principal semelhança destes métodos é relacionada ao pH do líquido lixiviante, sendo neutro para ambos os ensaios, fator esse determinante para as altas eficiências verificadas. As principais diferenças destes métodos foram a forma da amostra, em que na solubilização se utiliza amostra triturada em contrapartida

à amostra íntegra monolítica. O tempo de contato amostra líquido também teve uma diferença considerável, sendo de 15 horas para o monólito e sete dias consecutivos para a solubilização. A Figura 4.20 apresenta as relações obtidas de ambos os ensaios em função do índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  em que novamente observou-se uma relação com tendência crescente da concentração de Cr verificada e os valores do índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ , assim como obteve-se uma relação matemática para cada tipo de ensaio. Nesta análise, pode-se concluir que a diferença nas eficiências se deu pelo maior tempo de contato no ensaio de solubilização, conseqüentemente maior formação de géis cimentantes e aumento do pH, o qual tornou o encapsulamento do Cr mais eficaz.

De forma geral, avaliando todos os resultados referentes a análise físico-química das dosagens, pode-se inferir que o pH da solução lixiviante foi fator determinante para as concentrações de Cr observadas, em que o efeito da acidificação pode ser claramente verificado no ensaio conforme NBR 10005 (ABNT, 2004b). A forma da amostra também teve importância nos processos aqui analisados.

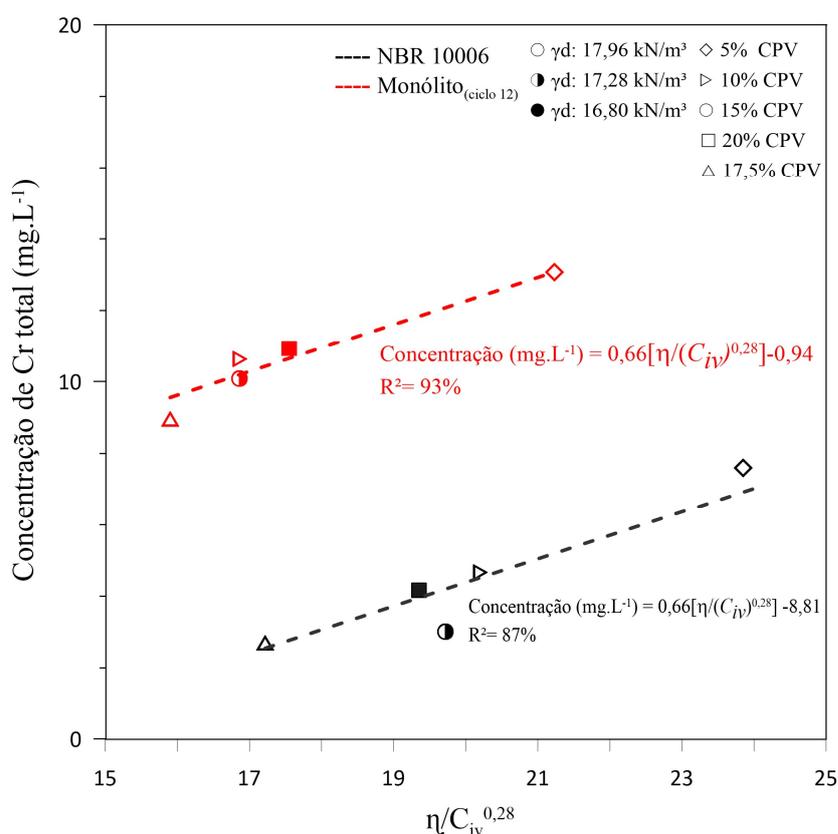


Figura 4.20 – Comparativo da concentração de Cr lixiviada e solubilizada para diferentes métodos em função do  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$

Tabela 4.13 – Composição química dos extratos solubilizados (mg.L<sup>-1</sup>)

Metal	Solo contaminado cimentado					Solo contaminado não tratado	Normativa			
	CPV/ $\gamma_d$						NBR 10004 Anexo G	CONAMA 420 <sup>1</sup>	Lista Holandesa <sup>1</sup>	EPA <sup>2</sup>
	5/17,96	10/17,96	15/17,28	17,5/17,96	20/16,80					
Ag	0,012	0,010	0,0181	0,017	0,022	0,000	0,05	0,05	-	-
Al	0,591	0,113	0,000	0,000	0,000	0,000	0,2	3,5	-	-
As	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,01	0,01	0,01	0,01
Ba	0,039	0,113	0,153	0,161	0,188	0,000	0,7	0,7	0,05	2
Cd	8,258	20,496	0,054	28,357	15,610	0,000	0,005	0,005	0,0004	0,005
Cr total	<b>7,603</b>	<b>4,668</b>	<b>3,010</b>	<b>2,702</b>	<b>4,168</b>	<b>170,800</b>	0,05	0,05	0,001	0,1
Cu	0,000	0,000	0,040	0,000	0,000	0,000	2	2	0,015	1,3
Fe	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,3	2,45	-	-
Hg	0,135	0,183	0,245	0,256	0,266	1,710	0,001	0,001	0,00005	0,002
Mn	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,1	0,4	-	-
Na	0,321	0,808	1,076	1,495	1,464	0,000	200	-	-	-
Pb	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,01	0,01	0,015	0,015
Se	0,048	0,043	0,054	0,017	0,116	0,000	0,01	0,01	-	0,05
Zn	0,125	0,190	0,166	0,149	0,195	0,000	5	1,05	0,065	-
<i>pH</i>	12,15	12,37	12,50	12,50	12,53	4,46	-	-	-	-
Eficiência (%)	95,54	97,26	98,23	98,41	97,56	-	-	-	-	-

<sup>1</sup>Valores orientadores para água subterrânea; <sup>2</sup>Valores para água potável.

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esta dissertação buscou elaborar uma contribuição científica em relação a compreensão do método de dosagem racional relacionado a resposta mecânica e físico-química de uma areia siltosa cimentada e contaminada com Cromo. Com base nos resultados encontrados e análises realizadas neste estudo, são apresentadas as seguintes considerações finais:

### *Resultados Módulo Cisalhante Inicial*

A rigidez do material estudado, verificada por meio do módulo cisalhante inicial, apresentou uma relação satisfatória quando associada ao valor do índice porosidade/teor volumétrico de cimento para todas as dosagens adotadas. Foi possível observar também uma boa correlação com os valores de rigidez obtidos por Scheuermann Filho (2022) para o SRAB cimentado. Para ambos os tempos de cura (7 e 28 dias), não foram observadas variações significativas nas amostras contaminadas, além de que se observou um acréscimo nos valores na faixa de 15% para o maior tempo de cura. Para todas as relações averiguadas foi possível obter uma relação matemática única do tipo potência, assim como todos os coeficientes de determinação foram maiores que 85%, indicando a adequabilidade do índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  para prever o comportamento do material.

### *Resultados Resistência à Compressão Simples*

O comportamento em relação a resistência à compressão simples foi semelhante ao observado para o ensaio de rigidez, tendo como tendência uma relação inversamente proporcional em função do índice porosidade/teor volumétrico de cimento. Uma relação matemática única do tipo potência foi obtida para RCS relacionada ao  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  para cada tempo de cura. Dessa forma, parece que o índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  é apropriado para prever o comportamento mecânico do SRAB cimentado, inclusive quando o mesmo valor do índice é moldado em diferentes dosagens. Foi possível, novamente, verificar uma boa correlação com os valores de resistência à compressão simples obtidos por Scheuermann Filho (2022), assim como com o modelo teórico proposto por Diambra *et al.* (2017). Para ambos os tempos de cura (7 e 28 dias), não foram observadas variações significativas nas amostras contaminadas. Todas as dosagens avaliadas foram aprovadas em relação ao critério de RCS mínima para materiais E/S. As relações avaliadas apresentaram coeficientes de determinação maiores que 85%, exceto a

normalização dos resultados pelo tempo de cura, a qual apresentou coeficiente de 76%. Ainda assim, tais valores indicam a adequabilidade do índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  para prever o comportamento do material.

