



**Universidade Federal de Campina Grande**  
**Centro de Ciências e Tecnologia**  
**Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química**  
**Laboratório de Gestão Ambiental e Tratamento de Resíduo**



## **DISSERTAÇÃO MESTRADO**

**Modelagem do Processo de Difusão de Metais Pesados Presentes em Resíduos após o tratamento de Estabilização por Solidificação (E/S)**

Josinadja de Fátima Ferreira da Paixão

**Campina Grande – PB**

**Setembro de 2019**

**Universidade Federal de Campina Grande**  
**Centro de Ciências e Tecnologia**  
**Programa de Pós Graduação em Engenharia Química**  
**Laboratório de Gestão Ambiental e Tratamento De Resíduo**

**Modelagem do Processo de Difusão de Metais Pesados Presentes em Resíduos após o tratamento de Estabilização por Solidificação (E/S)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química do Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal de Campina Grande (PPGEQ/CCT/UFCG), como requisito para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Química.

**Mestranda:** Josinadja de Fátima Ferreira da Paixão.

**Orientador:** André Luiz Fiquene de Brito, *Dr.*

**Campina Grande – PB**

**Setembro de 2019**

P149m

Paixão, Josinadja de Fátima Ferreira da.

Modelagem do processo de difusão de metais pesados presentes em resíduos após o tratamento de estabilização por solidificação / Josinadja de Fátima Ferreira da Paixão. – Campina Grande, 2019.

89 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências Tecnologia, 2019.

"Orientação: Prof. Dr. André Luiz Fiquene de Brito".

Referências.

1. Estabilização por Solidificação. 2. Difusividade. Resíduo Sólido de Laboratório. I. Brito, André Luiz Fiquene de. II. Título.

CDU 62-665.9(043)

JOSINADJA DE FÁTIMA FERREIRA DA PAIXÃO

**Modelagem do Processo de Difusão de Metais Pesados Presentes em Resíduos após o tratamento de Estabilização por Solidificação (E/S)**

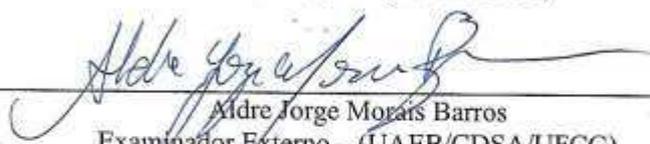
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química do Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal de Campina Grande (PPGEQ/CCT/UFCG), como requisito para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Química.

Aprovada em 23/09/2019

**EXAMINADORES:**



Prof. Dr. André Luiz Fiquene de Brito  
Orientador – (UAEQ/CCT/UFCG)



Andre Jorge Morais Barros  
Examinador Externo – (UAEB/CDSA/UFCG)



Prof. Dr. José Jailson Nicácio Alves  
Examinador Interno – (UAEQ/CCT/UFCG)

**Campina Grande – PB**

**Setembro de 2019**

## AGRADECIMENTOS

- ✚ Primeiramente, à Deus pela vida, pela fé e proteção concedida para realização desse mestrado;
- ✚ A Nossa Senhora da Conceição e Nossa Senhora das Dores, minhas mães intercessoras por terem me guiado, dando força e coragem para que eu pudesse chegar até aqui;
- ✚ A minha família, e em especial aos meus heróis, meus pais Aduino e Josineide pelo amor, pelo carinho, pelo incentivo e pelo esforço a mim dedicados, sempre acreditando e sonhando junto comigo.
- ✚ À minha avó Josefa Hermenegilda e meu avô José Domingos (in memoriam), pois, eu sei que em algum lugar eles se orgulham por mais essa conquista;
- ✚ A UFCG, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química e a todos os professores pela formação proporcionada;
- ✚ Ao meu orientador, Professor André Luiz Fiquene de Brito pela oportunidade, confiança, ensinamentos e palavras de incentivo;
- ✚ Aos meus colegas de curso Jonas, Jullie e Bruna por cada conversa e palavra de incentivo.
- ✚ A todos os colegas que fazem parte do Laboratório de Gestão Ambiental e Tratamento de Resíduo (LABGER), em especial, a Saulo que me acompanhou e ajudou na realização dos experimentos da pesquisa;
- ✚ A CAPES pelo apoio e concessão da bolsa.

Fica aqui meu muito obrigado a todos que diretamente ou indiretamente contribuíram para meu crescimento pessoal e profissional ao longo dessa jornada.

*“Consagre ao Senhor tudo o que você faz, e os seus planos serão bem-sucedidos.”*

*Provérbios 16:3*

PAIXÃO, Josinadja de Fátima Ferreira. **Modelagem do Processo de Difusão de Metais Pesados Presentes em Resíduos após o tratamento de Estabilização por Solidificação (E/S)**. 89f. Dissertação (Mestrado - Engenharia Química). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2019.

## RESUMO

Os materiais resultantes do tratamento de Estabilização por solidificação (E/S) podem ser dispostos em aterros ou reutilizados na construção civil permanecendo por um longo período de tempo disposto no meio ambiente, sendo assim, necessária à previsão da mobilidade dos contaminantes. O presente trabalho tem como objetivos tratar um Resíduo Sólido de Laboratório (RSL) através da técnica de Estabilização por Solidificação, e, analisar os materiais E/S quanto à integridade/durabilidade e imobilização dos contaminantes, além de determinar o coeficiente de difusão do Cromo. Para alcançar estes objetivos, seis etapas foram realizadas. Na primeira etapa elaborou-se um planejamento experimental, na segunda etapa os resíduos e aglomerantes foram classificados e caracterizados, e, na terceira etapa foram confeccionados os corpos de prova, os quais permaneceram 28 dias em cura. Na quarta etapa, foram realizados ensaios de integridade/durabilidade e imobilização dos contaminantes. Na quinta etapa, foi realizada a análise estatística dos dados, e, na sexta etapa, foi determinado o coeficiente de difusão modificado do cromo e o mecanismo de lixiviação. Com a caracterização do RSL verificou-se que este tem um alto teor de massa a ser tratada, e possui um caráter ácido. Com a classificação verificou-se que o RSL é perigoso pertencendo à classe I. Em relação aos critérios de integridade/durabilidade todos os materiais E/S foram aprovados. Após o tratamento observou-se que as matrizes que continham 0, 5 e 10% de RSL passaram de resíduos classe I (perigosos) para resíduos classe IIA (não perigoso, não inerte), enquanto que o de 20% de RSL permaneceu como classe I. A partir da modelagem do processo de transferência de massa foi possível determinar o coeficiente de difusão modificado do cromo, o qual variou entre 1,86 e 2,86 ppm  $\sqrt{h}$ , como também verificar que o mecanismo de lixiviação predominante, nos experimentos realizados, foi a lavagem superficial. Diante disto, através destes resultados é possível concluir que a E/S, foi uma técnica eficaz para o tratamento dos resíduos sólidos de laboratório no que diz respeito tanto à integridade/durabilidade, quanto à imobilização dos contaminantes, visto que os materiais obtidos poderão ser descartados em aterros sanitários apropriados ou ate mesmo reutilizados na construção civil.

**Palavras-Chave:** Estabilização por solidificação, Difusividade, Resíduo Sólido de Laboratório.

PAIXÃO, Josinadja de Fátima Ferreira. **Modeling of the Diffusion Process of Heavy Metals Present in Waste after Treatment of Stabilization by Solidification (S/S)**. 89f. Dissertation (Master - Chemical Engineering). Federal University of Campina Grande, Campina Grande, 2019.

## ABSTRACT

Materials resulting from the Solidification by Stabilization (S/S) treatment can be landfilled or reused in civil construction for a long period of time in the environment and thus necessary to predict contaminant mobility. The present work aims to treat a Laboratory Solid Waste (RSL) through the Solidification Stabilization technique, and, to analyze the S/S materials for the integrity/durability and immobilization of the contaminants, and to determine the diffusion coefficient of Chromium. To achieve these goals, six steps were performed. In the first stage an experimental design was elaborated, in the second stage the residues and binders were classified and characterized, and in the third stage the specimens were made, which remained 28 days in cure. In the fourth stage, integrity / durability tests and immobilization of contaminants were performed. In the fifth stage, the data were statistically analyzed, and in the sixth stage, the modified chrome diffusion coefficient and the leaching mechanism were determined. With the characterization of RSL it was found that it has a high mass content to be treated, and has an acid character. With the classification it was found that RSL is dangerous belonging to class I. For integrity/durability criteria all S/S materials have been approved. After the treatment it was observed that matrices containing 0, 5 and 10% RSL passed class I waste (hazardous) to class IIa waste (non-hazardous, non-inert), while 20% RSL remained class I. From the modeling of the mass transfer process it was possible to determine the modified diffusion coefficient of chromium, which ranged from 1.86 to 2.86 ppm $\sqrt{h}$ , as well as to verify that the predominant leaching mechanism in the experiments performed, was the surface wash. Given these results, it is possible to conclude that S/S was an effective technique for the treatment of laboratory solid waste with respect to both the integrity/durability and the immobilization of contaminants, since the obtained materials can be disposed of in appropriate landfills or even reused in construction.

**Keywords:** Solidification/stabilization, Diffusivity, Solid Laboratory Residue.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> - Critérios para classificação de resíduos sólidos.....	17
<b>Figura 2</b> - Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos.....	18
<b>Figura 3</b> - Hidratação do cimento e o aprisionamento de contaminantes.....	22
<b>Figura 4</b> - Esquema ilustrativo do processo difusivo de acordo com o tempo.....	26
<b>Figura 5</b> – Procedimento de preparação dos corpos de provas.....	34
<b>Figura 6</b> - Etapas seguidas para realização da presente pesquisa .....	38
<b>Figura 7</b> - Confeção dos corpos de prova .....	45
<b>Figura 8</b> - Equipamento para ensaio de resistência à compressão.....	48
<b>Figura 9</b> - Ensaio de umidificação e secagem. ....	49
<b>Figura 10</b> - Ensaio de capacidade de absorção de água.....	50
<b>Figura 11</b> - Equipamento de Lixiviação. ....	51
<b>Figura 12</b> - Ensaio de Solubilização.....	51
<b>Figura 13</b> - Verificação do modelo. (a) 5% de RSL, (b) 10% de RSL e (c) 20% de RSL. ....	72
<b>Figura 14</b> - Concentração de Cr em função do tempo. (a) 5% de RSL, (b) 10% de RSL e (c) 20% de RSL.....	74
<b>Figura 15</b> - Mecanismo de lixiviação de produto em matriz de cimento Portland.....	75

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> - Fatores e níveis dos fatores codificados. ....	40
<b>Tabela 2</b> - Matriz de planejamento fatorial.....	40
<b>Tabela 3</b> - Aspectos operacionais para preparação das matrizes cimentícias.....	44
<b>Tabela 4</b> - Massa dos materiais utilizados na confecção dos corpos de prova e %RSL.....	45
<b>Tabela 5</b> - Análise de variância (ANOVA) .....	53
<b>Tabela 6</b> - Caracterização da Areia, do cimento e do RSL.....	54
<b>Tabela 7</b> - Caracterização dos aglomerantes e resíduos de outras pesquisas.....	55
<b>Tabela 8</b> – Teor de metais pesados: Extrato Lixiviado do RSL, do cimento e da areia. ....	57
<b>Tabela 9</b> - Sólidos totais e umidade após tratamento dos RSL através da E/S.....	59
<b>Tabela 10</b> – Análise de variância dos resultados de umidade dos materiais E/S.....	60
<b>Tabela 11</b> - Análise de variância dos resultados de Sólidos Totais dos materiais E/S .....	60
<b>Tabela 12</b> - Critérios de Integridade/Durabilidade e limite máximos permitidos. ....	61
<b>Tabela 13</b> - Uso do material E/S de acordo com a Resistência à Compressão.....	62
<b>Tabela 14</b> - Resultados de Resistência a compressão dos materiais E/S .....	63
<b>Tabela 15</b> - Análises de variância dos dados de resistência à compressão.....	64
<b>Tabela 16</b> - Resultados do ensaio de Umidificação e Secagem.....	66
<b>Tabela 17</b> - Análise de variância dos resultados de umidificação e secagem.....	67
<b>Tabela 18</b> - Resultados da análise de Capacidade de Absorção de Água (CAA).....	68
<b>Tabela 19</b> - Análise de variância dos resultados de capacidade de absorção de água.....	69
<b>Tabela 20</b> - Concentração de Cromo (ppm) no tempo na lixiviação.....	71
<b>Tabela 21</b> - Coeficiente de Difusão do Cromo. ....	73
<b>Tabela 22</b> - Condições para determinação do mecanismo de lixiviação. ....	75
<b>Tabela 23</b> - Classificação dos materiais E/S .....	76
<b>Tabela 24</b> - Concentração de Cromo no extrato solubilizado.....	77
<b>Tabela 25</b> - Resultados da análise de pH. ....	78
<b>Tabela 26</b> - Análise de variância dos resultados de pH. ....	79

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

<b>ABNT</b>	Associação Brasileira de Normas Técnicas
<b>ANOVA</b>	Análise de variância
<b>CAA</b>	Capacidade de Absorção de Água
<b>CCT</b>	Centro de Ciências e Tecnologia
<b>CPC</b>	Cimento Portland Comum
<b>DRX</b>	Difratometria de raios $x$
<b>EDX</b>	Espectroscopia por Dispersão de raios X
<b>E/S</b>	Estabilização por Solidificação
<b>LABGER</b>	Laboratório de Gestão Ambiental e Tratamento De Resíduo
<b>LMP</b>	Limite Máximo Permissível
<b>NBR</b>	Normas Técnicas
<b>PGRS</b>	Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos
<b>PPGEQ</b>	Programa de Pós Graduação em Engenharia Química
<b>RC</b>	Resistência a Compressão
<b>RSL</b>	Resíduo Sólido de Laboratório
<b>UAEQ</b>	Unidade Acadêmica de Engenharia Química
<b>UFCG</b>	Universidade Federal de Campina Grande
<b>U/S</b>	Umidificação e Secagem

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	13
1.1. OBJETIVOS.....	16
1.1.1. Objetivo geral.....	16
1.1.2. Objetivos específicos.....	16
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	17
2.1. CLASSIFICAÇÃO E TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS.....	17
2.2. ESTABILIZAÇÃO POR SOLIDIFICAÇÃO (E/S) DE RESÍDUOS SÓLIDOS ...	19
2.3. DIFUSÃO DE CONTAMINANTES NO MEIO AMBIENTE.....	23
2.4. CROMO E SUA INFLUÊNCIA NO MEIO AMBIENTE.....	32
3. ESTADO DA ARTE.....	34
4. METODOLOGIA.....	38
4.1. PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL.....	38
4.1.1. Planejamento One-Way.....	39
4.1.2. Planejamento Fatorial do tipo $F_1 \times F_2$ .....	39
4.2. CLASSIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DOS MATERIAIS.....	41
4.2.1. Análises Físicas.....	42
4.2.2. Análises Químicas.....	43
4.3. CONFECÇÃO DOS CORPOS DE PROVA.....	43
4.4. REALIZAÇÃO DOS ENSAIOS DE INTEGRIDADE E DURABILIDADE E IMOBILIZAÇÃO DOS CONTAMINANTES.....	47
4.4.1 Resistência à compressão (RC).....	47
4.4.2 Umidificação e Secagem (U/S).....	48
4.4.3 Capacidade de Absorção de Água (CAA).....	49
4.4.4. Avaliação da imobilização dos contaminantes.....	50
4.5. ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS.....	52
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	54

5.1. CARACTERIZAÇÃO DO CIMENTO, DO RSL E DA AREIA .....	54
5.2 CLASSIFICAÇÃO DO CIMENTO, DO RSL E DA AREIA .....	57
5.3. SÓLIDOS TOTAIS E UMIDADE DOS MATERIAIS E/S .....	59
5.4. ENSAIOS DE INTEGRIDADE E DURABILIDADE .....	61
5.4.1. Resistência a Compressão (RC) .....	63
5.4.2. Umidificação e Secagem (U/S) .....	66
5.4.3. Capacidade de Absorção de Água (CAA).....	68
5.5. ENSAIO DE IMOBILIZAÇÃO DOS CONTAMINANTES E pH.....	71
5.5.1. Lixiviação .....	71
5.5.2. Solubilização .....	77
5.5.3. pH .....	78
6. CONCLUSÕES .....	81
REFERÊNCIAS .....	82



## 1. INTRODUÇÃO

A forte industrialização e o aumento populacional, juntamente com as mudanças no padrão de consumo, que vem ocorrendo nos últimos anos têm contribuído para uma maior produção de resíduos sólidos, os quais se descartados de maneira incorreta podem vir a ocasionar diversos danos para o meio ambiente (ROTH e GARCIAS, 2008).

Um tipo de resíduo cujo gerenciamento é um assunto pouco discutido, e, que pode vir a causar grandes impactos ao meio ambiente, devido à sua composição, trata-se dos resíduos de laboratórios em instituições de ensino e pesquisa. Na maioria das universidades, não existe uma gestão dos resíduos gerados nas suas atividades, e, devido à falta de um órgão fiscalizador, muitas vezes realiza-se um descarte inadequado (PACHECO, 2014).

De acordo com Bittencourt (2014), nas Instituições Federal de Ensino Superior há uma geração complexa de resíduos sólidos, os quais provém de origens bastante diversificadas. Maior parte dos resíduos sólidos, gerados em uma Instituição Federal de Ensino Superior tem origem nos setores administrativos, nas salas de aula, nos laboratórios, e, nas áreas destinadas a dar apoio às atividades acadêmicas, tais como: restaurantes, lanchonetes, creche e o setor de limpeza e manutenção.

Os laboratórios de química de uma universidade são consideráveis geradores de resíduos perigosos, a depender das pesquisas que nestes estejam sendo realizadas. Desta forma, é de suma importância desenvolver um plano de gerenciamento para os Resíduos Sólidos de Laboratório (RSL), e, conseqüentemente, determinar qual o tratamento e disposição final que são adequados para este tipo de resíduo.

Atualmente, existem várias tecnologias adequadas para o tratamento de resíduos sólidos perigosos, a exemplo, da incineração (GOUVEIA e PRADO, 2010); do encapsulamento (BENÍCIO *et al.*, 2017) e da estabilização por solidificação (E/S) (SILVA, 2007; TOCCHETTO, 2005). Dentre estas tecnologias a E/S é a mais adequada para o tratamento de RSL, pois, com a incineração é possível reduzir o peso e o volume dos resíduos, no entanto, são produzidas quantidades variadas de substâncias tóxicas que são emitidas na atmosfera (GOUVEIA e PRADO, 2010).

Já o encapsulamento, apesar de ser adequado para tratamento de resíduos sólidos perigosos, não é um procedimento tão eficiente quanto a E/S, pois, o encapsulamento aprisiona os contaminantes apenas fisicamente, enquanto que a E/S trata-se de um tratamento físico-químico, isto é, trata o contaminante tanto fisicamente, aprisionando-o

a uma matriz sólida, como quimicamente, reagindo o contaminante com um aglomerante, o que conseqüentemente, o converte em uma forma menos tóxica.

De acordo com Silva (2007), a E/S apresenta uma grande versatilidade por ser adequada para o tratamento de resíduos de diferentes características e origens. Depois de tratar um resíduo perigoso através da E/S é importante avaliar os materiais obtidos em termos da integridade, durabilidade e imobilização de contaminantes.

Brito (2007), desenvolveu um protocolo para a avaliação dos materiais resultantes da E/S de resíduos, em que este afirma que a integridade/durabilidade pode ser avaliada através de ensaios de resistência à compressão, umidificação/secagem e capacidade de absorção de água. Enquanto, que à imobilização dos contaminantes deve ser avaliada por meio de ensaios de lixiviação e solubilização.

A norma da ABNT NBR 10.005 (2004), define lixiviação como o processo de determinação da capacidade de transferência de substâncias orgânicas e inorgânicas presentes no resíduo sólido, por meio de dissolução no meio extrator. Desta forma, ao realizar um ensaio de lixiviação em um resíduo tratado através da E/S verifica-se se os contaminantes estão presos à matriz, isto é, imobilizados de tal maneira que estes não venham a causar danos ao meio ambiente.

O material resultante do tratamento do resíduo através da E/S pode ser disposto em aterro sanitário ou até mesmo ser utilizado na construção civil (BREHM *et al.*, 2013). O ensaio de lixiviação, segundo a norma ABNT NBR 10.005 (2004), deve ser realizado por 18h, sendo desconhecida a mobilidade dos contaminantes após esse período de tempo. Realizar ensaios de lixiviação por dias em laboratório, por exemplo, é um procedimento inviável. Com isto, uma alternativa é a utilização de modelos analíticos para prever o transporte dos contaminantes.

Alguns autores como Bonaparte (2010), Bergamasco *et al.*(2004) e Batchelor (1990), estudaram a utilização de modelos analíticos para prever o transporte de contaminantes ao longo do tempo.

Bonaparte (2010), em um estudo de caso da indústria química de contaminação de solo e águas subterrâneas, simulou o transporte de plumas de contaminantes utilizando um modelo analítico de advecção-convecção para avaliar a eficiência da remediação que foi aplicada e a eficácia da atenuação natural do contaminante. Com este procedimento Bonaparte (2010) previu o comportamento da concentração de contaminante em função da posição e do tempo, e, realizou uma análise de sensibilidade do transporte de contaminantes em relação a alguns parâmetros.

Enquanto que, Bergamasco *et al.* (2004) e Batchelor (1990), estudaram o transporte de contaminantes, como metais pesados, através do processo de difusão. Partindo da primeira Lei de Fick, estes autores, obtiveram um modelo para prever a concentração dos contaminantes em função da posição e do tempo, a partir de dados que foram experimentalmente obtidos.

Para isto, Bergamasco *et al.* (2004), realizou ensaios de lixiviação em diferentes tempos a fim de verificar o comportamento da concentração dos contaminantes, neste caso metais pesado. Com estes dados, foi determinado o coeficiente de difusão dos contaminantes, e, conseqüentemente, obtido um modelo representativo do comportamento da concentração dos metais pesados em estudo em função da posição e do tempo.

O transporte dos contaminantes, isto é, a transferência de massa pode ocorrer devido à contribuições convectivas, difusivas ou através de ambas. Na contribuição convectiva o transporte de matéria é, consequência do movimento do meio (Interação contaminante/meio + ação externa), o que ocorre, por exemplo, em águas subterrâneas contaminadas. Enquanto que na contribuição difusiva a transferência de massa se dá devido às interações moleculares (Interação contaminante/meio), que é o que ocorre, por exemplo, na lixiviação (BIRD *et al.*, 2006).

