

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

ÍNDICES DE ESTIMATIVA DE CUSTOS DE
FECHAMENTO DE PILHAS DE ESTÉRIL E
BARRAGENS DE REJEITOS

Alexandre Masocatto Pulino

Belo Horizonte

2010

**ÍNDICES DE ESTIMATIVA DE CUSTOS DE
FECHAMENTO DE PILHAS DE ESTÉRIL E
BARRAGENS DE REJEITOS**

Alexandre Masocatto Pulino

Alexandre Masocatto Pulino

**ÍNDICES DE ESTIMATIVA DE CUSTOS DE
FECHAMENTO DE PILHAS DE ESTÉRIL E
BARRAGENS DE REJEITOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Meio Ambiente

Linha de pesquisa: Gerenciamento de Resíduos Sólidos

Orientador: Prof. Dr. Gustavo Ferreira Simões

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG
2010

P981i

Pulino, Alexandre Masocatto.

Índices de estimativa de custos de fechamento de pilhas de estéril e barragens de rejeitos [manuscrito] / Alexandre Masocatto Pulino - 2010 X, 123 f., enc. : il.

Orientador: Gustavo Ferreira Simões

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Bibliografia: f.119-123

1. Meio ambiente - Teses. 2. Resíduos - Teses. I. Simões, Gustavo Ferreira. II. Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. III. Título.

CDU: 504(043)

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais David e Mara pela educação que não se aprende nos livros.

Agradeço ao Professor Gustavo Ferreira Simões pela orientação e confiança.

Agradeço aos colegas Eduardo Chapadeiro e Alexandre Pena pelo apoio.

Agradeço à Karippe pelo carinho, paciência e compreensão.

RESUMO

A mineração gera uma grande quantidade de resíduos que são depositados em estruturas conhecidas como pilhas de estéril e barragens de contenção de rejeitos. Os empreendimentos de mineração caracterizam-se por possuir um ciclo de vida bem definido, cuja última etapa é o fechamento. Para um planejamento financeiro adequado do empreendimento de mineração é necessário estimar o custo de fechamento da mina, de preferência ainda nas fases iniciais do projeto. A maior dificuldade de estimar custos de fechamento com antecedência é a natureza dinâmica da mineração e a incerteza quanto à conformação final das estruturas na época do fechamento. O objetivo do presente trabalho é propor índices para estimativa de custos de fechamento de pilhas de estéril e barragens de rejeitos em função de características destas estruturas. O volume de resíduos e a área da estrutura de disposição são as características quantitativas mais fáceis de serem obtidas em uma fase inicial de projeto e estão diretamente relacionadas ao custo de fechamento. O trabalho foi desenvolvido por meio de levantamento de custos de fechamento de diferentes empreendimentos. Para cada tipo de estrutura (pilha de estéril e barragem de rejeitos) foram elaborados gráficos de custo de fechamento vs. característica quantitativa (ex: área, volume). Foram ajustadas linhas de tendência aos gráficos do tipo $y = ax + b$, onde “y” representa o custo de fechamento e “x” a característica da estrutura. A inclinação “a” da reta representa o índice de estimativa de custo de fechamento que correlaciona a característica (volume ou área) da estrutura com o custo de fechamento. Foram elaborados *box plots* para verificar eventuais distorções dos resultados das regressões em relação ao conjunto de dados e fornecer uma margem de variação em torno do índice de estimativa de custo. De uma maneira geral os índices de estimativa de custo baseados na área da estrutura apresentaram melhores resultados do que os índices baseados no volume de material. O melhor índice de estimativa de custo obtido para pilhas de estéril foi R\$ 5,68/m² de área superficial, considerando o intervalo entre R\$ 5,50/m² e R\$ 6,98/m². O melhor índice de estimativa de custo obtido para barragens de contenção de rejeitos inertes foi R\$ 12,72/m² de área do reservatório, com uma variação esperada de R\$8,40/m² a R\$15,05/m². O melhor índice de estimativa de custo obtido para barragens de contenção de rejeitos sulfetados foi R\$ 91,77/m² de área do reservatório, com uma variação esperada de R\$ 73,57/m² a R\$ 96,34/m². Conforme esperado, a natureza do estéril e dos rejeitos afeta significativamente os custos de fechamento, sendo que estruturas de disposição de rejeitos sulfetados tiveram índices de custo de 5 a 9 vezes mais altos em comparação com estruturas de disposição de rejeitos inertes.

ABSTRACT

Mining generates large volumes of waste that are disposed in structures known as waste rock piles and tailings dams. Mining projects have a well defined life cycle on which the last stage is the closure. In order to build a proper financial planning for a mining project, it is necessary to estimate the closure costs at the very beginning of mine life cycle. The main issue on estimating closure costs in advance is the dynamic nature of mining and uncertainties regarding the final configuration of mining structures at the time of closure. The objective of the present study is to propose closure costs indexes for waste rock piles and tailings dams based on characteristics of those structures. The volume of waste and the area of the storage facility are the quantitative characteristic most easily obtained on the beginning of mine life cycle and are directly related to closure costs. The study was developed based on closure costs of different mines. Linear regression plots based on closure cost vs. quantitative characteristic were prepared for each type of structure (waste rock pile and tailing dam). Trend lines were adjusted to the plots according to the linear equation $y = ax + b$, where “y” is the closure cost and “x” is the structure characteristic. The trend line coefficient “a” represents the closure cost estimate index that correlates the structure characteristic (volume or area) with the closure cost. Box plots were prepared to identify distortions on the linear regression results considering the data used as well as to provide a variation margin around the cost estimate index. In general the cost estimate indexes based on the area of the structure presented better results than indexes based on the volumes of residues. The best cost estimate index obtained for waste rock piles was R\$ 5,68/m² if surface area, considering the interval between R\$ 5,50/m² and R\$ 6,98/m². The best cost estimate index obtained for inert tailings dams was R\$ 12,72/m² of reservoir area, considering the interval between R\$ 8,40/m² and R\$ 15,05/m². The best cost estimate index obtained for sulfide tailings dams was R\$ 91,77/m² of reservoir area, considering the interval between R\$ 73,57/m² and R\$ 96,34/m². As expected, the geochemistry of waste rock and tailings significantly affected the closure costs. Sulfide material bearing structures presented closure cost indexes 5 to 9 times higher than inert material bearing structures.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	V
LISTA DE TABELAS.....	VII
LISTA DE SIGLAS.....	VIII
LISTA DE SÍMBOLOS.....	IX
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	4
2.1 OBJETIVO GERAL	4
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	4
3 REVISÃO DA LITERATURA	5
3.1 RESÍDUOS	5
3.1.1 <i>Resíduos da Mineração</i>	8
3.2 ESTRUTURAS DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS DA MINERAÇÃO	14
3.2.1 <i>Pilhas de Estéril</i>	15
3.2.2 <i>Barragens de Contenção de Rejeitos</i>	17
3.3 FECHAMENTO DE ESTRUTURAS DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS.....	24
3.4 ASPECTOS TÉCNICOS DO FECHAMENTO DE PILHAS DE ESTÉRIL.....	33
3.5 ASPECTOS TÉCNICOS DO FECHAMENTO DE BARRAGENS DE REJEITOS.....	36
3.6 ESTIMATIVA DE CUSTOS DE FECHAMENTO	42
4 METODOLOGIA.....	53
4.1 ETAPA 1: LEVANTAMENTO, CLASSIFICAÇÃO E TRATAMENTO DOS DADOS DE FECHAMENTO.....	53
4.2 ETAPA 2: ANÁLISE DOS DADOS E PROPOSIÇÃO DOS ÍNDICES DE CUSTO DE FECHAMENTO.....	57
4.2.1 <i>Análise de Correlação Linear</i>	59
4.2.2 <i>Regressão Linear</i>	60
4.2.3 <i>Elaboração de Gráficos Tipo Box Plot</i>	62
4.2.4 <i>Seleção de Populações</i>	64
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	67
5.1 PILHAS DE ESTÉRIL	67
5.1.1 <i>Levantamento, Classificação e Tratamento dos Dados de Fechamento</i>	67
5.1.2 <i>Índice de estimativa de custo de fechamento baseado no volume</i>	70
5.1.3 <i>Índice de estimativa de custo de fechamento baseado na área de superfície</i>	77
5.1.4 <i>Índice de estimativa de custo de fechamento baseado na área projetada</i>	81
5.2 BARRAGENS DE REJEITOS	91
5.2.1 <i>Barragens de Rejeitos Inertes - Índice de estimativa de custo de fechamento baseado no volume</i> 94	
5.2.2 <i>Barragens de Rejeitos Inertes - Índice de estimativa de custo de fechamento baseado na área...</i>	99
5.2.3 <i>Barragens de Rejeitos Sulfetados - Índice de estimativa de custo de fechamento baseado no volume</i>	104
5.2.4 <i>Barragens de Rejeitos Sulfetados - Índice de estimativa de custo de fechamento baseado na área</i> 109	
5.3 COMPARAÇÃO DOS ÍNDICES DE ESTIMATIVA DE CUSTO DE FECHAMENTO OBTIDOS COM CUSTOS PUBLICADOS NA LITERATURA	112
6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	115
REFERÊNCIAS.....	119

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Estruturas típicas de drenagem interna de pilhas de estéril (GOMES, 2006).....	16
Figura 3.2 - Tipos de barragens de rejeitos (VICK, 1990).....	18
Figura 3.3 - Métodos de alteamento de barragens de rejeitos (Modificado de EPA, 1995)	19
Figura 3.4 - Balanço hídrico de uma barragem de rejeitos (EPA, 1995)	20
Figura 3.5 - Sistema de drenagem interno de barragem de rejeitos (Modificada de GOMES, 2006).....	21
Figura 3.6 – Desenho esquemático de vertedouro tipo torre ou tulipa (Modificado de ICOLD, 1996).....	22
Figura 3.7 - Fluxo de caixa de mineração de ferro de grande porte considerando despesas com recuperação ambiental e fechamento de mina somente ao final da vida útil do empreendimento. (Modificado de ALMEIDA e LIMA, 2008).....	27
Figura 3.8 - Diferentes configurações para coberturas de solo para o fechamento de barragens de rejeitos (CARLSSON, 2002).	39
Figura 3.9 - Recalques simulados em um depósito de rejeitos finos considerando diferentes coberturas (WELS et al., 2000).	41
Figura 4.1 – Relação entre área projetada e área de superfície	55
Figura 4.2 - Fluxograma básico da análise dos dados e proposição dos índices de custo de fechamento.....	58
Figura 5.1 – Gráfico da regressão linear para população PEV-P1	71
Figura 5.2 - Gráfico da regressão linear para população PEV-P2.....	72
Figura 5.3 - Gráfico da regressão linear para população PEV-P3A.....	72
Figura 5.4 - Gráfico da regressão linear para população PEV-P3B	73
Figura 5.5 - Gráfico da regressão linear para população PEV-P4A	73
Figura 5.6 - Gráfico da regressão linear para população PEV-P4B	74
Figura 5.7 - Box plot para populações de pilha de estéril considerando normalização do custo pelo volume.	74
Figura 5.8 – Gráfico de linha para pilhas de estéril considerando normalização do custo de fechamento pelo volume.....	75
Figura 5.9 - Gráfico da regressão linear para população PEAS-P1.....	78
Figura 5.10 - Gráfico da regressão linear para população PEAS-P2.....	79
Figura 5.11 - Box plot para populações de pilha de estéril considerando normalização do custo pela a área de superfície.....	79
Figura 5.12 - Gráfico da regressão linear para população PEAP-P1.....	83
Figura 5.13 - Gráfico da regressão linear para população PEAP-P2A.....	83
Figura 5.14 - Gráfico da regressão linear para população PEAP-P2B	84
Figura 5.15 - Gráfico da regressão linear para população PEAP-P3A.....	84
Figura 5.16 - Gráfico da regressão linear para população PEAP-P3B.....	85
Figura 5.17 - Box plot para populações de pilha de estéril considerando normalização do custo pela área projetada.	85
Figura 5.18 – Gráfico de linha para pilhas de estéril considerando normalização do custo de fechamento pela área projetada	86
Figura 5.19 – Gráfico da regressão linear para população BIV-P1	95
Figura 5.20 – Gráfico da regressão linear para população BIV-P2.....	95
Figura 5.21 – Gráfico da regressão linear para população BIV-P3A	96
Figura 5.22 – Gráfico da regressão linear para população BIV-P3B	96
Figura 5.23 - Box plot para populações de barragens de rejeitos inertes considerando normalização do custo pelo volume.	97

Figura 5.24 – Gráfico da regressão linear para população BIA-P1	101
Figura 5.25 – Gráfico da regressão linear para população BIA-P2A	101
Figura 5.26 – Gráfico da regressão linear para população BIA-P2B	102
Figura 5.27 - Box plot para populações de barragens de rejeitos inertes considerando normalização do custo pela área.	102
Figura 5.28 – Gráfico da regressão linear para população BSV-P1	105
Figura 5.29 – Gráfico da regressão linear para população BSV-P2	106
Figura 5.30 – Gráfico da regressão linear para população BSV-P3	106
Figura 5.31 - Box plot para populações de barragens de rejeitos sulfetados considerando normalização do custo pelo volume.	107
Figura 5.32 – Gráfico da regressão linear para população BSA-P1	110
Figura 5.33 – Gráfico da regressão linear para população BSA-P2	110
Figura 5.34 - Box plot para populações de barragens de rejeitos sulfetados, considerando normalização do custo pela área.	111