### *Resultados Durabilidade*

A perda de massa individual das amostras cimentadas e contaminadas ao longo dos 12 ciclos de durabilidade apresentou pequenas variações, em que as mais consideráveis foram para a menor dosagem de cimento. As perdas de massa acumulada variaram entre 0,84% e 5,09%, representando pequena degradação da matriz cimentícia. Uma correlação pôde novamente ser estabelecida entre o índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  e as respostas de durabilidade, independente da dosagem adotada no mesmo valor do índice. Tal relação é, neste caso, diretamente proporcional, ou seja, quanto maior o índice, maior a perda de massa, obtendo assim melhor resposta de durabilidade para a configuração de dosagem com 17,5% de CPV-ARI e  $\gamma_d$  de 17,96 kN/m<sup>3</sup> (menor  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  estudado). Ademais, as variações das perdas observadas dentro do mesmo  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  foram insignificantes. Relacionado ao critério de PMA para materiais E/S, todas as dosagens cumpriram com os requisitos mínimos.

### *Resultados de Lixiviação*

A avaliação de lixiviação conforme o método de ensaio da NBR 10005 apresentou eficiência no encapsulamento do Cr na ordem de 29%. A acidificação das amostras por meio do pH ácido do líquido lixiviante aparentemente afetou os processos de encapsulamento do Cr, visto que prejudicou o aumento do pH e os processos de sorção. Foi possível perceber um vínculo entre a concentração lixiviada e o índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ . A dosagem com 17,5% de cimento e  $\gamma_d$  de 17,96 kN/m<sup>3</sup> (menor  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  avaliado) e a dosagem com 20% de cimento  $\gamma_d$  de 16,80 kN/m<sup>3</sup> ( $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  intermediário avaliado) apresentaram as menores concentrações lixiviadas, em contrapartida com o maior  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  que apresentou as maiores taxas de lixiviação. Assim, pode-se inferir que tanto o teor de cimento quanto o peso específico aparente seco agem na estabilização e solidificação do metal pesado Cromo. Contudo, ainda assim, a dosagem com maior teor de cimento apresentou a menor concentração lixiviada absoluta.

A lixiviação em monólito, avaliada por meio do ensaio de durabilidade, buscou verificar a resposta da lixiviação do Cr frente a ciclos de intemperismo. Tal método apresentou níveis de encapsulamento satisfatórios na ordem de 93%, sem a necessidade de procedimentos onerosos

e equipamentos avançados para a execução do ensaio. O comportamento da lixiviação do Cr em relação aos ciclos se deu de forma crescente, aumentando com o passar dos ciclos. Além disso, foi possível notar uma relação inversa entre concentrações lixiviadas e valor de pH, em que no ciclo 3 se observou as menores concentrações e os maiores pHs. Em contrapartida, no ciclo 12 houve as maiores concentrações e os menores valores de pHs. Portanto, é presumível inferir que as variações resultantes do ensaio de durabilidade, como mudanças de temperatura e umidade, afetam o encapsulamento do Cr. Os resultados obtidos no ciclo 12 foram correlacionados ao índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ , em que se observou uma relação com tendência direta em função das concentrações lixiviadas. Assim sendo, a dosagem com 17,5% de CPV-ARI e  $\gamma_d$  de 17,96 kN/m<sup>3</sup> ( $\eta/(C_{iv})^{0,28}=18$ ) apresentou o melhor comportamento de lixiviação, contrário ao maior índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  que resultou nas maiores concentrações de Cromo. O comportamento ao longo dos ciclos demonstra estar relacionado a variação do pH, além de que a alta eficiência do método aparenta estar associada a forma monolítica da matriz cimentícia e ao pH neutro do líquido lixiviante. Destaca-se que neste método, a menor concentração absoluta lixiviada foi para o menor índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ , demonstrando a efetividade do peso específico aparente seco, e não apenas do cimento, para encapsular o Cromo.

Quando se faz um comparativo entre os dois métodos de lixiviação aplicados, nota-se distintos valores de Cromo lixiviados. A diferença entre tais pode estar associada a diversos fatores, podendo citar a forma da amostra (triturada e monolítica), o pH do líquido lixiviante (ácido e neutro) e a forma de contato entre amostra e lixiviante (com e sem rotação). Foi possível, ainda, estabelecer uma relação entre tais ensaios e o índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ , em que se observou a mesma forma de relação direta e uma equação única representando cada método pôde ser estabelecida.

### *Resultados Solubilização*

Nesta análise, observou-se uma grande efetividade no encapsulamento do Cr, com uma redução em torno de 97,5%. Novamente, foi possível verificar uma relação entre as concentrações solubilizadas e o índice porosidade/teor volumétrico de cimento, obtendo uma relação semelhante as obtidas para os métodos de lixiviação, ou seja, quanto menor o valor do índice, menor a taxa de Cr verificado nos extratos. Quando se compara os resultados de solubilização com os de monólito, é possível verificar altas eficiências para ambos. Presume-se que tal fato está associado ao pH neutro do líquido lixiviante utilizado em ambos os métodos. Assim sendo, a análise físico-química demonstrou que o fator determinante para o encapsulamento do Cr foi

o pH das soluções lixiviantes utilizadas nos distintos métodos avaliados, em que na presença da acidificação o nível do encapsulamento diminuiu consideravelmente.

*O índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$*

O índice porosidade/teor volumétrico de cimento mostrou-se útil para a previsão desempenho do SRAB, em relação ao módulo cisalhante inicial ( $G_0$ ), resistência à compressão simples ( $q_u$ ), resposta de durabilidade (menor PMA), lixiviação e solubilização, inclusive para diferentes dosagens moldadas no mesmo valor de  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ . De modo geral, a redução no valor do índice resultou nos melhores resultados verificados para todos os ensaios, ou seja, a dosagem com 17,5% de CPV-ARI e  $\gamma_d$  de 17,96 kN/m<sup>3</sup>. As correlações matemáticas estabelecidas entre  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  e as variáveis respostas possibilitam estabelecer o esforço de compactação e a quantidade de agente cimentante necessário para cada uso geotécnico pretendido. Portanto, destaca-se que menores valores de  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$  são mais eficientes para a aplicação da técnica E/S, buscando o equilíbrio entre porosidade e teor volumétrico de cimento conforme cada projeto.

## 5.1 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

A fim de ampliar a compreensão e avançar na investigação do papel do índice porosidade/teor volumétrico de cimento no comportamento de solos contaminados e cimentados, sugere-se para trabalhos futuros:

- a. Ampliar a faixa de análise do índice  $\eta/(C_{iv})^{0,28}$ , com maiores porcentagens de cimento, e outros valores de peso específico aparente seco, buscando verificar se há variações significativas nas propriedades de lixiviação;
- b. Ampliar a faixa de análise do nível de contaminação;
- c. Realizar ensaios de lixiviação em coluna para as dosagens avaliadas, assim como variar o tempo de cura para diferentes métodos de lixiviação, buscando averiguar a influência desse fator no encapsulamento;
- d. Avaliar a condutividade hidráulica das dosagens, buscando verificar qual a relação com a lixiviação do Cromo;

- e. Estudar o uso de outros agentes cimentantes alternativos para encapsulamento do Cromo, como álcali-ativação e cimentos com escória de alto forno, por exemplo;
- f. Análise mineralógica e microestrutural das misturas submetidas a lixiviação para verificar possíveis mudanças causadas pelo processo.

## REFERÊNCIAS

AKPOKODJE, E. G. The stabilization of some arid zone soils with cements and lime. **Quarterly Journal of Engineering Geology London**, v.18, n. 2, p.173–180, 1985.

ALMODOVAR, M. L. N. **A origem natural da poluição por cromo no aquífero Adamantina, município de Urânia (SP)**. 2000. Tese (Doutorado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) – Programa de Pós-graduação em Recursos Minerais e Hidrogeologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 2000.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTIN AND MATERIALS. **ASTM D 2487**: Standard Practice for Classification of Soils for Engineering Purposes. Philadelphia, 2006.

\_\_\_\_\_. **ASTM D 4874**: Standard Test Method for Leaching Solid Material in a Column Apparatus. Philadelphia, 2014.

\_\_\_\_\_. **ASTM D 559**: Standard test methods for wetting and drying compacted soil-cement mixtures. Philadelphia, 2015.