No presente trabalho, os dados experimentais, para construção do modelo analítico do transporte dos contaminantes, foram obtidos através de ensaios de lixiviação, logo a modelagem matemática do processo difusivo dos metais pesados partiu da primeira Lei de Fick, e, foi realizada conforme Bergamasco *et al.* (2004).

Os materiais E/S em geral são utilizados na construção civil ou descartados em aterros sanitários, conseqüentemente, com a modelagem realizada simula-se a difusão dos contaminantes no solo devido à ação das condições climáticas do ambiente. Com isto, para simplificar o modelo considerou-se a transferência de massa unidirecional, isto é, que está se dá apenas na direção perpendicular ao solo devido à ação da força gravitacional, sendo desprezível a transferência de massa nas outras direções.

Neste contexto no presente trabalho, o resíduo sólido foi classificado como perigoso e tratado pela E/S foi denominado como Resíduo Sólido de Laboratório (RSL), e, foi coletado nos Laboratórios de Química Analítica, pertencente à Unidade Acadêmica de Engenharia Química (UAEQ), localizada no Centro de Ciências e Tecnologia (CCT), na Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), situada na cidade de Campina Grande, estado da Paraíba, Brasil.

A Estabilização por Solidificação (E/S) foi o processo utilizado para tratar o RSL, além disso, foram realizados ensaios de integridade, durabilidade e imobilização, onde por meio da lixiviação foram coletados dados da concentração de metais no lixiviado em função do tempo, para que com o modelo obtido a partir da primeira Lei de Fick, o processo de difusão do metal pesado cromo ao longo da posição e do tempo fosse modelado matematicamente.

## 1.1. OBJETIVOS

### 1.1.1. Objetivo geral

Avaliar a incorporação do resíduo sólido de laboratório em matrizes de cimento e determinar o coeficiente de difusividade do metal pesado cromo.

### 1.1.2. Objetivos específicos

- Caracterizar e Classificar o resíduo sólido de laboratório;
- Tratar o resíduo sólido de laboratório por meio da Estabilização por Solidificação;
- Analisar a integridade/durabilidade das matrizes cimentícias, através de ensaios de resistência a compressão, umidificação/secagem e capacidade de absorção de água;
- Analisar a imobilização dos contaminantes no material E/S, através de ensaios de lixiviação e solubilização;
- Determinar o coeficiente de difusão modificado do metal pesado cromo na matriz sólida.

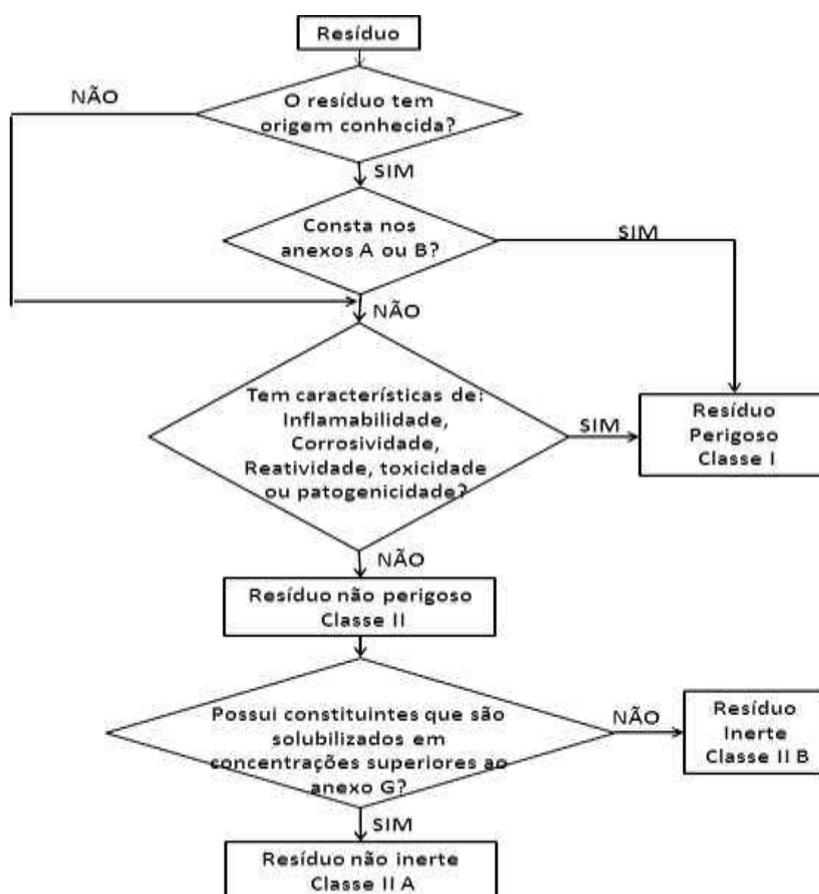
## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1. CLASSIFICAÇÃO E TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

O crescimento populacional, o desenvolvimento econômico, a urbanização e a revolução tecnológica vêm sendo acompanhados por alterações no estilo de vida, e nos modos de produção e consumo da população, o que vem provocando um aumento na produção de resíduos sólidos, tanto em quantidade como em diversidade (GOUVEIA, 2012).

De acordo com a ABNT NBR 10.004 (2004), os resíduos sólidos podem ser classificados como resíduos classe I, perigosos, e, resíduos classe II, não perigosos, os quais se subdividem: em resíduos classe II A, resíduos não-inertes, e, classe II B que é composta pelos resíduos inerte. Na Figura 1 estão apresentados os critérios para classificação dos resíduos sólidos.

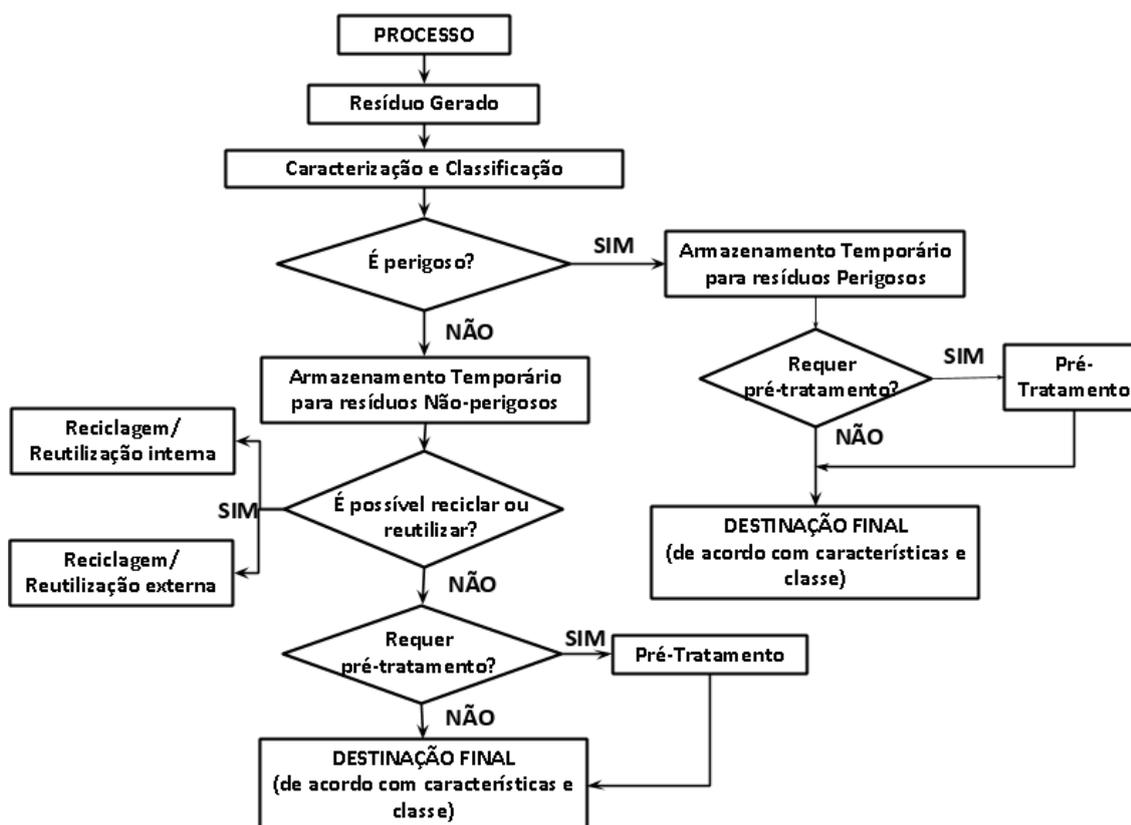
**Figura 1-** Critérios para classificação de resíduos sólidos.



Fonte: ABNT NBR 10.004, 2004.

Classificar os resíduos sólidos de acordo com a norma da ABNT NBR 10.004 (2004) é necessário, pois, dependendo da classe do resíduo será determinado o local apropriado para o seu descarte ou o pré-tratamento pelo qual esse resíduo deverá ser submetido antes de ser descartado, para que a partir disso seja elaborado um Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS) conforme está apresentado na Figura 2.

**Figura 2 - Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos.**



Fonte: Maroun, 2006.

Com base na Figura 2 verifica-se que são necessárias várias tomadas de decisões durante a elaboração de um PGRS. Nesta pesquisa, será tratado um Resíduo Sólido de Laboratório (RSL) o qual é classificado como perigoso. Após classificar o RSL é necessário determinar o local do armazenamento temporário para resíduos perigosos, decidir se o resíduo requer pré-tratamento e logo em seguida determinar sua possível destinação final de acordo com suas características e classe.

Desta forma, uma das principais etapas do PGRS (Figura 2), é o pré-tratamento de resíduos sólidos seja para realização de um descarte adequado ou para uma posterior reutilização deste resíduo sem que sejam causados danos para o meio ambiente.

Existem diferentes tipos de tecnologias para o tratamento de resíduos sólidos, às quais serão utilizadas de acordo com o tipo de resíduo e sua respectiva classificação. Estes tratamentos podem ser classificados como processos de tratamento biológico, físico e/ou químico. Entre esses processos, alguns dos mais conhecidos são, segundo Silva (2007): a incineração (tratamento químico); o encapsulamento (tratamento físico); e o *landfarming* (tratamento biológico).

Segundo Gouveia e Prado (2010), a incineração é um método utilizado, principalmente, no tratamento de resíduos sólidos urbanos, cujo, processo apresenta a vantagem de diminuir o peso e o volume dos resíduos e prevenir o crescimento de bactérias patogênicas. Contudo, este processo apresenta a desvantagem de produzir quantidades variadas de substâncias tóxicas, orgânicas ou inorgânicas, que são emitidas na atmosfera.

O encapsulamento consiste em imobilizar os resíduos perigosos através do envolvimento/revestimento com matéria de baixa permeabilidade (BENÍCIO *et al.*, 2017). Enquanto que o *landfarming* consiste em um método de tratamento biológico onde o substrato orgânico de um resíduo é degradado biologicamente na camada superior do solo (ABNT NBR 13.894, 1997).

Uma tecnologia que vem sendo amplamente estudada e aplicada a fim de melhorar o manuseio e diminuir a periculosidade de lamas de resíduos classificados como perigosos, trata-se da estabilização por solidificação (E/S). Esta tecnologia apresenta diferentes variações e nas últimas décadas têm apresentado uma grande versatilidade por ser aplicável a resíduos de diferentes características e origens (SILVA, 2007).

De acordo com Tocchetto (2005), os principais objetivos ao utilizar esta técnica são: melhorar as características físicas e de manuseio do resíduo, diminuir a área superficial de transferência ou perda de constituintes para o meio, limitar a solubilidade de qualquer constituinte do resíduo e imobilizar constituintes perigosos.

## 2.2. ESTABILIZAÇÃO POR SOLIDIFICAÇÃO (E/S) DE RESÍDUOS SÓLIDOS

A E/S é um procedimento empregado como pré-tratamento ou tratamento de resíduos perigosos, sendo composto por dois mecanismos que se completam. Um mecanismo físico, denominado de solidificação, que visa encapsular o resíduo

formando um material sólido. Já o outro é um mecanismo químico, denominado estabilização, onde se confere ao poluente alteração das características perigosas, fixando eles na matriz e reduzindo sua migração para o meio ambiente (BRITO e SOARES, 2009).

Neste processo emprega-se um aglomerante como agente solidificante, por exemplo, cimento Portland, cal, asfalto, polímero, cimento-polímero, cinza volante e escória de alto forno granulada (BREHM *et al.*, 2013). Entre estes aglomerantes o cimento Portland é o mais utilizado por ser um processo simples, de baixo custo e de alta eficiência (MELCHERT, 2012).

O tratamento de E/S com ligantes à base de cimento é uma opção para resíduos que não podem ser evitados ou reduzidos, tais como, águas residuais e resíduos industriais contendo metais. Este procedimento fornece um ambiente químico, onde os contaminantes tenham menor solubilidade, e uma matriz física de baixa condutividade hidráulica, para minimizar a lixiviação quando o produto à base de cimento resultante é descartado ou utilizado (ROY e STEGEMANN, 2017).

O uso do cimento Portland como aglomerante no processo de estabilização por solidificação torna o processo simples, pois, suas reações químicas são ativadas somente pela água (reações de hidratação), a qual ocorre à temperatura ambiente, e seu endurecimento leva à formação de uma microestrutura sólida que aprisiona os contaminantes em sua matriz (BREHM *et al.*, 2013).

A produção do cimento Portland consiste nas etapas de britagem, moagem de cru, clínquerização, moagem de cimento e ensacamento (BRITO, 2007). O clínquer tem como principais constituintes a alita ( $3\text{CaO}.\text{SiO}_2$ , 50 a 70%), belita ( $2\text{CaO}.\text{SiO}_2$ , 15 a 30%), aluminato tricálcico ( $3\text{CaO}.\text{Al}_2\text{O}_3$ , 5% a 10%) e ferro aluminato tetracálcico ( $4\text{CaO}.\text{Al}_2\text{O}_3.\text{Fe}_2\text{O}_3$ , 5% a 15%). Após, hidratar o cimento os principais produtos formados são a portlandita ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) e o silicato de cálcio hidratado ( $3\text{CaO}.\text{SiO}_2.3\text{H}_2\text{O}$ ) conforme apresentado nas Equações (1) a (6) (LANGE *et al.*, 1998; SPENCE e SHI, 2005):

- Reação de hidratação da alita



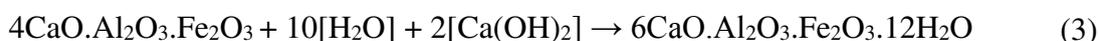
- Reação de hidratação da belita



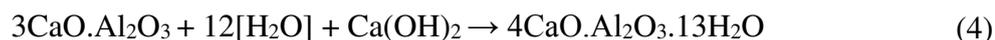
Através das Reações (1) e (2) é possível observar que tanto a hidratação da alita ( $3\text{CaO}.\text{SiO}_2$ ) como a hidratação da belita ( $2\text{CaO}.\text{SiO}_2$ ) formam silicato de cálcio hidratado ( $3\text{CaO}.2\text{SiO}_2.3\text{H}_2\text{O}$ ) mais hidróxido de cálcio ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , Portlandita) diferindo apenas na quantidade de portlandita que é produzida em cada reação.

Os aluminatos, no caso o aluminato tricálcico ( $3\text{CaO}.\text{Al}_2\text{O}_3$ ) e ferro aluminato tetracálcico ( $4\text{CaO}.\text{Al}_2\text{O}_3.\text{Fe}_2\text{O}_3$ ), reagem rapidamente e para o controle do endurecimento do cimento requerem a adição de um agente regulador como o sulfato de cálcio ( $3\text{CaSO}_4.2\text{H}_2\text{O}$ ), conforme mostrado nas Equações (3), (4) e (5):

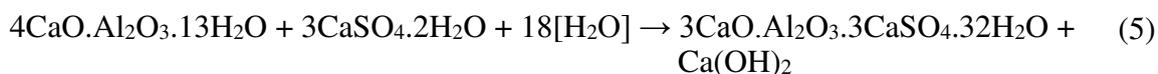
- Reação de hidratação do ferro aluminato tetracálcico



- Reação de hidratação do aluminato tricálcico



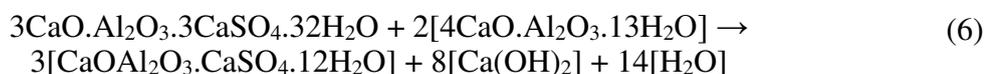
- Reação de produção de etringita ( $3\text{CaO}.\text{Al}_2\text{O}_3.3\text{CaSO}_4.32\text{H}_2\text{O}$ )



Através da Reação (3) é possível verificar que ferro aluminato tetracálcico ( $4\text{CaO}.\text{Al}_2\text{O}_3.\text{Fe}_2\text{O}_3$ ) quando hidratado na presença de portlandita ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) forma o  $6\text{CaO}.\text{Al}_2\text{O}_3.\text{Fe}_2\text{O}_3.12\text{H}_2\text{O}$ . Enquanto que através da Reação (4) verifica-se que o aluminato tricálcico ( $3\text{CaO}.\text{Al}_2\text{O}_3$ ) ao reagir com a Portlandita e água produz o  $4\text{CaO}.\text{Al}_2\text{O}_3.13\text{H}_2\text{O}$ . Na Reação (5), o composto  $4\text{CaO}.\text{Al}_2\text{O}_3.13\text{H}_2\text{O}$ , produzido na Reação (4), reage com a gipsita ( $3\text{CaSO}_4.2\text{H}_2\text{O}$ , também conhecido como gesso) e produz o sulfoaluminato de cálcio ( $3\text{CaO}.\text{Al}_2\text{O}_3.3\text{CaSO}_4.32\text{H}_2\text{O}$ ), também conhecido como etringita.

O excesso de  $4\text{CaO}.\text{Al}_2\text{O}_3.13\text{H}_2\text{O}$  produzido na Reação (4) reage com a etringita ( $3\text{CaO}.\text{Al}_2\text{O}_3.3\text{CaSO}_4.32\text{H}_2\text{O}$ ) para produzir monossulfatos ( $\text{CaOAl}_2\text{O}_3.\text{CaSO}_4.12\text{H}_2\text{O}$ ), conforme mostrado na Equação (6):

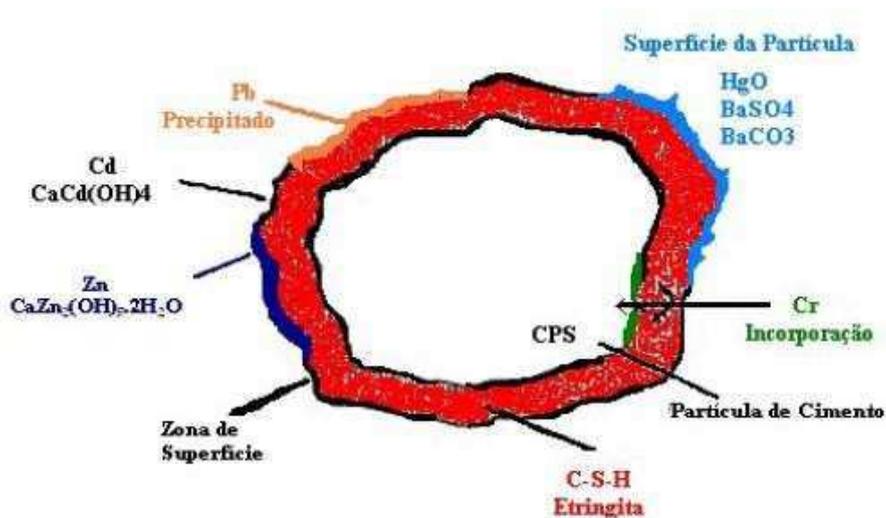
- Reação de produção de monossulfatos



As reações que justificam a resistência de um material estabilizado e solidificado utilizando cimento Portland são as reações de hidratação. O endurecimento da mistura do resíduo com o aglomerante, no caso o cimento Portland, se inicia com a adição da água, pois, ao reagir com água o aluminato tricálcico ( $3\text{CaO}\cdot\text{Al}_2\text{O}_3$ ) se hidrata provocando o endurecimento da mistura (BRITO, 2007).

A E/S utilizando Cimento Portland tem se mostrado como uma ótima alternativa para o tratamento de resíduos perigosos que contenham metais pesados, pois, de acordo com Conner (1990), ao utilizar o Cimento Portland Comum (CPC) na E/S de resíduos sólidos perigosos obtém-se um pH que contribui para conversão de cátions em óxidos, hidróxidos e carbonatos insolúveis, sendo assim os íons metálicos incorporados à estrutura cristalina da matriz do cimento, conforme mostrado na Figura 3.

**Figura 3-** Hidratação do cimento e o aprisionamento de contaminantes.



**Fonte:** Conner (1990).

De acordo com a Figura 3 os metais pesados Cádmio ( $\text{Cd}^{2+}$ ) e Zinco ( $\text{Zn}^{2+}$ ) reagem com a *portlandita* ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) sendo convertidos em um íon complexo  $\text{Ca}[\text{Cd}(\text{OH})_4]$  e um sal duplo  $\text{CaZn}_2(\text{OH})_5\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ , respectivamente, sendo desta forma incorporados na zona de superfície. Já o íon Chumbo ( $\text{Pb}^{2+}$ ) com a reação de hidratação do cimento é precipitado e incorporado na zona de superfície do composto hidratado. O Cromo trivalente ( $\text{Cr}^{3+}$ ) é incorporado no interior do composto hidratado, isto é, no interior do silicato de cálcio hidratado (C-S-H), que apresenta a fórmula molecular  $3\text{CaO}\cdot 2\text{SiO}_2\cdot 3\text{H}_2\text{O}$ .

Além disso, podemos perceber ao observar a Figura 3 que com o aumento do pH os cátions de bário ( $Ba^{2+}$ ) e mercúrio ( $Hg^{2+}$ ) são convertidos para a forma de óxido ( $HgO$ ) e carbonatos insolúveis ( $BaSO_4$  e  $BaCO_3$ ), os quais permanecem na superfície da partícula de cimento.

Desta forma a técnica de Estabilização por Solidificação utilizando o Cimento Portland tem se mostrando como uma ótima alternativa para o tratamento de resíduos perigosos que contenham metais pesado, pois, através deste tratamento ocorrem reações químicas entre os íons metálicos e os aglomerantes e processo de aprisionamento físico dos contaminantes, produzindo assim um material adequado seja para um posterior descarte ou reutilização sem que sejam causados danos ao meio ambiente.