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Resíduos industriais gerados no estado de Minas Gerais no ano de 2007	8
Tabela 3.2 - Efeito dos processos de beneficiamento mineral nas características dos rejeitos.	11
Tabela 3.3 - Efeito das características dos rejeitos no seu comportamento.	12
Tabela 3.4 - Minas brasileiras fechadas de acordo com um plano de fechamento.....	31
Tabela 3.5 - Tipos de estimativa de custo de fechamento de minas.....	44
Tabela 3.6 - Custo unitário de fechamento de pilhas de estéril sulfetado (Modificado de EPA, 1997).....	47
Tabela 3.7 - Custo unitário de fechamento de barragens de contenção de rejeitos sulfetado (Modificado de EPA, 1997).....	47
Tabela 3.8 - Custos de fechamento de pilhas de estéril e barragens de rejeitos na Europa.....	48
Tabela 3.9 - Taxas mínimas para o cálculo da garantia financeira para o fechamento	50
Tabela 5.1 – Dados de fechamento de pilhas de estéril.....	68
Tabela 5.2 – Classificação dos custos de fechamento de pilhas de estéril	69
Tabela 5.3 - Conjunto de dados utilizados para proposição de índice de estimativa de custo de fechamento de pilha de estéril baseado no volume.	70
Tabela 5.4 - Resumo dos resultados da análise de dados de fechamento de pilhas de estéril considerando o volume como variável independente.....	76
Tabela 5.5 - Conjunto de dados utilizados para proposição de índice de estimativa de custo de fechamento de pilha de estéril baseado na área de superfície.	77
Tabela 5.6 - Resumo dos resultados da análise de dados de fechamento de pilhas de estéril considerando a área de superfície como variável independente.....	80
Tabela 5.7 - Conjunto de dados utilizados para proposição de índice de estimativa de custo de fechamento de pilha de estéril baseado na área projetada.	82
Tabela 5.8 - Resumo dos resultados da análise de dados de fechamento de pilhas de estéril considerando a área projetada como variável independente	87
Tabela 5.9 – Relação entre as áreas das pilhas de estéril estudadas	89
Tabela 5.10 - Dados de fechamento de Barragens de Rejeitos Inertes.....	91
Tabela 5.11 - Dados de fechamento de Barragens de Rejeitos Sulfetados.....	92
Tabela 5.12 - Classificação dos custos de fechamento de barragens de rejeitos inertes	93
Tabela 5.13- Classificação dos custos de fechamento de barragens de rejeitos sulfetados.....	93
Tabela 5.14 - Conjunto de dados utilizados para proposição de índice de estimativa de custo de fechamento de barragens de rejeitos inertes baseado no volume.	94
Tabela 5.15 - Resumo dos resultados da análise de dados de fechamento de barragens de rejeitos inertes considerando o volume como variável independente	97
Tabela 5.16 - Conjunto de dados utilizados para proposição de índice de estimativa de custo de fechamento de barragens de rejeitos inertes baseado na área do reservatório.....	100
Tabela 5.17 - Resumo dos resultados da análise de dados de fechamento de barragens de rejeitos inertes considerando a área do reservatório como variável independente.....	103
Tabela 5.18 - Conjunto de dados utilizados para proposição de índice de estimativa de custo de fechamento de barragens de rejeitos sulfetados baseado no volume de rejeitos.	105
Tabela 5.19 - Resumo dos resultados da análise de dados de fechamento de barragens de rejeitos sulfetados considerando o volume de rejeitos como variável independente	107
Tabela 5.20 - Conjunto de dados utilizados para proposição de índice de estimativa de custo de fechamento de barragens de rejeitos sulfetados baseado na área do reservatório.	109
Tabela 5.21 - Resumo dos resultados da análise de dados de fechamento de barragens de rejeitos sulfetados considerando a área do reservatório como variável independente	111

LISTA DE SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV – Análise de Ciclo de Vida
ARO – *Asset Retirement Obligation*
BLS – *Bureau of Labor Statistics*
CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
COPAM – Conselho de Política Ambiental
CVRD – Companhia Vale do Rio Doce
DNPM – Departamento Nacional de Produção Mineral
EC – *European Commission*
EPA – *Environmental Protection Agency*
EUA – Estados Unidos da América
FACE – *Financial Assurance Cost Estimate*
FASB – *Financial Accounting Standards Board*
FEAM – Fundação Estadual de Meio Ambiente
FGV – Fundação Getúlio Vargas
IASB – *International Accounting Standards Board*
ICMM – *International Council on Mining & Metals*
ICOLD – *International Commission of Large Dams*
INAP – *International Network for Acid Prevention*
IQR – *Inter Quartile Range*
ISO – *International Organization for Standardization*
LOM – *Life of Mine*
NRM – Normas Reguladoras da Mineração
OSM – *Office of Surface Mining*
PAFEM – Plano Ambiental de Fechamento de Mina
PMP – Precipitação Máxima Provável
PRAD – Plano de Recuperação de Áreas Degradadas
ROM – *Run of Mine*
SEMAD – Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável
SPT – *Standard Penetration Test*
USCOLD – *United States Committee on Large Dams*
UNEP – *United Nations Environmental Program*

LISTA DE SÍMBOLOS

ρ – coeficiente de correlação de Pearson da população

Cov – covariância

σ_x – desvio padrão da variável x

σ_y – desvio padrão da variável y

r – coeficiente de correlação de Pearson da amostra

n – número de observações da amostra

T – Variável aleatória T de Student

1 INTRODUÇÃO

A mineração é uma atividade humana reconhecidamente causadora de degradação ambiental, porém essencial ao desenvolvimento das civilizações e à sociedade contemporânea. A degradação ambiental causada pela mineração se relaciona principalmente à extração do bem mineral e à disposição de resíduos gerados durante a extração e o beneficiamento do minério. A mineração gera uma grande quantidade de resíduos que são depositados em estruturas conhecidas como pilhas de estéril e barragens de contenção de rejeitos.

Segundo a Política Nacional de Meio Ambiente (Lei nº 6938/1981), a pessoa física ou jurídica responsável direta ou indiretamente por atividade causadora de degradação ambiental é obrigada a recuperar as áreas degradadas pela sua atividade (BRASIL, 1981). Para este fim, especificamente no caso da mineração, foi instituído o Plano de Recuperação de Área Degradada – PRAD (BRASIL, 1989). No entanto, verificou-se que o PRAD não é suficiente para a fase de fechamento da mina, havendo necessidade de um instrumento mais complexo e completo, qual seja, o Plano de Fechamento de Mina (LIMA et al, 2006).

O fechamento de mina pode ser entendido como um processo que abrange toda a vida da mina, desde a fase dos estudos de viabilidade econômica até o encerramento da atividade minerária, incluindo o descomissionamento, a reabilitação e o uso futuro da área impactada (COPAM, 2008).

No Brasil, o tema fechamento de mina ainda não se encontra totalmente desenvolvido, apesar da existência de algumas minas fechadas. A maior parte dos planos de fechamento de minas são iniciativas das próprias mineradoras. A legislação nacional ainda é incipiente, quando comparada à legislação de outros países, e não estabelece a necessidade de garantias financeiras para o fechamento. Além disso, não existem índices nacionais para estimativa de custos de fechamento de minas.

Um aspecto importante do fechamento de minas é o desafio financeiro que este representa para o empreendimento. Isto porque durante o fechamento são necessários recursos financeiros que não mais estão sendo gerados pela mina. Nesse contexto, o planejamento e a reserva financeira para o fechamento tornam-se de fundamental importância. É necessário conhecer, com a devida antecedência, os custos envolvidos no fechamento da mina.

Geralmente, as estruturas que mais contribuem para os custos de fechamento de mina são as barragens de contenção de rejeitos e as pilhas de estéril, em função, sobretudo, do porte das mesmas (HEIKKINEN *et al.*, 2008).

A maneira mais precisa de cálculo dos custos de fechamento de uma pilha de estéril ou barragem de contenção de rejeitos é desenvolver um projeto de engenharia típico, especificando as obras que serão realizadas e as quantidades e custos envolvidos. Para tanto, é necessário um bom nível de informação acerca da estrutura em si e dos materiais depositados, que, geralmente, só se encontra disponível após a construção da mesma. Como é desejável conhecer os custos de fechamento com antecedência, surge aí um paradoxo: quanto mais cedo se elabora o plano de fechamento, pior é a qualidade e a quantidade da informação disponível.

Oliveira Júnior (2001) afirma que: *“o bom conhecimento dos custos é fundamental num processo de desativação, quanto mais cedo se pensa e se prepara para o fechamento da mina, menores serão os investimentos. Uma empresa que utilize índices confiáveis e que preveja a ordem de grandeza dos gastos necessários à desativação e os acrescentados aos demais custos nos estudos de viabilidade econômica, terá mais chances de se capitalizar, preparando-se para uma desativação futura”*.

Neste sentido, é necessária uma metodologia simplificada para estimar o custo quando ainda não se dispõe de informação para elaboração do plano de fechamento. Uma metodologia simplificada geralmente utilizada para estimar custos de obras de engenharia são índices de estimativa de custo (MATTOS, 2006). Os índices são valores que relacionam o custo com uma característica da obra. Especificamente no caso do fechamento de minas, as agências ambientais de alguns países utilizam índices de estimativa de custo baseados em área para o cálculo de garantias financeiras para o fechamento de minas (MILLER, 2005).

O presente trabalho propõe uma metodologia para definir índices de estimativa de custos de fechamento de pilhas de estéril e barragens de contenção de rejeitos a partir de dados de fechamento destas estruturas. São apresentados resultados na forma de índices de estimativa de custos de fechamento de pilhas de estéril e barragens de contenção de rejeitos, obtidos por meio da metodologia proposta.

Os índices de estimativa de custo resultantes deste trabalho poderão ser utilizados como valores orientadores para as minerações instaladas em território nacional e para os órgãos

ambientais estaduais e federais. A metodologia proposta poderá servir como referência para trabalhos futuros de fechamento de minas e para proposição de índices de outras estruturas de disposição de resíduos como, por exemplo, os aterros sanitários.

O trabalho foi estruturado em 6 capítulos. Este Capítulo 1 contextualiza o tema tratado e apresenta em linhas gerais as principais motivações e justificativas para elaboração do trabalho. O Capítulo 2 apresenta o objetivo geral e os objetivos específicos que se pretendeu atingir com a elaboração do trabalho.

O Capítulo 3 apresenta a revisão da literatura sobre o tema. O objetivo maior da revisão foi contextualizar o tema tratado de maneira ampla abordando os assuntos: resíduos, estruturas de disposição, fechamento e custos. Não foi objetivo da revisão da literatura esgotar nenhum dos assuntos tratados e sim apresentar as bases e conceitos fundamentais envolvidos. Procurou-se sempre ter como enfoque principal o custo de fechamento de pilhas de estéril e barragens de contenção de rejeitos. Ao longo da revisão da literatura também são evidenciadas motivações e justificativas específicas para o desenvolvimento do trabalho.

O Capítulo 4 apresenta a metodologia proposta e utilizada na elaboração do trabalho. A metodologia foi dividida em etapas e sub-etapas de acordo com os procedimentos seguidos e resultados pretendidos. Como foram realizadas diferentes análises para diferentes populações de pilhas de estéril e barragens de contenção de rejeitos, a metodologia é apresentada da forma mais genérica e abrangente possível, de modo que todos os passos metodológicos são descritos. A identificação dos passos metodológicos específicos aplicados na análise de cada população é apresentada, juntamente com os resultados, no Capítulo 5. Optou-se por este formato pois os passos metodológicos específicos de cada população são definidos em função dos resultados obtidos em cada etapa da metodologia.

O Capítulo 5 apresenta os resultados obtidos a partir da metodologia descrita e a discussão dos mesmos. Apesar de apresentados em um mesmo subitem, procurou-se separar os resultados da discussão no corpo do texto.

O Capítulo 6 apresenta as conclusões decorrentes dos resultados obtidos e recomendações para trabalhos futuros.

2 OBJETIVOS

2.1 *Objetivo geral*

O objetivo geral desta pesquisa é propor índices para estimativa de custos de fechamento de pilhas de estéril e barragens de contenção de rejeitos, baseados em informações disponíveis nas fases iniciais do ciclo de vida da estrutura, quando ainda não se dispõe de um projeto de fechamento.

2.2 *Objetivos específicos*

- Analisar projetos de fechamento de pilhas de estéril e barragens de rejeitos, identificando a natureza dos custos envolvidos.
- Identificar os principais componentes dos custos de fechamento de pilhas de estéril e barragens de rejeitos.
- Identificar fatores que influenciam os custos de fechamento de pilhas de estéril e barragens de rejeitos.
- Propor metodologia para definição de índices para estimativa de custos de fechamento de pilhas de estéril e barragens de rejeitos com base em custos de fechamento e características destas estruturas.
- Aplicar metodologia proposta para definição de índices para estimativa de custos de fechamento de pilhas de estéril e barragens de contenção de rejeitos.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Resíduos

Resíduo é qualquer material inútil, indesejável ou descartado, na forma sólida, líquida ou gasosa, de origem domiciliar, industrial, agrícola, comercial, de serviços ou de serviços de saúde (CETESB, 2002). Esse conceito traz implícitas algumas características relevantes dos resíduos para o presente trabalho. Inicialmente percebe-se o caráter negativo do resíduo, considerado inútil ou mesmo indesejável. O resíduo pode ser tanto um objeto que perdeu sua utilidade, quanto o resto ou refugo de uma atividade humana. Assim, a definição de determinado material como resíduo depende fundamentalmente de sua utilidade ou da percepção quanto à sua utilidade. Além disso, subentende-se que diferentes tipos de materiais de diversas origens podem ser considerados resíduos. Outra implicação importante do conceito apresentado, mais especificamente relacionada ao adjetivo “descartado”, é a associação dos resíduos com algum tipo de destinação ou disposição final.

No Brasil, a responsabilidade sobre a destinação ou disposição final de resíduos é do gerador. Tal responsabilidade decorre do princípio do “poluidor pagador” estabelecido na Lei nº 6938/1981, que estabeleceu a Política Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 1981).

As boas práticas sugerem uma hierarquia para as operações de gerenciamento de resíduos classificando-as de acordo com os benefícios ambientais e energéticos (DIAZ *et al.*, 2005). Tal hierarquia, considerada a base fundamental das práticas modernas de gerenciamento de resíduos, é apresentada a seguir, listando as operações de gerenciamento de resíduos em ordem decrescente de prioridade:

- 1) Prevenir a produção de resíduos ou reduzir a quantidade gerada;
- 2) Reduzir a toxicidade ou os impactos negativos dos resíduos gerados;
- 3) Reutilizar materiais (“resíduos”) recuperados em sua forma corrente;
- 4) Reciclar, compostar (específico para resíduos com matéria orgânica, não se aplica aos resíduos típicos de mineração) ou recuperar materiais para uso direto ou indireto como matéria prima para novos produtos;

- 5) Recuperar a energia do resíduo por incineração, digestão anaeróbia (específico para resíduos com matéria orgânica, não se aplica aos resíduos típicos de mineração) ou processo similar;
- 6) Reduzir o volume dos resíduos antes da disposição;
- 7) Dispor os resíduos de maneira ambientalmente adequada.

Conforme a hierarquia apresentada, a disposição final é a última etapa do gerenciamento de resíduos, devendo ocorrer somente quando as demais possibilidades estiverem esgotadas.

A hierarquia de gerenciamento de resíduos, baseada em benefícios ambientais e energéticos, pode também ser analisada sob um ponto de vista financeiro, importante para o presente trabalho. Cabe ressaltar que segundo um ponto de vista estritamente financeiro, devido ao caráter indesejável ou inútil dos resíduos, quanto menor o custo do gerenciamento, melhor.

A Etapa 1 corresponde a não geração e atua na linha de evitar a geração desnecessária de resíduos e o desperdício. Uma vez que minimiza a quantidade de resíduos, esta etapa minimiza também as obrigações e custos decorrentes do manejo desse material.

A Etapa 2 representa um custo de tratamento e geralmente é aplicada somente aos resíduos considerados nocivos ou perigosos ao meio ambiente e à saúde humana. As características dos resíduos que os tornam perigosos, juntamente com a classificação definida pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), serão apresentadas posteriormente. Muitas vezes esta etapa é vista como um custo adicional, pois normalmente a mesma é imposta ao responsável pelos resíduos pela legislação ambiental. Em outros casos, o tratamento pode resultar em um ganho financeiro ao final do gerenciamento de resíduos, ao possibilitar o reaproveitamento destes ou mesmo reduzir os requisitos da disposição final.