ASAVAPISIT, S.; NANTHAMONTRY, W.; POLPRASERT, C. Influence of condensed silica fume on the properties of cement-based solidified wastes. **Cement and Concrete Research**, v. 31, p. 1147-1152, 2001.

AL-TABBAA, A.; KING, S. D. Time effects of three contaminants on the durability and permeability of a solidified sand. **Environmental Technology**, v. 19, n. 4, p. 401-407, 1998. DOI:10.1080/09593331908616695

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CIMENTO PORTLAND. Guia Básico de Utilização do Cimento Portland. 7.ed. São Paulo, 2002. 28p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 7170**: Tijolo maciço cerâmico para alvenaria. 1986.

\_\_\_\_\_. **NBR NM 23**: Cimento Portland e outros materiais em pó – Determinação da massa específica. 2001.

\_\_\_\_\_. **NBR 10004**: Resíduos sólidos - Classificação. Rio de Janeiro, 2004a.

\_\_\_\_\_. **NBR 10005**: Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro.2004b.

\_\_\_\_\_. **NBR 10006**: Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro. 2004c.

\_\_\_\_\_. **NBR 12025**: Solo-cimento - Ensaio de compressão simples de corpos-de-prova cilíndricos, 2012.

\_\_\_\_\_. **NBR 12253**: Solo-cimento - Dosagem para emprego coma camada de pavimento, 2012.

\_\_\_\_\_. **NBR 7182**: solo - ensaio de compactação. Rio de Janeiro, 2020.

BARBOSA, V. A.; BAHIA, M. C.; SOUZA, K. O.; OLIVEIRA, E. Meio Ambiente e Saúde Pública: riscos potenciais para a saúde humana devido às elevadas concentrações de arsénico na água em Portugal. **Research, Society and Development**. v. 9, n. 12, p. e109129945, 2020. Acesso em 23 de junho de 2022. (<https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/9945>).

BARTH, E. F. An overview of the history, present status, and future direction of solidification/stabilization technologies for hazardous waste treatment. **Journal of Hazardous Materials**. v. 24, p. 103-109, 1990.

BASEGIO, T. M. **Imobilização do íon cromo oriundo de cinzas da incineração de serragem de couro em corpos cerâmicos vitrificados**. 2004. Tese (Doutorado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2004.

BAYRAMOGLU, G.; ARICA, M. Y. Ethylenediamine grafted poly(glycidylmethacrylate-co-methylmethacrylate) adsorbent for removal of chromate anions. **Separation and Purification Technology**. v. 45, n. 13, p. 192-199, 2005.

BEAULIEU, M. The use of risk assessment and risk management in the revitalization of brownfields in North America: a controlled opening. *In*: CONTAMINATED SOIL '98, 1998. **Anais**: London, 1998, v.1.

BELLEZZA, I.; PASQUALINI, E. Hydraulic performance of soil-cement liners. **GeoEnvironmental 97 Rotterdam: A. A. Balkema**, p. 271-276, 1997.

BERGADO, D. T.; ANDERSON, L. R.; MUIRA, N.; BALASUBRAMANIAM, A. S. **Soft ground improvement**: In Lowland and Other Environments. New Work: American Society of Civil Engineers, 1996.

BERTOLO, R. A.; MARCOLAN, L. N. O.; BOUROTTE, C. L. M. Relações água-rocha e a hidrogeoquímica do cromo na água subterrânea de poços de monitoramento multiníveis de Urânia, SP, Brasil. **Geologia USP. Série Científica**, v. 9, n. 2, pag. 47-62, 2009.

BEZERRA, J. B. **Administração de cloreto de mercúrio a ratas em desenvolvimento: efeitos sobre o tecido ósseo de ratas adultas de diferentes idades**. 2009. Tese (Doutorado em Ciências Fisiológicas) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Fisiológicas, Universidade Federal de São Carlos, 2009.

BRASIL. **Lei nº 6.938** de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília, DF, 1981.

\_\_\_\_\_. Conselho Nacional do Meio Ambiente -CONAMA. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009.** Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 30 dez. 2009. Seção 1, 20p.

\_\_\_\_\_. **Portaria de consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017.** Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Ministério da Saúde. Diário Oficial da União, v. 1, p. 360-360, 2017.

BREHM, F. A. **Adição de óxido de zinco (ZnO) em pastas de cimento visando viabilizar a reciclagem de pós de aciaria elétrica (PAE) na construção civil.** 2004. Tese (Doutorado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS, 2004.

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

BRODERICK, G. P.; DANIEL, D. E. Stabilising compacted clay against chemical attack. **Journal of Geotechnical Engineering**, v. 116, n. 10, p. 1549-1567, 1990.

CAICEDO, A. M. L. **Melhoramento de um solo granular por ativação alcalina de resíduos de cerâmica vermelha e cal de carbureto.** 2020. 270 p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Porto Alegre, 2020.

CAMARGO, A. C.; PORTELA, J. C. S.; YOSHIMURA, H. N. Adição de metais tóxicos a massas cerâmicas e avaliação de sua estabilidade frente a agente lixiviante. Parte 1: Avaliação das características físicas. *In: Revista Cerâmica Industrial*, v. 10, n. 2, p. 39-46, 2005.

CARTLEDGE, K.F. *et al.* Immobilization mechanisms in Solidification/Stabilization of Cd/Pb salts using Portland Cement fixing agents. **Environ. Sci. Technol.**, v. 24, p. 867-873, 1990.

CATALAN, L. J. J.; MERLIÈRE, E.; CHEZICK, C. Study of the physical and chemical mechanisms influencing the long-term environmental stability of natrojarosite waste treated by stabilization/solidification. **Journal of Hazardous Materials**. v. B94, p. 63-88

CECCHIN, I. **Aplicação de nanobioremediação em um solo residual de basalto contaminado com cromo hexavalente e pentaclorofenol.** 2018. Tese (Doutorado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2018.

CENTRO DAS INDÚSTRIAS DE CURTUMES DO BRASIL (CICB). Secex – Dados do Setor. 2022. Acesso em 25 de julho de 2022. (<https://www.cicb.org.br/cicb>)

CHAN, Y. M.; AGAMUTHU, P.; MAHALINGAM R. Solidification and stabilization of asbestos waste from an automobile brake manufacturing facility using cement. **Jornaul of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. B77, p. 209-226, 2000.

CHANG, T.; WOODS, R. D. Effect of particle contact bond on shear modulus. **Journal of Geotechnical Engineering**, v. 118, n. 8, p. 1216-1233, 1992.

CHAVES, E. V. **Absorção de metais pesados de solos contaminados do aterro sanitário e pólo industrial de manaus pelas espécies de plantas *senna multijuga*, *schizolobium amazonicum* e *caesalpinia echinata***. 2008. Tese (Doutorado em Biotecnologia) – Programa de Pós-Graduação em biotecnologia, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, AM, 2008.

CHERYL, E.H. *et al.* Evaluating, the applicability of regulatory leaching tests for assessing the hazardous of Pb-contaminated soils. **Journal of Hazardous Materials**, v. 120, p. 101-111, 2005.

CLAYTON, C. R. I. Stiffness at small strains: research and practice. **Géotechnique**, v. 61, n. 1, p. 5-37, 2011. <https://doi.org/10.1680/geot.2011.61.1.5>

CLOUGH, G. W.; SITAR, N.; BACHUS, R. C. Cemented sands under static loading. **Journal of Geotechnical Engineering Division**, v. 107, p. 799-817, 1981.

COCKE, D. L. The binding chemistry and leaching mechanisms of hazardous substances in cementitious solidificatins/stabilization systems. **Jornaul of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 24, p. 231-253, 1990.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas**. 2 ed. São Paulo, 2001. 389 p.