### 2.3. DIFUSÃO DE CONTAMINANTES NO MEIO AMBIENTE

O Tratamento de Estabilização por solidificação (E/S) tem à capacidade de aprisionar os poluentes através de uma combinação de mecanismos físicos e químicos. Contudo a natureza exata desses mecanismos não é bem compreendida. O teste à longo prazo é difícil devido aos fatores ambientais indefinidos que afetam a matriz E/S, assim é difícil prever com exatidão o desempenho a longo prazo dos sistemas de resíduo-aglomerante (BOUIS *et al.*, 1999).

A transferência de massa, isto é, o transporte dos contaminantes pode ocorrer devido à contribuições convectiva, difusiva ou através de ambas. Na contribuição convectiva o transporte de matéria é consequência do movimento do meio (Interação contaminante/meio + ação externa), que é o que ocorre, por exemplo, em águas subterrâneas contaminadas. Enquanto que na contribuição difusiva a transferência de massa se dá devido às interações moleculares (Interação contaminante/meio), que é o que ocorre, por exemplo, na lixiviação (BIRD *et al.*, 2006).

A norma da ABNT NBR 10.005 (2004) define lixiviação como o processo de determinação da capacidade de transferência de substâncias orgânicas e inorgânicas presentes no resíduo sólido, por meio de dissolução no meio extrator. Com esta definição podemos inferir que nos ensaios de lixiviação o contaminante é transportado pela sua interação com a solução extratora, sendo a transferência de massa dada majoritariamente pela contribuição difusiva.

De acordo com a norma ABNT NBR 10.005 (2004), para classificar um resíduo ou material E/S como perigoso ou não perigoso, o ensaio de lixiviação deve ser realizado por 18 horas. A depender de sua classificação e caracterização, os materiais E/S, poderão ser reutilizados ou descartados em aterros sanitários permanecendo desta forma por um longo período de tempo disposto no meio ambiente, sem que seja conhecida a mobilidade de seus contaminantes.

Realizar ensaios de lixiviação por dias em laboratório, por exemplo, é um procedimento inviável. Com isto, uma alternativa é a aplicação de modelos analíticos que possibilitam prever a transferência de massa dos contaminantes ao longo do tempo.

Alguns autores como Bonaparte (2010), Bergamasco *et al.*(2004), Batchelor (1990), Malviya e Chaudhary (2006) e Li e Poon (2017) estudaram a utilização de modelos analíticos para prever a transferência de massa dos contaminantes ao longo do tempo.

Bonaparte (2010), em um estudo de caso da indústria química de contaminação de solo e águas subterrâneas, simulou o transporte de plumas de contaminantes utilizando um modelo analítico de advecção-convecção, apresentado na Equação 7, para avaliar a eficiência da remediação que foi aplicada e a eficácia da atenuação natural do contaminante. Com este procedimento Bonaparte (2010) previu o comportamento da concentração de contaminante em função da posição e do tempo, e, realizou uma análise de sensibilidade do transporte de contaminantes em relação a alguns parâmetros.

$$\begin{aligned}
 C(x, y, z, t) &= C_0 \exp[-k_s t] \\
 &\frac{1}{8} \exp\left[-\frac{x}{v} - \frac{x^2}{2(\alpha_x t)}\right] \exp\left[\frac{y^2}{2(\alpha_y t)}\right] \exp\left[\frac{z^2}{2(\alpha_z t)}\right] \operatorname{erfc}\left[\frac{(x - vt) + \sqrt{(x - vt)^2 + 4\lambda(\alpha_z/v)^{1/2}}}{2(\alpha_x vt)^{1/2}}\right] \left\{\operatorname{erf}\left[\frac{(y + Y/2)}{2(\alpha_y x)^{1/2}}\right] - \operatorname{erf}\left[\frac{(y - Y/2)}{2(\alpha_y x)^{1/2}}\right]\right\} \left\{\operatorname{erf}\left[\frac{(z + Z)}{2(\alpha_z x)^{1/2}}\right] - \operatorname{erf}\left[\frac{(z - Z)}{2(\alpha_z x)^{1/2}}\right]\right\}
 \end{aligned} \quad (7)$$

Em que:

$t$ : tempo (s);

$x$ : distância a jusante da fonte (m);

$y$ : distância da linha central da fonte (m);

$z$ : distância vertical do topo da zona saturada (m);

$C(x, y, z, t)$ : concentração no ponto (x, y, z) e no tempo t (ppm);

$C_0$ : é a concentração na fonte quando  $t = 0$  (ppm);

$v$ : velocidade superficial da água subterrânea (m/s);

$\lambda$

$k_1$ : coeficiente de decaimento de primeira ordem na fase dissolvida ( $s^{-1}$ );

$k_s$ : termo de decaimento de primeira ordem da fonte ( $s^{-1}$ );

$Y$  e  $Z$ : a largura e a profundidade da fonte, respectivamente (m);

$\alpha_x, \alpha_y, \alpha_z$ : são respectivamente as dispersividades longitudinal, transversal e vertical (m);

$erf$  e  $erfc$

: função de erro e a função de erro complementar, respectivamente.

Bergamasco *et al.* (2004) trataram o lodo gerado por lavanderias industriais na região de Maringá, no estado do Paraná, por meio do processo de E/S. Para isto, prepararam corpos de provas com concentrações de 10%, 20% e 30% de lodo, os quais, foram submetidos a ensaios de lixiviação, cujo procedimento consistiu numa adaptação da norma ABNT NBR 10.007/1987. Com a lixiviação obtiveram dados da concentração dos metais pesados, alumínio e ferro, no lixiviado em função do tempo (6, 12, 18 e 24 horas, respectivamente).

A partir dos dados experimentais de concentração no tempo, Bergamasco *et al.* (2004), calcularam as respectivas vazões de Ferro e de Alumínio no lixiviado, e, com isto, realizaram a modelagem do processo difusivo na lixiviação, e, determinaram o coeficiente de difusão modificado do processo, os quais variaram entre 11,21 e 13,73  $ppm/\sqrt{h}$  para o Ferro, e, entre 37,02 e 48,6  $ppm/\sqrt{h}$  para o Alumínio.

Batchelor (1990) estudou a modificação de um modelo simples para descrever o efeito da difusão interna no ácido acético a partir da solução de lixiviação. No entanto, o modelo não incorporou mudanças na concentração de ácido acético que seriam observadas ao longo do tempo à medida que o pH aumenta.

Tanto Bergamasco *et al.* (2004) como Batchelor (1990), estudaram o transporte de contaminantes na lixiviação através da difusão, e, para realizarem a modelagem do processo difusivo partiram da 1ª lei de Fick, em que a concentração varia apenas com a posição. Para simplificar consideraram a transferência de massa unidirecional, isto é, que esta ocorre apenas na direção  $x$ , e, que o processo ocorre em regime estacionário, conforme apresentado na Equação 8.

—

(8)

Em que:

$F$  é o fluxo de certo componente na direção  $x$  em um determinado tempo  $t$  particular ( $M/L^2/t$ );

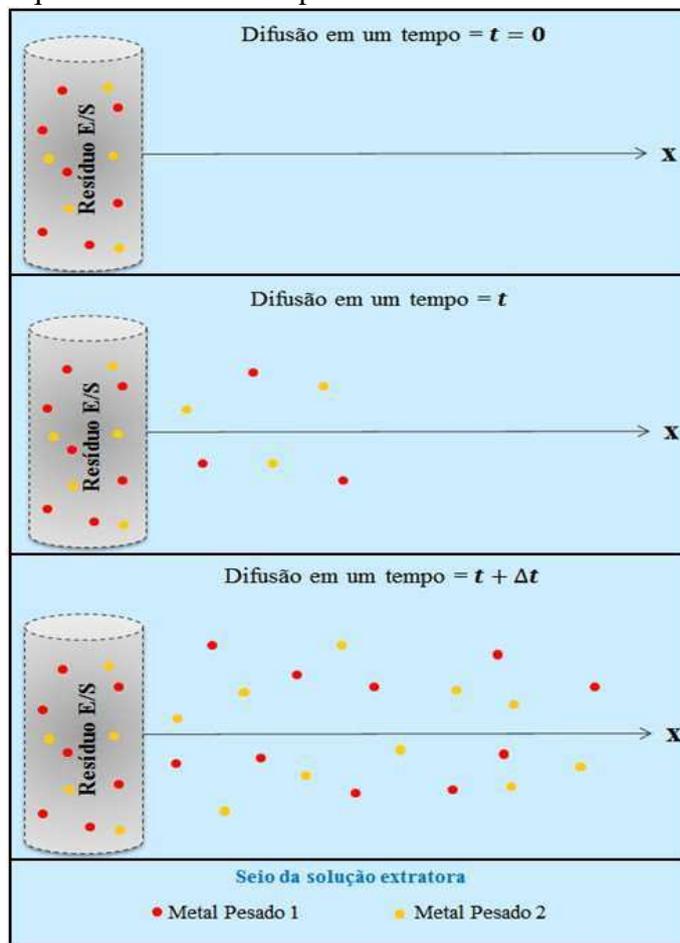
$D$  é o Coeficiente de difusão ( $L^2/t$ );

$C = C(x)$  é a Concentração na posição  $x$  ( $M/L^3$ );

$x$  é a Distância (L).

No entanto, Bergamasco *et al.* (2004) e Batchelor (1990), perceberam que na lixiviação a concentração dos contaminantes no lixiviado não varia apenas com a posição, variando também com o tempo de lixiviação, como pode ser observado através do esquema apresentado na Figura 4.

**Figura 4** - Esquema ilustrativo do processo difusivo de acordo com o tempo.



**Fonte:** Elaborado pela autora (2019).

Diante disto, ao inserir a influência do tempo, na concentração de contaminante no lixiviado, observaram que obtêm-se a segunda lei de Fick, a qual está apresentada na Equação 9.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (9)$$

Em que:

$t$  é o tempo de difusão transcorrido ( $t$ );

$C = C(x, t)$  é a Concentração na posição  $x$  e no tempo  $t$  ( $M/L^3$ );

$D$  é o Coeficiente de difusão efetivo ( $L^2/t$ );

$x$  é a Distância ( $L$ ).

A fim de obter um modelo para prever a concentração dos contaminantes, em função da posição e do tempo, integraram a Equação 9 utilizando o método de combinação das variáveis independentes, conforme está apresentado a seguir.

Consideremos então uma concentração adimensional  $\phi$ , dada por  $\phi = \frac{C}{C_0}$ , substituindo na Equação 9, tem-se:

$$\frac{\partial \phi}{\partial t} = D \frac{\partial^2 \phi}{\partial x^2} \quad (10)$$

Como as condições iniciais e limite só tem números puros, a solução da Equação 10 deve ser da forma  $\phi = \phi(\eta)$ . Como  $\phi$  é adimensional, as quantidades  $x$ ,  $t$  e  $D$  devem aparecer como uma combinação adimensional:

$$\begin{aligned} \phi &= \phi(\eta) \\ \eta &= \frac{x}{\sqrt{4Dt}} \end{aligned} \quad (11)$$

Como continuação consideremos as derivadas da Equação 10 em derivadas respeito a variável combinada  $\eta$ . Assim, aplicando a regra da cadeia têm-se:

$$\begin{aligned} \frac{\partial \phi}{\partial t} &= \frac{\partial \phi}{\partial \eta} \cdot \frac{\partial \eta}{\partial t} = \frac{\partial \phi}{\partial \eta} \cdot \frac{\partial}{\partial t} \left( \frac{x}{\sqrt{4Dt}} \right) \\ \frac{\partial \phi}{\partial t} &= - \frac{1}{2} \frac{\eta}{t} \frac{d\phi}{d\eta} \end{aligned} \quad (12)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial \phi}{\partial x} &= \frac{\partial \phi}{\partial \eta} \cdot \frac{\partial \eta}{\partial x} = \frac{\partial \phi}{\partial \eta} \cdot \frac{\partial}{\partial x} \left( \frac{x}{\sqrt{4Dt}} \right) \\ \frac{\partial \phi}{\partial x} &= \frac{1}{\sqrt{4Dt}} \frac{d\phi}{d\eta} \end{aligned} \quad (13)$$



Conhecida como a função erro de Gauss. A função erro complementar de Gauss é por definição  $erfc(\eta) = 1 - erf(\eta)$ . Portanto:

Como  $\eta = \frac{x}{\sqrt{4Dt}}$  e  $\phi = \frac{C(x,t)}{C_0}$ , substituindo na Equação 16, encontra-se:

$$\phi = \frac{C(x,t)}{C_0} = \frac{1}{2} \left[ 1 - erf\left(\frac{x}{\sqrt{4Dt}}\right) \right] \quad (18)$$

Em que:

$C_0$  é a concentração inicial em (M/L<sup>3</sup>);

$D = D_e$  é o Coeficiente de difusão efetivo (L<sup>2</sup>/t);

$erfc$  é a função erro complemento de Gauss.

A Equação (18) é apropriada para prever a concentração do contaminante em uma posição,  $x$ , e tempo,  $t$ , especificado, no entanto, para isto é necessário que a partir dos dados experimentais seja determinado o coeficiente de difusão efetivo ( $D$ ).

De acordo com Batchelor (1990) uma variedade de modelos de lixiviação mecanicista pode ser desenvolvida para descrever lixiviação de resíduos solidificados. Os modelos se distinguem pelos pressupostos que eles fazem sobre o ambiente de lixiviação e os mecanismos de imobilização química e física no trabalho. Uma série de modelos simples de lixiviação prevê que a fração de contaminante lixiviado é proporcional à raiz quadrada do tempo de lixiviação, como pode ser visto através da Equação 19.

$$\frac{t}{0} = \frac{e}{2}^{0,5} \quad (19)$$

De forma análoga a Batchelor (1990), Bergamasco *et al.* (2004) utilizaram uma proporção entre a quantidade de contaminante lixiviado e à raiz quadrada do tempo de lixiviação para determinar o coeficiente de difusão. Além disso, adotaram a hipótese de que no plano difusional, as concentrações em todos os pontos são iguais.

Logo, Bergamasco *et al.* (2004) obtiveram a relação apresentada na Equação 20:

$$M^{\frac{1}{2}} \quad (20)$$

Dividindo a Equação 20 dos dois lados da igualdade pelo tempo (t) a fim de obter uma relação em termos de fluxo, obtêm-se:

$$M^{-\frac{1}{2}} \quad (21)$$

Em que:

C é a concentração do contaminante no lixiviado no tempo t (ppm);

J é o fluxo do contaminante durante o período de lixiviação (ppm/h);

t é o tempo de lixiviação (h);

$D_M$  é o coeficiente de difusividade modificado (ppm/ $\sqrt{h}$ ), em que  $D = C \left( \frac{4D}{\pi L} \right)^{\frac{1}{2}}$ .

Em seus estudos Batchelor (1990) ainda explicou a importante diferença entre difusividade molecular e difusividade efetiva. Afirmando que a difusividade molecular ocorre quando o contaminante move-se através da água dos poros, cujo fluxo é medido em uma única direção, mas as moléculas seguem o caminho estabelecido pelos poros, o que pode ser altamente irregular. Devido a esta irregularidade, a lei de Fick quando aplicada para difusão através de um resíduo solidificado, tem como fator de proporcionalidade não a difusividade molecular, mas a difusividade efetiva, como pode ser observado na Equação 22.

$$e^{-\frac{m}{\delta}} \quad (22)$$

Em que  $\epsilon$  denota a porosidade e  $\delta$  o fator de tortuosidade.

Malviya e Chaudhary (2006) trataram o lodo da instalação de tratamento de águas residuais, de uma unidade de processamento de aço, através do processo de E/S e utilizaram como aglomerante Cimento Portland Comum (CPC). Para isto, prepararam cubos monolíticos por meio da mistura do lodo, CPC e água bruta os quais foram moldados por 24 horas, e, após o desmolde permaneceram em um tempo de cura de 28 dias.

Passado o tempo de cura, Malviya e Chaudhary (2006), realizaram ensaios de Resistência a Compressão e lixiviação. A lixiviação foi realizada pela imersão dos cubos monolíticos em um lixiviado acidificado (pH = 4), em que o volume de lixiviado era quatro vezes a geometria do espécime de teste. O tempo de lixiviação foi variado em

0,6; 1; 2,25; 4; 9; 16; 32 e 64 dias. Nas amostras de lixiviado, coletadas nos tempos anteriormente citados, foram determinados, respectivamente, pH, condutividade e concentrações de Pb, Zn, Cu, Fe, Mn, Cl, Sulfatos, Ca, Na, e K.

De acordo com Malviya e Chaudhary (2006) a lixiviação de íons da matriz E/S é controlada por difusão e pode ser descrita pela Equação 23.

$$\frac{t}{0} = \frac{obs}{2}^{0,5} \quad (23)$$

Em que:

$M_0$ : massa de contaminante lixiviável que foi lixiviada no tempo  $t$  (g);

$D_{obs}$ : Difusividade observada;

$t$ : tempo de lixiviação (s);

$L$ : razão do volume de resíduo pela área de superfície exposta à lixiviação (m).

A Equação 23 descreve a lixiviação de compostos que não reagem, bem como compostos que são imobilizados por sorção, precipitação e combinação de reação, em sistema multicomponente.

Malviya e Chaudhary (2006) com os dados de concentração de lixiviado no tempo obtidos experimentalmente e a linearização da Equação 23 por meio da aplicação de logaritmo, determinou o coeficiente de difusão dos respectivos metais pesados em análise e o mecanismo de lixiviação e desta forma modelou o comportamento da lixiviação e imobilização dos metais pesados nos produtos E/S.

Li e Poon (2017) trataram solos contaminados por Pb através da E/S utilizando CPC, e a combinação de CPC com cinzas, produto da incineração de lodo de depuração, em diferentes proporções. O tempo de cura dos corpos de prova preparados foi variado de 7 a 28 dias, e, as análises realizadas foram Resistência a Compressão, Lixiviação e Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV).

Li e Poon (2017) utilizaram diversos métodos de lixiviação para avaliar o potencial de lixiviação de Pb em amostras E/S, um destes métodos consistiu em submeter as amostras E/S monolíticas a testes de lixiviação semidinâmico, na presença de água desionizada. A proporção de volume da água desionizada utilizado para a área da superfície da amostra foi 10: 1. A duração do teste foi de 11 dias, a temperatura constante de  $23 \pm 2$  °C. Durante o teste, a água desionizada foi substituída após períodos

de tempo de 2, 7 e 24 horas no primeiro dia e, em seguida, diariamente até 10 dias. Em cada intervalo de tempo, 10 mL de lixiviado foram amostrados.

A partir dos dados experimentais, Li e Poon (2017), traçaram gráficos de pH e concentração dos contaminantes no lixiviado em função do tempo e determinaram o coeficiente de difusão dos contaminantes, por meio da Equação 23, de forma análoga a Malviya e Chaudhary (2006).

#### 2.4. CROMO E SUA INFLUÊNCIA NO MEIO AMBIENTE

O Cromo é um metal de transição, pertencente à família 6B da tabela periódica, de símbolo “Cr”, massa molecular de 51.99 g/mol e número atômico igual a 24. Com ponto de fusão de 1900°C e ponto de ebulição de 2672°C, o Cromo é um metal cinza-azulado, com forma cristalina cúbica, duro e quebradiço, e, que apresenta fraco comportamento magnético (LEE, 1999).

Este metal pesado pode ser encontrado em diferentes estados de oxidação, que variam de -2 a +6, sendo as formas mais estáveis e comuns a trivalente Cr (III) e a hexavalente Cr (VI) as quais possuem propriedades físico-químicas diferentes. A forma hexavalente, Cr (VI), é considerada uma espécie mais tóxica do que a forma Cr (III) a qual é relativamente inócua e menos móvel (KOTÁS e STASICKA, 2000).

O estado de oxidação em que o Cromo é encontrado depende do pH do meio e do potencial de oxi-redução. O  $\text{Cr}^{+3}$  está presente quando pH esta na faixa de 4 a 9, enquanto que está como  $\text{Cr}^{+6}$  em ambientes oxidantes, pH menor que 4. Sob condições de oxidação o cromo é altamente solúvel e transforma-se como  $\text{Cr}^{+6}$  na forma de cromato ( $\text{CrO}_4^{2-}$ ) e bicromato ( $\text{HCrO}_4^-$ ), enquanto que sob condições de redução, o  $\text{Cr}^{+6}$  se converte a  $\text{Cr}^{+3}$ , uma forma insolúvel e menos tóxica (ABREU, 2006).

A emissão de resíduos contendo cromo (Cr), se origina do uso deste metal em várias indústrias, como a metalúrgica (aço, ligas ferrosas e não ferrosas), refratárias (cromo e cromo-magnesita) e químicas (pigmentos, galvanoplastia, bronzeamento e outros). Devido a estes processos industriais, grandes quantidades de Cr são encontradas em resíduos líquidos, sólidos e gasosos no ambiente o que pode causar efeitos biológicos e ecológicos adversos significativos (KOTÁS e STASICKA, 2000).

O  $\text{Cr}^{+3}$  é um elemento essencial no metabolismo de lipídeos e carboidratos, sendo sua função relacionada com o mecanismo de ação da insulina. Diferentemente do

$\text{Cr}^{+3}$ , o  $\text{Cr}^{+6}$  é um composto carcinogênico e mutagênico em animais (FERREIRA, 2002).

Os seres humanos e outros organismos podem ser expostos ao Cromo por meio da ingestão pelos alimentos, pela água, pelo ar e pelo contato com a pele (CASTRO, 2006). Na saúde humana os principais efeitos nocivos deste metal pesado são alergias, lesões nasais, danos renais, úlceras gastroduodenais, rinofaringites, conjuntivites crônicas, além de asma, câncer pulmonar e irritação brônquica (ABREU, 2006).

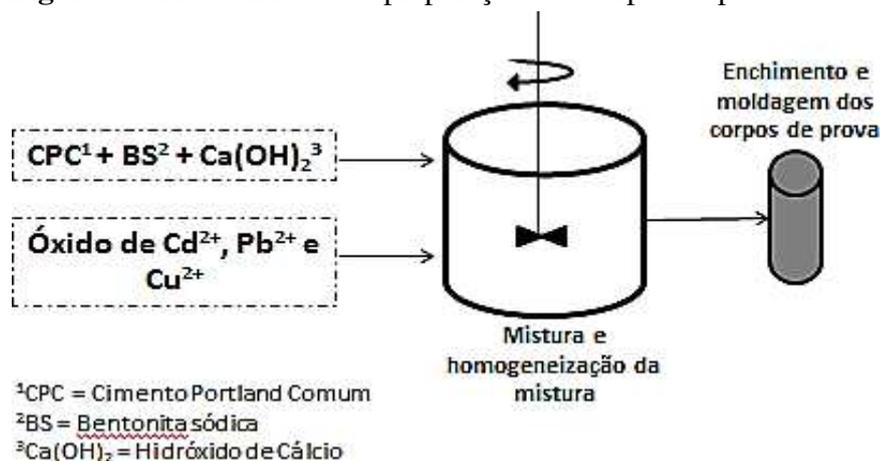
Diante disto, de acordo com a ABNT NBR 10.004 (2004) o limite máximo de concentração de cromo total permissível no extrato obtido no ensaio de lixiviação é 5,0 mg/L, enquanto que no extrato obtido no ensaio de solubilização é 0,05 mg/L. Se ao realizar a lixiviação e a solubilização em um resíduo forem obtidos extratos com concentrações de cromo superiores ao limite máximo permissível pela norma, significa que este resíduo é perigoso e precisa ser tratado para que possa ser descartado no meio ambiente sem causar danos.