As Etapas 3, 4 e 5 podem conferir, em maior ou menor grau, algum valor aos resíduos, sendo, portanto, positivas do ponto de vista financeiro. As Etapas 3 e 4 são uma maneira de reintegrar os materiais ao ciclo econômico. Assim, resíduos passíveis de serem reutilizados ou reciclados podem ser considerados subprodutos ou mesmo matéria prima. A Etapa 5 visa à utilização de características energéticas remanescentes nos resíduos podendo torná-los combustíveis alternativos como ocorre, por exemplo, no processo de coprocessamento

utilizado pela indústria cimenteira ou nos processos de incineração com geração de energia (*waste to energy systems*) (DIAZ *et al.*, 2005).

A Etapa 6, apesar de representar um custo em si, visa reduzir o volume dos resíduos possibilitando dispor mais resíduos em um mesmo local, minimizando assim os custos de disposição final.

A disposição final (Etapa 7) irá sempre representar um custo para o responsável pelos resíduos, pois, para dispor o material de maneira ambientalmente adequada, é necessário construir uma estrutura específica para este fim. A disposição final é, portanto, a única etapa do gerenciamento de resíduos com caráter totalmente negativo do ponto de vista financeiro. Mesmo as Etapas 2 e 6, que também representam custos, podem resultar em algum benefício financeiro.

Assim como ocorre com a necessidade de tratamento dos resíduos, a complexidade e, conseqüentemente, o custo da estrutura de disposição é dado em função do risco potencial de contaminação do meio ambiente e da periculosidade para a saúde humana.

A norma NBR 10.004 classifica os resíduos em função do risco em dois grupos: perigosos (classe I) e não perigosos (classe II) (ABNT, 2004). A classificação de resíduos em perigoso ou não perigoso irá depender fundamentalmente da composição e das propriedades físicas, químicas e biológicas dos resíduos.

Os resíduos perigosos (classe I) são aqueles que possuem uma das seguintes características: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade.

Os resíduos não perigosos são subdivididos em dois subgrupos: não inertes (classe II A) e inertes (classe II B). Os resíduos não inertes são aqueles que apresentam propriedades como biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água. Os resíduos inertes são aqueles que não têm seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água (exceto para cor, turbidez, dureza e sabor).

A classificação de resíduos com base no risco é muito utilizada nos meios técnico, científico e legal, pois dela decorrem os principais requisitos em termos de transporte, manuseio, armazenamento e disposição final.

Em Minas Gerais, a maior quantidade de resíduos gerada corresponde aos resíduos de mineração, que por sua vez são incluídos na categoria de resíduos industriais. Segundo o Inventário de Resíduos Sólidos Industriais de Minas Gerais, em 2007, os resíduos de mineração corresponderam a cerca de 90% do total de resíduos sólidos industriais gerados no Estado, o que equivale a cerca de 358 Mt. A Tabela 3.1 apresenta um resumo dos resíduos industriais gerados em Minas Gerais no ano de 2007, destacando-se os resíduos mais gerados, resíduos de mineração e resíduos perigosos (DESCHAMPS *et al.*, 2008).

Tabela 3.1 - Resíduos industriais gerados no estado de Minas Gerais no ano de 2007

Resíduo	Quantidade (Mt)	% em relação ao total
Estéril da jazida de minério de ferro	139,8	34,7
Estéril (demais jazimentos)	132,1	32,8
Rejeito do beneficiamento de minério de ferro	43,0	10,7
Estéril do decapeamento da mina	19,0	4,7
Rejeito (diversos)	16,6	4,1
Rejeito arenoso	7,2	1,8
Vinhaça	5,5	1,4
Água de lavagem de cana	4,7	1,2
Escória de alto forno	4,2	1,0
Bagaço de cana	3,9	1,0
Outros resíduos industriais não perigosos (vários)	12,1	3,0
Resíduos perigosos típicos de mineração*	0,9	0,2
Outros resíduos perigosos (vários)	13,9	3,5
TOTAL	403,0	100,0

*Inclui: resíduos de processamento de bauxita, solução exaurida (contendo cianeto para extração de minérios e metais) e rejeito mineral de hidrometalurgia

Nota-se que os 6 tipos de resíduos industriais mais gerados são relativos à atividade de mineração e que o percentual de resíduos típicos de mineração classificados como resíduos perigosos é bastante inferior à quantidade de resíduos de mineração classificados como não perigosos.

3.1.1 Resíduos da Mineração

A mineração é o conjunto de atividades e processos cujo objetivo é a extração de substâncias minerais a partir de depósitos ou massas minerais. Para o entendimento das questões relacionadas à geração e disposição de resíduos da mineração é necessário apresentar alguns conceitos básicos e os processos fundamentais da mineração.

O ciclo de vida da mineração compreende as seguintes etapas: pesquisa mineral, viabilidade, planejamento e projeto, implantação, operação e fechamento (AUSTRALIA, 2006). O foco principal do presente trabalho será a etapa de fechamento. Porém, também serão abordados aspectos referentes às etapas de projeto e de operação (que compreende as atividades de lavra, beneficiamento e disposição de resíduos).

A atividade de lavra corresponde à extração do minério da crosta terrestre. Durante a lavra, é extraído também o estéril, material que não possui o mineral de interesse ou cujo teor do mineral de interesse fica abaixo da concentração econômica. A lavra pode ser realizada a céu aberto ou subterrânea. Geralmente, as minas a céu aberto resultam em uma geração de estéril muito maior do que minas subterrâneas, uma vez que nestas, a lavra se restringe ao próprio corpo de minério. O estéril nas minas a céu aberto é extraído basicamente para dar acesso ao corpo de minério (material de decapeamento) ou para proporcionar uma cava estável sob o ponto de vista geotécnico. O estéril de minas subterrâneas normalmente é em pequena quantidade e fica depositado no subsolo.

Tipicamente o estéril é representado por solos e rochas de naturezas diversas, com diferentes granulometrias (tamanho de partícula). Este material é, geralmente, disposto em estruturas denominadas pilhas de estéril.

Geralmente, o estéril é classificado como resíduo não perigoso inerte (classe II-B). No entanto, é importante ressaltar que, dependendo da natureza mineralógica do estéril, este material pode ser classificado como não inerte ou mesmo perigoso. O exemplo mais típico deste fenômeno é o estéril composto por minerais sulfetados, encontrados naturalmente em ambientes redutores, que quando expostos na superfície (ambiente oxidante) podem resultar em impactos importantes como a geração de drenagem ácida e a liberação de metais. Aspectos relacionados à drenagem ácida serão tratados posteriormente, em conjunto com breve discussão sobre as propriedades químicas dos resíduos da mineração.

Após a lavra, o minério segue para a etapa de beneficiamento. O beneficiamento ou tratamento de minérios consiste de um conjunto de operações aplicadas aos bens minerais visando modificar a granulometria, a concentração relativa das espécies minerais presentes ou a forma, sem contudo modificar a identidade química (LUZ *et al.*, 2004).

Durante o beneficiamento mineral são gerados produtos e rejeitos. O beneficiamento mineral é único para cada mina, sendo definido em função das características do minério e do tipo de produto que se pretende obter.

O beneficiamento mineral pode incluir os seguintes processos: i) cominuição; ii) peneiramento; iii) classificação; iv) concentração gravimétrica; v) flotação; vi) separação magnética; vii) separação eletrostática; viii) lixiviação; e ix) desaguamento. Alguns autores consideram ainda processos hidrometalúrgicos e pirometalúrgicos (metalurgia extrativa) dentro do beneficiamento mineral. É importante ressaltar que nem todas as minas possuem todos os processos de beneficiamento.

A cominuição é a primeira etapa do beneficiamento e consiste na redução de granulometria do minério proveniente da lavra (*run of mine* – ROM). Esta redução ocorre por meio de britagem, que reduz a granulometria de blocos de rocha até seixos de alguns centímetros. Após a britagem, pode ainda ser necessária a moagem que reduz ainda mais a granulometria do minério até a fração silte ou mesmo argila. A moagem, sempre que possível, é efetuada por via úmida, pois permite economia de energia de até 30% em relação ao processo a seco (EC, 2009). A adição de água ao processo de beneficiamento geralmente implica na geração de resíduos na forma aquosa.

Logo após a cominuição, ocorrem as etapas de peneiramento e classificação. O peneiramento consiste na separação de materiais por tamanho. A classificação consiste em separar os materiais sólidos pela velocidade de queda em um meio geralmente aquoso, sendo utilizada para separar materiais mais finos.

Os processos concentração gravimétrica, flotação, separação magnética, separação eletrostática e lixiviação podem ser agrupados como etapas de concentração. A concentração consiste basicamente na separação seletiva de minerais com base em diferenças de propriedades entre o mineral de interesse e os minerais de ganga (LUZ *et al.*, 2004). As propriedades mais utilizadas para concentração são: peso específico, suscetibilidade magnética, condutividade elétrica, propriedades químicas de superfície e suscetibilidade de dissolução.

A etapa de desaguamento ocorre geralmente ao final do processo de beneficiamento, com objetivo de recuperar a água de processo ou produzir concentrados (produtos) com menor teor de umidade.

Como a grande maioria dos processos de beneficiamento mineral ocorre com adição de água (via úmida), os rejeitos são geralmente compostos por material sólido de granulometria fina (de areia até argila) misturado em água, formando uma polpa. Esta polpa, devido a sua natureza aquosa é, normalmente, disposta em barragens de contenção de rejeitos.

A natureza e as características dos rejeitos gerados é produto do tipo de minério e do processo de beneficiamento utilizado. A Tabela 3.2 apresenta o efeito dos diferentes processos de beneficiamento nas características dos rejeitos.

Tabela 3.2 - Efeito dos processos de beneficiamento mineral nas características dos rejeitos.

Características dos rejeitos / Processo	Distribuição granulométrica	Geração de Finos	Área específica	% de sólidos	Presença de Reagentes	Alteração de pH	Influência nos processos de drenagem ácida	Propriedades de superfície	Forma da Partícula
Cominuição	X	X	X	X			X	X	X
Peneiramento	X	X							
Classificação	X	X		X			X		
Conc. Gravimétrica				X			X		
Flotação				X	X	X	X	X	
Separação magnética							X		
Separação eletrostática					X		X	X	
Lixiviação				X	X	X		X	
Desaguamento				X	X			X	

Fonte: EC (2009).

As características dos rejeitos irão influenciar o seu comportamento geotécnico e geoquímico e, conseqüentemente, o projeto das estruturas de disposição. As estruturas de disposição de resíduos da mineração são projetadas caso a caso, considerando as particularidades dos resíduos de cada mina. A Tabela 3.3 apresenta o efeito das características dos rejeitos no seu comportamento geotécnico.

Tabela 3.3 - Efeito das características dos rejeitos no seu comportamento.

Comportamento dos rejeitos / Característica dos rejeitos	Permeabilidade	Plasticidade	Resistência ao cisalhamento	Compressibilidade / Adensamento	Tendência à liquefação	Densidade <i>in-situ</i> e relativa	Método de lançamento	Sedimentação	Construção do barramento	Fechamento
Distribuição granulométrica	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Presença de finos	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Área específica	X	X	X	X	X	X			X	X
% de sólidos					X		X	X	X	X
Presença de Reagentes									X	X
pH									X	X
Influência nos processos de drenagem							X	X	X	X
ácida										
Forma	X	X	X	X	X	X			X	X

Fonte: EC (2009).

As características dos resíduos de mineração que influenciam o projeto, a operação e o encerramento das estruturas de disposição podem ser divididas em características físicas e químicas.

As características físicas ou geotécnicas dos resíduos são de extrema importância para a concepção das estruturas de disposição. O projeto geométrico das estruturas de disposição é função das características geotécnicas dos resíduos.

A Comissão Europeia aponta a resistência ao cisalhamento como a característica mais importante dos resíduos de mineração para o projeto de pilhas de estéril e barragens contenção de rejeitos. Geralmente as análises de estabilidade dessas estruturas são baseadas nos parâmetros de resistência ao cisalhamento relacionados à tensão efetiva (coesão efetiva e ângulo de atrito efetivo). Comparativamente, pequenas variações nos parâmetros de resistência ao cisalhamento dos materiais podem afetar significativamente o fator de segurança (estabilidade) das estruturas de disposição (EC, 2009).

Outra característica física de grande importância é a distribuição granulométrica dos resíduos. A granulometria afeta todas as demais propriedades físicas dos resíduos com exceção do peso

específico dos grãos. A granulometria influencia tanto nas interações entre partículas como na interação entre a água e as partículas. As interações água e partícula são importantes não só do ponto de vista da estabilidade física das estruturas de disposição como também da estabilidade química dos materiais (EC, 2009).

Outras características físicas consideradas importantes para concepção de estruturas de disposição de resíduos são: peso específico, plasticidade, teor de umidade, permeabilidade, grau de compressibilidade e/ou propriedades relacionadas ao adensamento e porosidade (EC, 2009).

As características químicas ou mineralógicas dos resíduos dizem respeito à composição química dos materiais. A classificação dos minerais de acordo com a sua composição química, também conhecida como classificação mineralógica, utiliza como critério geral o radical aniônico do mineral, da mesma forma que a classificação da química inorgânica. Minerais com o mesmo radical aniônico tendem a se formar por processos físico-químicos semelhantes, ocorrem associados na natureza e possuem propriedades semelhantes. Os minerais podem ser classificados mineralogicamente em: elementos nativos; sulfetos; sulfossais; óxidos; halóides; carbonatos; nitratos; boratos; sulfatos e cromatos; fosfatos; arseniats e vanadatos; tugstanatos e molibdatos; e silicatos (TEIXEIRA *et al.*, 2003).

Conforme apresentado anteriormente, as propriedades químicas dos resíduos é que definem a sua classificação conforme a NBR 10.004 (ABNT, 2004) e, conseqüentemente, os requisitos para a sua disposição. Apesar de a grande maioria dos resíduos de mineração ser classificada como material inerte, alguns podem ser classificados como não inertes ou até mesmo perigosos (rejeitos gerados pela lixiviação com cianeto e hidrometalurgia). De acordo com o inventário de resíduos industriais do ano de 2007 do estado de Minas Gerais, 99,8% dos resíduos de mineração foram classificados como não perigosos (DESCHAMPS *et al.*, 2008).

Os minerais geralmente não representam riscos ao ambiente quando em sua condição natural. No entanto, uma simples mudança no ambiente ou na forma como o mineral se encontra depositado pode resultar em impactos importantes. O principal impacto resultante de características químicas de resíduos de mineração diz respeito aos casos de drenagem ácida, causados pela disposição inadequada de resíduos da mineração de minérios sulfetados.

A drenagem ácida de mina pode ser definida como o processo de geração de solução ácida que ocorre quando os minerais sulfetados presentes em resíduos de mineração são oxidados em presença de água e oxigênio. As reações da drenagem ácida são catalisadas pela participação natural de microorganismos do gênero *Thiobacillus* (BORMA e SOARES, 2002).