\_\_\_\_\_. (CETESB). **Guia Técnico Ambiental de Curtumes**. 3 ed. São Paulo, 2015. Acesso em 30 de agosto de 2022. (<https://cetesb.sp.gov.br/camaras-ambientais/wp-content/uploads/sites/21/2013/12/Guia-T%C3%A9cnico-Ambiental-de-Curtumes-v2015.pdf>). ISSN 1982-6648

\_\_\_\_\_. (CETESB). **Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas**. 3 ed. São Paulo, 2021. ISBN 978-65-5577-016-2

\_\_\_\_\_. (CETESB). **Relatório de Áreas Contaminadas e Reabilitadas no Estado de São Paulo**. São Paulo, 2020. Acesso em 25 de março de 2022. (<https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2021/03/TEXTO-EXPLICATIVO-2020.pdf>)

CONG, X.; KIRKPATRICK, R. J. <sup>29</sup>Si MAS NMR study of the structure of calcium silicate hydrate, **Advanced Cement Based Materials**, v. 3, p. 144-156, 1996.

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

CONNER, J. R.; HOFFNER, S. L. A Critical Review of Stabilization/Solidification Technology. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 28, n. 4, p. 397-462, 1998.

CONSOLI, N. C.; FOPPA, D.; FESTUGATO, L.; HEINECK, K. S. Key Parameters for Strength Control of Artificially Cemented Soils. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 133, n. 2, p. 197–205, 2007.

CONSOLI, N. C.; LOPES JR, L. S.; FOPPA, D.; HEINECK, K. S. Key parameters dictating strength of lime/cement-treated soils. **Anais: Institution of Civil Engineers Geotechnical Engineering**, v. 162, n. 2, p. 111-118, 2009.

CONSOLI, N. C.; DALLA ROSA, A.; CORTE, M. B.; LOPES JR., L da S.; CONSOLI, B. S. Porosity-cement ratio controlling strength of artificially cemented clays. **Journal of Materials in Civil Engineering**, v. 23, n. 8, p. 1249–1254, 2011. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)mt.1943-5533.0000283](https://doi.org/10.1061/(asce)mt.1943-5533.0000283)

CONSOLI, N. C.; JOHANN, A. D. R.; GAUER, E. A.; DOS SANTOS, V. R.; MORETTO, R. L.; CORTE, M. B. Key parameters for tensile and compressive strength of silt–lime mixtures. **Géotechnique Letters**, v. 2, p. 81-85, 2012a.

CONSOLI, N. C.; FONSECA, A. V. da; SILVA, S. R.; CRUZ, R. C.; FONINI, A. Parameters controlling stiffness and strength of artificially cemented soils. **Géotechnique**, v. 62, n. 2, p. 177–183, 2012b. <https://doi.org/10.1680/geot.8.p.084>

CONSOLI, N. C.; FESTUGATO, L.; ROCHA, C. G.; CRUZ, R. C. Key parameters for strength control of rammed sand-cement mixtures: Influence of types of portland cement. **Construction and Building Materials**, v. 49, p. 591–597, 2013.

CONSOLI, N. C.; VAZ FERREIRA, P. M.; TANG, C. S.; MARQUES, S. F. V.; FESTUGATO, L.; CORTE, M. B. A unique relationship determining strength of silty/clayey soils –Portland cement mixes. **Soils and Foundations**, v. 56, n. 6, p. 1082–1088, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.sandf.2016.11.011>

CONSOLI, N. C.; SAMANIEGO, R. A. Q.; MARQUES, S. F. V.; VENSON, G. I.; PASCHE, E.; VELÁSQUEZ, L. E. G. Single model establishing strength of dispersive clay treated with distinct binders. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 53, n. 12, 2016a.

CONSOLI, N. C.; TOMASI, L. F. The impact of dry unit weight and cement content on the durability of sand–cement blends. **Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Ground Improvement**, v. 171, n. 2, p. 96–102, 2017. <https://doi.org/10.1680/jgrim.17.00034>

CONSOLI, N. C.; SILVA, A. P.; NIERWINSKI, H. P.; SOSNOSKI, K. Durability and strength of fiber-reinforced compacted gold tailings-cement blends. **Geotextiles and Geomembranes**, v. 45, p. 98–102, 2017a.

CONSOLI, N. C.; MARQUES, S. F. V.; FLOSS, M. F.; FESTUGATO, L. Broad-spectrum empirical correlation determining tensile and compressive strength of cement-bonded clean granular sand. **Journal of Materials in Civil Engineering**, v. 29, n. 6, p. 06017004, 2017b.

CONSOLI, N. C.; SAMANIEGO, R. A. Q.; GONZÁLEZ, L. E.; BOTTAR, E. J.; CUISINIER, O. Impact of Severe Climate Conditions on Loss of Mass, Strength, and Stiffness of Compacted Fine-Grained Soils–Portland Cement Blends. **Journal of Materials in Civil Engineering**, v. 30, n. 8, p. 04018174, 2018a. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)MT.1943-5533.0002392](https://doi.org/10.1061/(ASCE)MT.1943-5533.0002392)

CONSOLI, N. C.; SILVA, A. P.; NIERWINSKI, H. P.; SOSNOSKI, K. Durability, strength, and stiffness of compacted gold tailings –cement mixes. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 55, n. 4, p. 486–494, 2018b. <https://doi.org/10.1139/cgj-2016-0391>

CONSOLI, N. C. WINTER, D.; LEON, H. B.; SCHEUERMANN FILHO, H. C. Durability, strength, and stiffness of green stabilized sand. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 144, n. 9, p. 1–10, 2018c. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)GT.1943-5606.0001928](https://doi.org/10.1061/(ASCE)GT.1943-5606.0001928)

CONSOLI, N.C.; HOCH, B. Z.; FESTUGATO, L.; DIAMBRA, A.; IBRAIM, E.; da SILVA, J. K. Compacted chalk putty–cement blends: mechanical properties and performance. **Journal of Materials in Civil Engineering**, v. 30, n. 2, p.04017266, 2018d. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)mt.1943-5533.0002141](https://doi.org/10.1061/(asce)mt.1943-5533.0002141)

CONSOLI, N. C.; SCHEUERMANN FILHO, H. C.; LEON, H. B.; CARRETA, M. S.; CORTE, M. B.; CORDEIRO, R. E.; CABALLERO, R. D.; LOURENÇO, D. E. General relationships controlling loss of mass, stiffness and strength of sustainable binders amended sand. **Transportation Geotechnics**, v. 27, p. 100473, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.trgeo.2020.100473>

CONSOLI, N. C.; DAASSI-GLI, C. A. P.; RUVEN, C. A.; LOTERO, A.; SCHEUERMANN FILHO, H. C.; MONCALEANO, C. J.; LOURENÇO, D. E. Lime–Ground Glass–Sodium Hydroxide as an Enhanced Sustainable Binder Stabilizing Silica Sand. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 147, n. 10, 2021a. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)GT.1943-5606.0002624](https://doi.org/10.1061/(ASCE)GT.1943-5606.0002624)

CORNELIS, G., JOHNSON, A., VAN GERVEN, T., VANDECASTEELE, C. Leaching mechanisms of oxyanionic metalloids and metal species in alkaline solid waste: A review. **Applied Geochemistry**, v. 23, p. 955-976, 2008.

COTTON, F. A; WILKINSON, G. **Advanced inorganic chemistry: A comprehensive text**. 3. ed. John Wiley and Sons, 1999. ISBN 0-471-17560-9

CRUZ, R. C. **Influência de parâmetros fundamentais na rigidez, resistência e dilatação de uma areia artificialmente cimentada**. 2008. Tese (Doutorado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

CUNHA, A. G. **Potencial de biorremediação ao cromo por *Exiguobacterium acetylicum* isolada da macrófita *Hydrocotyle ranunculoides***. 2021. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Centro de Engenharias, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2021.

CUNNINGHAM, S. D., ANDERSON, T. A., SCHWAB, A. P., E HSU', F. C. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. **Advanced in Agronomy**, v. 56, 1996.

DANIALI, S. Solidification/stabilization of heavy metals in latex modified Portland cement matrices. **Journal of Hazardous Materials**, v. 24, n. 2-3, p. 225-230, 1990.

DANIEL, D. E. **State of the art: Laboratory hydraulic conductivity tests for saturated soils**. Hydraulic Conductivity and waste contaminant transport in soil. ASTM STP 1142, p. 30-78, Philadelphia, 1994.