### 3. ESTADO DA ARTE

Nos últimos tempos em várias pesquisas têm-se investigado o processo de Estabilização por Solidificação (E/S), utilizando como aglomerante o cimento Portland, como uma alternativa de tratamento para resíduos sólidos perigosos que contenham metais pesados.

Brito e Soares (2009), trataram um resíduo sólido sintético contendo cádmio, chumbo e cobre através da E/S empregando como aglomerantes Cimento Portland Comum, Bentonita Sódica e Hidróxido de Cálcio. Para isto, adotaram um planejamento experimental completamente aleatorizado com um único fator, em que realizaram quatro tratamentos com, respectivamente, 0, 40, 50 e 60% de contaminantes e três repetições. E, assim, prepararam corpos de provas, conforme está mostrado no esquema da Figura 5.

**Figura 5** – Procedimento de preparação dos corpos de provas.



**Fonte:** Brito e Soares (2009), adaptada.

Na Figura 5, os corpos de provas foram desmoldados após 24 horas, e mantidos por um tempo de cura de 28 dias. Para avaliar a integridade e a retenção dos metais pesados Brito e Soares (2009), realizaram ensaios de integridade/durabilidade como resistência à compressão, absorção de água e umidificação e secagem e ensaios de imobilização dos contaminantes, neste caso ensaios de lixiviação e solubilização.

Realizados os ensaios, Brito e Soares (2009), avaliaram as matrizes e através disto estes autores verificaram que o uso de Cimento Portland, da bentonita sódica e do

hidróxido de cálcio foram ideais para retenção de metais pesados, evitando assim a solubilização e a lixiviação dos metais pesados para o meio ambiente.

Desogus *et al.* (2013), estudaram a E/S como tratamento para resíduos provenientes de uma usina de beneficiamento mineral de Pb e Zn. Como aglomerantes foram analisadas a utilização de cimento com adição de Di-hidrogenofosfato de Potássio ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ), isoladamente ou em combinação com o Cloreto Férrico Hexahidratado ( $\text{FeCl}_3$ ), sob diferentes condições de pH.

Para isto Desogus *et al.* (2013), realizaram a mistura resíduo-aglomerante-água e aditivos em diferentes proporções e prepararam corpos de prova que foram mantidos por um tempo de cura de 28 dias, e em seguida submetidos a testes de lixiviação. Através destes ensaios verificou-se que a utilização combinada dos aditivos (1%  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  e 1%  $\text{FeCl}_3$ ), juntamente com pequenas quantidades de cimento, permite à produção de material inerte, através do encapsulamento físico e formação de compostos estáveis.

Sobiecka *et al.* (2014), trataram as cinzas da incineração de resíduos sólidos hospitalares, as quais continham os metais pesados  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cr}^{3+}$  e  $\text{Ni}^{2+}$ , através do processo de E/S usando como aglomerante o Cimento Portland. Cinco misturas diferentes de cinzas e cimento foram preparadas com respectivamente 10%, 20%, 40%, 50% e 60% em peso seco de cinzas e para isto foram utilizados dois processos de E/S: hidratação do cimento e granulação.

Por meio de seus experimentos Sobiecka *et al.* (2014), analisaram o efeito da razão de mistura de cinzas para cimento Portland e pH sobre a lixiviabilidade de metais pesados das amostras tratadas por E / S, onde obtiveram que quanto maior a carga de cinzas nas misturas, maior a concentração de  $\text{Zn}^{2+}$  e  $\text{Cd}^{2+}$  no lixiviado, enquanto que o oposto foi obtido para o restante dos metais pesados.

Além disso, Sobiecka *et al.* (2014), verificaram que entre os dois processos de E/S testados, a hidratação de cimento possibilitou a obtenção de produtos mais estáveis. Outro fator que influenciou significativamente na lixiviabilidade dos seis metais pesados investigados foi o pH das soluções circundantes, visto que uma menor lixiviabilidade foi observada em valores de pH dentro do intervalo  $\text{pH} = 7-8$ .

Chaabane *et al.* (2017), investigaram a influência do percentual de resíduo (10, 20, 25, 30 e 45%) e da relação água / cimento ( $A/C = 0,4$  e  $0,6$ ) na E/S dos resíduos perigosos gerados pela indústria de talheres, o qual contém os metais pesados  $\text{Ni}^{+2}$ ,  $\text{Pb}^{+2}$

e  $\text{Cr}^{+3}$ . Para tratar este resíduo foi utilizado como aglomerante Cimento Portland Comum.

Para realizar a E/S, Chaabane *et al.* (2017), misturaram cimento, resíduo, areia e água desmineralizada e com isto prepararam blocos que foram mantidos por um tempo de cura de 28 dias. Em seguida, aos 28 dias foram realizados Testes de Resistência Mecânica, Difração de Raios X (DRX), Micro-análise de Energia Dispersiva de Raios-X (EDX), Lixiviação, Ensaio de Poros e Máximo de Fração Móvel e Capacidade de Absorção de água.

Nos lixiviados obtidos, Chaabane *et al.* (2017), analisaram pH, possíveis massas de partículas retidas no filtro e fluxos das espécies químicas  $\text{Ni}^{+2}$ ,  $\text{Pb}^{+2}$  e  $\text{Cr}^{+3}$ . Diante das análises realizadas e do comparativo entre os resultados obtidos a melhor formulação para uso no gerenciamento dos resíduos foi a argamassa com relação  $A/C = 0,4$  e  $\% \text{Resíduo} = 30\%$ , uma vez que através desta composição obteve-se uma boa estabilidade química e física do resíduo.

Hekal *et al.* (2011) realizaram a imobilização de Níquel ( $\text{Ni}^{2+}$ ) em matrizes de cimento por meio do processo de E/S, para isto foram utilizadas diferentes pastas de cimento compostas por cimento Portland puro e cimento misturado com caulim. Duas razões de Ni (II) foram analisadas (0,5% e 1,0% em peso do aglutinante sólido). As características de hidratação das pastas de cimento usadas foram testadas através da determinação do teor combinado de água, composição de fases e resistência à compressão em diferentes intervalos de tempo de 1 a 180 dias.

Além disso, Hekal *et al.* (2011), realizaram testes de lixiviação, através do qual verificou que o grau de imobilização dos íons de metais pesados adicionados foi muito alto nas diferentes pastas de cimento investigadas.

Slorgon *et al.* (2017) trataram um resíduo sólido gerado por indústrias de galvanoplastia utilizando a E/S, visando reaproveitá-lo na fabricação de blocos de concretos para pavimentação. Para isto, confeccionou blocos utilizando 0%, 2%, 3%, 4%, 5% e 10% de resíduo, na massa de concreto. E em seguida submeteu estes blocos a ensaios de resistência a compressão, absorção de água, lixiviação e solubilização.

Através de seus experimentos, Slorgon *et al.* (2017), classificaram o resíduo como não perigoso, não inerte (Classe IIA), verificou que substituições de até 10% de areia por resíduo não acarretaram em perdas significativas na resistência à compressão ou no aumento da absorção de água dos blocos, e, que a utilização deste resíduo

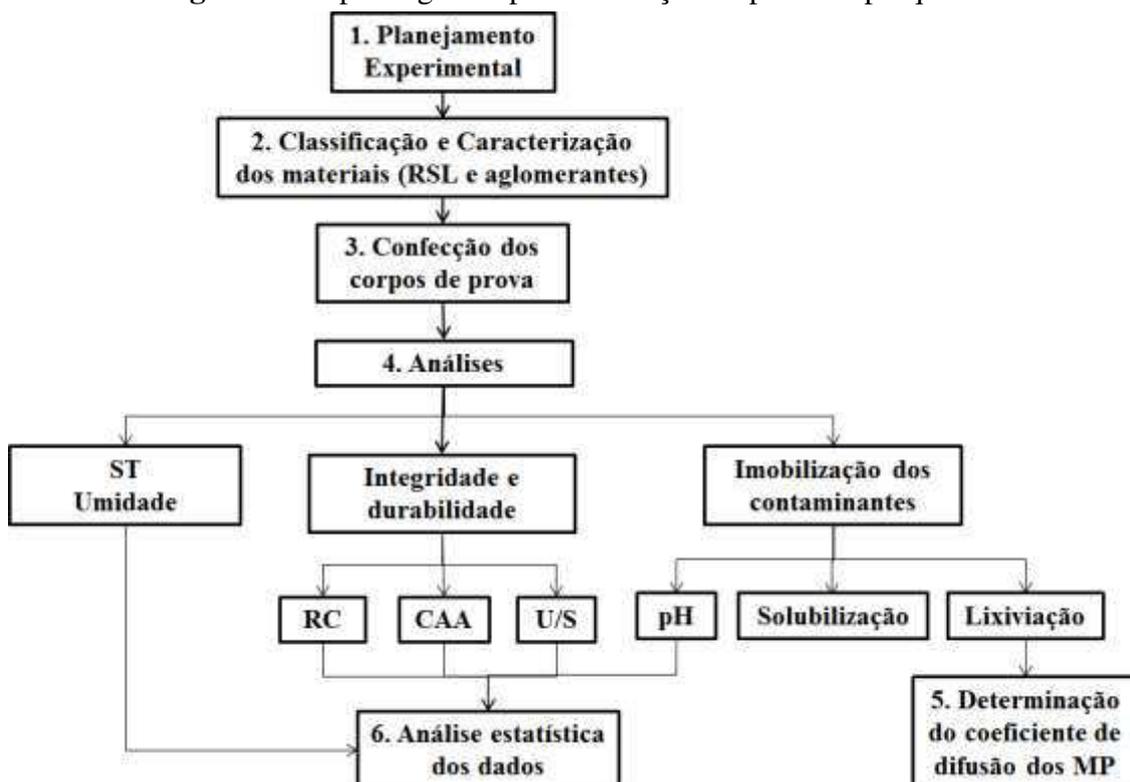
industrial na fabricação de blocos de concreto para pavimentação mostrou-se promissora.

Diante disto é possível verificar que o processo de Estabilização por Solidificação, utilizando como aglomerante o Cimento Portland, tem se destacado como um tratamento eficiente para a imobilização de metais pesados presente em resíduos perigosos.

## 4. METODOLOGIA

A presente pesquisa foi realizada no Laboratório de Gestão Ambiental e Tratamento de Resíduos (LABGER/PPGEQ/UFCG), a qual foi dividida em seis etapas conforme está apresentado na Figura 6.

**Figura 6-** Etapas seguidas para realização da presente pesquisa.



LEGENDA- RSL: Resíduo Sólido de Laboratório; ST: Sólidos Totais; RC: Resistência à Compressão; CAA: Capacidade de Absorção de Água; U/S: Umidificação e Secagem; MP: Metais Pesados.

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

### 4.1. PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL

O planejamento experimental foi dividido em duas etapas: Na primeira foi realizado o planejamento do tipo one-way, no qual foi realizada uma análise de variância e regressão dos dados, enquanto, na segunda etapa foi realizado o planejamento do tipo fatorial.

No planejamento one-way avaliou-se a influência do fator percentual de Resíduo Sólido de Laboratório, nas respostas das análises de sólidos totais, umidade, resistência

a compressão, umidificação e secagem, capacidade de absorção de água, e pH. Nesta primeira etapa todos os experimentos foram realizados em triplicata.

Já no planejamento fatorial foi realizado para os testes de lixiviação, pois nesta análise foram variados dois fatores distintos, no caso o % de RSL (Fator 1) e o tempo de lixiviação (Fator 2).

#### **4.1.1. Planejamento One-Way**

O planejamento one-way utiliza apenas um fator ou variável independente. Neste trabalho, foi adotada uma análise de regressão no planejamento one-way. A regressão na análise de variância é uma técnica estatística para modelar e investigar a relação entre variáveis dependentes e preditoras. Um modelo de regressão que contenha um ou mais de repressores é chamado de um modelo de regressão linear (MONTGOMERY e RUNGER, 2003).

Um modelo de regressão linear pode descrever essa relação entre variáveis de entrada com a variável de saída, esse modelo é  $\hat{y} = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \varepsilon$ , em que  $\hat{y}$  representa a variável resposta estimada na medida,  $x_1$  representa um dos fatores influentes na variável resposta, e  $\varepsilon$  é um termo de erro aleatório ou resíduo.

No presente trabalho o fator variado, no planejamento one-way, foi o percentual de resíduo sólido de laboratório (% RSL), o tempo de cura foi fixado em 28 dias e o metal pesado analisado foi o Cromo.

Os percentuais de Resíduo Sólido de Laboratório (fator) analisados foram 0%, 5%, 10% e 20% e todos os ensaios foram realizados em triplicata.

#### **4.1.2. Planejamento Fatorial do tipo $F_1 \times F_2$**

O planejamento fatorial é adequado quando se objetiva analisar a influencia de mais de um fator na variável resposta. No presente trabalho, o planejamento fatorial realizado foi do tipo  $3 \times 4$ , em que um fator ( $F_1$ ) é o percentual de Resíduo Sólido de Laboratório (%RSL) e o outro fator ( $F_2$ ) é o tempo de lixiviação dos metais pesados.

Para o fator porcentagem de RSL os níveis foram 5%, 10% e 20% codificados como (1), (2) e (3), respectivamente. Para o fator tempo de lixiviação, os níveis foram 5,

10, 24 e 30 horas, estes níveis foram codificados, respectivamente, como (1), (2), (3) e (4). Os fatores foram definidos ou escolhidos pelos seguintes motivos:

1. *O tempo foi escolhido em função do ensaio de lixiviação que avaliará 04 períodos de lixiviação e avaliará também a concentração em 04 momentos diferentes;*
2. *O percentual foi escolhido com base nas análises de caracterização dos metais pesados, que indicaram as faixas de percentuais usados neste trabalho.*

Na Tabela 1 estão apresentados os níveis dos fatores do presente planejamento fatorial.

**Tabela 1-** Fatores e níveis dos fatores codificados.

Fatores	Nível 1	Nível 2	Nível 3	Nível 4
% de RSL (F <sub>1</sub> )	5	10	20	-
Tempo em horas (F <sub>2</sub> )	5	10	24	30

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

O número total de ensaios ( $n$ ) com o planejamento fatorial do tipo  $F_1 \times F_2$  é dada pela Equação 24:

$$(24)$$

Em que:

$F_1$  é o número de níveis do % de RSL (3);

$F_2$  é o número de níveis do tempo em horas (4).

Na Tabela 2 está apresentada a matriz de planejamento fatorial do tipo  $F_1 \times F_2$  que está sendo utilizado no presente trabalho.

**Tabela 2-** Matriz de planejamento fatorial.

Experimento	Fator % de RSL(cod)	Fator Tempo(cod)	% de RSL (real)	Tempo (real)	Variável Resposta (VR)
Exp1	1	1	5	5	y <sub>1</sub>
Exp2	1	2	5	10	y <sub>2</sub>
Exp3	1	3	5	24	y <sub>3</sub>
Exp4	1	4	5	30	y <sub>4</sub>
Exp5	2	1	10	5	y <sub>5</sub>
Exp6	2	2	10	10	y <sub>6</sub>

Continuação...

Experimento	Fator % de RSL(cod)	Fator Tempo(cod)	% de RSL (real)	Tempo (real)	Variável Resposta (VR)
Exp7	2	3	10	24	y7
Exp8	2	4	10	30	y8
Exp9	3	1	20	5	y9
Exp10	3	2	20	10	y10
Exp11	3	3	20	24	y11
Exp12	3	4	20	30	y12

VR: Variável resposta; cod: código; y:Resposta do experimento;%: percentagem; RSL: Resíduo Sólido de Laboratório.

Fonte: Elaborada pela autora (2018).

#### 4.2. CLASSIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DOS MATERIAIS

O aglomerante que foi utilizado no processo de tratamento do Resíduo Sólido de Laboratório foi o cimento Portland CII-Z-32. O Cimento Portland CP II-Z-32 é um aglomerante hidráulico obtido pela moagem do clínquer Portland ao qual se adiciona, durante a operação, uma quantidade necessária de uma ou mais formas de sulfato de cálcio, em que durante a moagem é permitida adicionar a esta mistura materiais pozolânicos, escórias granuladas de alto-forno e/ou materiais carbonáticos. A sigla Z-32 significa que o cimento tem *pozolana* e representam o mínimo de resistência à compressão de 32 MPa aos 28 dias de idade (ABNT NBR 11578, 1991).

O Resíduo Sólido de Laboratório (RSL) que foi tratado no presente trabalho foi coletado dos Laboratórios de Química Analítica, pertencente à Unidade Acadêmica de Engenharia Química (UAEQ), localizada no Centro de Ciências e Tecnologia (CCT), na Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), campus sede situada na cidade de Campina Grande, estado da Paraíba, Brasil.

A classificação do RSL foi realizada conforme o procedimento descrito pela NBR 10.004 (ABNT NBR 10.004, 2004). Para isto foram realizados ensaios de lixiviação no aglomerante e no RSL, o teor de metais pesados nos respectivos extratos lixiviados obtidos foram determinados usando o aparelho de Espectrometria de Absorção Atômica (AAS). Esta análise foi realizada no laboratório pertencente à FUNMINERAL – Fundo de Apoio a Mineração, localizado em Goiás – GO.

A caracterização do RSL e do aglomerante, o cimento Portland CII-Z-32, foi realizada por meio de Análises Físicas (Teor de Umidade e Sólidos totais) e Análises Químicas (pH e metais) as quais estão descritas nos tópicos a seguir.

#### 4.2.1. Análises Físicas

##### a) Teor de umidade

O teor de umidade representa a quantidade de água contida no resíduo. Para realizar esta análise foi utilizado o método gravimétrico segundo o procedimento descrito no *Standard methods for the examination of water and wastewater* (APHA, 2005). A amostra do material foi pesada e colocada em uma estufa a 105 °C durante 24 horas. Em seguida, este material foi esfriado em dessecador e pesado. A umidade percentual foi determinada pela diferença em peso, conforme apresentado na Equação 25.

$$\%Umidade = \frac{(P_1 - P_2)}{P_2} \times 100\% \quad (25)$$

Em que:

$P_1$  é a massa do substrato úmido, em gramas;

$P_2$  é a massa do substrato seco a 105° C por 24 horas, em gramas.

##### b) Sólidos Totais

A determinação de sólidos totais foi obtida pela diferença entre 100% e o teor de umidade encontrada a 105-110 °C, conforme apresentado na Equação 26.

(26)

Em que:

$\%U$  é a umidade, em percentual.

#### 4.2.2. Análises Químicas

##### a) Potencial hidrogeniônico (pH)

O pH é um parâmetro utilizado para expressar o grau de basicidade ou acidez de uma amostra. A análise do pH foi realizada a partir de um material colhido recentemente e com sua umidade natural. O pH das amostras foi determinado com potenciômetro em suspensão aquosa de acordo com as recomendações proposta pelo *Standard methods for the examination of water and wastewater* (APHA, 2005).

Inicialmente, foram pesados 5g de amostra, na qual foram adicionados em seguida 50 mL de água isenta de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>). Feito isso, aguardou-se entre 3 e 12 horas. Passado este tempo foram realizadas as leituras de pH com o auxílio de um pHmetro, modelo DM-22, marca DIGIMED.

##### b) Lixiviação e Solubilização

Esta análise foi realizada conforme procedimento descrito na norma da ABNT NBR 10.005 e ABNT NBR 10.006 (ABNT NBR 10.005, 2004; ABNT NBR 10.006, 2004).

#### 4.3. CONFECÇÃO DOS CORPOS DE PROVA

Os corpos de prova foram preparados utilizando-se Cimento Portland CP II-Z-32 (aglomerante), areia (agregado miúdo), água e o RSL. Para determinar as proporções destes materiais foi admitido um traço de 1:5, ou seja, uma parte de cimento e 5 partes dos outros componentes.

Na confecção das matrizes cimentícias foram considerados os aspectos operacionais do Protocolo de Avaliação de Materiais Estabilizados por Solidificação proposto por Brito (2007). Na Tabela 3 estão apresentados estes aspectos que estão relacionados com as condições básicas para a realização dos ensaios em laboratório.

**Tabela 3-** Aspectos operacionais para preparação das matrizes cimentícias.

<b>Aspectos operacionais</b>	<b>Parâmetros</b>
Tempo de preparação das amostras	28 dias
Formato do molde	Cilíndrico
Dimensão do molde	5 cm de diâmetro e 10 cm de altura
Material do molde	Aço inoxidável
Tempo de moldagem	24 horas
Umidade relativa do laboratório	50 a 100 %
Temperatura do laboratório	24 ± 4 °C

**Fonte:** Brito (2007).

Os corpos de provas foram preparados conforme as etapas a seguir (BRITO, 2007):

- i. Inicialmente o aglomerante, a areia e o RSL (contaminante) foram pesados separadamente em uma balança analítica com precisão de 0,01 g;
- ii. O aglomerante, a areia e o contaminante foram bem misturados, e em seguida, postos em contato com a água e homogeneizados. A partir do contato do aglomerante com água foi iniciada a contagem do tempo de preparação das matrizes cimentícias;
- iii. O interior dos moldes foi lubrificado com óleo mineral, a fim de facilitar o desmolde do corpo de prova;
- iv. A mistura homogênea obtida foi colocada aos poucos no interior do molde cilíndrico, sendo sempre compactada para que fosse evitada a formação de vazios no corpo de prova;
- v. Em seguida essa massa foi mantida em repouso por um período de 24 horas para endurecimento da pasta e posterior desmolde. Sobre o molde cilíndrico foi colocada uma placa de vidro retangular de 70 mm por 100 mm de aresta e de 5 mm de espessura, também lubrificada com óleo mineral, para evitar que houvesse perda de água por evaporação;
- vi. O corpo de prova permaneceu em repouso seguindo o tempo de cura de 28 dias, e finalmente foram realizados os ensaios referentes aos critérios de avaliação dos materiais Estabilizados por Solidificação.