Os minérios sulfetados ocorrem geralmente em profundidade e em um ambiente redutor. A mineração retira este material de uma condição natural estável e o expõe a um ambiente oxidante na superfície. As seguintes reações químicas apresentam de forma resumida o processo de oxidação química e bacteriana da pirita (mineral sulfetado mais comum) na geração de drenagem ácida (FARFÁN *et al.*, 2004):

- $2 \text{FeS}_2 + 7 \text{O}_2 + 2 \text{H}_2\text{O} \rightarrow 2 \text{Fe}^{2+} + 4 \text{SO}_4^{2-} + 4 \text{H}^+$
- $4 \text{Fe}^{2+} + \text{O}_2 + 4 \text{H}^+ \rightarrow 4 \text{Fe}^{3+} + 2 \text{H}_2\text{O}$ (reação catalisada por bactérias)
- $4 \text{Fe}^{3+} + 12 \text{H}_2\text{O} + 4 \text{H}^+ \rightarrow 4 \text{Fe}(\text{OH})_3 + 16 \text{H}^+$
- $\text{FeS}_2 + 14 \text{Fe}^{3+} + 8 \text{H}_2\text{O} \rightarrow 15 \text{Fe}^{2+} + 2 \text{SO}_4^{2-} + 16 \text{H}^+$

A solução gerada, rica em ácido sulfúrico (H_2SO_4), age como agente lixiviante dos minerais presentes no resíduo, produzindo um lixiviado geralmente rico em metais dissolvidos. A ocorrência de drenagem ácida tem sido relatada na extração de ouro, carvão, cobre, zinco e urânio, entre outros (BORMA e SOARES, 2002).

Além da drenagem ácida, existem ainda outros impactos relacionados a características químicas dos resíduos da mineração, porém estes não serão tratados no presente trabalho. Estes impactos podem decorrer tanto da natureza mineralógica dos resíduos, como no caso de rejeitos de minerais radioativos, quanto do processo de beneficiamento, como no caso do processamento de bauxita ou hidrometalurgia do ouro.

3.2 Estruturas de Disposição de Resíduos da Mineração

Os resíduos, quando não gerenciados ou depositados de maneira não controlada, causam impactos no meio ambiente. Os resíduos de mineração podem impactar o solo, o ar e os cursos d'água por meio de erosão e movimentos de massa. Alguns destes materiais podem ainda apresentar risco de contaminação de água subterrânea e superficial por metais ou drenagem ácida.

As estruturas de disposição de resíduos têm como objetivo geral armazenar os resíduos permanentemente de maneira controlada e dentro dos padrões exigidos pelas normas, evitando a ocorrência de impactos ambientais. Para tanto, primeiramente é necessário garantir a estabilidade física do depósito. É importante destacar que pilhas de estéril e barragens de contenção de rejeitos são fundamentalmente estruturas geotécnicas. Além disso, é necessário garantir proteção ao ambiente, seja prevenindo a geração de contaminação ou prevenindo a liberação da contaminação para o ambiente através da coleta e do tratamento dos efluentes.

A seguir serão apresentadas as estruturas de disposição de resíduos da mineração tratadas no presente trabalho.

3.2.1 Pilhas de Estéril

As pilhas de estéril são estruturas geotécnicas formadas pela disposição e empilhamento dos materiais estéreis provenientes da lavra. De modo geral, é possível afirmar que as pilhas de estéril são as estruturas de disposição de resíduos mais simples que existem, se assemelhando a um aterro não controlado, de uma maneira geral. No entanto, as pilhas podem ganhar complexidade em função de seu porte, caso os materiais dispostos sejam muito heterogêneos ou caso o estéril seja composto por material sulfetado capaz de gerar drenagem ácida.

As pilhas de estéril são geralmente construídas em talvegues ou encostas situadas nas proximidades imediatas da lavra de modo a minimizar os custos de transporte deste material. Outra possibilidade é dispor o material estéril em cavas vizinhas exauridas ou mesmo em áreas exauridas da cava.

Os requisitos mínimos para elaboração de um projeto de pilha de estéril estão definidos na norma NBR 13.029/2006 (ABNT, 2006b), que estabelece a necessidade de estudos locais, hidrológicos e hidráulicos e geológico-geotécnicos.

Os estudos hidrológicos e hidráulicos são utilizados para o dimensionamento de estruturas de drenagem, interna e externa (superficial) da pilha e de estruturas de contenção de sedimentos (diques) que eventualmente venham a ser instaladas.

Os estudos geológico-geotécnicos visam caracterizar os materiais de fundação e da pilha de forma a subsidiar as análises de estabilidade e o projeto geométrico da pilha. São realizadas

sondagens para caracterização geotécnica dos materiais, ensaios SPT (*standard penetration test*), permeabilidade e determinação da profundidade do nível d'água.

O projeto de uma pilha de estéril deve conter basicamente o arranjo geométrico, o dimensionamento do sistema de drenagem (interna e superficial), as análises de estabilidade, o plano de monitoramento e o plano de desativação.

A geometria da pilha compreende basicamente os parâmetros: altura das bancadas, largura mínima das bermas e inclinação de taludes. A geometria da pilha é condicionada basicamente pela topografia da área de implantação e pelas características geotécnicas do material estéril.

GOMES (2006) apresenta o seguinte exemplo de geometria típica de pilha de estéril:

- Altura de bancada: 10,0 m;
- Largura da bermas: 5,0 m;
- Ângulo de face do talude: 30°.

Os sistemas de drenagem interna de pilhas de estéril tem como objetivo evitar o acúmulo de água no interior da pilha, drenando a água que infiltra, evitando, assim o aumento da poro-pressão e melhorando sua estabilidade geotécnica. Estruturas típicas de drenagem interna (tapete drenante e enrocamento de pé) são ilustradas na Figura 3.1.

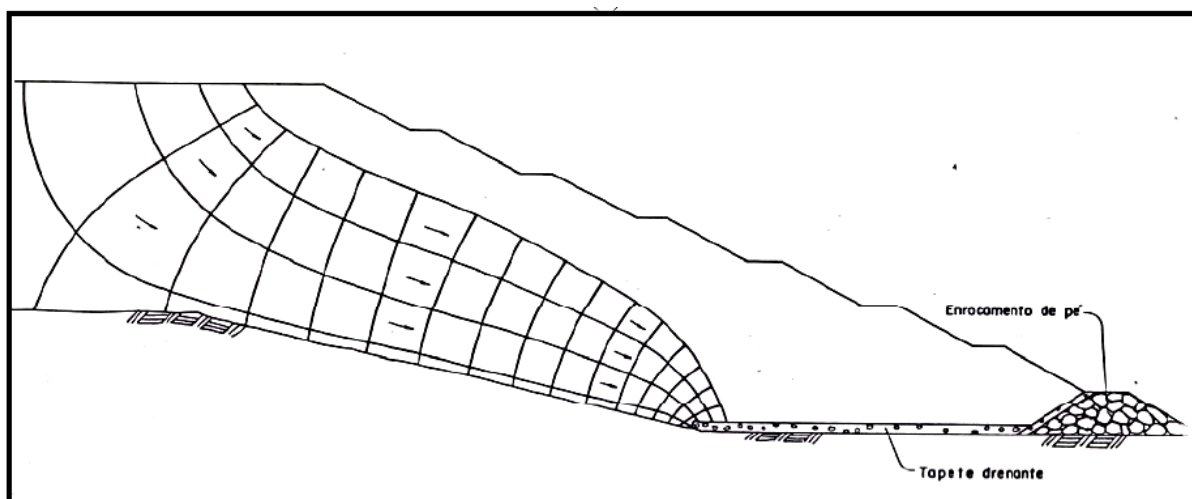


Figura 3.1 - Estruturas típicas de drenagem interna de pilhas de estéril (GOMES, 2006).

Os sistemas de drenagem externa ou de superfície tem como objetivo conduzir as águas do escoamento superficial para fora da estrutura, evitando o acúmulo de água na superfície da

pilha e, conseqüentemente, a infiltração, além de minimizar a ocorrência de processos erosivos. Como exemplos de estruturas típicas de drenagem superficial de pilhas de estéril tem-se as canaletas, descidas d'água e dissipadores de energia.

3.2.2 Barragens de Contenção de Rejeitos

As barragens de contenção de rejeitos são estruturas de disposição de resíduos formadas por barramento, cujo objetivo é conter os rejeitos do processo de beneficiamento de minério e por um reservatório, cujo objetivo é armazenar os rejeitos e, em alguns casos, água. O barramento pode ser construído de solo e rocha, ou até mesmo com o próprio rejeito, desde que este apresente características geotécnicas necessárias. No presente trabalho será utilizado o termo “barragem de rejeitos” para se referir ao conjunto formado pelo barramento e pelo reservatório, independentemente do material de construção do barramento.

É importante ressaltar que existem outros métodos de disposição de rejeitos de mineração tais como *backfilling*, co-disposição, disposição de rejeitos em pasta e disposição de rejeitos a seco, dentre outros, porém estes não serão abordados no presente trabalho.

Os requisitos mínimos para elaboração de um projeto de barragem para disposição de rejeitos estão estabelecidos na norma NBR 13.028/2006 (ABNT, 2006a). A norma estabelece a necessidade de estudos locacionais, estudos hidrológicos e hidráulicos, estudos geológico-geotécnicos e estudos sedimentológicos, além de requisitos mínimos e critérios de projeto.

Historicamente, a disposição de rejeitos se iniciou com a prática de despejar os rejeitos em drenagens próximas e progrediu para o projeto empírico de bacias por parte dos mineradores, com base na tentativa e erro. A partir da década de 1960 os princípios da engenharia geotécnica passaram a ser aplicados nas estruturas de contenção de rejeitos, seguindo conceitos e práticas utilizados em projetos de barragens de água. Atualmente o planejamento e projeto de bacias de rejeitos se tornou uma atividade multidisciplinar, que requer um conhecimento mais amplo em diversos campos, indo além das tradicionais aplicações do conhecimento geotécnico (VICK, 1990).

Existem diferentes tipos ou configurações de barragens de rejeitos: barragens em vale, barragens em meia encosta e bacias de contenção ou “*ponds*” (Figura 3.2). A escolha da

configuração da barragem de rejeitos dependerá basicamente da topografia natural, das características dos rejeitos e de fatores econômicos.

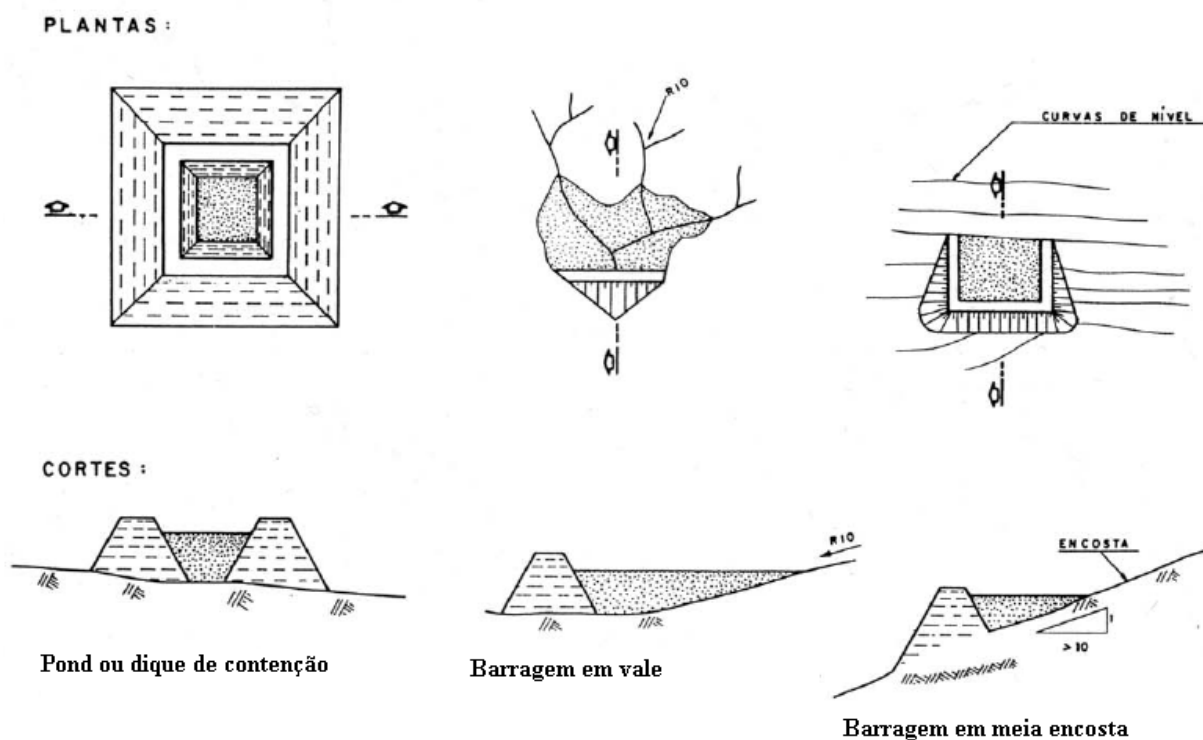


Figura 3.2 - Tipos de barragens de rejeitos (VICK, 1990)

Normalmente, o tipo de barragem que apresenta a menor relação entre volume de barramento e volume de armazenamento de rejeitos é a barragem em vale. Já os “*ponds*” ou bacias de contenção são o tipo de estrutura que resulta na maior relação entre volume de barramento e volume de armazenamento. Como os custos de construção de barragens de rejeitos são diretamente relacionados com a quantidade (e tipo) de material utilizado no barramento, geralmente, opta-se pelas barragens em vale. Grandes economias podem ser obtidas através da minimização do tamanho do barramento e da maximização do uso de materiais locais, em particular os próprios rejeitos.

De um modo geral, os “*ponds*” são construídos em locais planos, onde a topografia não permite a construção de barragens em vale, ou quando se pretende revestir (impermeabilizar) o reservatório devido às características químicas dos rejeitos (resíduos classificados como perigosos). Isto porque é mais fácil revestir internamente os “*ponds*” com geomembrana ou mesmo solos de baixa permeabilidade do que os reservatórios de barragens em vale.

O transporte da polpa de rejeitos até a barragem, geralmente, é feito por gravidade por meio de tubulação ou canais escavados. O lançamento dos rejeitos no reservatório pode ser realizado de diferentes maneiras: em um único ponto (no caso do lançamento de rejeitos de montante para jusante com o uso de canais) ou em vários pontos em linha com a utilização de hidrociclones, canhões ou espigotes. O processo de deposição dos rejeitos é governado pelo escoamento e infiltração da água contida na polpa e pela sedimentação e adensamento da fração sólida, formando uma praia de rejeitos junto ao ponto de lançamento (GOMES, 2006).

Por questões econômicas, normalmente os barramentos são construídos por etapas, a partir de um dique inicial que sofre seguidos alteamentos à medida que o volume de rejeitos aumenta. Estes barramentos podem ser construídos pelos métodos de alteamento à montante, jusante ou linha de centro, apresentados na Figura 3.3.