DE PAULA, T. M.; CONSOLI, N. C.; FESTUGATO, L. FAVRETTO, F.; DARONCO, J. V. L. Behaviour of fibre-reinforced cemented sand under flexural tensile stress. **E3S Web of Conferences**, v. 92, n. 1, p. 12005, 2019. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20199212005>

DEMPSEY, B. J.; THOMPSON, M. R. Durability properties of soil-lime mixtures. **Highway Research Board**, n. 235, p. 61 –75, 1968.

DIAMBRA, A.; IBRAIM, E.; PECCIN, A.; CONSOLI, N. C.; FESTUGATO, L. Theoretical derivation of artificially cemented granular soil strength. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 143, n. 5, p. 1-9, 2017. DOI: 10.1061/(ASCE)GT.1943-5606.0001646.

DRINČIĆ, A.; NIKOLIĆ, I.; ZULIANI, T.; MILAČIČ, R.; ŠČANČAR, J. Long-term environmental impacts of building composites containing waste materials: Evaluation of the leaching protocols. **Waste Management**, v. 59, p. 340-349, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.003>

ECKBO, C.; OKKENHAUG, G.; HALE, S. E. The effects of soil organic matter on leaching of hexavalent chromium from concrete waste: Batch and column experiments. **Journal of Environmental Management**, v. 309, p. 114708, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114708>

ESTABRAGH, A. R.; KHOLOOSI, M.; GHAZIANI, F.; JAVADI, A. A. Mechanical and Leaching Behavior of a Stabilized and Solidified Anthracene-Contaminated Soil. **Journal of Environmental Engineering**, v. 144, n. 2, p. 1–10, 2018. DOI: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001311.

ENVIRONMENT AGENCY. **NEN 7375:2004**. Leaching characteristics - Determination of the leaching of inorganic components from moulded or monolithic materials with a diffusion test - solid earthy and stony materials. 2004.

FELT, E. J. **Factors Influencing Physical Properties of Soil-cement Mixtures**. Bulletin 108: Highway Research Board, 1955. 138 p.

FEPAM. Fundação Estadual de Proteção Ambiental. **Portaria nº 85, de 05 de setembro de 2014.** Dispõe sobre o estabelecimento de Valores de Referência de Qualidade (VRQ) dos solos para 09 (nove) elementos químicos naturalmente presentes nas diferentes províncias geomorfológicas/geológicas do Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS.

FERNANDES, M. M. **Mecânica dos Solos: Conceitos e Princípios Fundamentais.** São Paulo: Oficina de Textos, v. 1, 2016.

FOPPA, D. **Análise das variáveis-chave no controle da resistência de solos artificialmente cimentados.** 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

FOPPA, D. **Novo método para cálculo da capacidade de carga de fundações superficiais assentes sobre camada de reforço em solo cimento.** 2016. Tese (Doutorado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2016.

FRANCO, D. V. **Tratamento redutivo de solo e água subterrânea contaminados com cromo hexavalente.** 2008. Tese (Doutorado em Química Analítica) – Programa de Pós-Graduação em Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2008.

FRANCO, J. M.; TAVARES, C. R. G. ; ALMEIDA, P. H. S. Solidificação/estabilização de lodo galvânico em blocos de concreto para pavimentação (pavers). **Anais: 7º Encontro Internacional de Produção Científica**, 2012, Curitiba-PR.

FREDLUND, D.G., RAJARDO, H. **Soil mechanics for unsaturated soil.** John Wiley & Sons, Inc. New York. 1993.

FREEMAN, H.; HARRIS, E. **Hazardous waste remediation: innovative treatment technologies.** Technomic Publishing Company, 1995.

GHELLER, M. B. **Estabilização e Solidificação de Resíduos de Eta em Matrizes de Concreto.** 2021. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Apucarana, PR, 2021.

GLASSER, F. P. Fundamental Aspects of Cement Solidification and Stabilisation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 52 n. 2-3, p. 151-170, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(96\)01805-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(96)01805-5)

GOUGAR, M. L. D.; SCHEETZ, B. E.; ROY, D. M. Ettringite and C-S-H portland cement phases for waste ion immobilization: a review. **Waste Management**, v. 16, n. 4, p. 295-303, 1996. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(96\)00072-4](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(96)00072-4)

HALIM, C. E.; SCOTT, J. A.; NATAWARDAYA, H.; AMAL, R.; BEYDOUN, D.; LOW, G. Comparison between acetic acid and Landfill Leachates for the Leaching of Pb (II), Cd (II), As (V), and Cr (VI) from cementitious wastes. **Environmental Science e Technology**, v. 38, n. 14, p. 3977–3983, 2004.

HAN, J. **Principles and practice of ground improvement**. John Wiley e Sons, Hoboken, NJ, 2015.

HEINECK, K. S. **Estudo do comportamento hidráulico e mecânico de materiais geotécnicos para barreiras de contenção de resíduos**. 2002. 251p. Tese (Doutorado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2002.

HEINECK, K. S.; CONSOLI, N. C.; CRUZ, R. C.; KNOP, A. Encapsulamento de um solo contaminado por óleo diesel. **Revista Geotecnia**, v. 110, p. 59-73, 2007.

HOEFFNER, S.; CONNER, J.; SPENCE, R. Stabilization/Solidification Additives. *In*: SPENCE, R.; SHI, C. (ed.). **Stabilization and Solidification of Hazardous, Radioactive, and Mixed Wastes**. Boca Raton: CRC Press, 2005. Cap. 8, p. 177-198.

HUANG, S.; FREDLUND, D. G.; BARBOUR, S. L. Measurement of the coeficiente of permeability for a deformable unsaturated soil using a triaxial permeameter. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 35, p. 426-432, 1998.

IBAÑÉZ, R.; ANDRÉS, A.; ORTIZ, I.; IRABIEN, J.A. Experimental study of the waste binder anhydrite in the solidification/stabilization process of heavy metal sludges. **Journal of Hazardous Materials**. Amsterdam, v. 57. p. 155-168, 1998.

INGLES, O. G.; METCALF, J. B. **Soil Stabilization: principles and practices**. Sidney: Butterworths, 1972. *Geologia Croatica*, v. 68, n. 2, p. 139-145, 2015.

INTERSTATE TECHNOLOGY E REGULATORY COUNCIL - (ITRC). **Development of Performance Specifications for Solidification/Stabilization**. Washington, D.C. 2011.

JARUSHI, F.; ALKAABIM, S.; CONSENTINO, P. A new correlation between SPT and CPT for various soils. **International Journal of Geological and Environmental Engineering**, v. 9, n. 2, 2015.

JI, Y.; ZHANG, W.; XIAO, Y.; JIANG, H.; YE, L. Combined Treatment of Cr(VI)-Contaminated Soils by Reduction, Adsorption, and Solidification. **Sustainability**, v.14, n. 8827, 2022.

JOHANN, A. D. R. **Metodologias para a previsão do comportamento mecânico e para a análise da variação da porosidade de um solo siltoso tratado com cal em diferentes tempos de cura**. 2013. Tese (Doutorado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.

KINDNESS, A.; MACIAS, A.; GLASSER, F. P. Immobilization of chromium in cement matrices. **Waste Management**, v. 14, n. 1, p. 3-11, 1994.

KLICH, I.; BACHELOR, B; WILDING, L.P; DREES, L.R. Mineralogical alterations that affect the durability and metals containment of aged solidified and stabilized waste. Pergamon. **Cement and Concrete Research**, v.29, p.1433-1440, 1999.

KNOP, A.; CABERLON, R. C.; HEINECK, K. S.; CONSOLI, N. C. Remediação de um solo residual contaminado por hidrocarbonetos. *In: IV SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBIENTAL*. Porto Alegre, v. 4, 2004.

KULAKOWSKI, M. P.; BREHM, F. A.; KAZMIERCZAK, C. S.; MACIEL, E. F.; LUNCKES, M. M. Avaliação Ambiental de Produtos e Sistemas Construtivos Inovadores com Resíduos: Lixiviação e Solubilização. *In: KAZMIERCZAK, C. S.; FABRICIO, M. M. (org.). Avaliação de Desempenho de Tecnologias construtivas Inovadoras: Materiais e Sustentabilidade*. Porto Alegre: ANTAC, 2016. Cap. 3, p. 37-76.