Na Figura 7 esta apresentada às etapas que foram realizadas na preparação dos corpos de prova.

**Figura 7 -** Confeção dos corpos de prova.

Legenda: a) Aglomerantes e RSL pesados; b) Mistura; C) Moldagem dos CP; d) CP desmoldados e em tempo de cura.

**Fonte:** A autora (2018).

A Tabela 4 mostra o fator (% de RSL) usado na pesquisa, a quantidade de resíduo sólido de laboratório, quantidade de cimento, volume de água e a massa de areia que foram necessários para confecção de cada corpo de prova.

**Tabela 4-** Massa dos materiais utilizados na confecção dos corpos de prova e %RSL.

% de RSL (Fator)	Massa de RSL (g)	Massa de Cimento (g)	Massa de Areia (g)	Relação cimento e aglomerante+RSL*	Volume de Água (mL)
0	0,0	75,0	375,0	1:5	70,0
0	0,0	75,0	375,0	1:5	70,0
0	0,0	75,0	375,0	1:5	70,0
5	3,8	75,0	371,3	1:5	70,0
5	3,8	75,0	371,3	1:5	70,0
5	3,8	75,0	371,3	1:5	70,0
10	7,5	75,0	367,5	1:5	70,0
10	7,5	75,0	367,5	1:5	70,0
10	7,5	75,0	367,5	1:5	70,0
20	15,0	75,0	360,0	1:5	70,0
20	15,0	75,0	360,0	1:5	70,0
20	15,0	75,0	360,0	1:5	70,0

RSL: Resíduo Sólido de Laboratório.

**Fonte:** Elaborada pela autora (2018).

Na Tabela 4 os percentuais de RSL variam entre 0 a 20% enquanto que a massa de cimento permanece fixa. Isso se deve ao fato que ao fixar a massa de cimento e variar o percentual de RSL realmente será avaliado se o cimento está tratando os resíduos e não diluindo o resíduo na massa de cimento. O volume de água utilizado na

preparação da argamassa é constante. A memória de cálculo a seguir apresenta como foram calculados os dados apresentados na Tabela 4.

### **Memória de Cálculo:**

A seguir será apresentado o cálculo do cimento e dos aglomerantes usados nos experimentos. Como exemplo será usado o percentual de 5% de RSL na proporção de 1:5. A capacidade máxima da mistura nos moldes é de 450g.

### **Para 5% de RSL e 28 dias de cura:**

Como o traço é de um para cinco, isto é, uma parte de cimento para cinco partes de aglomerantes, logo, toda mistura para preparar o corpo de prova é formada por 6 partes. Sendo a capacidade máxima da mistura nos moldes de 450g, têm-se:

- Massa do cimento ( $M_{CPC}$ ) = capacidade máxima da mistura nos moldes ( $M_{CP}$ )/6  
Exemplo:  $M_{CPC} = 450 \text{ g} / 6 = 75 \text{ g}$  de cimento (significa uma parte de cimento para cinco partes do restante da massa total).

O RSL reage apenas com o cimento, assim a massa de RSL a ser adicionada é dada pelo percentual desejado multiplicado pela massa de cimento ( $M_{CPC}$ ).

- Massa do RSL ( $M_{RSL}$ ) =  $M_{CPC} \times \% \text{ RSL}$   
 $M_{RSL} = 75 \text{ g} \times 5\%$   
 $M_{RSL} = 3,8 \text{ g RSL}$

A areia é o agregado miúdo, utilizado na presente pesquisa, e, este completará a massa corresponde a capacidade máxima da mistura nos moldes de 450g. Assim:

- Massa de areia ( $M_A$ ) =  $M_{CP} - M_{CPC} - M_{RSL}$   
 $M_A = 450 - 75 - 3,8$   
 $M_A = 371,2 \text{ g de areia.}$

Logo para 5% de RSL o corpo de prova foi composto por 75g de cimento, 3,8g de RSL e 371,2g de areia totalizando 450g.

#### 4.4. REALIZAÇÃO DOS ENSAIOS DE INTEGRIDADE E DURABILIDADE E IMOBILIZAÇÃO DOS CONTAMINANTES

Os materiais Estabilizados por Solidificação foram avaliados através de ensaios de integridade/durabilidade e imobilização dos contaminantes. Os critérios de integridade/durabilidade avaliados foram: Resistência à compressão (RC), umidificação e secagem (U/S) e capacidade de absorção de água (CAA). Já para avaliar à imobilização dos contaminantes foram realizados ensaios de lixiviação e solubilização.

##### 4.4.1 Resistência à compressão (RC)

A análise de resistência à compressão (RC) foi utilizada para verificar à capacidade do material E/S em resistir a diferentes cargas de compressão mecânica. Os ensaios de RC foram realizados de acordo com a ABNT NBR 7215 (1996). Para realizar este ensaio foram utilizadas matrizes cimentícias cilíndricas de 50 mm de diâmetro e 100 mm de altura, em que as mesmas foram postas diretamente sobre o prato inferior da prensa manual, marca CONTENCO e modelo PAVITEST, de maneira que esta ficou centrada em relação ao eixo de carregamento. Ao transmitir a carga de compressão a matriz cimentícia a velocidade de carregamento da máquina de ensaio foi equivalente a  $0,25 \pm 0,05$  MPa/s. A medida da resistência à compressão das matrizes cimentícias foram determinada pela Equação 27.

(27)

Em que:

RC: Resistência à compressão;

F: Carga aplicada;

A: Área da seção do corpo de prova.

Na Figura 8 está apresentado o equipamento utilizado na realização do ensaio de resistência à compressão.

**Figura 8** - Equipamento para ensaio de resistência à compressão.



Fonte: A autora (2018).

#### 4.4.2 Umidificação e Secagem (U/S)

O ensaio de Umidificação e secagem (U/S), avaliou o material resultante do procedimento de E/S, em relação à capacidade de resistir às variações de mudanças de estado, visando avaliar em longo prazo a durabilidade e a perda de massa após sucessivos períodos de Umidificação e secagem. Esta análise foi realizada com base no procedimento recomendado pelo Wastewater Technology Center – WTC (1991).

De acordo com este procedimento as amostras foram submetidas a seis ciclos da seguinte forma: umidificação com água destilada, na proporção 2:1 em relação à massa da amostra natural ( $P_{amostra\ natural}$ ); secagem em estufa a temperatura de 105 °C por 24 horas até total evaporação da água; resfriamento em dessecador e pesagem em balança analítica ( $P_{amostra\ no\ ciclo\ i}$ ), conforme apresentado na Figura 9. Através da Equação 28 foram calculadas a perda de peso da amostra após os 6 ciclos.

$$U/S (\%) = \frac{P_{amostra\ natural} - P_{amostra\ no\ ciclo\ i}}{P_{amostra\ natural}} \cdot 100 \quad (28)$$

**Figura 9** - Ensaio de umidificação e secagem.



**(A)**

**(B)**

LEGENDA - (A) Estufa utilizada no ensaio de U/S. (B) Ensaio de U/S.

Fonte: A autora (2018).

#### 4.4.3 Capacidade de Absorção de Água (CAA)

O ensaio de capacidade de absorção de água (CAA) foi realizado conforme ABNT NBR 9778(1987): “Argamassa e concreto endurecidos: Determinação da absorção de água, índice de vazios e massa específica”. A análise foi realizada com corpos de prova condicionados em estufa a 105 °C e com uma relação líquido/sólido (L/S) de 10:1.

Após pesagem das matrizes cimentícias as mesmas foram enviadas para estufa à 105 °C por 24 horas. Posteriormente, foram imersas em água a 23 °C por períodos de 24, 48 e 72 horas, em um banho Maria, como mostrado na Figura 10. O resultado obtido foi expresso em porcentagem (%), conforme a Equação 29, sendo conhecida a massa da matriz cimentícia após saturação em água ( $M_{sat}$ ) e a massa da matriz cimentícia seca em estufa ( $M_{seca}$ ).

$$\frac{sat \quad seca}{seca} \quad (29)$$

**Figura 10** - Ensaio de capacidade de absorção de água.



**Fonte:** LABGER, 2018.

#### **4.4.4. Avaliação da imobilização dos contaminantes**

Para avaliar a imobilização dos contaminantes foram empregados ensaios de lixiviação e solubilização.

Os ensaios de lixiviação foram realizados a fim de classificar os resíduos como classe I – perigosos e classe II – não perigosos (ABNT NBR 10.004, 2004). Estes ensaios foram realizados conforme o procedimento descrito na ABNT NBR 10.005 (2004).

Através dos ensaios de lixiviação foi obtido o extrato lixiviado, no qual foi realizada a análise de determinação de metais. Os dados de metais foram comparados com limites fixados no Anexo F da Norma da ABNT NBR 10.004 (2004): Concentração – Limite máximo no extrato obtido no ensaio de lixiviação e pela NT – 202 R.10 – Norma técnica FEEMA: Padrões de lançamento de efluentes líquidos e na resolução CONAMA Nº 430/2011.

Para realizar o ensaio de lixiviação, inicialmente, foram pesadas 100g de amostra (corpo de prova quebrado), a qual foi colocada em um frasco de 2000 mL com a solução lixivante (solução extratora 1 composta por ácido acético glacial, solução de NaOH 1N e água). Em seguida, esta solução foi submetida à agitação, em equipamento rotativo a 30 rotações por minuto, Figura 11, sendo a relação líquido-sólido (L/S) de 20:1 e tempo de contato com o meio lixivante de 5, 10, 24 e 30 horas, conforme uma adaptação da norma da ABNT NBR 10.005 (ABNT NBR 10.005 (adaptado), 2004).

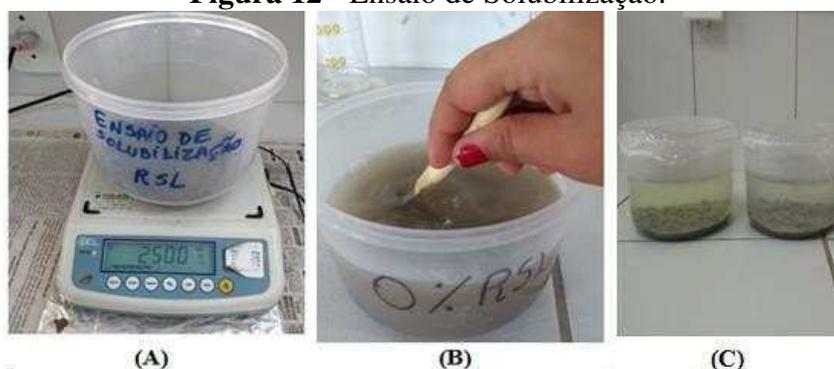
**Figura 11 - Equipamento de Lixiviação.**

Fonte: A autora (2019).

Como se trata de um resíduo sólido é mais conveniente expressar os resultados em  $\text{mg.Kg}^{-1}$ , de acordo com a Equação 30.

$$\begin{aligned} \text{concentração}(\text{mg.Kg}^{-1}) \\ = \text{concentração}(\text{mg.L}^{-1}) \cdot \frac{\text{Volume do lixiviado (L)}}{\text{Massa da amostra (Kg)}} \end{aligned} \quad (30)$$

Quanto ao ensaio de solubilização, este foi realizado a fim de verificar caso o resíduo seja não perigoso se ele é inerte ou não inerte conforme classificação da ABNT NBR 10.004 (2004). Esta análise se caracteriza por usar uma amostra triturada misturada com água, numa relação líquido-sólido (L/S) igual à 4:1, mantida em repouso por sete dias a temperatura ambiente. Neste ensaio, foram pesadas 250g de amostra do corpo de prova, a qual foi colocada em frascos plásticos de 1500 mL. Em seguida foram adicionados 1000 mL de água destilada, conforme mostrado na Figura 12. Passado os sete dias da mistura em repouso, em temperatura de 25°C, a quantidade de metais foi verificada (ABNT NBR 10.006,2004).

**Figura 12 - Ensaio de Solubilização.**

Legenda: (A) Pesagem da amostra; (B) Agitação da mistura amostra + água numa relação S/L de 1:4; (C) Amostra durante 7 dias antes do fim do ensaio.

Fonte: A autora (2019).

Tanto na lixiviação quanto na solubilização foram analisadas as concentrações de metais no lixiviado, a qual foi determinada utilizando a técnica de Espectrometria de Absorção Atômica (AAS). A análise de concentração de metais pesados foi realizada no laboratório pertencente à FUNMINERAL – Fundo de Apoio a Mineração, localizado em Goiás – GO.

#### 4.5. ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

A verificação do modelo proposto da regressão linear simples será feita segundo recomendação de Montgomery e Runger (2003), por meio do teste estatístico de hipóteses em relação aos parâmetros do modelo. Duas hipóteses serão testadas:

- 1ª Hipótese: Hipótese da Nulidade ( $H_0$ ):  $\beta_1 = 0$ ;
- 2ª Hipótese: Hipótese Alternativa ( $H_a$ ):  $\beta_1 \neq 0$

Neste trabalho será adotado uma probabilidade de  $\alpha = 0,05$  (5%). Foram observadas essas hipóteses quanto à significância da regressão, onde a hipótese de nulidade ( $H_0: \beta_1 = 0$ ) é equivalente a concluir que não ocorre relação linear entre  $x$  (*percentual de resíduo de laboratório*) e  $Y$  (*resposta*). Enquanto que a hipótese alternativa ( $H_1: \beta_1 \neq 0$ ), equivale a afirmar que ocorre relação linear entre  $x$  (*percentual de resíduo de laboratório*) e  $Y$  (*resposta*), ou seja, o valor esperado de  $Y$  é afetado pelos valores de  $x$ .

Deste modo, a relação linear entre a variável aleatória ( $y$ , variável dependente) e a variável não aleatória ( $x$ , variável independente) é descrita pela Equação 31.

$$y = \beta_0 + \beta_1 x + \varepsilon \quad (31)$$

Em que:

- $\beta_0$  e  $\beta_1$  são os parâmetros do modelo.
- $(\varepsilon)$  é o erro aleatório associado à determinação de  $y$ .
- $y$  representa a resposta.
- $x$  é o percentual de resíduo sólido de laboratório.

A Tabela 5 mostra a saída computacional do *Minitab17.0*, para a análise de regressão para o experimento one way.

**Tabela 5-** Análise de variância (ANOVA).

Fonte	G.L	Soma do Quadrado (SQ)	Quadrado Médio (QM)	Valor F	Valor p <sup>1</sup> e <sup>2</sup>
<b>Regressão</b>	k-1	SQR	QMR	QMR/QME	-
<b>Erro</b>	n – k	SQE	QME	-	-
<b>Total</b>	n – 1	SQT	-	-	-

Valor p<sup>1</sup>: Significativamente diferente ( $p \leq 0,05$ ); <sup>2</sup>Não significativo ( $p > 0,05$ ).  
n: Número de observação; k: Número de tratamentos; G.L.: Graus de liberdade.

**Fonte:** Minitab 17.0(2014).

O coeficiente de determinação  $R^2$  é uma medida da quantidade de redução na variabilidade de y, obtida pelo uso dos regressões  $x_1$  e  $x_2, \dots, x_k$  (MONTGOMERY e RUNGER, 2003).

A utilização do coeficiente de determinação ajustado faz-se interessante quando há conjuntos regressores com variáveis diferentes, porém com o mesmo número de variáveis regressoras. O coeficiente de determinação é calculado usando-se a Equação 32.

$$R^2 = \frac{R}{SQT} \quad (32)$$

Em que:

$R^2$ : Coeficiente de determinação;

SQR: Soma de quadrados da regressão;

SQT: Soma de quadrados totais.

Para realizar as análises de variância e verificar o modelo, isto é, a relação entre a variável dependente (y) e a variável independente (x) será utilizado o *Software Minitab 17.0*, que incorpora uma série de recursos de manipulação de dados, análise de confiabilidade, confecção de gráficos e rotinas de análise estatística (MINITAB 17.0, 2014).

Para as caracterizações dos materiais, análises de integridade/durabilidade e pH foram realizadas a média geral e o desvio padrão amostral referente a cada tratamento. Estes cálculos foram realizados com o auxílio do EXCEL<sup>®</sup>.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

A seguir estão apresentadas as caracterizações e classificações do RSL, do cimento e da areia; os resultados de sólidos totais e umidade dos materiais E/S; as análises de integridade/durabilidade; imobilização dos contaminantes, e, pH dos resíduos E/S. Na caracterização do RSL, do cimento e da areia foram determinados os parâmetros Umidade, Sólidos Totais e pH. Enquanto que a classificação foi realizada segundo a ABNT NBR 10004, 10005 e 10006 aplicadas aos extratos lixiviados e solubilizados.

Para avaliar os materiais E/S seguiu-se o protocolo proposto por Brito (2007), em que esta avaliação se dará de acordo com os resultados dos ensaios de integridade/durabilidade e imobilização dos contaminantes.

Para avaliar, os resíduos E/S, quanto a integridade/durabilidade foram realizados ensaios de Resistência a compressão (RC), Umidificação e Secagem (U/S) e Capacidade de Absorção de Água (CAA). Enquanto que para verificar a imobilização dos contaminantes foram realizados ensaios de lixiviação e solubilização. Nos extratos lixiviados e solubilizados foram determinadas a concentração do metal pesado cromo, utilizando a técnica de Espectrometria de Absorção Atômica (AAS), a qual foi realizada no laboratório pertencente à FUNMINERAL – Fundo de Apoio a Mineração, localizado em Goiás – GO.

### 5.1. CARACTERIZAÇÃO DO CIMENTO, DO RSL E DA AREIA

Na Tabela 6 estão apresentados os valores obtidos nas análises de Umidade, Sólidos Totais e pH da areia, do Resíduo Sólido de Laboratório e do Cimento Portland da marca Elizabeth tipo CP II-Z 32. Todas as análises de caracterização foram realizadas em triplicata.

**Tabela 6** - Caracterização da Areia, do cimento e do RSL.

Parâmetro	Amostras	Areia	CP	RSL
ST (%)	I	99,97	99,97	98,92
	II	99,98	99,96	98,99
	III	99,98	99,98	99,12
Média	-	99,98	99,97	99,01

Continuação...

Parâmetro	Amostras	Areia	CP	RSL
DP	DP	0,003	0,009	0,101
%H <sub>2</sub> O	I	0,03	0,03	1,08
	II	0,02	0,04	1,01
	III	0,02	0,02	0,88
Média	-	0,02	0,03	0,99
DP	DP	0,003	0,009	0,101
pH	I	7,67	14,19	5,39
	II	7,65	14,29	5,69
	III	7,84	14,23	5,72
Média	-	7,72	14,24	5,60
DP	DP	0,104	0,050	0,182

CP: Cimento Portland CP II – Z 32; RSL: Resíduo sólido de laboratório; ST: Sólidos Totais; %H<sub>2</sub>O: Umidade em %; pH: Potencial Hidrogeniônico.

Fonte: Própria Autora (2019).

Na Tabela 7 estão os dados de caracterização dos aglomerantes e resíduos utilizados em outras pesquisas que aplicaram como tratamento o processo Estabilização por Solidificação.

**Tabela 7** - Caracterização dos aglomerantes e resíduos de outras pesquisas.

Referência	Resíduo	Parâmetro		
	Aglomerantes	ST (%)	%H <sub>2</sub> O	pH
Silva (2018)	RSL	87,57	12,43	-
	Cimento (CPII-Z32)	99,25	0,75	-
	Areia	99,81	0,19	-
	Brita	99,98	0,02	-
Guimarães (2017)	Lodo de Curtume	98,20	1,74	7,2
	Cimento (CIMPOR)	98,20	1,81	8,2
	Areia	99,80	0,23	8,3
Oliveira (2012)	RSS	97,82	2,18	6,13
	Cimento (CIMPOR)	99,82	1,83	13,24
Rocha (2010)	RSS	96,80	3,20	12,18

ST: Sólidos Totais; %H<sub>2</sub>O: Umidade em %; pH: Potencial Hidrogeniônico; RSL: Resíduo sólido de laboratório; RSS: Resíduo Sólido Sintético.

Fonte: Silva, 2018; Guimarães, 2017; Oliveira, 2012; Rocha, 2010.

De acordo com a Tabela 6, o Cimento CP II – Z 32 da marca ELIZABETH que foi utilizado na presente pesquisa apresentou menos de 1% de umidade (0,03%) e

99,97% de sólidos totais com um desvio padrão amostral de 0,0092. Os resultados de sólidos totais e umidade do cimento utilizado neste trabalho ficaram próximos aos encontrados por Silva (2018), que também utilizou o Cimento ELIZABETH CP II – Z 32, o qual apresentou 99,25% de Sólidos totais e 0,75% de umidade.

Guimarães (2017) e Oliveira (2012) também obtiveram resultados próximos ao da Tabela 6, pois, ambos utilizaram o Cimento Portland Comum da marca CIMPOR, e obtiveram como resultados respectivamente 98,2% e 99,82% de Sólidos totais e 1,81% e 1,83% de Umidade.

De acordo com as Tabela 6 e Tabela 7 para o cimento todas as caracterizações referentes a umidade ficaram abaixo de 2%. Na presente pesquisa obteve-se o menor percentual de umidade (0,03%) seguido de Silva (2018) (0,75%) que também usou o cimento ELIZABETH. Estas baixas umidade do cimento deve-se as altas concentrações de sólidos totais e ao elevado teor de matéria seca.

O cimento utilizado nesta pesquisa apresentou um pH de 14,24, caráter muito alcalino devido a própria natureza da sua composição. Os cimentos utilizados por Guimarães (2017) (pH = 8,2) e Oliveira (2012) (pH = 13,24) também se mostraram alcalino, fato este verificado em função da presença de portlandita ( $\text{Ca(OH)}_2$ ), a qual é formada à partir da hidratação seca do clínquer e dentro da faixa estabelecida pela ABNT NBR – 11578 (1991).

Comparando os resultados obtidos com os dados da Tabela 7 verifica-se que a umidade dos resíduos é bastante variável. O RSL da presente pesquisa apresentou 0,99% de umidade sendo levemente inferior ao lodo de cortume de Guimarães (2017), 1,74%, e muito inferior ao Resíduo Sólido Sintético de Oliveira (2012), 2,18%, e Rocha (2010), 3,20%, e ao Resíduo Sólido de Laboratório de Silva (2018), 12,43%. A baixa umidade torna viável o processo de Estabilização por Solidificação para o tratamento deste resíduo, pois, o excesso de água pode separar os agentes aglomerantes do resíduo dificultando assim a reação entre eles.