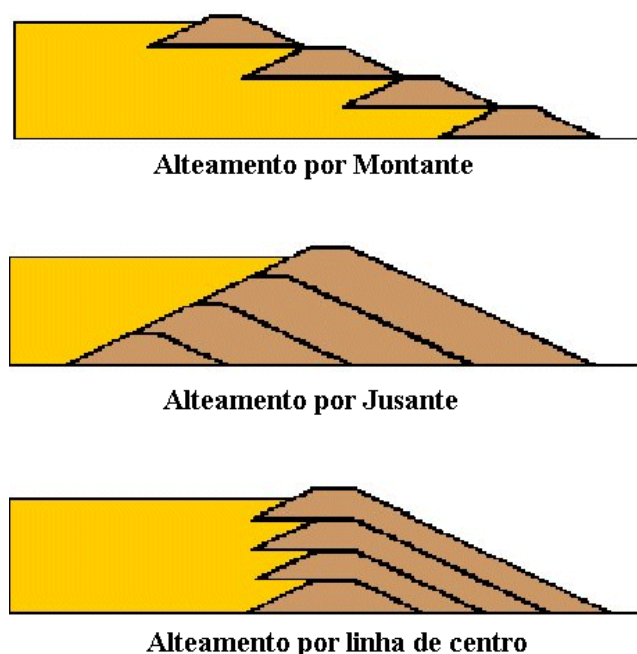


Figura 3.3 - Métodos de alteamento de barragens de rejeitos (Modificado de EPA, 1995)

Nos métodos de alteamento à montante e linha de centro, os rejeitos são lançados periféricamente a partir da crista do barramento por meio de espigotamento ou de hidrociclones. Esta deposição cria uma larga área de praia entre o maciço e a lâmina d'água. A praia se torna a base para o alteamento e construção do próximo dique. Os diques podem ser construídos com material de empréstimo ou com os próprios rejeitos arenosos da praia.

A água é um dos principais componentes em qualquer barragem de rejeitos, logo os princípios da hidrologia impõem muitas das regras sobre os projetos de barragens de rejeitos. De fato, como a estabilidade da barragem é, em grande parte, uma função do nível d'água, estes princípios são de fundamental importância no projeto de qualquer barragem de rejeitos (VICK, 1990).

A elaboração do balanço hídrico é de fundamental importância para o projeto de qualquer estrutura de disposição de rejeitos e para o cenário de pós-fechamento. A Figura 3.4 ilustra uma seção típica de uma barragem de rejeitos apresentando os diversos componentes do balanço hídrico.

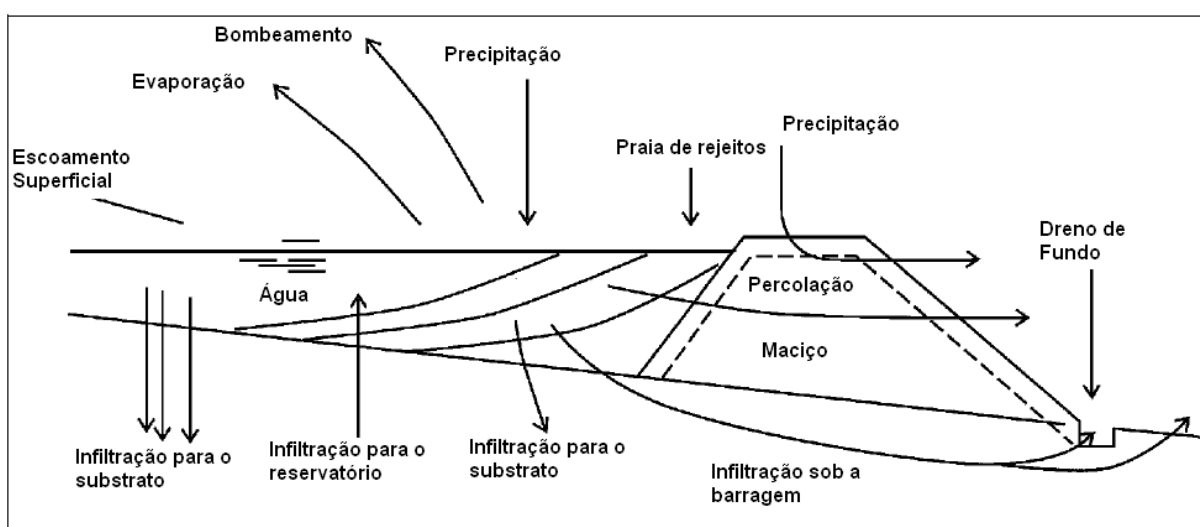


Figura 3.4 - Balanço hídrico de uma barragem de rejeitos (EPA, 1995)

Um dos princípios de projeto de barragens é manter a superfície freática o mais baixo possível nas proximidades do barramento. A superfície freática exerce um alto grau de controle sobre a estabilidade do maciço em ambas as condições de carga estática e sísmica (VICK, 1990). O método básico para manutenção de uma superfície freática baixa nas proximidades da face do barramento é aumentar a permeabilidade relativa do maciço, ou de uma porção da linha de fluxo na direção do mesmo utilizando-se, por exemplo, drenos internos. A Figura 3.5 apresenta a seção de uma barragem de rejeitos dotada de sistema de drenagem interno formado por dreno vertical e tapete drenante.

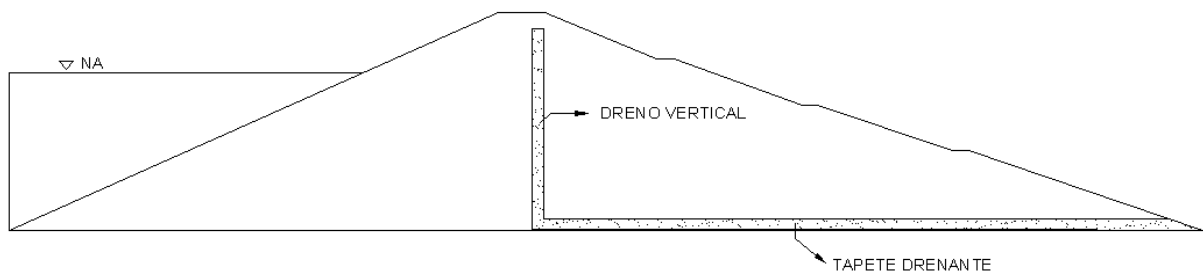


Figura 3.5 - Sistema de drenagem interno de barragem de rejeitos (Modificada de GOMES, 2006).

Além dos drenos internos, as barragens de rejeitos devem possuir também sistema extravasor (vertedouro) para permitir o escoamento do excesso de água acumulada no reservatório e sistema de drenagem superficial no maciço para escoamento da precipitação incidente. A maior parte das barragens também possui sistema de bombeamento para recircular a água armazenada e reutilizá-la no processo de beneficiamento de minério. O único tipo de estrutura de contenção de rejeitos que não possui sistema extravasor são os diques de contenção para rejeitos perigosos, uma vez que estas estruturas não são construídas para verter.

Existem basicamente dois tipos de sistemas extravasores: vertedouro de superfície (canal) ou extravasor tipo galeria (tulipa ou flauta).

Nos extravasores tipo galeria o escoamento ocorre ao longo de uma galeria de concreto armado constituída basicamente por um trecho sub-horizontal, que atravessa o barramento em profundidade, conectado a um trecho inicial inclinado (flauta apoiada em uma das ombreiras) ou vertical (torre ou tulipa construída dentro do reservatório). O trecho inicial constitui a tomada d'água do sistema, apresentando múltiplas aberturas em cotas distintas que vão sendo tamponadas, à medida que ocorre o processo de preenchimento do reservatório com rejeitos (Figura 3.6).

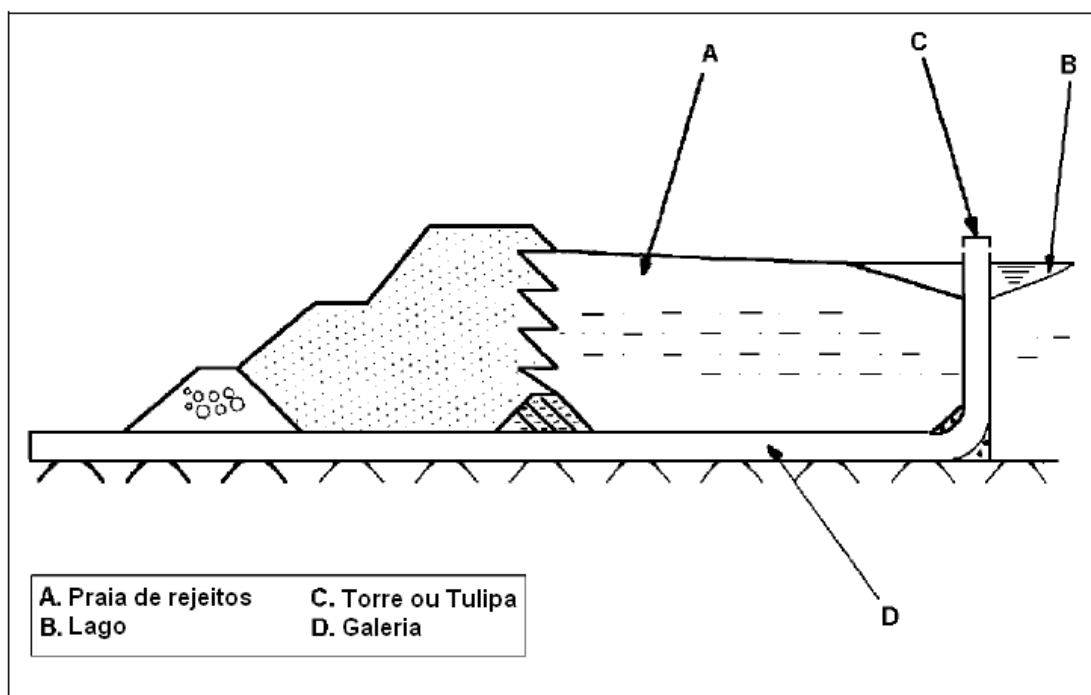


Figura 3.6 – Desenho esquemático de vertedouro tipo torre ou tulipa (Modificado de ICOLD, 1996)

Os vertedouros de superfície são constituídos basicamente de um canal escavado ou em concreto, localizado geralmente em uma das ombreiras da barragem. Vertedouros de superfície possuem capacidades de descarga mais elevada, permitem facilidade de inspeção e manutenção e dispensam a necessidade de um novo extravasor para a fase de desativação (GOMES, 2006).

Ao contrário de outros tipos de estruturas geotécnicas como pilhas de estéril e aterros, onde geralmente limita-se ao máximo a quantidade de água em contato direto e dentro da estrutura, as barragens de rejeitos, por definição, sempre armazenam uma quantidade maior ou menor de água. Assim como para as demais estruturas geotécnicas, a presença de água aumenta os riscos de ruptura. Existe uma série de mecanismos comuns de ruptura aos quais os maciços de barragens de rejeitos podem estar vulneráveis. Estes incluem ruptura de talude por escorregamento rotacional, galgamento, ruptura da fundação, erosão, *piping* e liquefação. Cada mecanismo de ruptura pode resultar em uma ruptura parcial ou completa do maciço.

As rupturas e acidentes com barragens (de rejeitos ou não) são um problema histórico. Diversos esforços para coletar e compilar dados estatísticos sobre rupturas de barragens vem

sendo realizados. Uma coletânea dos casos mais recentes e conhecidos de rupturas de barragens pode ser encontrada em:

- USCOLD – Incidentes com Barragens de Rejeitos (1994)
- ICOLD Boletim 99 – Análise Estatística de Rupturas de Barragens (1995) (Obs.: dados predominantemente de barragens de acumulação de água e de hidroelétricas)
- UNEP – Incidentes com Barragens de Rejeitos 1980 – 1996 (1996)
- ICOLD and UNEP Boletim 121 – Risco de Ocorrências Perigosas com Barragens de Rejeitos – Lições aprendidas a partir de experiências práticas (2001)

O Boletim 99 (ICOLD, 1995) foi o primeiro registro a averiguar se certas características das barragens tinham significância estatística em relação à propensão à ruptura da barragem. USCOLD (1994) e UNEP (1996) coletaram e resumiram dados históricos sobre rupturas de barragens de rejeitos. O Boletim 121 (ICOLD, 2001) procurou resumir compilações prévias sobre rupturas e fazer outras comparações entre barragens de rejeitos e barragens construídas para outros fins que não a mineração.

As informações contidas nos relatórios mencionados foram geralmente obtidas de questionários, dados e casos históricos de domínio público. Além disso, os dados dos relatórios se referem a eventos acontecidos há longo tempo atrás e, durante este intervalo, o número e os tipos de barragens, assim como a tecnologia e as normas que regem seu projeto e construção, variaram consideravelmente. Entretanto, mesmo considerando estas restrições relativas aos documentos acima, estes fornecem um recurso inestimável para o estudo do comportamento das barragens.

Especificamente no Estado de Minas Gerais, a SEMAD (Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável), motivada por repercussões sociais e ambientais dos acidentes de grande magnitude, iniciou em 2001, por meio da FEAM (Fundação Estadual do Meio Ambiente), um processo de debates sobre gestão de barragens de rejeitos e resíduos em indústrias e minerações. Este processo deu origem às Deliberações Normativas N° 62/2002, 87/2005 e 124/2008 (COPAM 2002; 2005; 2008).

Desde 2002 a FEAM coordena o Programa de Gestão de Barragens de Rejeitos e Resíduos com o objetivo de reduzir o potencial de danos ambientais em decorrência de acidentes nessas

estruturas. As barragens são cadastradas em um Banco de Declarações Ambientais e passam por auditoria periódica de segurança, cujos resultados e recomendações devem ser declarados à FEAM, na frequência estabelecida na legislação em vigor. Em 2009, a FEAM divulgou o Inventário Estadual de Barragens de Minas Gerais de 2009, contendo a situação relativa à condição de estabilidade de 720 estruturas cadastradas (FEAM, 2009).

3.3 *Fechamento de Estruturas de Disposição de Resíduos*

Uma abordagem possível para o gerenciamento de estruturas de disposição de resíduos é o da análise de ciclo de vida (ACV), concebido originalmente para avaliação de produtos. A ACV é uma técnica para avaliação dos aspectos ambientais e dos impactos potenciais associados a um produto, compreendendo etapas que vão desde a retirada da natureza das matérias-primas elementares que entram no sistema produtivo (berço) à disposição do produto final (túmulo) (ISO, 2006). Esta ferramenta compreende fundamentos para o desenvolvimento e a melhoria de produtos, por meio da quantificação e caracterização dos fluxos elementares, de entrada e saída de matéria e energia. Analogamente, pode-se avaliar um empreendimento desde a sua concepção até o seu encerramento. Os setores de mineração e de disposição de resíduos sólidos foram os pioneiros na utilização do conceito de ciclo de vida para o gerenciamento de empreendimentos (SÁNCHEZ, 2001). A abordagem de ciclo de vida é recomendada no âmbito das melhores práticas para o gerenciamento de estruturas de disposição resíduos da mineração pela Comunidade Européia (EC, 2009).

O ciclo de vida de estruturas de disposição de resíduos compreende, basicamente, as fases de projeto, implantação, operação e fechamento. A estas fases pode-se ainda acrescentar as fases de estudos de pré-viabilidade e viabilidade, anteriores e complementares à fase de projeto, e a fase de pós-fechamento, posterior e complementar à fase de fechamento. A abordagem de Ciclo de Vida é fundamental para compreender a importância de se estimar o custo de fechamento das estruturas de disposição de resíduos com a devida antecedência, tema do presente trabalho.

A fase de projeto corresponde à concepção geral da estrutura e compreende a definição de local de implantação, controles necessários e método e cronograma de construção. Nesta fase é necessário total conhecimento do tipo, das características e das quantidades dos resíduos que serão depositados.