LAFOREST, G.; DUCHESNE, J. Immobilization of chromium (VI) evaluated by binding isotherms for ground granulated blast furnace slag and ordinary Portland cement. *Cement and Concrete Research*, v. 35, p. 2322-2332, 2005.

LAGREGA, M. D.; BUCKINGHAM, P. L.; EVANS, J. C. **Hazardous Waste Management**. 2 ed. Waveland Press, 2010.

LARA-DÍAZ, R. A.; MELGOZA-ALEMÁN, R. M. Solidificación-Estabilización de Cromo, Níquel y Plomo en una Matriz Sólida de Hormigón Fabricada con Cemento Portland. *Información Tecnológica*, v. 20, n. 1, p. 29-38, 2009. doi:10.1612/inf.tecnol.4029it.08

LI, X. D.; POON, C. S.; SUN, H.; LO, I. M. C.; KIRK, D. W. Heavy metal speciation and leaching behaviors incement based solidified/stabilized waste materials. *Journal of Hazardous Materials*, v. A81, p. 215-230, 2001.

LIMA JUNIOR, L. G.; FREDERICO, C. W.; FERNANDES, M. V. S.; LOIOLA, A. R.; ANDRADE, J. C. R. de A.; MOURA, C. P.; MATTOS, I. C.; NOGUEIRA NETO, J. A.; DA SILVA, L. R. D. Caracterização geoquímica, mineralógica, termogravimétrica, e por espectrometria de infravermelho de argilominerais representativos da porção central da Província Borborema. *Geochimica Brasiliensis*, v. 25, n. 1, p. 7-16, 2011.

LIU, S. Y.; ZHANG, D. W.; LIU, Z. B.; DENG, Y. F. Assessment of unconfined compressive strength of cement stabilized marine clay. *Marine Georesources and Geotechnology*, v. 26, n. 1, p. 19-35, 2008.

MACHADO S. L.; BOTELHO, M.A.B.; CAVALCANTE, R.F.; AMPARO, N.S. Contaminação por metais pesados em Santo Amaro da Purificação–BA – Ensaio de coluna e parâmetros hidráulicos de um solo residual expansivo. *In: Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental*. 5º, 2003: REGEO. ABMS: Porto Alegre, 2003.

MACKAY, M.; EMERY, J. Stabilization/solidification of contaminated soils and sludges using cimentitious systems. *Transportation Research Record*, p. 67-72, 1992.

MANZINI, F. F.; de SÁ, K. B.; PLICAS, L. M. A.; MOREIRA, A. B. Tecnologias de remediação de solos. *In: Fórum Ambiental da Alta Paulista*. v. 07, n. 12, p. 1575-1590, 2011. Acesso em 10 de setembro de 2022. <http://hdl.handle.net/11449/122486>

MATEOS, M. **Physical and mineralogical factors in stabilization of Iowa soils with lime and fly ash**. Iowa State University of Science and Technology Ames, Iowa. p. 1–247, 1961.

MATOS, W. O.; NÓBREGA, J. A. Especificação de cromo em cimentos e derivados de cimento brasileiros. **Química Nova**, v. 32, n. 8, p. 2049 -2097, 2009.

MEHTA, P. K.; MONTEIRO, P. J. M. **Concrete: Microstructure, Properties, and Materials**. 3. ed. United States: McGrawHill, 2006. 684 p.

MIJNO, V.; CATALAN, L.; MARTINS, F.; BOLLINGER, J. C. Compositional changes in cement-stabilized waste during leach tests—comparison of SEM/EDX data with predictions from geochemical speciation modeling. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 280, n. 2, p. 465-477, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2004.08.025>

MOREIRA, F. R.; MOREIRA, J. C. Os efeitos do chumbo sobre o organismo humano e seu significado para a saúde. **Revista Panam Salud Publica**, v. 15, n. 2, p. 119-129, 2004.

MULLIGAN, C. N.; YONG, R. N.; GIBBS, B. F. An Evaluation Of Technologies For The Heavy Metal Remediation Of Dredged Sediments. **Journal of Hazardous Materials**. v. 85, p. 145-163, 2001.

MUNIZ, D. H. F.; OLIVEIRA FILHO, E. C. Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente. **Universitas: Ciências da Saúde**, v. 4, n. 1/2, p. 83-100, 2006.

NASCENTES, R. **Estudo da mobilidade de metais pesados em um solo residual compactado**. 2006. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal Viçosa, Viçosa, MG, 2006.

NEVILLE, A. M. **Propriedades do Concreto**. 2.ed. São Paulo: PINI, 1997. 828p.

NÚÑEZ, W. P. **Estabilização físico-química de um solo residual de arenito Botucatu, visando seu emprego na pavimentação**. 1991. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 1991.

NYER, E. K. Limitations of pump and treat remediation methods. *In: Tecnologia de Tratamento In Situ*. CRC Press LLC, 2001.

OCHS, M.; MALLANTS, D.; WANG, L. Radionuclide and Metal Sorption on Cement and Concrete. **Springer**, 2016. ISSN 2215-0285

ODLER, I. Hydration, setting and hardening of Portland cement. *In: HEWLETT, P. C. (Org.). Lea's Chemistry of Cement and concrete*. 4 ed. Amsterdam: Butterworth Heinemann, 2004. p. 241 –297.

OLIVEIRA, D. M. **Aplicação da Técnica de Solidificação/Estabilização para Resíduos Oleosos da Indústria Petrolífera, Utilizando Solo Argiloso e Bentonita**. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2003.

OLIVEIRA, D. M.; CASTILHOS JR., A. B. Estabilização de Borra de Petróleo em Materiais Argilosos. *In: Seminário Nacional de Resíduos Sólidos e Limpeza Urbana*, São Paulo, 2003.

PABLOS, J. M. **Utilização do resíduo sólido gerado pelo descarte das areias de fundição aglomeradas com argila no setor de construção civil**. 1995. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 1995.

PABLOS, J. M. **Estudo para a reutilização do resíduo sólido constituído pelas areias de fundição aglomeradas com argila, através da técnica de solidificação/estabilização em matrizes de cimento Portland, para aplicação no setor da construção civil**. 2008. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2008.

PAIXAO, J. F. F. **Modelagem do Processo de Difusão de Metais Pesados Presentes em Resíduos após o tratamento de Estabilização por Solidificação (E/S)**. 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Centro de Ciências Tecnologia, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, PB, 2019.

PALMER, C. D.; WITTBRODT, P. R. Processes affecting the remediation of chromium-contaminated sites. **Environmental Health Perspectives**. v. 92, pag. 25-40, 1991.

PASCALICCHIO, A. E. **Contaminação por metais pesados: saúde pública e medicina ortomolecular**. São Paulo: Annablume, 2002.

PERKINS, R. B.; PALMER, C. D. Solubility of  $\text{Ca}_6[\text{Al}(\text{OH})_6]_2(\text{CrO}_4)_3 \cdot 26\text{H}_2\text{O}$ , the chromate analog of ettringite; 5-75°C. **Applied Geochemistry**. v. 15, n. 8, p. 1203-1218, 2000.

PICARELLI, S. **Avaliação da contaminação de solos por hidrocarbonetos e metais pesados em diques de contenção**. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e Materiais, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2003.

PIETROBON, C. L DA R.; ANDRADE, C. M. G.; BERGAMASCO, R.; PIETROBON C. E. PIMENTEL, L.L.; PISSOLATO JÚNIOR, O.; JACINTHO, A. E. P. G. A.; MARTINS, H. L. S. Argamassa com areia proveniente da britagem de resíduo de construção civil - Avaliação de características físicas e mecânicas. **Matéria**, v. 23, n. 1, 2018. <https://doi.org/10.1590/s1517-707620170001.0305>

PINTO, C. S. **Curso básico de mecânica dos solos em 16 aulas**. 3ª Ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2006. 359 p.

POON, C. S., CHEN, Z. Q.; WAI, O. W. H. The effect of flow-through leaching on the diffusivity of heavy metals in stabilized/solidified wastes. **Journal of Hazardous Materials**, v. B81, p. 179-192, 2001.

PRIETTO, P. D. M. Modelo simplificado para lixiviação de contaminantes de compostos de lodo-cimento. **Acta Scientiarum. Technology**, Maringá, v. 26, n. 2, p. 103-107, 2004.