O resíduo total presente no substrato trata-se da concentração de sólidos, quer seja de origem orgânica ou inorgânica, sendo um indicador da massa total a ser tratada (LEITE e POVINELLI, 1999). O Resíduo Sólido de Laboratório foi caracterizado com a finalidade de obter informações referentes ao seu aspecto físico - químico. O teor de sólidos totais do RSL da presente pesquisa foi de 99,01% com um desvio padrão amostral de 0,1010, o qual indica que este RSL apresenta elevada massa a ser tratada.

Com isto a E/S é o tratamento mais adequado, pois, esta técnica é indicada para materiais com elevado teor de sólidos totais.

Através da Tabela 6 verifica-se que o Resíduo Sólido de Laboratório tratado no presente trabalho apresentou um pH médio de 5,60 o que indica um caráter ácido do mesmo.

A areia que foi utilizada no presente trabalho apresentou 99,98% de sólidos totais e 0,02% de umidade. Estes resultados obtidos estão de acordo com as pesquisas de Guimarães (2017) e Silva (2018) que obtiveram respectivamente 99,8% e 99,81% de sólidos totais e 0,23% e 0,19% de Umidade. Quanto ao pH da areia este foi de 7,72 o que mostra que esta tem um caráter neutro. A areia utilizada como aglomerante é classificada como agregado miúdo para os parâmetros sólidos totais, umidade e pH.

## 5.2 CLASSIFICAÇÃO DO CIMENTO, DO RSL E DA AREIA

Na Tabela 8 estão os resultados da classificação do Cimento, do Resíduo Sólido de Laboratório (RSL) e da areia, em que foram coletadas amostras pontuais e realizado do ensaio de lixiviação. A finalidade da realização deste ensaio foi determinar a classificação dos materiais, além das características de lixiviação de contaminantes no RSL, cimento Portland e na areia.

**Tabela 8** – Teor de metais pesados: Extrato Lixiviado do RSL, do cimento e da areia.

Metal	Valor (mg.L <sup>-1</sup> )			Limite Máximo Permissível (LMP) (mg.L <sup>-1</sup> )	Limite Máximo Permissível (LMP) (mg.kg <sup>-1</sup> )
	RSL	Cimento	Areia		
Alumínio <sup>(2)</sup>	36,8	0,1	-	0,2	4
Chumbo <sup>(1)</sup>	0,51	0,44	0,2	1	20
Cobalto <sup>(4)</sup>	195	0,15	-	1	-
Zinco <sup>(3)</sup>	397	0,1	0,15	5	100
Cobre <sup>(3)</sup>	350	0,1	0,1	2	40
Ferro <sup>(3)</sup>	3,15	0,2	-	0,3	6
Níquel <sup>(3)</sup>	161	0,23	0,1	0,02	0,4
<b>Cromo <sup>(1)</sup></b>	<b>145</b>	<b>0,54</b>	-	<b>5</b>	<b>100</b>
Cádmio <sup>(1)</sup>	109	0,1	0,1	0,5	10

1 Parâmetros e limites máximos no extrato lixiviado e solubilizado conforme recomendação da

ABNT NBR 10004 (2004a), ABNT NBR 10005 (2004b) e ABNT NBR 10006 (2004c). 2

Valores baseados no Ministério da Saúde (MS) - Portaria N. 518 de 2004 (MS, 2004) 3 Valores sugeridos pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) - Portaria N° 195 de 2005 (CETESB, 2005) 4 Valores sugeridos pela NT – 202 R.10 – Norma técnica FEEMA: Padrões de lançamento de efluentes líquidos.

A partir dos dados apresentados na Tabela 8, verifica-se que tanto a areia como o cimento contém em sua composição metais pesados. Na areia, chumbo, zinco, cobre e cádmio em baixas concentrações as quais estão abaixo do LMP e níquel que apresentou uma concentração levemente superior ao LMP. No cimento, o alumínio, chumbo, cobalto, zinco, cobre, ferro e o cádmio estão abaixo do LMP, enquanto que níquel e cromo estão em concentrações superiores ao LMP, o que torna neste caso tanto a areia como o cimento materiais contaminados.

O Resíduo Sólido de Laboratório (RSL) apresenta concentrações de metais pesados superiores aos limites máximos permitidos pelas normas vigentes. De acordo com a Tabela 8, os metais que ficaram acima do limite máximo permissível foram: Ferro, Alumínio, Cobre, Sódio, Zinco, Níquel, Cromo, Manganês, Cádmio. Apenas a concentração de chumbo apresentou valor dentro da faixa permitida para descarte. Com isso o RSL é classificado como resíduo perigoso, isto é, CLASSE I. Neste trabalho será feito o estudo em relação ao cromo.

Um resíduo é classificado como perigoso quando pelo menos um dos parâmetros estiver acima dos limites máximos permitidos. Os resíduos perigosos, CLASSE I, são assim classificados por apresentarem, riscos a saúde e/ou meio ambiente. Esta classe de resíduos se caracteriza por possuir pelo menos uma das propriedades de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade (ABNT NBR 10004, 2004). Nesta pesquisa, os RSL são perigosos, classe I, devido à toxicidade, pois, o ensaio de lixiviação e o ensaio de detecção dos contaminantes foram realizados para a toxicidade segundo a ABNT NBR 10.0005 (2004).

Rocha (2010) e Oliveira (2012), estudaram a lixiviação de resíduos sólidos contendo metais pesados. Nos resíduos que as autoras estudaram as características tóxicas eram semelhantes às usadas na presente pesquisa, pois, os teores de metais pesados eram muito elevados.

Por exemplo, Rocha (2010) preparou um Resíduo Sólido Sintético com chumbo e hidróxido de cálcio, e ao classifica-lo obteve uma concentração de chumbo  $47,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ , a qual está acima o limite máximo permissível pela norma, conseqüentemente esse resíduo foi classificado como perigoso (CLASSE I). Por outro lado, Oliveira (2012) classificou o Resíduo Sólido Sintético contendo areia, nitrato de chumbo e nitrato de zinco como resíduo CLASSE I (perigoso), pois, o extrato lixiviado do resíduo bruto continha  $315 \text{ mg.L}^{-1}$  de zinco e  $1792 \text{ 315 mg.L}^{-1}$  de chumbo, ambos acima dos limites máximos permissíveis pela norma vigente.

### 5.3. SÓLIDOS TOTAIS E UMIDADE DOS MATERIAIS E/S

Na Tabela 9 estão os resultados das análises de sólidos totais e umidade que foram realizados nos materiais E/S.

**Tabela 9 - Sólidos totais e umidade após tratamento dos RSL através da E/S.**

Experimento	Fator % RSL	Umidade (%)	ST (%)
Exp1	0	0,08	99,92
Exp2	0	0,11	99,89
-			
<b>Média</b>	$\bar{x}$	0,12	99,88
<b>DP amostral</b>	DP	0,02	0,02
Exp4	5	0,23	99,77
Exp5	5	0,16	99,84
-			
<b>Média</b>	$\bar{x}$	0,19	99,81
<b>DP amostral</b>	DP	0,05	0,05
Exp7	10	0,18	99,82
Exp8	10	0,18	99,82
-			
<b>Média</b>	$\bar{x}$	0,17	99,83
<b>DP amostral</b>	DP	0,02	0,02
Exp10	20	0,37	99,63
Exp11	20	0,35	99,65
-			
<b>Média</b>	$\bar{x}$	0,36	99,64
<b>DP amostral</b>	DP	0,01	0,01

%RSL: Percentagem de resíduo sólido de laboratório; Exp: Experimento; ST: Sólidos Totais; DP: Desvio Padrão;  $\bar{x}$ : média.

**Fonte:** Própria Autora (2019).

Segundo Lima (2018), o teor de sólidos é importante para que o resíduo mantenha estabilidade quando disposto em aterro. Observando os dados da Tabela 9 verifica-se que os materiais resultantes do tratamento apresentam altos teores de sólidos totais e baixos percentuais de umidade, isto é, valores menores que 0,5 %. Constata-se

ainda que mesmo com a adição de diferentes percentuais de RSL, o material tratado manteve características semelhantes as dos aglomerantes antes da mistura, apresentando um alto percentual de sólidos totais e um baixo percentual de umidade.

Na Tabela 9, comparando, entre si, as médias dos percentuais de sólidos totais observa-se que estas sofreram variações mínimas com a variação do % de RSL, visto que as amostras de 0% de RSL apresentaram em média 99,90 % de sólidos totais, enquanto que, em 20% de RSL verificou-se uma média de 99,64% de sólidos totais nas amostras de materiais E/S, o que resulta em uma redução de 0,26% quando o teor de RSL no material E/S foi aumentado em 20%. A mesma diferença é notada na umidade, no entanto a umidade aumenta em 0,26% quando se aumenta o % de RSL em 20%.

A Tabela 10 e a Tabela 11 apresentam, respectivamente, a análise de variância (ANOVA) dos resultados de umidade e sólidos totais dos materiais E/S.

**Tabela 10 – Análise de variância dos resultados de umidade dos materiais E/S.**

<b>Fonte de Variação</b>	<b>G.L.</b>	<b>S.Q.</b>	<b>Q.M.</b>	<b>Valor F</b>	<b>Valor P*</b>
% RSL	3	0,110425	0,036808	40,02	0,000
<b>Erro</b>	8	0,007358	0,000920		
<b>Total</b>	11	0,117783			

\* Valor P:  $P \leq 0,05$  médias significativamente diferentes,  $P > 0,05$  diferença não significativa.  
LEGENDA – G.L.: Graus de liberdade; S.Q.: Soma Quadrática; Q.M.: Quadrado médio; RSL: Resíduo.

**Fonte:** Própria Autora (2019).

**Tabela 11 - Análise de variância dos resultados de Sólidos Totais dos materiais E/S.**

<b>Fonte de Variação</b>	<b>G.L.</b>	<b>S.Q.</b>	<b>Q.M.</b>	<b>Valor F</b>	<b>Valor P*</b>
% RSL	3	0,110498	0,036833	39,73	0,000
<b>Erro</b>	8	0,007416	0,000927		
<b>Total</b>	11	0,117914			

\* Valor P:  $P \leq 0,05$  médias significativamente diferentes,  $P > 0,05$  diferença não significativa.  
G.L.: Graus de liberdade; S.Q.: Soma Quadrática; Q.M.: Quadrado médio; RSL: Resíduo.

**Fonte:** Própria Autora (2019).

Conforme as análises de variância, mostradas nas Tabela 10 e Tabela 11, observa-se que tanto para umidade como para os sólidos totais obtiveram-se valores de P igual a 0,000 que é menor do que o nível de significância adotado ( $P \leq 0,05$ ). Com este resultado afirma-se, com 95% de confiança, que as médias dos tratamentos (0, 5, 10 e 20% de RSL) são significativamente diferentes entre si.

O valor de F calculado tanto para umidade (40,02) quanto para os sólidos totais (39,73) foi maior do que o F tabelado (4,07), conseqüentemente, rejeita-se a hipótese nula ( $H_0$ ), e conclui-se que o fator porcentagem de resíduo sólido influenciou nas variáveis respostas (umidade e sólidos totais).

O modelo ajustado, obtido a partir da regressão dos dados de umidade em função do % de RSL, apresentou o perfil cúbico representado pela Equação 33.

$$y = 0,0001x^3 + 0,0002x^2 + 0,0003x + 0,0004 \quad (33)$$

O modelo da Equação 33 consegue explicar 93,8% dos dados de umidade dos materiais E/S.

Com a regressão dos dados de sólidos totais (ST) em função do % de RSL obteve-se o modelo ajustado apresentado na Equação 34, o qual apresentou um perfil cúbico e é capaz de explicar 93,7% dos dados de sólidos totais que foram obtidos.

(34)

#### 5.4. ENSAIOS DE INTEGRIDADE E DURABILIDADE

Os ensaios de integridade e durabilidade são: Resistência à compressão, umidificação e secagem e capacidade de absorção de água. De acordo com o protocolo de avaliação de Brito (2007), para que um material E/S seja aprovado quanto à integridade e durabilidade é necessário que sejam satisfeitos os critérios de integridade e durabilidade e limites máximos permissíveis apresentados na Tabela 12.

**Tabela 12** - Critérios de Integridade/Durabilidade e limite máximos permitidos.

Critério de Avaliação	Material E/S	Material E/S c/ Restrição	Material Solidificado	Material Estabilizado	Estabilizado c/ Restrição
	(I)	(II)	(III)	(IV)	(V)
RC	$\geq 1$ Mpa	$\geq 1$ Mpa	$\geq 0,8$ MPa	$< 1$ Mpa	$< 1$ Mpa
CAA	$\leq 40$ %	$\leq 40$ %	$> 40$ %	$> 40$ %	$> 40$ %
U/S	$\leq 15$ %	$\leq 15$ %	$\leq 15$ %	$\leq 15$ %	$\leq 15$ %

Legenda: (I) Utilização sem restrição, (II) Utilização com restrição, (III) Aterro de resíduos perigosos, (IV) disposição em aterro de materiais inertes e (V) Aterro de resíduos não perigosos (aterro sanitário urbano).

**Fonte:** Brito (2007).

De acordo com o protocolo de avaliação de Brito (2007), quanto a possível destinação do material E/S têm-se:

- **Utilização sem restrição:** sendo o material aprovado nos critérios de integridade/durabilidade e imobilização dos contaminantes, este é considerado adequado, ambientalmente, para diversos usos como, por exemplo, material de construção ou como material de base e cobertura em obras de pavimentação.
- **Utilização com restrição:** sendo o material aprovado nos critérios de integridade/durabilidade e no ensaio de lixiviação, porém reprovado no ensaio de solubilização, este é classificado como estabilizado e solidificado com restrição. O armazenamento deste tipo de material deve ser realizado conforme a ABNT NBR 11.174 (1990) ou utilizado com restrição. Na Tabela 13 estão os possíveis usos do material E/S em função da Resistência à Compressão.

**Tabela 13** - Uso do material E/S de acordo com a Resistência à Compressão.

<b>Utilização</b>	<b>Parâmetros de Aceitação (Resistência à Compressão)</b>
Uso como material termoplástico (betume)	0,9 MPa
Uso como material termoplástico (polietileno)	14 MPa
Uso como material termofixo	20 MPa
Uso como bloco vazado em concreto comum	4,5 a 16 MPa
Uso como material de base em pavimentação	3 a 5 MPa
Uso como material de cobertura em pavimentação	10 a 15 MPa
Uso como tijolos maciços	1,5 a 4 MPa
Uso como peça de concreto	35 MPa

**Fonte:** Brito (2007).

- **Disposição em aterro de resíduos industriais perigosos:** sendo o resíduo E/S aprovado no critério de integridade/durabilidade e reprovado nos ensaios de lixiviação, ou, reprovado no critério de integridade/durabilidade e reprovado no ensaio de lixiviação este deverá ser disposto em aterro de resíduos industriais perigosos. De acordo com a ABNT NBR 10.157 (1987) os resíduos perigosos e com características tóxicas devem ser dispostos em células especiais de disposição para proteger as áreas próximas ao local de disposição.
- **Disposição em aterro de materiais inertes:** sendo reprovado no critério de integridade/durabilidade, mas aprovado nos critérios de imobilização dos

contaminantes, o material será denominado como estabilizado e conforme a ABNT NBR 15.113 (2004) poderá ser encaminhado para aterro de materiais inertes.

- **Disposição em aterro de resíduos não perigosos:** quando o material E/S for reprovado nos critérios de integridade/durabilidade, aprovado no ensaio de lixiviação e reprovado no ensaio de solubilização, este será denominado estabilizado com restrição, e, de acordo com a ABNT NBR 8.419 (1992) e a ABNT NBR 13.896 (1997) deverá ser disposto em aterro de resíduos não perigosos, que é um local que assegura a proteção adequada ao meio superficial e subterrâneo.

#### 5.4.1. Resistência a Compressão (RC)

Na Tabela 14 estão apresentados os resultados do teste de RC dos materiais Estabilizados por Solidificação. A RC foi determinada conforme o procedimento descrito na ABNT NBR 7215 (1996).

**Tabela 14 - Resultados de Resistência a compressão dos materiais E/S.**

Experimento	Fator %RSL	RC (MPa)
Exp1	0	4,21
Exp2	0	3,73
	-	-
<b>Média</b>		<b>3,93</b>
<b>DP amostral</b>	DP	0,25
Exp4	5	2,32
Exp5	5	3,19
	-	-
<b>Média</b>		<b>2,75</b>
<b>DP amostral</b>	DP	0,43
Exp7	10	2,37
Exp8	10	2,76
	-	-
<b>Média</b>		<b>2,5</b>
<b>DP amostral</b>	DP	0,22
Exp10	20	2,05
Exp11	20	2,01
	-	-
<b>Média</b>		<b>2,13</b>
<b>DP amostral</b>	DP	0,17

%RSL:

imento;

RC: Resistência à Compressão; DP: Desvio Padrão;  $\bar{x}$ : média.  
 Percentagem de resíduo sólido de laboratório; Exp: Expe

Fonte: Própria Autora (2019).

A Tabela 15 apresenta a análise de variância dos resultados de resistência à compressão.

**Tabela 15** - Análises de variância dos dados de resistência à compressão.

<b>Fonte de Variação</b>	<b>G.L.</b>	<b>S.Q.</b>	<b>Q.M.</b>	<b>Valor F</b>	<b>Valor P*</b>
<b>% RSL</b>	3	5,4123	1,80411	21,72	0,000
<b>Erro</b>	8	0,6644	0,08305		
<b>Total</b>	11	6,0767			

\* Valor P:  $P \leq 0,05$  médias significativamente diferentes,  $P > 0,05$  diferença não significativa. G.L.: Graus de liberdade; S.Q.: Soma Quadrática; Q.M.: Quadrado médio; RSL: Resíduo.

**Fonte:** Própria Autora (2019).

A RC serve para avaliar os materiais E/S quanto a sua integridade física, isto é, sua capacidade de resistir a diferentes cargas de compressão mecânica. Ao observar a Tabela 14, e, compara-la com os critérios de integridade e durabilidade apresentados na Tabela 12, verifica-se que em todos % RSL as resistências medidas foram superiores a 1 MPa. Assim, os materiais E/S obtidos são considerados aprovados quanto a resistência a compressão, podendo ser utilizados como artefatos da construção civil.

Ao analisar estatisticamente os resultados de resistência à compressão, através da ANOVA apresentada na Tabela 15, verifica-se que as médias dos tratamentos são significativamente diferentes com 95% de confiança, isto é, o fator percentagem de resíduo sólido influenciou na variável resposta (RC), pois, o valor de P calculado é menor que 0,05.

Ao observar quantitativamente os dados apresentados na Tabela 14, verifica-se que os corpos de prova que não continham RSL (0% RSL) apresentaram o maior valor de RC (em média 3,93 MPa), comparando este resultado com os dados da Tabela 13, verifica-se que estes podem ser utilizados como material termoplástico (betume,  $\geq 0,9$  MPa), como material de base em pavimentação (3 a 5 MPa) ou como tijolos maciços (1,5 a 4 MPa) na construção civil. Já os corpos de provas que continham RSL, os de maiores RC foram os que continham um menor % RSL (5%), o qual, apresentou uma resistência media de 2,75 MPa e desvio padrão amostral de 0,43.

Os corpos de prova que continham, respectivamente, 5%, 10% e 20% de RSL apresentaram uma RC media superior a 0,9 MPa e inferior a 4 MPa, comparando os valores da Tabela 14 com os parâmetros de RC apresentados na Tabela 13, observa-se que os resíduos E/S na presente pesquisa podem ser reutilizados como material termoplástico (betume) ou como tijolo maciço.

Observando a Tabela 14, verificou-se que a RC diminuiu com o aumento do % RSL. Nos corpos de prova com 5 % de resíduo observou-se uma redução de 30,02%, enquanto que no tratamento com 20% de RSL observou-se uma redução de 45,80% na resistência quando comparado com a RC dos corpos de prova que não continham resíduos (0% de RSL).

A Equação 35 apresenta o modelo ajustado obtido à partir da regressão dos dados de resistência à compressão em função do porcentual de RSL, o qual é capaz de explicar 89,1% dos dados de RC que foram experimentalmente obtidos.

(35)

O comportamento da RC no presente trabalho foi semelhante ao obtido por outros autores como Pinto (2005), Wang *et al.* (2018) e Malviya e Chaudhary (2006) que em seus experimentos também observaram a diminuição da RC com o aumento da quantidade de resíduo.

Pinto (2005) tratou resíduo de cortume, contendo Cr, através da E/S utilizando cimento Portland e argila, e, tempo de cura de 28 dias. A RC dos resíduos E/S apresentou uma redução com o aumento da quantidade de resíduo adicionada, em que o aumento de 10 para 15% provocou uma redução na resistência de 7% e de 15 para 20%, 6,5%.

De acordo com Pinto (2005), esta redução da RC ocorreu devido à influência do cromo que reage com o cimento, e, pela presença de sulfato no resíduo, pois, os sulfatos podem reagir com aluminato tricálcico e com hidróxido de cálcio formando compostos expansivos com maior tendência a fissuras dentro da estrutura de cimento endurecida.

Wang *et al.* (2018) trataram um solo contaminado com Pb utilizando a E/S e analisou a influência do tempo de cura (3 e 28 dias), e, do Pb no processo de hidratação de dois tipos de aglomerantes o cimento Portland comum (CPC) e o cimento de fosfato de magnésio e potássio (CPMK). Os resultados obtidos mostraram que o Pb impõe impacto adverso na RC (diminuída em 30,4%) e no tempo de endurecimento final (prolongado em 334,7%) do CPC, mas exerce influência muito menor sobre os do CPMK.

De acordo com Wang *et al.* (2018), a RC reduzida e o ajuste retardado são atribuídos à taxa de reação de hidratação retardada do CPC durante o período de indução. Estes resultados sugerem que a E/S de Pb solúvel com CPC depende principalmente do encapsulamento físico por géis de Silicato de Cálcio Hidratado.

Malviya e Chaudhary (2006) submeteram os materiais E/S a testes de RC, através dos quais observaram uma diminuição na resistência com o aumento do conteúdo de resíduo nos corpos de prova. Para a menor razão resíduo/aglomerante testada, 0,16, observou-se uma redução de 53,64% da resistência, enquanto que para a maior razão resíduo/aglomerante, 8, observou-se uma redução de 99,21% da RC quando comparado aos corpos de prova que não continham resíduo.

#### 5.4.2. Umidificação e Secagem (U/S)

Na Tabela 16 estão apresentados os resultados dos ensaios de Umidificação e secagem (U/S).