Em uma estrutura de disposição de resíduos as fases de implantação e operação muitas vezes se confundem. A implantação corresponde à preparação do local escolhido e construção das primeiras contenções necessárias. A fase de operação se inicia assim que os resíduos começam a ser depositados. Uma característica comum a praticamente todas as estruturas de disposição é que, durante a operação, estas permanecem em constante construção. Além disso, o resíduo geralmente é utilizado como “material de construção” de pelo menos parte da estrutura, quando não do todo. Uma exceção é feita aos aterros ou bacias de contenção de resíduos perigosos, construídos geralmente em valas.

A fase de fechamento é o processo que compreende a paralisação das atividades produtivas, o descomissionamento ou a desativação e remoção de estruturas e equipamentos e reabilitação da área (HEIKKINEN *et al.*, 2008). Após o fechamento existe ainda uma etapa de monitoramento e manutenção da estrutura e do ambiente de entorno.

De uma maneira geral, os principais objetivos a serem atingidos no fechamento de estruturas de disposição de resíduos são (EC, 2009):

- A estabilidade física da estrutura;
- A estabilidade química dos resíduos;
- O uso futuro.

Por estabilidade física entende-se que as estruturas geotécnicas remanescentes (barragens de rejeitos, pilhas de estéril) não deverão estar sujeitas a processos de instabilização, como movimentos de massa ou processos erosivos intensos.

Por estabilidade química entende-se que os resíduos depositados não estarão sujeitos a processos que os tornem uma fonte de contaminação das águas, do ar ou do solo. Claramente a estabilidade química depende da física, uma vez que não é possível evitar uma eventual contaminação de água, ar ou solo caso os resíduos não estejam devidamente contidos. O critério de estabilidade química é assim, complementar ao de estabilidade física.

O uso futuro engloba questões relacionadas aos aspectos socioeconômicos do fechamento das estruturas de disposição. O presente autor considera incluídos também sob o aspecto uso futuro, os aspectos bióticos do fechamento, como a obtenção de um ecossistema compatível

com o uso futuro previsto e o estabelecimento de uma cobertura vegetal sustentável no longo prazo.

Vick (2001) chama atenção para outro objetivo importante do fechamento que é atingir a estabilidade física e química e implementar o uso futuro previsto sem a necessidade de monitoramento e manutenção no longo prazo. Obviamente que é difícil conceber o fechamento de estruturas como barragens de rejeitos sulfetados sem considerar o monitoramento e manutenção em um período considerável. O entendimento a ser feito aqui é que deve-se buscar soluções de fechamento que minimizem as necessidades de monitoramento e manutenção.

No presente trabalho, o maior enfoque será dado às questões financeiras do fechamento de estruturas de disposição de resíduos de mineração. Os aspectos técnicos também serão abordados, porém sob uma ótica voltada principalmente para o custo das ações de fechamento. Existe ainda uma série de aspectos sociais relacionados ao fechamento, como as questões de uso futuro da área e impactos socioeconômicos do fechamento que não serão tratados no presente trabalho, pois fogem ao tema proposto.

Para entender a importância da questão financeira na fase de fechamento é importante entender o fluxo de caixa ao longo do ciclo de vida de empreendimentos de mineração. Nas fases de projeto e implantação, o fluxo de caixa é negativo uma vez que não existe ainda receita, apenas investimento. Durante a fase de operação o fluxo de caixa se torna positivo uma vez que as receitas são geralmente maiores do que as despesas de operação. Caso contrário, o projeto não seria viável economicamente. Este fluxo de caixa típico das fases de projeto, implantação e operação se aplica também a outros empreendimentos dos mais diversos setores da economia. Entretanto, particularmente para os empreendimentos de mineração, a fase de fechamento volta a apresentar um fluxo de caixa fortemente negativo. Durante o fechamento são necessárias grandes despesas para recuperar a área degradada. As receitas, quando ocorrem, dizem respeito apenas ao valor de venda da propriedade e de equipamentos usados, que é geralmente bastante inferior aos custos de fechamento na mineração.

Almeida e Lima (2008) elaboraram um estudo onde são apresentados diferentes fluxos de caixa para uma mineração de grande porte considerando vários cenários de provisionamento para a etapa de fechamento. A Figura 3.7 apresenta o cenário que considera as despesas com

recuperação ambiental e fechamento da mina, a serem efetivadas somente ao final da vida útil do empreendimento. Este é o cenário que representa um fechamento não planejado com a devida antecedência do ponto de vista financeiro, prática historicamente adotada pelo setor de mineração. Nota-se que ao final da vida útil, quando se inicia a fase de fechamento, o fluxo de caixa da mina se torna altamente negativo.

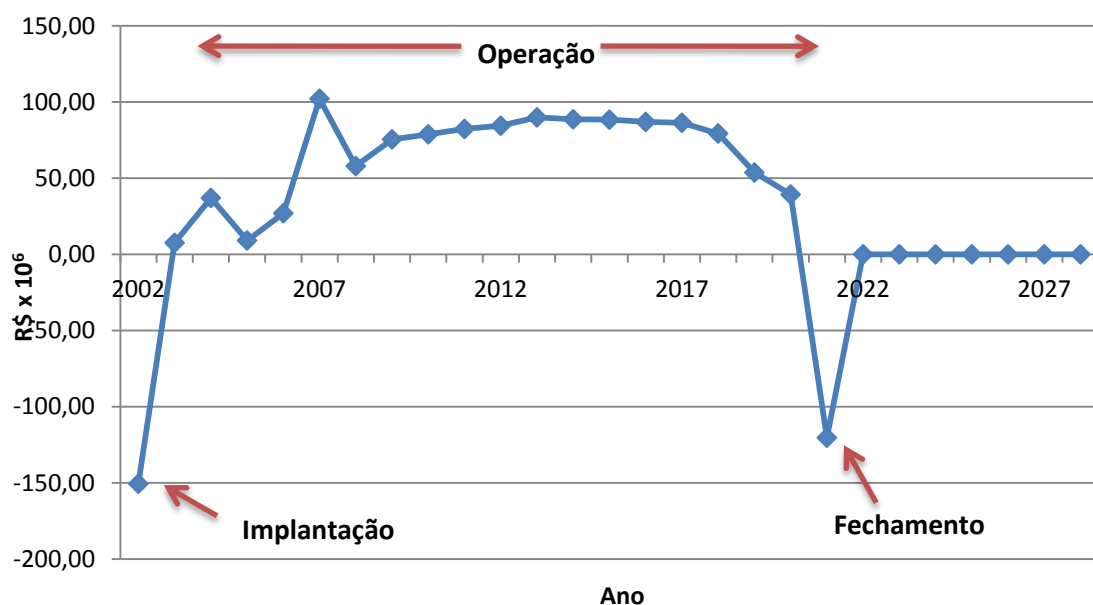


Figura 3.7 - Fluxo de caixa de mineração de ferro de grande porte considerando despesas com recuperação ambiental e fechamento de mina somente ao final da vida útil do empreendimento. (Modificado de ALMEIDA e LIMA, 2008).

Considerando a argumentação apresentada sobre fluxo de caixa de empreendimentos de mineração, pode-se afirmar que durante o fechamento as estruturas de disposição deixam de ser um ativo¹ e se tornam um passivo ambiental².

No passado, a prática mais usual para lidar com tais passivos ambientais era simplesmente abandonar a área contaminada ou degradada (TAVEIRA, 2003). Além disso, nos casos onde o empreendedor não quantifica adequadamente os custos de fechamento e não se prepara financeiramente para enfrentá-los, a necessidade de recursos financeiros adicionais numa fase onde não há mais faturamento/receitas pode impactar significativamente a saúde financeira da

¹ A totalidade de bens de uma empresa, ou pessoa, incluindo dinheiro, crédito, mercadorias, imóveis, investimentos etc (FERREIRA, 2004).

² Acúmulo de danos ambientais que devem ser reparados a fim de que seja mantida a qualidade ambiental de uma área degradada (SÁNCHEZ, 2001).

empresa (ALMEIDA e LIMA, 2008). Em ambos os casos, o ônus de arcar com o passivo ambiental pode ser transferido para o governo ou, em última instância, para a sociedade. A história nos mostra que os custos de recuperar áreas degradadas ou contaminadas podem ser bastante significativos (EPA, 2000 e SHELDON *et al.*, 2002).

Incidentes como o Love Canal, ocorrido nos EUA em 1978, onde uma comunidade inteira foi afetada por um antigo bota-fora de resíduos químicos, forçaram os governos a lidar com os passivos ambientais e a propor mecanismos legais abordando a questão. Em 1980, o governo norte americano criou o “*Superfund*”, uma lei federal cujo objetivo era promover limpeza de áreas contaminadas. A lei criou um fundo com recursos de US\$1,6 bilhões, aumentado em 1986 para US\$8,5 bilhões, para solucionar questões relacionadas à recuperação de áreas contaminadas, muitas delas correspondentes à antigas áreas de disposição de resíduos. Até o ano 2000, 757 áreas foram recuperadas pelo *Superfund* a um custo de mais de US\$18 bilhões (EPA, 2000).

Na mineração, os exemplos de passivos ambientais também são numerosos. Na Alemanha, cerca de dois terços das minas de linhito (carvão) foram fechados na década de 90 a um custo superior a US\$5 bilhões. No mesmo período, na Polônia, um terço das minas de carvão foram fechadas com um custo de US\$1,5 bilhões em indenizações e US\$500 milhões na recuperação (SHELDON *et al.*, 2002).

Na década de 80, leis ambientais surgiram em vários países do mundo tendo como um de seus objetivos, evitar a geração e transferência de passivos ambientais para o estado. Estas leis eram baseadas no princípio do poluidor pagador que obriga aquele que causar degradação ambiental a recuperar a área.

No Brasil, a política nacional do meio ambiente, instituída pela lei nº 6938 de 1981, prevê que o poluidor (pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado, responsável, direta ou indiretamente, por atividade causadora de degradação ambiental) é obrigado a recuperar as áreas degradadas (BRASIL, 1981). No caso da mineração, foi criado posteriormente um instrumento específico para esse fim, o Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD), que deve ser submetido e aprovado pelo órgão ambiental (BRASIL, 1989).

Verificou-se, no entanto, que tais mecanismos legais não eram suficientes para evitar a geração de passivos ambientais e sua transferência para o estado, especialmente, em

empreendimentos cujo fluxo de caixa se altera significativamente durante o fechamento, como é o caso da mineração. De fato, os PRADs geralmente não incluem a estimativa dos custos de reabilitação e tampouco a provisão financeira para recuperação. Portanto, pode-se concluir que há sempre o risco de que a responsabilidade pela reabilitação da mina recaia sobre o governo ou a comunidade, após o encerramento da fase produtiva do empreendimento (LIMA *et al.*, 2006).

Começaram a surgir, então, leis específicas para o fechamento de minas, incluindo, em alguns casos, o tema de provisionamento financeiro para o fechamento.

Vários países possuem legislação específica sobre o tema fechamento de mina, incluindo em alguns casos a exigência de provisão financeira. Curiosamente, a primeira lei específica sobre fechamento de minas foi promulgada nos EUA em 1974, antes mesmo do surgimento de leis ambientais como o *Superfund*. No entanto, Parshley *et al.* (2009) afirmam que até meados dos anos 90, quando uma série de minas em todo mundo se viu forçada a fechar devido à queda no preço dos metais, a legislação e os métodos de estimativa de custo de fechamento de minas não haviam sido aplicados e testados suficientemente. Neste período, vários empreendimentos de mineração faliram na Austrália e o passivo ambiental, bem como as garantias financeiras para o fechamento, foi repassado ao governo. Em muitos casos, verificou-se que as garantias financeiras representavam apenas uma pequena porção dos custos totais de fechamento (AUSTRALIA, 2006). Constatou-se então a necessidade de revisar os métodos em vigor na época.

O International Council on Mining & Metals (ICMM) publicou em 2005 um estudo sobre legislação de fechamento de mina e garantias financeiras em diversos países do mundo: África do Sul, Austrália, Botswana, Canadá, Chile, Estados Unidos, Gana, Guiné, Índia, Indonésia, Jamaica, Japão, Peru, Suriname e Suécia. O nível de exigência de garantia financeira pode variar de nenhuma exigência em Guiné até 100% do custo de fechamento calculado de maneira detalhada nos EUA (MILLER, 2005).

No Brasil, em nível federal, o tema fechamento de minas é tratado indiretamente pela legislação de recuperação de áreas degradadas e diretamente pela portaria nº 237, de 18 de outubro de 2001, do Departamento Nacional de Produção Mineral – DNPM. Esta portaria estabeleceu as Normas Reguladoras da Mineração (NRM). A NRM 20 dispõe sobre a “Suspensão, Fechamento de Mina e Retomada das Operações Mineiras” (DNPM, 2001).

No estado de Minas Gerais, apenas recentemente o fechamento de mina foi abordado por legislação específica, a Deliberação Normativa COPAM nº 127 de novembro de 2008. A referida norma estabelece diretrizes e procedimentos para avaliação ambiental da fase de fechamento de mina (MINAS GERAIS, 2008).

Uma das exigências estabelecidas pela Deliberação Normativa COPAM nº 127/08 é a elaboração de um Plano Ambiental de Fechamento de Mina (PAFEM) que deve apresentar a definição das ações que serão executadas após o fechamento da mina, os monitoramentos previstos e a estimativa de custos do fechamento, dentre outros assuntos.

No entanto, apesar de exigir a apresentação da estimativa dos custos de fechamento, a legislação nacional, diferentemente de outros países, ainda não prevê mecanismos de garantia financeira para o fechamento.

Além disso, o PAFEM é exigido com antecedência de apenas dois anos do fechamento da mina. O autor considera que a antecedência exigida não é suficiente para garantir que os objetivos do fechamento serão atingidos. Caso o operador da mina inicie o planejamento para o fechamento faltando apenas dois anos para o encerramento, é grande o risco de que os custos de fechamento excedam os recursos disponíveis, especialmente em minas de grande porte. As melhores práticas de fechamento de mina recomendam a elaboração de um plano conceitual de fechamento de mina ainda na fase de projeto, que deve ser atualizado ao longo da vida útil do empreendimento (ICMM, 2008).

No estudo de caso apresentado por ALMEIDA e LIMA (2008), o fluxo de caixa da mina nos últimos dois anos proporcionou um resultado positivo de cerca de R\$93 milhões enquanto que o custo de fechamento estimado foi de cerca de R\$117 milhões, ou seja, os recursos disponíveis nos últimos dois anos seriam insuficientes para arcar com os custos de fechamento. Cabe ressaltar que a mina em questão é de minério de ferro, onde não há problemas de drenagem ácida, que podem elevar significativamente os custos de fechamento.

Outro forte motivo para agir com antecedência é a possibilidade de reduzir o custo da reabilitação ambiental, caso as atividades de mineração sejam planejadas prevendo-se, desde o início das operações, o fechamento da mina (LOTT *et al.*, 2004).