PROCTOR, D. M.; SHAY, E. C.; SCOTT, P. K. Health-based soil action levels for trivalent and hexavalent chromium: A comparison with state and federal standards. **Soil and Sediment Contamination**, v. 6, n. 6, pag. 595-648, 1997.

RAI, D.; EARY, L. E.; ZACHARA, J. M. Environmental chemistry of Chromium. **The Science of the Total Environment**, v. 86, n. 1-2, p. 15-23, 1989. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(89\)90189-7](https://doi.org/10.1016/0048-9697(89)90189-7).

REGINATTO; C. **Avaliação do processo de transporte e remediação com nano ferro de valência zero em um solo residual contaminado com cromo hexavalente**. 2017. Tese (Doutorado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2017.

RICHARD, F. C.; BOURG, A. C. M. Aqueous geochemistry of chromium: a review. **Wat. Res.** v. 25, n. 7, pag. 807-816, 1991.

RINALDI, V. A.; SANTAMARINA, J. C. C. Cemented soils: small strain stiffness. **Deformational Characteristics of Geomaterials**, v. 1, n. 1, p. 267–273, 2008.

ROY, A.; STEGEMANN, J. A. Nickel speciation in cement-stabilized/solidified metal treatment filtercakes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 321, p. 353-361, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.09.027>

ROJAS, J. W. J.; CONSOLI, N. C.; HEINECK, K. S. Análises do comportamento físico de um solo contaminado por borra oleosa ácida e encapsulado com Cimento Portland. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 2, p. 217-225, 2008.

ROSA, M. A.; BERNARDES, A. M.; VILELA, A.; MORAES, C.; MAFALDO, I.; BERGMANN, C. Evaluation of the chromium mobility on stainless steel slag used as raw material for ceramic products. *In: Recycling and Waste Treatment in Mineral and Metal Processing*, Lulea. TMS Fall Extraction and Processing Division Meeting, p. 431-440, 2002.

ROTTA, G. V.; PRIETTO, P. D. M.; CONSOLI, N. C.; GEHLING, W. Y. Y. Influência do índice de vazios de formação da matriz cimentante no comportamento mecânico de solos cimentados. **Solos e Rochas**, São Paulo, ABMS/ABGE, v. 245, n.1, p. 23-41, 2001.

SAHA, R.; NANDI, R.; SAHA, B. Sources and toxicity of hexavalent chromium. **Journal of Coordination Chemistry**, v. 64, n. 10, pag. 1782-1806, 20 maio 2011.

SALADO, G. C.; SICHIERI, E. P. Metodologias para Avaliação da Estabilização/ Solidificação (Encapsulação) de Resíduos Industriais para Uso em Matrizes Cimentícias, Poliméricas e Cerâmicas e para Desenvolvimento de Produtos para a Construção Civil. *In: KAZMIERCZAK, C. S.; FABRICIO, M. M. (org.). Avaliação de Desempenho de Tecnologias construtivas Inovadoras: Materiais e Sustentabilidade*. Porto Alegre: ANTAC, 2016. Cap 2, p. 7-36.

SALDANHA, R. B.; SCHEUERMANN FILHO, H. C.; MALLMANN, J. E. C.; CONSOLI, N. C.; REDDY, K. R. Physical-mineralogical-chemical characterization of carbide lime: an

environment-friendly chemical additive for soil stabilization. **Journal of Materials in Civil Engineering**, v. 30, n. 6, 2018. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)MT.1943-5533.0002283](https://doi.org/10.1061/(ASCE)MT.1943-5533.0002283).

SANTOS, C. P. **Estabilização de um rejeito de mineração de ouro por meio da alcali-ativação de cal de carbureto e cinza do bagaço de cana -de-açúcar**. 2021. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2021.

SANTOS, M.; ALMEIDA, A. Danos Ocupacionais associados ao Cádmio, com ênfase no setor da Conservação e Restauo de Obras de Arte. **Revista Portuguesa de Saúde Ocupacional**, v. 9, p. 1-20, 2020.

SCHEUERMANN FILHO, H. C. **Adjusted porosity/cement index: mechanical behavior and microstructure over a wide range of dosages**. 2022. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2022.

SCHNAID, F.; PRIETTO, P. D. M.; CONSOLI, N. C. Characterization of cemented sand in triaxial compression. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 127, n. 10, p. 857-868, 2001.

SCHROEDER, D. C.; LEE, G. F. Potencial transformations of chromium in natural water. **Water, Air, and Soil Pollution**. v. 4, n. 3, pág. 355-365, 1975.

SCHWARZ, L. G.; KRIZEK R. J. Hydrocarbon Residuals and Containment in Microfine Cement Grouted Sand. **Journal of Materials in Civil Engineering**, v. 18, n. 2, p. 214-228, 2006.

SHACKELFORD, C.D. **Geotechnical practice for waste disposal**. Daniel, D. E. (ed.) Londres: Chapman & Hall, 1993.

SHAWABKEH, R. A; **Solidification and stabilization of cadmium ions in sand–cement–clay mixture**. *Journal of Hazardous Materials*, B125, p. 237–243, 2005.

SHI, C; SPENCE, R. Designing of cement-based formula for solidification/stabilization of hazardous, radioactive, and mixed wastes. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 34, n. 4, p. 391-417, 2004. DOI: 10.1080/10643380490443281

SHIHATA, S. A.; BAGHDADI, Z. A. Long-term strength and durability of soil cement. **Journal of Materials in Civil Engineering**, v. 13, n. 3, p. 161–165, 2001.

SHRIVASTAVA, R. *et al.* Effects of chromium on the immune system. **FEMS Immunology and Medical Microbiology**, v. 34, p. 1-7, 2002.

SILVA, A. L. O. *et al.* Possíveis efeitos do alumínio presente na água tratada. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 1, p. 1413-1420, 2020.

SILVA, J. L. B. C.; PEQUENO, O. T. B. L.; ROCHA, L. K. S.; ARAÚJO, E. C. O.; MACIEL, T. A. R.; BARROS, A. J. M. Bioissorção de metais pesados: uma revisão. **Revista Saúde e Ciência On line**, v. 3, n. 3, p. 137-149, 2014.

SILVA, M. A. D. R. **Solidificação e estabilização de resíduos inorgânicos industriais: estudo da eficiência do processo e evidência de mecanismos de imobilização**. 2007. Tese (Doutorado em Química) – Programa de Pós-Graduação em Química, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2007.

SINYOUNG, S.; SONGSIRIRITTHIGUL, P.; ASAVAPISIT, S.; KAJITVICHYANUKUL, P. Chromium behavior during cement-production processes: A clinkerization, hydration, and leaching study. **Journal of Hazardous Materials**, v. 191, p. 296-305, 2011. doi:10.1016/j.jhazmat.2011.04.077

SOBIEKA, E.; OBRANIAK, A.; ANTIZAR-LADISLAO, B. Influence of mixture ratio and pH to solidification/stabilization process of hospital solid waste incineration ash in Portland cement. **Chemosphere**, v. 111, p. 18–23, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.03.057>

SPENCE, R.; SHI, C. Introduction. *In*: SPENCE, R.; SHI, C. (ed.). **Stabilization and Solidification of Hazardous, Radioactive, and Mixed Wastes**. Boca Raton: CRC Press, 2005. Cap. 1, p. 1-5.

SHI, C.; SPENCE, R. General Guideline for S/S of Wastes. *In*: SPENCE, R.; SHI, C. (ed.). **Stabilization and Solidification of Hazardous, Radioactive, and Mixed Wastes**. Boca Raton: CRC Press, 2005. Cap. 2, p. 7-23.

SHI, C. Hydraulic Cement Systems for Stabilization/Solidification. *In*: SPENCE, R.; SHI, C. (ed.). **Stabilization and Solidification of Hazardous, Radioactive, and Mixed Wastes**. Boca Raton: CRC Press, 2005. Cap. 4, p. 49-77.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. 2 ed. Oxford University Press, 2008. ISBN 978-0-19-531369-7.