**Tab ela 16 - Resultados do ensaio de Umidificação e Secagem.**

Experimento	Fator %RSL	U/S (%)
Exp1	0	0,99
Exp2	0	0,90
	—	—
<b>Média</b>	0	<b>0,93</b>
<b>DP amostral</b>	DP	0,06
Exp4	5	0,94
Exp5	5	1,06
	—	—
<b>Média</b>	5	<b>1,00</b>
<b>DP amostral</b>	DP	0,06
Exp7	10	0,92
Exp8	10	0,85
	—	—
<b>Média</b>	10	<b>0,92</b>
<b>DP amostral</b>	DP	0,07
Exp10	20	0,99
Exp11	20	0,93
	—	—
<b>Média</b>	20	<b>0,99</b>
<b>DP amostral</b>	DP	0,06

U/S: umidificação e secagem; Exp: Experimento; RSL: Resíduo Sólido de Laboratório.

**Fonte:** Própria Autora (2019).

De acordo com os critérios de Integridade/Durabilidade apresentados na Tabela 12, a perda de massa, no ensaio de umidificação e secagem, após os seis ciclos não deve

ser superior a 15% de sua massa inicial. Ao observar os resultados apresentados na Tabela 16 verifica-se que todos os experimentos foram aprovados quanto à umidificação e secagem, visto que para todos % de RSL foram obtidas perdas de massa inferior a 15%.

De acordo com Brito (2007), o ensaio de U/S avalia a capacidade que o material E/S tem em resistir às variações de mudanças de estado, através de sucessivos ciclos de umidificação do material com água ( $22 \pm 3^\circ\text{C}$ ) e secagem a ( $105 \pm 5^\circ\text{C}$ ) em estufa. Após esses ciclos sucessivos quanto menor for a perda de massa mais eficiente será o material estabilizado. Com isto, o melhor resultado de U/S, foi obtido nas matrizes que contém 10% de RSL, pois neste percentual de resíduo obteve-se a menor perda de massa média, 0,92%.

Observando os dados da Tabela 16, verifica-se que ao incorporar 5% de RSL o % de perda de massa aumenta em 7%, enquanto que de 5% para 10% de RSL o percentual perda de massa reduziu em 8%, já de 10 para 20% de RSL observou-se um aumento de 7,5% na perda de massa, diante desta comparação podemos inferir que o percentual de resíduo não exerce uma influencia considerável sobre o percentual de perda de massa.

Na Tabela 17 está apresentada a análise de variância dos resultados de umidificação e secagem.

**Tabela 17-** Análise de variância dos resultados de umidificação e secagem.

<b>Fonte de Variação</b>	<b>G.L.</b>	<b>S.Q.</b>	<b>Q.M.</b>	<b>Valor F</b>	<b>Valor P*</b>
<b>% RSL</b>	3	0,01716	0,005719	1,47	0,294
<b>Erro</b>	8	0,03113	0,003892		
<b>Total</b>	11	0,04829			

\* Valor P:  $P \leq 0,05$  médias significativamente diferentes,  $P > 0,05$  diferença não significativa. G.L.: Graus de liberdade; S.Q.: Soma Quadrática; Q.M.: Quadrado médio; RSL: Resíduo.

**Fonte:** Própria Autora (2019).

Os resultados estatísticos dos ensaios de umidificação e secagem, na Tabela 17, mostram que foi obtido um valor de P (0,294) superior a 0,05 o que implica dizer que não há diferença significativa entre as médias dos tratamentos. Como a variação do fator porcentual de resíduo sólido de laboratório não exerce influencia sobre o porcentual de perda de massa (variável resposta) não foi possível obter um modelo que se ajustasse bem aos dados.

Andrade *et al.* (2016) realizaram ensaios de U/S a fim de verificar a eficiência do material E/S em resistir as variações de temperatura que ocorrem no meio ambiente. Em seus experimentos, este autor, verificou que o % de resíduo não exerce uma influência considerável sobre a perda de massa, visto que ao aumentar o percentual de resíduo de 15 para 25% observou uma variação de apenas 1,26% do valor da perda de massa, a qual passou de 4,75 para 4,81% para um tempo de cura de 28 dias. Já para um tempo de cura de 7 dias, ao variar o percentual de resíduo em 10% observou-se uma variação no resultado da U/S de apenas 0,73%.

Comparando os resultados que Andrade *et al.* (2016) obtiveram com os resultados obtidos no presente trabalho, observa-se que em ambos trabalhos o percentual de resíduo não influenciou no percentual de perda de massa, mesmo se tratando de resíduos distintos que contem altas concentrações de cromo em sua composição, visto que Andrade *et al.* (2016) tratou lodo de cortume, enquanto que no presente trabalho o resíduo tratado foi um resíduo sólido de laboratório.

#### 5.4.3. Capacidade de Absorção de Água (CAA)

Na Tabela 18 estão apresentados os resultados dos ensaios de capacidade de absorção de água que foram realizados no presente trabalho.

**Tabela 18** - Resultados da análise de Capacidade de Absorção de Água (CAA).

<b>Experimento</b>	<b>Fator %RSL</b>	<b>CAA (%)</b>
<b>Exp1</b>	0	9,20
<b>Exp2</b>	0	8,51
	—	
<b>Exp3</b>	5	8,55
<b>Média</b>		8,69
<b>DP amostral</b>	DP	0,45
<b>Exp4</b>	5	9,15
<b>Exp5</b>	5	9,08
	—	
<b>Exp6</b>	5	9,31
<b>Média</b>		9,27
<b>DP amostral</b>	DP	0,27
<b>Exp7</b>	10	9,27
<b>Exp8</b>	10	9,21
<b>Exp9</b>	10	9,08

Continuação...		
<b>Experimento</b>	<b>Fator %RSL</b>	<b>CAA (%)</b>
<b>Média</b>		9,19
<b>DP amostral</b>	DP	0,10
<b>Exp<sub>10</sub></b>	20	9,70
<b>Exp<sub>11</sub></b>	20	10,30
<b>Exp<sub>12</sub></b>	20	9,98
<b>Média</b>	-	9,99
<b>DP amostral</b>	DP	0,30

CAA: Capacidade de Absorção de água; Exp: Experimento;  
RSL: Resíduo Sólido de Laboratório.

**Fonte:** Própria Autora (2019).

Ao comparar os resultados de capacidade de absorção de água, Tabela 18, com os critérios de integridade e durabilidade e limite máximos permitidos, Tabela 12, verifica-se que em todos %RSL foram obtidos percentuais de capacidade de absorção de água inferiores a 40% (ABNT NBR 9778, 1987), o que torna todas as matrizes cimentícias aprovadas no critério capacidade de absorção de água.

Na Tabela 19 está apresentada a análise de variância dos resultados dos ensaios de capacidade de absorção de água.

**Tabela 19-** Análise de variância dos resultados de capacidade de absorção de água.

<b>Fonte de Variação</b>	<b>G.L.</b>	<b>S.Q.</b>	<b>Q.M.</b>	<b>Valor F</b>	<b>Valor P*</b>
<b>% RSL</b>	3	2,6092	0,86973	9,31	0,005
<b>Erro</b>	8	0,7477	0,09346		
<b>Total</b>	11	3,3569			

\* Valor P:  $P \leq 0,05$  médias significativamente diferentes,  $P > 0,05$  diferença não significativa. G.L.: Graus de liberdade; S.Q.: Soma Quadrática; Q.M.: Quadrado médio; RSL: Resíduo.

**Fonte:** Própria Autora (2019).

A análise de variância, apresentada na Tabela 19, mostra que para capacidade de absorção de água o valor de P calculado (0,005) é inferior a 0,05, o que significa dizer que as médias dos tratamentos são significativamente diferentes.

A Tabela 18 mostra que o experimento que apresentou menor absorção de água foi o Exp<sub>3</sub>, referente à matriz cimentícia com 5% RSL, com um valor de 8,35% de CAA, enquanto que o experimento que apresentou maior absorção de água foi o Exp<sub>11</sub>, o qual corresponde a uma matriz que contém 20% de RSL, com um valor de 10,30 % de

CAA, ou seja, para a maior a porcentagem de RSL foi obtido o maior valor da capacidade de absorção de água, sendo assim, observa-se que o percentual de RSL tem influência sobre a capacidade de absorção de água.

Comparando a capacidade de absorção de água média da matriz de 5% de RSL com a que contem 20% de RSL é possível verificar uma variação de 7,24%, ou seja, com a adição de 15% de resíduo, a capacidade de absorção de água aumentou em 7,24%.

O modelo ajustado obtido a partir da regressão dos dados de capacidade de absorção de água em função do percentual de RSL está apresentado na Equação 36. Este modelo é capaz de explicar 77,7% dos dados de CAA que foram experimentalmente obtidos.

(36)

Alguns autores realizaram ensaios de capacidade de absorção de água a fim de avaliar os materiais E/S, a exemplo de Sgorlon *et al.* (2017), Andrade *et al.* (2016) e Oliveira (2017).

Sgorlon *et al.* (2017) trataram resíduo de indústria de galvanoplastia, através da E/S utilizando cimento, em um tempo de cura de 28 dias. Um dos testes, ao qual este autor submeteu os blocos E/S obtidos foi o teste de capacidade de absorção de água. Os valores médios de absorção de água dos blocos obtidos foram levemente superiores a 6%.

Andrade *et al.* (2016) realizaram o tratamento de lodo de curtume utilizando E/S, e, analisou a influencia do percentual de resíduo (15 e 25%) e tempo de cura (07 e 28 dias) nas características do material E/S. Um dos testes realizados foi a verificação da capacidade de absorção de água a fim de verificar a porosidade do material endurecido. Para o tempo de cura fixo de 28 dias, para 15% de resíduo foi obtida uma absorção de água de 18,92%, enquanto que para 25% a CAA foi de 24,99%, nota-se que a CAA aumentou com o aumento do % de resíduo, comportamento semelhante ao obtido na presente pesquisa.

Oliveira (2017) incorporou resíduo de resina epóxi com fibra de vidro proveniente da fabricação de pás eólicas em argamassa de cimento Portland, e, analisou a capacidade de absorção de água para um tempo de cura de 28 dias e 5% do resíduo, o qual obteve uma CAA média de 16%.

Comparando o resultado da capacidade de absorção de água da presente pesquisa com o que foi obtido por Oliveira (2017) para 5% de resíduo, verifica-se que o valor encontrado por este autor foi superior ao encontrado nessa pesquisa para as mesmas condições de tempo de cura e porcentagem de resíduo, variando apenas o tipo do resíduo, então é possível observar que o RSL teve um melhor desempenho, pois com 5% de RSL a capacidade de absorção foi de 9,27%. Em relação ao resíduo de galvanoplastia a CAA foi menor tanto em relação à fibra de vidro como ao RSL, isto se deve as composições químicas distintas dos resíduos utilizados.

De acordo com Brito (2007), quanto maior a capacidade do corpo de absorver água, maior a porosidade do mesmo e menor será a resistência à compressão, isto é, a absorção de água é inversamente proporcional à RC. Comparando os resultados de CAA apresentados na Tabela 18 com os dados de RC apresentados na Tabela 14, verifica-se que foram obtidos resultados dentro do esperado, de acordo com a literatura, visto que a maior RC obtida foi em 0% de RSL, 4,21 MPa, em que obteve-se a menor CAA 8,35%. Já para 20% de RSL obteve-se a menor RC 2,01 MPa e o maior valor de CAA 10,30%.

## 5.5. ENSAIO DE IMOBILIZAÇÃO DOS CONTAMINANTES E pH

### 5.5.1. Lixiviação

Na Tabela 20 estão às concentrações de Cromo total obtidas da lixiviação do produto da E/S dos RSL em função do tempo. Estes resultados foram obtidos seguindo-se uma adaptação da ABNT NBR 10.005 (2004), em que se variou o tempo de lixiviação em 5, 10, 24 e 30 horas o que possibilitou obter dados de concentração do cromo em função do tempo e consequentemente determinar o coeficiente de difusão e os mecanismos de lixiviação.

**Tabela 20 - Concentração de Cromo (ppm) no tempo na lixiviação.**

Tempo de Lixiviação (h)	Concentração (ppm)		
	5% de RSL	10% de RSL	20% de RSL
5	1,78	2,68	4,37
10	2,08	3,18	5,07
24	2,4	4,23	6,42
30	2,43	4,4	6,91

**Fonte:** Própria Autora (2019).

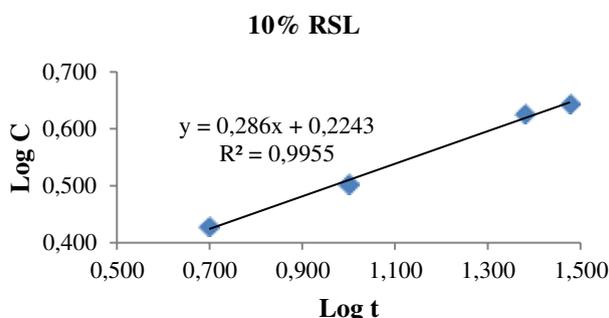
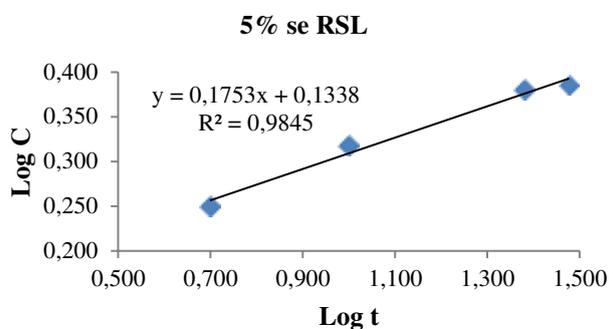
Na Tabela 20 os percentuais de RSL e o tempo de lixiviação foram avaliados em mg/L (ppm).

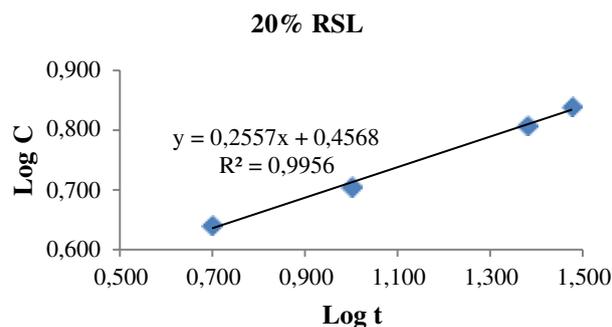
De acordo com Bergamasco *et al.* (2004), a difusão que ocorre durante a lixiviação pode ser representada através da Equação 20, a partir desta equação e dos dados obtidos experimentalmente, apresentados na Tabela 20, foi possível determinar o coeficiente de difusão e o mecanismo de lixiviação predominante que rege o processo de transferência de massa do Cromo da matriz de cimento E/S para o meio da solução lixiviante. Para isto, a Equação 20 foi linearizada pela aplicação de logaritmo, obtendo-se a Equação 37.

$$(37)$$

A Equação 37 é análoga à equação de uma reta de formato  $y = ax + b$ . A partir dos dados da Tabela 20 e a fim de verificar o modelo da Equação 20, com o auxílio do EXCEL<sup>®</sup>, plotou-se gráficos de logaritmo da concentração (ppm) em função do logaritmo do tempo (horas), conforme esta apresentado na Figura 13.

**Figura 13-** Verificação do modelo. (a) 5% de RSL, (b) 10% de RSL e (c) 20% de RSL.





**Fonte:** Própria Autora (2019).

Como os coeficientes de determinação ( $R^2$ ) obtidos pela regressão dos dados experimentais apresentaram valores acima de 98% de ajuste, conforme mostrado na Figura 13, é possível comprovar que o modelo encontrado apresenta um bom ajuste.

Comparando as equações das retas obtidas pela regressão dos dados experimentais com a Equação 37 é possível verificar que o coeficiente linear de tais retas é igual ao logaritmo do coeficiente de difusão modificado, conforme mostrado na Equação 38.

$$\begin{aligned} \log D_M &= \text{coeficiente linear} \\ D_M &= 10^{\text{coeficiente linear}} \end{aligned} \quad (38)$$

A partir da Equação 46 determinaram-se os respectivos coeficientes de difusão, os quais estão apresentados na Tabela 21. Em termos de ordem de grandeza os coeficientes de difusão obtidos na presente pesquisa estão próximos aos encontrados por Bergamasco *et al.* (2004).

**Tabela 21** - Coeficiente de Difusão do Cromo.

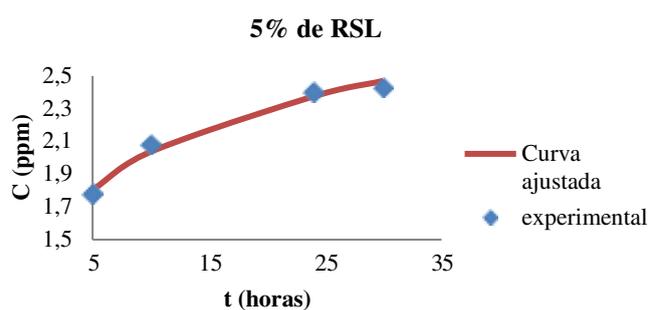
<b>% de RSL</b>	<b>Log D</b>	<b><math>\Theta</math></b>
5	0,134	1,361
10	0,224	1,675
20	0,457	2,864

**Fonte:** Própria Autora (2019).

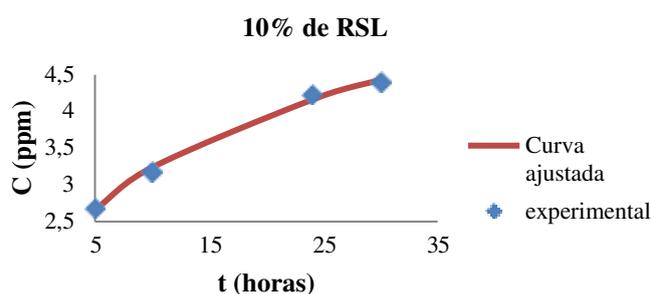
As ordens de grandeza dos coeficientes de difusividade modificados, Tabela 21, mostram que o método de deposição é apropriado, pois demanda de um longo período de tempo para a deposição dos contaminantes na natureza.

Nas Figura 14, é possível observar os dados experimentais de concentração de Cromo total em função do tempo de lixiviação, e, a curva ajustada plotada a partir do modelo encontrado. Ao comparar a curva experimental com a curva ajustada, em todos percentuais de RSL que foram testados, é possível observar que o modelo ajustado em todos os gráficos (Figura 14) mostra bem a tendência do processo de lixiviação.

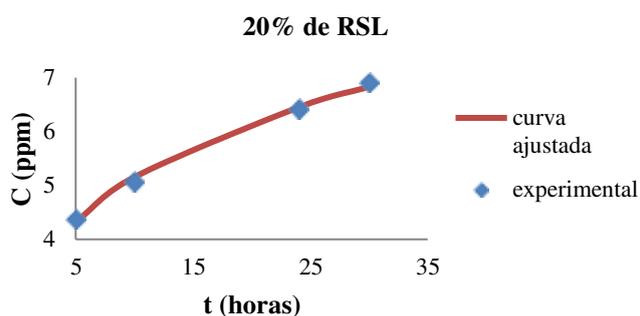
**Figura 14** - Concentração de Cr em função do tempo. (a) 5% de RSL, (b) 10% de RSL e (c) 20% de RSL.



(a)



(b)



(c)

Fonte: Própria Autora (2019).

Os mecanismos de lixiviação são identificados a partir da análise da difusão em relação às diferentes regiões de um material cimentício (VENÂNCIO, 2017). Tais

mecanismos podem ser classificados como: lavagem superficial, difusão e/ou dissolução, conforme está apresentado na Figura 15.

**Figura 15-** Mecanismo de lixiviação de produto em matriz de cimento Portland.



**Fonte:** Adaptado de Groot e Sloot (1992).

Na Figura 15 verifica-se que a localização do contaminante na amostra é o que determina o tipo de mecanismo de lixiviação predominante. De acordo com Malviya e Chaudhary (2006), a partir do valor da inclinação da reta obtida pela regressão linear dos dados experimentais é possível determinar o mecanismo predominante na lixiviação, conforme as condições apresentadas na Tabela 22.

**Tabela 22 -** Condições para determinação do mecanismo de lixiviação.

Valor da inclinação	Mecanismo de Lixiviação
Menor que 0,35	Lavagem superficial
Entre 0,35 e 0,65	Difusão
Maior que 0,65	Dissolução

**Fonte:** Malviya e Chaudhary (2006)

Comparando os valores de inclinação das retas obtidas pela regressão linear dos dados experimentais, apresentados, respectivamente, nas Figura 13(a), 13(b) e 13(c), com as condições mostradas na Tabela 22, é possível observar que para todos %RSL, no caso, respectivamente, 5%, 10% e 20% de RSL, foram obtidos valores inclinações inferiores a 0,35, o que implica dizer que há transferência de massa do Cromo por

difusão, no entanto o mecanismo de lixiviação predominante, nos experimentos realizados no presente trabalho, é a lavagem superficial.

Além de determinar o coeficiente de difusão e os mecanismos de lixiviação, o presente trabalho, também verificou a classificação do material E/S de acordo com a ABNT NBR 10.0005 (2004). Segundo esta norma, o limite máximo permissível do Cromo no lixiviado é de 5 mg/L, isto é, 5 ppm para um tempo de lixiviação de  $18 \pm 2$  horas. Por meio dos modelos matemáticos encontrados através da regressão dos dados experimentais, que estão mostrados na Figura 13, foram previstas as concentrações de Cromo no lixiviado em 18 horas de lixiviação.

Na Tabela 23 estão às concentrações de cromo no lixiviado após 18 horas de lixiviação e a classificação do material E/S, levando em consideração o limite máximo permissível imposto pela ABNT NBR 10.0005 (2004).

**Tabela 23** - Classificação dos materiais E/S.

<b>% de RSL</b>	<b>Conc. de Cr no lixiviado em t = 18 horas (ppm)</b>	<b>LMP<sup>1</sup>: 5 ppm de Cr Classificação</b>
5	2,26	Classe II – Não perigoso
10	3,83	Classe II – Não perigoso
20	5,99	Classe I – Perigoso

Conc.: concentração; Cr: Cromo; LMP: Limite Máximo Permissível; RSL: Resíduo Sólido de Laboratório.

<sup>1</sup> ABNT NBR 10004 (2004).

**Fonte:** Própria Autora (2019).

Através da Tabela 23 verifica-se que os produtos da E/S que continham 5% e 10% de RSL são classificados como não perigosos, classe II, o que indica que o tratamento foi eficaz no que diz respeito à imobilização do cromo presente no resíduo. Enquanto que o de 20% de RSL apresentou uma concentração de cromo superior ao limite máximo permissível sendo assim classificado como um material perigoso, classe I, o que demonstra que neste caso a E/S não foi eficaz para imobilização do cromo.