No Brasil são poucos os exemplos de minas fechadas de acordo com um plano de fechamento de mina (Tabela 3.4). Estudo feito por Oliveira Júnior (2001) no estado da Bahia mostrou que em um universo de dez minas fechadas, apenas a mina Maria Preta da CVRD, atual Vale, possuía um plano de fechamento. Ainda assim, o custo de fechamento orçado no plano em cerca de R\$229 mil reais foi altamente subestimado pois o valor gasto até julho de 2001 já alcançava R\$1,150 milhões de reais, com previsão de gasto de R\$2,144 milhões de reais até 2002. As obras de fechamento foram completamente encerradas em 2003 com um monitoramento previsto para um período de cinco anos (LOTT *et al.*, 2004).

Tabela 3.4 - Minas brasileiras fechadas de acordo com um plano de fechamento

Mina	Companhia	Minério	Estado	Descrição sucinta
Águas Claras	MBR – Vale	Ferro	MG	Mina a céu aberto de minério de ferro com área total de 400 ha. Grande proximidade de Belo Horizonte. Fechamento prevê a formação de um lago na cava com 234 m de profundidade. Uso futuro integrado à região metropolitana de Belo Horizonte, prevê implantação de atividades ligadas ao setor de serviços.
Piçarrão	CVRD – Vale	Ferro	MG	Mina encerrada em 1985 com pequenos trabalhos de recuperação. Recuperação integral de área de 160 ha executada entre 2000 e 2003 de acordo com projeto de reabilitação.
Riacho dos Machados	CVRD – Vale	Ouro	MG	A mina operou entre 1989 e 1997, com lavra a céu aberto, movimentando 3.220.000 t de minério, 6.878.739 t de estéril e produzindo 4.825 kg de ouro. O minério foi tratado por lixiviação em pilhas. A implantação do PRAD ocorreu em 2002 com recuperação de 60 ha.
Caeté	CVRD – Vale	Ouro	MG	A mina operou de 1996 a 2001, em lavra a céu aberto, com o minério sendo tratado através de lixiviação em pilhas. Foram movimentadas 1.359.000 t de minério, 10.700.882 t de estéril, com uma produção de 2.110 kg de ouro. A Reabilitação da mina de Caeté foi iniciada em 2002, e a sua implantação ainda se estendeu ao longo do ano de 2003. Nos 5 anos subseqüentes foram realizadas manutenções nos 79 ha que foram reabilitados.
Almas	CVRD – Vale	Ouro	TO	A mina iniciou suas atividades operacionais em 1996, encerrando-as em 2001. Neste período foram produzidos 2.699 kg de ouro, tendo sido lavrados e processados 1.604.000 t de minério e 3.335.000 t de estéril. A mina foi explorada a céu aberto, sendo o minério beneficiado através de lixiviação em pilhas. A implantação do programa de reabilitação foi

Mina	Companhia	Minério	Estado	Descrição sucinta
				iniciada em 2001 e finalizada em 2002, com revegetação de 42 ha.
Maria Preta	CVRD – Vale	Ouro	BA	A mina operou entre 1990 e 1996, com lavra a céu aberto e tratamento em uma usina CIP (<i>carbon in pulp</i>) e posteriormente lixiviação em pilhas. Foram produzidos 3.563 kg de ouro. A implantação do programa de reabilitação ambiental iniciou-se em 2000 e foi concluída em 2003. Em seguida, foram aproximadamente 5 anos entre manutenção e custeio. A área em recuperação é de 81 ha.
Mina Velha	Mineração Morro Velho - AngloGold Ashanti	Ouro	MG	Mina subterrânea desativada em 2004 após cerca de 170 anos de operação. O projeto de descomissionamento consistiu na desativação, a reabilitação ambiental (clean-up) e a remoção dos depósitos de rejeitos. Construções e equipamentos foram mantidos devido ao caráter histórico da mineração. Custo com indenizações e passivos trabalhistas (US\$36 milhões) foi quase 15 vezes superior ao custo da recuperação ambiental (US\$2,5 milhões).
Cabaçal	Rio Tinto	Ouro e Cobre	MT	Mina subterrânea com 200m de profundidade, plantas de britagem, moagem, concentração gravimétrica, fundição produzindo ouro em barra e flotação, espessamento e filtração produzindo concentrado sulfetado de cobre. No período entre 1987 e 1991, foram extraídos cerca de 1 milhão de toneladas de minério com teores médios de 5g/t de ouro e 0,82% de cobre. Em novembro de 1992 o órgão ambiental estadual FEMA emitiu o primeiro Certificado de Descomissionamento no Brasil.
Recreio	COPELMI	Carvão	RS	Minas operadas desde 1930. Área próxima à região metropolitana de Porto Alegre. Estudos e licenciamento para utilização das cavas para disposição dos resíduos sólidos urbanos na década de 90. Início da operação de aterro de resíduos em 2001. Até abril de 2008 foram recebidos cerca de 2,6 milhões de toneladas de resíduos.

Fontes: LOTT *et al.* (2004); SIL (2008); RIO TINTO (2008); ANGLOGOLD ASHANTI (2008).

3.4 Aspectos Técnicos do Fechamento de Pilhas de Estéril

Conforme apresentado anteriormente o objetivo final do fechamento de pilhas de estéril é obter a estabilização física e química da área, de acordo com o uso futuro previsto e utilizando soluções que minimizem a necessidade de monitoramento e manutenção.

A estabilização física de uma pilha de estéril consiste basicamente em se evitar movimentos de massas e processos erosivos. Os movimentos de massa são processos gravitacionais que ocorrem em encostas podendo resultar em ruptura dos taludes. A estabilidade dos taludes de uma pilha de estéril depende basicamente do material da pilha e da geometria (altura e inclinação do talude). A análise de estabilidade de taludes é um dos requisitos do projeto de pilhas de estéril estabelecido pela NBR 13.029 (ABNT, 2006b), de modo que teoricamente, uma pilha construída de acordo com a norma já se encontra em condições estáveis. No entanto, é comum, sobretudo para pilhas mais antigas, a necessidade de retaludar a mesma para ângulos mais suaves e estáveis na época do fechamento. A inclinação também influencia os processos erosivos, que são favorecidos quando os taludes são mais íngremes.

O retaludamento de pilhas envolve corte na porção superior do talude e aterro na porção inferior do talude, suavizando a inclinação da pilha. Geralmente recomenda-se o retaludamento de pilhas para ângulos de 18° (1V:3H), que é a inclinação na qual os tratores de esteira conseguem trafegar com segurança (WELS *et al.*, 2003). Além disso, estudos realizados na Europa (ERIKSSON, 2003) mostraram que terrenos naturais, com inclinações de 1V:3H ou mais suaves, estão estáveis, apresentando pouco sinal de alteração em sua morfologia há mais de 10.000 anos, apesar de terem sido submetidos naturalmente a processos erosivos, mudanças de temperatura etc.

Outras ações empregadas visando à estabilização física são a implementação ou adequação do sistema de drenagem superficial da pilha e a revegetação³ de taludes e bermas. A drenagem superficial tem como objetivo minimizar a infiltração de água na pilha, aumentando a estabilidade da mesma e reduzindo o surgimento e evolução de processos erosivos causados pelo escoamento superficial. Geralmente as pilhas de estéril já possuem um sistema de

³Embora a expressão “implantação de cobertura vegetal” seja mais adequada do que “revegetação”, optou-se pelo último por se tratar de um termo consagrado. O termo revegetação pressupõe a existência de uma cobertura vegetal prévia, o que é discutível no caso de barragens de rejeitos e pilhas de estéril.

drenagem superficial. No entanto, este sistema pode não ser robusto o bastante para condições de longo prazo, sendo necessárias obras de adequação.

A revegetação da pilha tem como objetivo minimizar os processos erosivos, além de integrar a pilha ao ecossistema do entorno de acordo com o uso futuro previsto. As características das espécies (nativa ou exótica) empregadas na revegetação dependem em grande parte do uso futuro pretendido. Os métodos de revegetação empregados para recuperação de áreas degradadas de mineração incluem o plantio de mudas, semeadura a lanço e hidrossemeadura além de processos de regeneração natural (SILVA, 1993 *apud* LOTT *et al.*, 2004). Em áreas íngremes como os taludes da pilha, geralmente opta-se pelo plantio de espécies de pequeno porte, como gramíneas e leguminosas utilizando-se o processo de hidrossemeadura. Em taludes em rochas decompostas e/ou solos residuais jovens com declividade acima de 50% recomenda-se o uso de telas ou mantas vegetais, que ajudam a fixar a vegetação e a proteger o talude contra a erosão (DNIT, 2006).

Conforme apresentado anteriormente, na maioria dos casos, o estéril é um resíduo estável quimicamente. Logo, a estabilização química só terá importância nos casos onde o material estéril apresentar sulfetos em sua composição. Nesses casos é preciso prever mecanismos para evitar a ocorrência da geração de drenagem ácida. As soluções típicas para esses casos envolvem a implantação de cobertura de solo com objetivo de reduzir a infiltração de água e a passagem de oxigênio para o interior da pilha. As coberturas podem ser compostas por camadas de solo, argila compactada, e enrocamento. Pode haver ainda a necessidade de se implantar um sistema de tratamento de água para tratar o percolado. Nesses casos, geralmente, opta-se pela implantação de sistemas de tratamento passivo (ex: *wetlands*), que possuem menor custo e requerem menos manutenção. Outra opção para pilhas de estéril de material sulfetado é a completa remoção e disposição em outro local (ex: minas subterrâneas, cavas inundadas). Obviamente que esta é uma solução para casos extremos em função do alto custo de remoção de grandes quantidades de material.

Um exemplo de fechamento de pilha de estéril com material sulfetado são as pilhas da mina de cobre de Aitik, na Suécia, que ocupam uma área de cerca de 400 ha. Para o fechamento das pilhas foram estudadas diferentes alternativas de cobertura com objetivo de impedir o fluxo de oxigênio no interior da mesma. A cobertura escolhida era composta de 1 m de “moraine” (solo argiloso de origem glacial) compactada com uma condutividade hidráulica de $1,5 \times 10^{-7}$

m/s. Calculou-se que esta cobertura seria suficiente para reduzir o transporte de oxigênio até $1,2 \times 10^{-9}$ kg O₂/m²s, menos de 1% da situação normal sem a cobertura. A cobertura foi executada como duas camadas de 0,5 m de “moraine” compactada, sobreposta por uma camada de 0,3 m de “moraine” não compactada para dar suporte ao crescimento da vegetação (EC, 2009).

Após as intervenções de estabilização química e física que caracterizam a etapa de fechamento é necessário realizar o monitoramento e manutenção da pilha de estéril (pós-fechamento). Geralmente são analisados aspectos relativos ao comportamento geotécnico da estrutura, qualidade de água superficial e subterrânea e sucesso do processo de revegetação.

Para confirmar a estabilidade física da pilha, é realizado o monitoramento geotécnico através de inspeções visuais periódicas e leitura dos instrumentos instalados na pilha (ex: marcos topográficos, piezômetros e indicadores de nível d’água). Em áreas muito extensas, podem ser utilizadas também imagens de satélite e fotos aéreas. Concomitante com o monitoramento geotécnico é realizada a inspeção da integridade física das estruturas de drenagem.

O monitoramento de qualidade de água pode ser mais ou menos complexo dependendo da situação de cada local. Geralmente o monitoramento de qualidade de água segue os moldes do monitoramento pré-existente durante a operação da mineração. No caso de pilhas de estéril de material inerte, o monitoramento é geralmente mais simples e o principal foco é o carreamento de sólidos para as drenagens superficiais a jusante da pilha. No caso de pilhas de material sulfetado, parâmetros como pH, sulfatos e metais dissolvidos são os mais importantes.

Quanto ao monitoramento e manutenção da revegetação, o objetivo é identificar as áreas onde o processo não foi bem sucedido e realizar o replantio. Também é realizada a manutenção do plantio como um todo, podendo ser efetuadas adubações, controle de pragas e formigas. O período geralmente considerado necessário para se obter o estabelecimento da vegetação é de cinco anos. Almeida e Sánchez (2005) sugerem alguns indicadores para avaliar o desempenho do processo de revegetação em uma área degradada por mineração, quais sejam: (a) aspecto visual, (b) densidade de plantas, (c) altura média de plantas, (d) número de espécies arbóreas e (e) mortalidade de mudas. Nesse mesmo estudo, os autores reportaram um índice de mortalidade de mudas médio de 38% em cinco anos, o que equivale à manutenção do plantio.

Pode-se afirmar, portanto, que em cinco anos houve a necessidade de replantar cerca de 40% das mudas ou ainda que 40% da área teve de ser replantada.

Na legislação internacional, geralmente a duração do período de monitoramento e manutenção pós-fechamento não é bem definido, devendo ser realizado até que se comprove que a estrutura de disposição não representa risco ao meio ambiente. Assim, os critérios de avaliação do monitoramento são estabelecidos caso a caso em função da complexidade da estrutura (MILLER, 2005). Na prática, a maioria dos planos de fechamento considera um período médio de 5 anos para monitoramento e manutenção, depois que todas as obras de fechamento forem concluídas.

3.5 Aspectos Técnicos do Fechamento de Barragens de Rejeitos

Analogamente às pilhas de estéril, o objetivo final do fechamento de barragens de rejeitos é obter a estabilização física e química da área, de acordo com o uso futuro previsto e utilizando soluções que minimizem a necessidade de monitoramento e manutenção.

A estabilização física de barragens de rejeitos consiste basicamente na execução de obras para aumentar a estabilidade do maciço e adequação da drenagem superficial da área do reservatório. Obras de estabilização de maciços de barragens consistem basicamente na suavização dos ângulos dos taludes de jusante, por meio de retaludamento, e implantação de proteção nos pés dos taludes. Ao contrário das pilhas, o retaludamento de maciços de barragem não envolve corte, apenas aterro.

Assim como nas pilhas de estéril, a norma técnica brasileira para o projeto barragens de rejeitos NBR 13.028 (ABNT, 2006a) define requisitos de estabilidade de taludes para o projeto e construção da estrutura. Entretanto, geralmente o controle e supervisão na construção de maciços de barragens de rejeitos e sua manutenção durante a operação são mais bem executados do que em pilhas de estéril. Assim, obras de estabilização de maciços de barragens são geralmente menos intensivas do que obras de estabilização de taludes de pilhas de estéril.

A adequação da drenagem na área do reservatório inclui a construção de canais de drenagem e a adequação ou construção de um vertedouro de fechamento. Salvo nos casos de barragens de rejeitos sulfetados, durante o fechamento opta-se por soluções que reduzam ou eliminem o

acúmulo de água no reservatório, especialmente nos casos onde o lago remanescente se encontra próximo ao maciço. A manutenção de lagos em barragens de rejeitos aumenta os riscos geotécnicos e hidrológicos do fechamento. O maior risco geotécnico se deve ao fato de que a água próxima ao maciço eleva a superfície freática diminuindo a estabilidade da estrutura. O risco hidrológico (galgamento) deixa de existir quando se elimina o reservatório.

Uma solução possível para os casos onde o lago final se encontra imediatamente a montante do maciço é a abertura de uma brecha na barragem para esgotar toda a água. Uma opção menos drástica seria implantar um vertedouro em canal em uma das ombreiras com a soleira em uma elevação baixa o suficiente para evitar o acúmulo da água. Esta solução também pode ser empregada em um vertedouro já existente.