STANIN, F. T.; PIRNIE, M. The transport and fate of Cr (VI) in the environment. *In*: GUERTIN, J. S.; AVAKIAN, C. P.; JACOBS, J. A. (eds.). **Cr (VI) Manual**. Flórida: CRC Press, 2004.

STEGEMANN, J. A.; COTÊ, P. L. A proposed protocol for evaluation of solidified wastes. **The Science of the Total Environment**. v. 178, p. 103-110, 1996.

STEGEMANN, J. A. Interactions between Wastes and Binders. *In*: SPENCE, R.; SHI, C. (ed.). **Stabilization and Solidification of Hazardous, Radioactive, and Mixed Wastes**. Boca Raton: CRC Press, 2005. Cap. 7, p. 151-176.

STEPHAN, D.; MALLMANN, R.; KNÖFEL, D.; HÄRDTL, R. High intakes of Cr, Ni, and Zn in clinker: Part I. Influence on burning process and formation of phases. **Cement and Concrete**

**Research**, v. 29, n. 12, p. 1949-1957, 1999a. [https://doi.org/10.1016/S0008-8846\(99\)00195-7](https://doi.org/10.1016/S0008-8846(99)00195-7)

STEPHAN, D.; MALEKI, H. KNÖFEL, D; EBER, B.; HÄRDTL, R. Influence of Cr, Ni, and Zn on the properties of pure clinker phases: Part I. C<sub>3</sub>S. **Cement and Concrete Research**, v. 29, n. 4, p. 545-552, 1999b.

TAMAS, F. D.; CSETENYI, L.; TRITTHART, J. Effect of adsorbents on the leachability of cement bonded electroplating wastes. **Cement and Concrete Research**. v. 22, p. 399-404, 1992.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. 3 ed. Brasília, DF: Embrapa, 2017. ISBN 978-703-771-7.

THOMÉ, A. **Comportamento de fundações superficiais apoiadas em aterros estabilizados com resíduos industriais**. 1999. 238p. Tese (Doutorado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 1999.

TIWARI, M. K.; BAJPAI, S.; DEWANGAN, U. K.; TAMRAKAR, R. K. Suitability of leaching test methods for fly ash and slag: A review. **Journal of Radiation Research and Applied Sciences**, v. 8, n. 4, p. 523-537, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jrras.2015.06.0031>

TRAVIS, J. C.; SMITH, M. V.; RASBERRY, S. D.; KRAMER, G. W. Technical specifications for certification of spectrophotometric NTRMs. **National Institute of Standards and Technology, Technology Administration, U.S. Department of Commerce**. Special Publication 260-140. 2000.

TORRES, F. S. M. **Geodiversidade do estado de Pernambuco: Programa Geologia do Brasil. Levantamento da Geodiversidade**. TORRES, F. S. M.; PFALTZGRAFF, P. A. S. (Org.). Recife: CRPM, 2014. 282 p.

U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (USEPA). **Test Methods for Evaluating Solid Wastes - Physical/Chemical Methods**. SW-846. Washington, 1980.

\_\_\_\_\_. (USEPA). **Guide to the Disposal of Chemically Stabilized and Solidified Waste**. SW-872 Revised. Municipal Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development. US Environmental Protection Agency, Cincinnati, 1982.

\_\_\_\_\_. (USEPA). **Solidification/Stabilization and its Application to Waste Materials**. Office of Research and Development. EPA/530/R-93/012. 1993, Washington, DC.

\_\_\_\_\_. (USEPA). **Solidification/Stabilization Resource Guide**. Office of Solid Waste and Emergency Response. Technology Innovation Office. 1999, Washington, DC.

\_\_\_\_\_. (USEPA). Characteristics - Introduction and regulatory definitions. In: **Hazardous Waste Test Methods/SW-846**. 4. ed. Washington, USA, 2004. p. 1-7.

\_\_\_\_\_. (USEPA). **A Citizen's Guide to Solidification and Stabilization**. Office of Solid Waste and Emergency Response. 542-F-12-019. 2012.

\_\_\_\_\_. (USEPA). **Ground Water and Drinking Water: National Primary Drinking Water Regulations**. Disponível em: <<https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water/national-primary-drinking-water-regulations#Inorganic>>. Acesso em: 15 mar. 2023.

U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS (USACE). **Tractability Studies for Solidification/Stabilization of Contaminated Material**. Technical Letter N° 1110-1-158. Washington, 1995.

VALLS, S.; VAZQUEZ, E. Stabilisation and solidification of sewage sludges with Portland cement. **Cement and Concrete Research**, v. 30, n. 10, p. 1671-1678, 2000.

VAN DER SLOOT, H. A. Comparison of the characteristic leaching behavior of cements using standard (EN 196-1) cement mortar and an assessment of their long-term environmental behavior in construction products during service life and recycling. **Cement and Concrete Research**, v. 30, n. 7, p. 1079-1096, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0008-8846\(00\)00287-8](https://doi.org/10.1016/S0008-8846(00)00287-8)

VAN DER SLOOT, H. A. Characterization of the leaching behavior of concrete mortars and of cement-based wastes with different waste loading for long term environmental assessment. **Waste Management**, v. 22, n. 2, p. 181-186, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(01\)00067-8](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(01)00067-8)

VARELA, M. V. F.; RUBERT, S.; ANGULSKI, C. L.; PEREIRA FILHO, J. I. **A Study of different cements and waste ceramic (CDW) on the process of solidification/Stabilization (S/S) of galvanic sludge (GS)**. Departamento de Engenharia Civil, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2015, Pato Branco, PR.

VELÁZQUEZ, L. E. G. **A influência da umidade de compactação na durabilidade, rigidez e resistência de um solo fino artificialmente cimentado**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2016.

VIANA DA FONSECA, A.; CRUZ, R. C.; CONSOLI, N. C. Strength Properties of Sandy Soil–Cement Admixtures. **Geotechnical and Geological Engineering**, v. 27, n. 6, p. 681-686, 2009.

VIRGA, R. H. P.; GERALDO, L. P.; SANTOS F. H. Avaliação de contaminação por metais pesados em amostras de siris azuis. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v. 27, n. 4, p. 779-785, 2007.

VISVANATHAN, C. Hazardous waste disposal. **Resources, Conservation and Recycling**, n.16 p. 201-202, 1996.

VROM. Dutch Target and Intervention Values. **Ministerie van Volksuisveting Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer**, p. 1–51, 2000.

WANG, S.; VIULANANDAN, C. Solidification/stabilization of Cr (VI) with cement Leachability and XRD analyses. **Cement and Concrete Research**, v. 30, p. 385-389, 2000.

WILES, C. C. A review of solidification/stabilization technology. **Journal of Hazardous Materials**, v. 14, pag 5-21, 1987.

WINTER, D. **Resistência, rigidez, e durabilidade de solos arenosos estabilizados com materiais mais sustentáveis**. 2018. Tese (Doutorado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2018.

YAKUBU, Y.; ZHOU, J.; PING, D.; SHU, Z.; CHEN, Y. Effects of pH dynamics on solidification/stabilization of municipal solid waste incineration fly ash. **Journal of Environmental Management**, v. 207, p. 243-248, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.042>

YIN, C. Y.; MAHMUD, H. B.; SHAABAN, M. G. Stabilization/solidification of lead contaminated soil using cement and rice husk ash. **Journal of Hazardous Materials**, v.137, p.1758–1764, 2006.

YOUSUF, M. *et al.* The interfacial chemistry of solidification/stabilization of metals in cement and pozzolanic material systems. **Waste Management**, v.15, n. 2, p. 137-148, 1995.

YU, P.; KIRKPATRICK, R. J.; POE, B.; MCMILLAN, P. F.; CONG, X. Structure of calcium silicate hydrate (C-S-H): near-, mid-, and far-infrared spectroscopy. **Journal of the American Ceramic Society**, v. 82, n. 3, p. 742-748, 1999.

YUN, T. S.; SANTAMARINA, J. C. Decementation, softening, and collapse: changes in small-strain shear stiffness in  $k_0$  loading. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 131, n. 3, p. 350-358, 2005. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2005\)131:3\(350\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2005)131:3(350))

ZELICOFF, J. T.; THOMAS, P. T. **Immunotoxicology of environmental and occupational metals**. Taylor & Francis Ltd., 1998, Londres.