Apesar do experimento de 20% de RSL ter apresentado uma concentração acima do limite máximo permissível, 5 ppm, ao comparar a concentração de cromo no lixiviado após o tratamento, 5,99 ppm, com a concentração de cromo no lixiviado do resíduo bruto, 145 ppm, é possível observar que houve uma redução de, aproximadamente, 95,87% da concentração deste metal, isto é, houve um aprisionamento considerável do cromo na matriz cimentícia após o tratamento de E/S.

Diante disto, no critério imobilização dos contaminantes as matrizes cimentícias que contém 5% e 10% de RSL foram aprovadas, enquanto que a que contém 20% de RSL foi reprovada.

### 5.5.2. Solubilização

Através da Tabela 23 verifica-se que a matriz que contém 20% de RSL foi classificada como Classe I (resíduo perigoso), conseqüentemente esta matriz deverá ser direcionada para um aterro sanitário de resíduos perigosos. Já as matrizes com 5% e 10% de RSL, foram classificadas como Classe II (resíduos não perigosos), logo é necessário realizar testes de solubilização para verificar se estas pertencem à Classe IIA (Não Inertes) ou IIB (Inertes). Na Tabela 24 estão às concentrações de cromo no extrato solubilizado que foram obtidos seguindo o procedimento da ABNT NBR 10006 (2004).

**Tabela 24** - Concentração de Cromo no extrato solubilizado.

<b>% de RSL</b>	<b>Concentração de Cr no ext. solubilizado (ppm)</b>	<b>LMP<sup>1</sup>: 0,05 ppm de Cr</b>	<b>Classificação</b>
0	< 0.10		Classe IIA - Não Inertes
5	1,95		Classe IIA - Não Inertes
10	3,24		Classe IIA - Não Inertes

Cr: Cromo; LMP: Limite Máximo Permissível; ext.: extrato; RSL: Resíduo Sólido de Laboratório.<sup>1</sup> ABNT NBR 10004 (2004).

**Fonte:** Própria Autora (2019).

Os resultados apresentados na Tabela 24 mostram que em todos os tratamentos, 0%, 5% e 10% de RSL, as concentrações de cromo no extrato solubilizado foram superiores ao limite máximo permissível estabelecido pela ABNT NBR 10004 (2004), o que classifica estas matrizes cimentícias como pertencentes à Classe IIA – resíduos não perigosos e não Inertes.

Além disso, é possível observar, através da Tabela 24, que a concentração de cromo no extrato solubilizado aumentou com o aumento do % de resíduo. Brito (2007) também obteve um comportamento semelhante ao realizar os ensaios de solubilização, em que observou que a concentração no extrato solubilizado aumentou em função da quantidade de metais que foi adicionada durante a realização do tratamento de E/S.

Slorgon *et al.* (2017) em seus experimentos trataram um resíduo que continha cromo através da E/S e utilizou como aglomerante o cimento. Este autor testou varios %

de resíduo e de forma semelhante ao presente trabalho, na solubilização o cromo também ultrapassou o limite máximo permissível, o que levou aos blocos serem classificados como Classe IIA - Não Inertes. Mesmo utilizando pequenos % de resíduo sólido industrial, a concentração de cromo no lixiviado foi superior ao estipulado pela legislação. Além disso, este autor também verificou o aumento da concentração de cromo à medida que o % de resíduo foi aumentado.

Diante disto, tem-se que todas às matrizes cimentíceas foram reprovados no ensaio de solubilização, o que as classificou como resíduos não inertes (Classe IIB).

### 5.5.3. pH

Na Tabela 25 estão apresentados os resultados das análises de pH dos produtos formados pela E/S dos RSL.

**Tabela 25 - Resultados da análise de pH.**

<b>Experimento</b>	<b>Fator %RSL</b>	<b>pH</b>
Exp1	0	12,14
Exp2	0	12,24
-		
<b>Média</b>		<b>12,16</b>
<b>DP amostral</b>	DP	0,08
Exp4	5	11,97
Exp5	5	11,74
-		
<b>Média</b>		<b>11,90</b>
<b>DP amostral</b>	DP	0,13
Exp7	10	11,62
Exp8	10	11,68
-		
<b>Média</b>		<b>11,65</b>
<b>DP amostral</b>	DP	0,03
Exp10	20	11,55
Exp11	20	11,70
-		
<b>Média</b>		<b>11,60</b>
<b>DP amostral</b>	DP	0,09

Ex: Experimento; RSL: Resíduo Sólido de Laboratório.  
 Fonte: Própria Autora (2019).

Na Tabela 26 está apresentada a análise de variância dos resultados de pH.

**Tabela 26** - Análise de variância dos resultados de pH.

Fonte de Variação	G.L.	S.Q.	Q.M.	Valor <i>F</i>	Valor <i>P</i> *
% RSL	3	0,59270	0,197567	24,17	0,000
Erro	8	0,06540	0,008175		
<b>Total</b>	11	0,65810			

\* Valor *P*:  $P \leq 0,05$  médias significativamente diferentes,  $P > 0,05$  diferença não significativa. G.L.: Graus de liberdade; S.Q.: Soma Quadrática; Q.M.: Quadrado médio; RSL: Resíduo.

**Fonte:** Própria Autora (2019).

Analisando estatisticamente os resultados de pH, por meio da análise de variância apresentada na Tabela 26, verifica-se que as médias dos tratamentos são significativamente diferentes, visto que o valor *P* calculado (0,000) é menor que 0,05.

Agora analisando quantitativamente os valores de pH referente aos respectivos % de RSL em estudo, apresentados na Tabela 25, verifica-se que os produtos da E/S possuem um caráter muito alcalino, visto que todos valores de pH estão acima de 11. Este caráter alcalino se deve a presença do cimento, utilizado como aglomerante no tratamento do resíduo, o qual possui um pH de, aproximadamente, 14,24 (Tabela 6). Segundo Roy e Stegemann (2017), este ambiente altamente alcalino proporcionado pelo cimento, que possui geralmente  $\text{pH} > 12$ , é o fator primário para imobilização dos contaminantes.

À medida que o % de RSL foi aumentado, através da Tabela 25, observa-se uma redução no valor do pH, pois para 0% de RSL o pH médio foi de 12,16, enquanto que para 20% de RSL obteve-se um pH de 11,60. Esta redução pode ter ocorrido devido o caráter ácido do resíduo, visto que o pH médio do RSL é 5,60, Tabela 6.

O modelo ajustado obtido a partir da regressão dos dados de pH em função do percentual de RSL está apresentado na Equação 39. Este modelo é capaz de explicar o comportamento de 90,1% dos valores de pH que foram experimentalmente obtidos.

(39)

Outros autores como Sobiecka *et al.* (2014) e Yakubu *et al.* (2018) estudaram a influencia do pH no processo de E/S. .

Sobiecka *et al.* (2014) utilizaram a E/S para tratar cinzas coletadas de uma usina de incineração de resíduos hospitalares, empregando como aglomerante Cimento Portland. Uma das análises realizadas neste estudo foi o efeito da razão de mistura de cinzas para cimento Portland e pH sobre a lixiviabilidade de metais pesados de amostras tratadas. Através dos experimentos realizados estes autores indentificaram que uma menor lixiviabilidade foi observada em valores de pH dentro do intervalo pH = 7-8.

De acordo com Yakubu *et al.* (2018), as cinzas volantes, produto da incineração de resíduos sólidos municipais, podem ser reutilizada na indústria da construção civil ou descartadas em aterros. Este estudo procurou estabelecer uma seleção precisa de condições adequadas de armazenamento das cinzas e para isso foram avaliados o potencial desta cinza para E/S, quando lixiviados em diferentes condições de pH.

Por meio dos experimentos realizados, Yakubu *et al.* (2018), verificaram que condições extremamente ácidas favoreceram a lixiviação de metais pesados em comparação com condições extremamente alcalinas. Já a extensão da E/S dos metais pesados foi, no geral, muito baixa em condições ácidas (pH < 4), mas aumentou com aumentando o pH. Todos os metais foram E/S em meio de pH entre 5 e 11, exceto Zn. Com isto o pH entre 5 e 11 é considerado como a faixa de pH ideal para o tratamento, reutilização e descarte da amostra de cinza.

A fim de verificar a influência do pH na lixiviabilidade do cromo comparando os resultados da análise de pH (Tabela 25) com os resultados dos teste de lixiviação (Tabela 23), em um determinado tempo fixo, é possível observar que, no presente trabalho, o aumento do % de RSL leva a uma redução do pH, o que conseqüentemente gera um aumento da concentração de cromo no lixiviado.

Diante disto, levando em consideração tanto os resultados das análises de pH obtidos pelos autores anteriormente citados como os resultados do presente trabalho, é possível verificar que a lixiviabilidade dos metais pesados se torna menor em faixas de pH mais alcalinas, isto é, faixas de pH mais altas tendem a favorecer a imobilização dos metais pesados.

## 6. CONCLUSÕES

De acordo com os resultados obtidos, pode-se concluir que:

- O Resíduo Sólido de Laboratório em análise trata-se de um resíduo perigoso CLASSE I, pois, este apresenta concentração de Cromo superior ao que é estabelecido pelas normas de classificação de resíduos, o que torna necessário seu tratamento antes de ser disposto no meio ambiente;
- O elevado teor de sólidos totais aliado ao elevado teor de cromo nos dá uma indicação da periculosidade deste material;
- O Tratamento realizado foi a estabilização por solidificação, pois, com esta técnica é possível atenuar ou reduzir as características tóxicas de lixiviação dos contaminantes para o meio ambiente;
- Todas as matrizes cimentícias preparadas no presente trabalho foram aprovadas em todos os critérios de integridade e durabilidade;
- O tratamento de E/S se mostrou eficaz quando foram utilizados 5% e 10% de RSL visto que os resíduos foram convertidos de classe I – perigosos para classe IIA – não perigosos e não inertes, enquanto que para 20% de RSL mesmo após o tratamento este foi classificado como perigoso (classe I). Apesar do tratamento com 20% de RSL continuar classe I perigoso o mesmo reduziu 95,87% de cromo total no lixiviado em relação ao RSL bruto.
- O coeficiente de difusão modificado do cromo variou entre 1,86 e 2,86 ppm/ $\sqrt{h}$  o que mostra que se tem muita dificuldade de lixiviar o material, isto é, que o procedimento de E/S foi eficiente para o tratamento do RSL.
- Com a modelagem do processo difusivo verificou-se que o mecanismo de lixiviação predominante, nos experimentos realizados, foi do tipo lavagem superficial.

## REFERÊNCIAS

ABREU, M. A. **Reciclagem do Resíduo de Cromo da Indústria do Curtume como Pigmentos Cerâmicos**. 169f. Tese (Doutorado em Engenharia de Materiais). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21st ed. Washington, DC.,: APHA, 2005.

ANDRADE, M. R. A.; CUNHA, M. C. M.; BRITO, A. L. F.; MUNIZ, A. C. S.; SOUSA, B. V. **Estudo da integridade e durabilidade de materiais estabilizados por solidificação contendo lodo de curtume**. 22º CBECiMat - Congresso Brasileiro de Engenharia e Ciência dos Materiais, p. 1752-1763, Natal-RN, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 10.157:** Aterro de resíduos perigosos – Critérios para projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 13p, 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 9778:** Argamassa e concreto endurecidos – determinação da absorção de água, índice de vazios e massa específica. Rio de Janeiro, 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 11.174:** Armazenamento de resíduos classe II Não Inertes e III inertes. Rio de Janeiro, 7p, 1990.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 8.419:** Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 7p, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 13.894:** Tratamento no solo (landfarming). CENWin, Versão Digital, 10p, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 13.896:** Aterros de resíduos não perigosos: Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, 12p, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 10.004:**  
Resíduos sólidos - classificação. CENWin, Versão Digital. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 10.005:**  
Procedimentos para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. CENWin, Versão Digital. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 10.006:**  
procedimentos para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos. CENWin, Versão Digital. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 15.113:**  
Resíduos sólidos da construção civil e resíduos inertes. Aterros - Diretrizes para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 11.578:**  
Cimento portland composto. Rio de Janeiro, 1991.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 7215:**  
Cimento portland - determinação da resistência à compressão. Rio de Janeiro, 1996.

BATCHELOR, B. **Leach Models: Theory And Application.** Journal of Hazardous Materials, 24, p. 255-266, 1990.

BENICIO, M. A. C.; BENÍCIO, M. J. C.; CAFFE, L. S. R.; FILHO, H. P. C. **Resíduos Sólidos em Santa Cruz da Venerada-PE: Descarte, Movimentação e Destino.** Revista Multidisciplinar e de Psicologia, v.11, n. 36, 2017.

BERGAMASCO, R.; PIETROBON, C. L. R.; ANDRADE, C. M. G.; PIETROBON, C. E. **Modelo simplificado para lixiviação de contaminantes de compostos de lodo-cimento.** Acta Scientiarum. Technology. Maringá, v. 26, no. 2, p. 103-107, 2004.

BIRD, R. B.; STEWART, W. E.; LIGHTFOOT, E. N. **Fenómenos de transporte.** 2ª edição, 1062 p. Limusa Wiley. México, 2006.

BITTENCOURT, P. T. **Metodologia de elaboração do Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos da UFSC campus Florianópolis**. 112f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014.

BONAPARTE, L. V. C.; NETO, A. T. P.; VASCONCELOS, L. G. V.; BRITO, R. P.; ALVES, J. J. N. **Remediation procedure used for contaminated soil and underground water: A case study from the chemical industry**. *Process Safety and Environmental Protection*, v. 8, no. 8, p. 372–379, 2010.

BOUIS, P.A.; EVANS, M. A.; *et al.* **“Hazardous Waste”**. *Environmental Engineer’s Handbook*. Ed. David H. F. Liu & Bela G. Liptak Boca Raton: CRC Press LLC, 1999.

BREHM, F. A.; KULAKOWSKI, M. P.; EVALDT, D. C.; MORAES, C. A. M.; PAMPANELLI, A. B. **Análise da estabilização por solidificação de lodo de fosfatização em matrizes de cimento Portland e de cerâmica vermelha para a utilização na construção civil**. *Ambiente Construído*, Porto Alegre, v. 13, n. 2, p. 15-27, 2013.

BRITO, A. L. F. **Protocolo de Avaliação de Materiais Resultantes da Estabilização por Solidificação de Resíduos**. 179 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

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

CASTRO, S. V. **Efeitos de Metais Pesados Presentes na Água Sobre a Estrutura das Comunidades Bentônicas do Alto Rio das Velhas-MG**. 110f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais, 2006.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Valores Orientativos para Solos e Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo**. Portaria N. 195, São Paulo/SP, 5p. 2005.

CHAABANE, L.; MOUSSACEB, K.; AIT-MOKHTAR, A. **Factors Affecting the Leaching of Heavy Metals ( $\text{Ni}^{+2}$ ,  $\text{Pb}^{+2}$ ,  $\text{Cr}^{+3}$ ) Contained in Sludge Waste Stabilization/Solidification by Hydraulic Benders, Part I: Water/Cement and Waste/Cement Ratio in S/S Mortars.** Environmental Progress & Sustainable Energy, vol. 36, n.1, p. 93-103, 2017.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Nº 430, de 13 de maio de 2011

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

DESOGUS, P.; MANCA, P. P.; ORRÙ, G.; ZUCCA, A. **Stabilization–solidification treatment of mine tailings using Portland cement, potassium dihydrogen phosphate and ferric chloride hexahydrate.** Minerals Engineering, 45, 47-54, 2013.

FEEMA – Fundação Estadual de Engenharia e Meio Ambiente – **Norma Técnica 202 R.10.** Estipula os Padrões de Lançamento de Efluentes Líquidos, 1996.

FERREIRA, A. D. Q. **O Impacto do Cromo nos Sistemas Biológicos.** Quim. Nova, São Paulo, vol. 25, No. 4, 572-578, 2002.

GOUVEIA, N. **Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social.** Ciência & Saúde Coletiva, São Paulo, 17(6), 1503-1510, 2012.

GOUVEIA, N.; PRADO, R. R. **Análise espacial dos riscos à saúde associados à incineração de resíduos sólidos: avaliação preliminar.** Rev. Bras. Epidemiol. São Paulo, 13(1), 3-10, 2010.

GROOT, G.; SLOOT, V. H. **Determination of leaching characteristics of waste materials loading to environmental product certification.** Stabilization and solidification of hazardous, radioactive, and mixed wastes 2, p. 149-170, 1992.

GUIMARÃES, A. V. A. **Cinética dos Contaminantes e Otimização da Estabilização por Solidificação de Lodo de Curtume.** 186f. Tese (Doutorado em Engenharia Química). Universidade Federal de Campina Grande, 2017.

HEKAL, E. E.; HEGAZI, W. S.; KISHAR, E. A.; MOHAMED, M. R.

**Solidification/stabilization of Ni(II) by various cement pastes.** Construction and Building Materials, v. 25, p. 109–114, 2011.

KOTÁS, J.; STASICKA, Z. **Chromium occurrence in the environment and methods of its speciation.** Environmental Pollution, v. 107, p. 263-283, 2000.

LANGE, L.C.; SCHWABE, W.S; HILLS, C.D. **A tecnologia da estabilização/solidificação aplicada ao tratamento de resíduos industriais.** Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental. v.3. n.1, p.55-66,1998.

LEE, J. D. **Química Inorgânica Não Tão Concisa.** Edgard Blücher, 527 p, São Paulo, 2013.

LEITE, V.D; POVINELLI, J. **Comportamento dos sólidos totais no processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos e industriais.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande-PB,v.3,n.2,p.229-232,1999.

Li, J.; POON, C. S. **Innovative solidification/stabilization of lead contaminated soil using incineration sewage sludge ash.** Chemosphere. Hong Kong, 173, p. 143-152, 2017.

LIMA, F. S. **Tratamento de Resíduo Sólido de Laboratório contendo Zinco e Cobre e Simulação do Processo de Estabilização por Solidificação.** 91f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Universidade Federal de Campina Grande, 2018.

MALVIYA, R.; CHAUDHARY, R. **Leaching behavior and immobilization of heavy metals in solidified/stabilized products.** Journal of Hazardous Materials, India, v. 137, p. 207-217, 2006.

MAROUN, C. A. **Manual de Gerenciamento de Resíduos: Guia de procedimento passo a passo.** FIRJAN. SEBRAE. 16p, Rio de Janeiro, 2006. Disponível em:

<file:///C:/Users/Particular/Desktop/prova%20termo/manual%20de%20gerenciamento%20de%20residuos.pdf>. Acesso em: 14 de abril de 2018.

MELCHERT, M. B. M. **Solidificação e Estabilização de resíduos de catalisadores contendo Níquel e Alumínio em cimento Portland.** 142f. Tese (Doutorado em Engenharia Química). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2012.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria nº 518.** Normas e padrão da potabilidade da água destinada ao consumo humano. Brasília (DF); 2004.

MINITAB. **Minitab Statistical Software.** Version 17.0. State College, Minitab Ins., 2014.

MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. **Estatística aplicada e probabilidade para Engenheiros.** 2.ed. São Paulo: LTC, 2003.

OLIVEIRA, M. J. **Tratamento de Resíduos Sólidos Perigosos e Avaliação dos Materiais Estabilizados por Solidificação.** 133f. Dissertação (Mestrado em Engenharia química). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, Paraíba, 2012.

OLIVEIRA, P. S. **Caracterização do resíduo de resina epóxi com fibra de vidro proveniente da fabricação de pás eólicas e sua incorporação em argamassa de cimento Portland.** 84f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia dos Materiais). Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Sorocaba-SP, 2017.

PACHECO, J. R. **Gerenciamento de Resíduos em Laboratório interdisciplinar de ensino e pesquisa: Proposta de um material didático.** 76f. Dissertação (Mestrado em Ensino em Ciências da Saúde e do Meio Ambiente). Fundação Oswaldo Aranha, Centro Universitário de Volta Redonda, Volta Redonda, 2014.

PINTO, A. F. **Estudo da estabilização por solidificação de resíduos contendo metais pesados.** 229f. Tese (Doutorado em Engenharia Química). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

ROCHA, C. O. **Tratamento e Avaliação de Resíduos Sólidos Perigosos após estabilização por Solidificação (E/S).** 103f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, Paraíba, 2010.

ROTH, C. G.; GARCIAS, C. M. **A influência dos padrões de consumo na geração de resíduos sólidos dentro do sistema urbano.** REDES, Santa Cruz do Sul, v. 13, n. 3, p. 5 -13, 2008.

ROY, A.; STEGEMANN, J. A. **Nickel speciation in cement-stabilized/solidified metal treatment filtercakes.** Journal of Hazardous Materials, 321, 353–361, 2017.

SILVA, M. A. R. **Solidificação e estabilização de resíduos inorgânicos industriais: estudo da eficiência do processo e evidência de mecanismos de imobilização.** 107f. Tese (Doutorado em Química). Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2007.

SILVA, P. P. **Avaliação do Cromo Contido em Resíduo Sólido de Laboratório e Materiais Solidificados e Estabilizados para Confecção de Blocos.** 102f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2018.

SLORGON, J. G.; BERTOLI, R. F.; GOMES, M. C. S.; MENEZES, M. L. **Utilização de Resíduo Sólido Industrial na fabricação de blocos de concreto para pavimentação: Estudo do comportamento físico, químico e mecânico da matriz cimentícia.** 8º Fórum internacional de Resíduos Sólidos, Curitiba-PR, 2017.

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, 111, 18–23, 2014.

SPENCE, R.D; SHI, C. **Stabilization and solidification of hazardous, radioactive and mixed wastes.** Boca Raton, Florida. Ed. CRC Press, 378p, 2005.

TOCCHETTO, M. R. L. **Gerenciamento de Resíduos Sólidos Industriais.** Santa Maria: UFSM, 2005. 97p. Curso de Química Industrial.

VENÂNCIO, C. **Avaliação da contaminação dos metais pesados em matrizes cimentícias por meio da espectroscopia de impedância eletroquímica.** 255f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.

WANG, Y.; DAI, J.; WANG, L.; TSANG, D. C. W.; POON, C. S. **Influence of lead on stabilization/solidification by ordinary Portland cement and magnesium phosphate cement.** Chemosphere, 190, p. 90-96, 2018.

WASTERWATER TECHNOLOGY CENTER – WTC – EC - EPS – 3/HA/9. **Proposed evaluation protocol for cement-based stabilization/solidification wastes.** Canada: Environment Canada, 1991.

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, 207, P. 243-248, 2018.