Em um vertedouro pré-existente, além do rebaixamento da soleira, é preciso adequar o seu dimensionamento para a condição do reservatório no fechamento, que tem sua capacidade de amortecimento reduzida, e para uma vazão de projeto com maior tempo de recorrência. A NBR 13.028 (ABNT, 2006a) recomenda dimensionar o vertedouro para um tempo de recorrência de 1000 anos durante a operação e para a precipitação máxima provável (PMP), equivalente a chuva decamilenar, para o fechamento.

Os extravasores tipo galeria não são a estrutura mais adequada para atender aos objetivos do fechamento, especialmente devido à maior necessidade de manutenção e maior risco em comparação com os vertedouros de superfície. Nos extravasores tipo galeria, é possível identificar três fases de funcionamento (GOLDER, 2004):

- Funcionamento como vertedor de crista livre e soleira delgada. Nesta situação, o controle hidráulico se situa na soleira;
- Funcionamento como orifício, quando o nível de água impede a entrada de ar, estabelecendo escoamento a seção plena na parte vertical da estrutura. Assim, mesmo que a soleira tenha capacidade para aduzir vazões maiores, o citado orifício restringe o fluxo, controlando-o;
- Funcionamento como conduto forçado, quando as vazões escoam a seção plena na galeria de jusante. Neste caso, o controle do fluxo é estabelecido pela relação entre a

carga hidráulica disponível e as perdas de carga localizadas e contínuas até a seção com escoamento livre.

A partir do descrito anteriormente, conclui-se que os vertedores do tipo tulipa não são apropriados para a fase de fechamento de barragens, na qual naturalmente se deseja a maior flexibilização em termos de acompanhamento do comportamento da estrutura. Tais estruturas estão mais sujeitas a vazamentos, estando reconhecidamente associadas a rupturas por *piping*. Além disso, em vertedores deste tipo, a capacidade de descarga cai bruscamente com o aumento do nível de água no interior da barragem, em virtude da mudança do controle hidráulico. Este aspecto, associado à vulnerabilidade a entupimentos devido ao fato de possuir seção fechada, pode levar ao galgamento das barragens no caso de uma obstrução da seção transversal. Durante o fechamento os extravasores tipo galeria devem ser desativados e preenchidos com concreto.

Outra estrutura de drenagem geralmente implantada ou modificada na época do fechamento são os canais. A implantação de canais na área do reservatório tem como objetivo reordenar o escoamento superficial evitando erosão na área do reservatório e sobrecarga nas estruturas de drenagem.

Também com o intuito de mitigar os processos erosivos na área do reservatório, deve-se revegetar as áreas de praias de rejeitos expostos. Mesmo quando inertes, os rejeitos geralmente não são um substrato adequado para suportar o crescimento de vegetação. Surge, então, a necessidade de cobrir o reservatório com uma camada de solo simples para que a vegetação se estabeleça.

No caso de rejeitos sulfetados, a cobertura da área do reservatório pode se tornar bem mais complexa. Nesse caso, as coberturas tem como função evitar a ocorrência do processo de geração de drenagem ácida e solubilização de metais. Geralmente as coberturas são projetadas para impedir o transporte de oxigênio da atmosfera para os rejeitos e podem ainda ser projetadas para impedir ou minimizar a infiltração de água para os rejeitos. A definição do tipo de cobertura a ser utilizada é uma função das condições locais e deve levar em conta: aspectos climáticos, reatividade e textura dos rejeitos, propriedades geotécnicas, hidrológicas, durabilidade e economicidade dos materiais disponíveis, condições hidrogeológicas do depósito de rejeitos, erosão e intemperismo do sistema de cobertura no longo prazo (INAP, 2009).

CARLSSON (2002) apresenta diferentes configurações para coberturas de solo para o fechamento de barragens de rejeitos sulfetados (Figura 3.8).

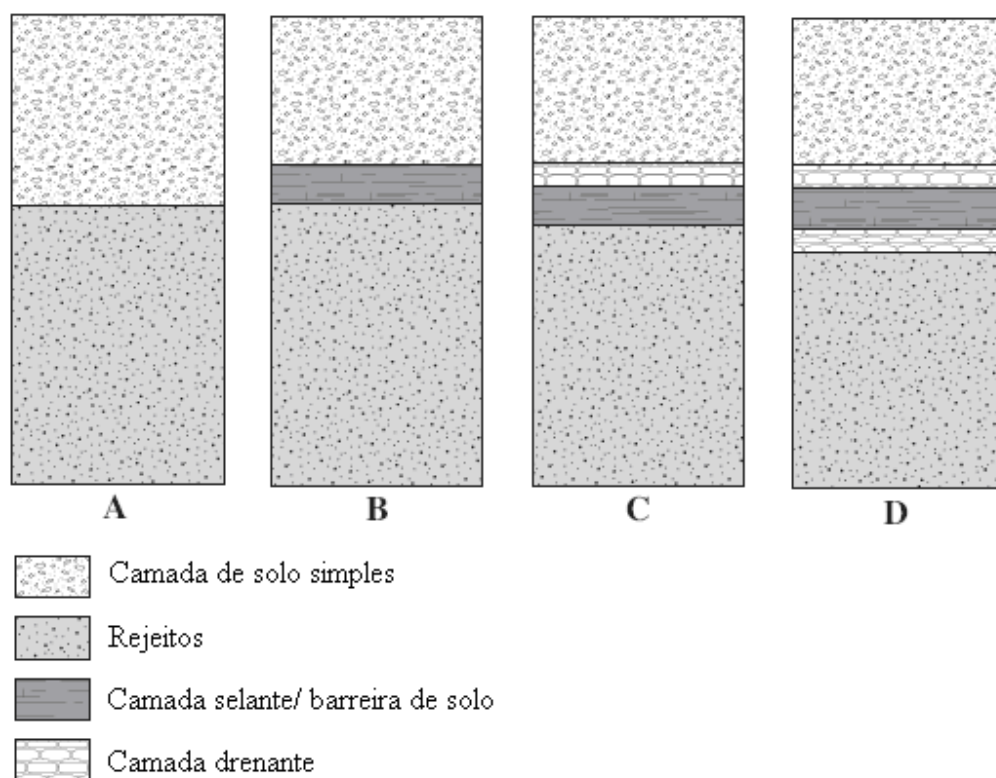


Figura 3.8 - Diferentes configurações para coberturas de solo para o fechamento de barragens de rejeitos (CARLSSON, 2002).

Uma camada de solo simples com espessura entre 1 e 1,5 m (Cobertura A) pode reduzir o transporte de oxigênio para os rejeitos em cerca de 80 a 90%. No entanto este tipo de cobertura simples reduz apenas cerca de 10% a infiltração, assim a geração de lixiviado contendo metais continua a ocorrer. Adicionando-se uma camada de 0,5m solo argiloso compactado (Cobertura B) o transporte de oxigênio é reduzido em mais de 99% e a infiltração é reduzida em mais de 95% (barreira hidráulica). Assim, estima-se que o transporte de contaminantes seja reduzido em mais de 99% (CARLSSON, 2002).

No entanto, para um bom funcionamento da camada selante é de extrema importância que esta permaneça saturada ou próxima da saturação. Quando a camada selante seca é comum ocorrerem rachaduras que aumentam significativamente o transporte de oxigênio até os rejeitos. Logo, a análise do balanço hídrico das camadas de cobertura é fundamental para este

tipo de projeto. Importante ressaltar ainda que os dados apresentados para o desempenho das coberturas foram obtidos em um clima bastante diferente do clima brasileiro.

A Cobertura C contém uma camada drenante que reduz ainda mais a infiltração e quebra o efeito de capilaridade entre a camada compactada e a camada de solo simples. A capilaridade pode resultar em transporte de sais e metais dissolvidos para a superfície, piorando a qualidade do solo e impactando a vegetação. Na Cobertura D, a camada de material granular entre os rejeitos e a camada de baixa permeabilidade evita a perda de umidade da camada selante para os rejeitos (CARLSSON, 2002). Esta configuração onde uma camada de material fino é construída entre duas camadas de material mais grosseiro é geralmente denominada barreira capilar (INAP, 2009).

Em climas onde a evaporação potencial excede a precipitação, geralmente, recomenda-se a implantação de coberturas evapotranspirativas (“*store and release*”), onde o objetivo é formar uma camada simples de material granular bem graduado com capacidade de campo suficiente para evitar a percolação de águas meteóricas até os rejeitos. Embora esta solução seja aparentemente simples, é importante garantir um controle na construção e manutenção da camada de solo de modo a evitar a formação de caminhos preferenciais para a água (INAP, 2009).

No Brasil, destaca-se o trabalho de Amorim (2008), onde foram construídos e testados dois sistemas de coberturas do tipo evapotranspirativas, uma com barreira capilar e a outra sem. Os experimentos foram realizados em escala piloto na mina Morro do Ouro, em Paracatu, MG. As coberturas foram todas instrumentadas para avaliar umidade e sucção das camadas de solo e lisímetros para medir a infiltração. Os resultados indicaram que sistemas de cobertura similares podem ser utilizados na região de Paracatu para o fechamento de barragens de contenção de rejeitos sulfetados.

É importante ressaltar que a construção de coberturas de solo nos reservatórios de barragens de rejeitos não é uma obra de engenharia trivial, especialmente quando os rejeitos são finos e apresentam baixa resistência e alta compressibilidade. Rejeitos finos são comuns quando etapas de moagem e flotação são aplicadas no beneficiamento do minério. O projeto e construção de coberturas de solo sobre este tipo de rejeitos geralmente representam um grande desafio geotécnico devido à baixa resistência ao cisalhamento dos rejeitos, trafegabilidade ruim para equipamentos e grandes recalques (WELS *et al.*, 2000).

A experiência prática de construção desse tipo de cobertura mostra que o processo pode ser caro e demorado, especialmente quando as áreas a serem cobertas são extensas. As deformações (recalques) também são de grande importância uma vez que podem danificar a estrutura da camada de cobertura fazendo com que a mesma perca sua função. Wels *et al.* (2000) apresentam um gráfico de recalques de rejeitos finos de uma mina de urânio (Figura 3.9) considerando três situações de cobertura:

- 1) cobertura de 2 m de espessura sem colocação de drenos durante a construção;
- 2) cobertura de 6 m de espessura sem colocação de drenos durante a construção; e
- 3) cobertura de 2 m de espessura com a colocação de drenos durante a construção espaçados em uma malha de 4 m.

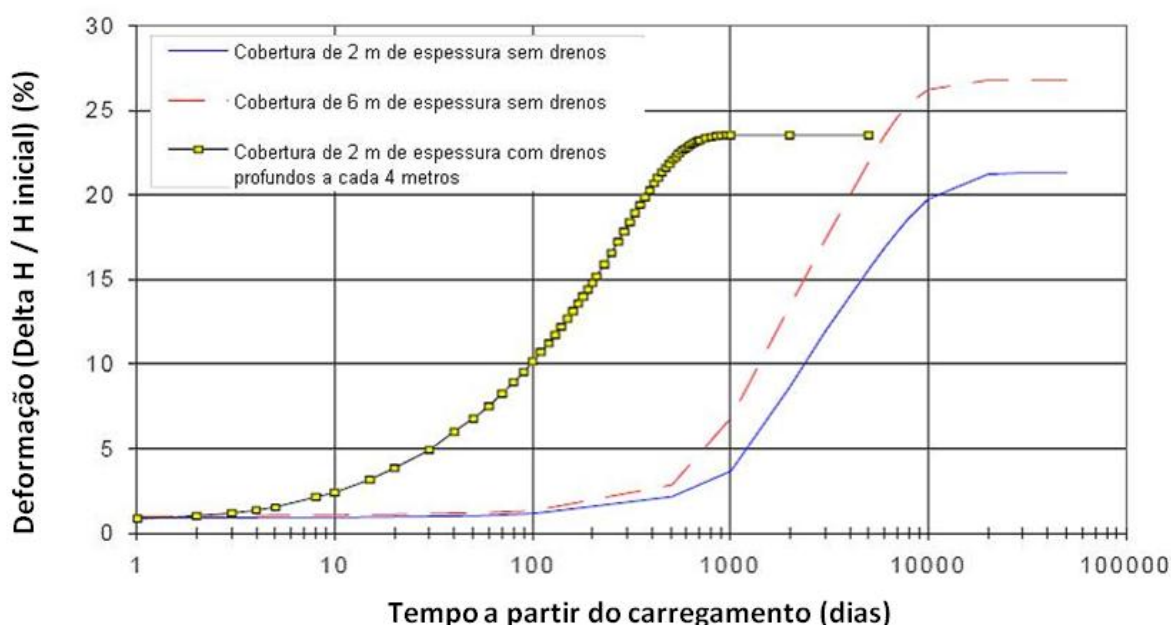


Figura 3.9 - Recalques simulados em um depósito de rejeitos finos considerando diferentes coberturas (WELS et al., 2000).

Nota-se a ocorrência de deformações superiores a 20%. Considerando uma barragem onde a espessura média da camada de rejeitos é apenas de 10 m, a deformação pode chegar a mais de 2 m, o suficiente para romper totalmente a cobertura de 2 m caso o recalque seja diferencial. Além disso, o tempo necessário para atingir o recalque máximo pode chegar a 10.000 dias, isto é, mais de 27 anos, nos casos onde não se instalaram drenos durante a construção da cobertura.

Uma alternativa de fechamento para barragens de rejeitos sulfetados é a cobertura com água ou inundação total e permanente dos rejeitos. A submersão é um método comprovadamente eficaz para impedir o transporte do oxigênio da atmosfera até os rejeitos, evitando assim o processo de geração de drenagem ácida (BJELKEVIK, 2005). Obviamente que esta solução de fechamento só é aplicável em locais onde o clima proporciona um balanço hídrico positivo para a barragem de rejeitos.

A inundação de rejeitos sulfetados é uma solução de fácil implantação e custo significativamente mais baixo do que coberturas com solo. A manutenção da cobertura de água também é bem mais simples do que a manutenção de coberturas com solo.

O grande problema da cobertura com água é garantir que os rejeitos ficarão permanentemente inundados e conviver com os riscos hidrológicos e geotécnicos por um prazo indeterminado (VICK, 2001). No atual contexto, onde as mudanças climáticas se colocam cada vez mais como uma realidade, a probabilidade de ocorrência de secas e/ou de chuvas extremas aumenta ainda mais os riscos hidrológicos.

Atualmente não existe um consenso sobre qual a melhor solução de cobertura para o fechamento de barragens de rejeitos sulfetados.

O monitoramento de barragens de rejeitos durante o fechamento compreende basicamente os seguintes aspectos: geotécnico, integridade de estruturas de drenagem, qualidade de água superficial e subterrânea e sucesso de revegetação.

Os métodos aplicados ao monitoramento de barragens de rejeitos são basicamente os mesmos aplicados às pilhas de estéril. As principais diferenças são geralmente um acompanhamento mais frequente e o maior número de pontos do monitoramento de qualidade de água (subterrâneo e superficial) e o monitoramento de recalques na cobertura.

3.6 Estimativa de custos de fechamento

Conforme apresentado no item anterior, talvez o aspecto mais importante do planejamento da fase de fechamento das estruturas de disposição de resíduos seja a estimativa de custo. De fato, o que motiva os empreendedores a elaborarem um plano de fechamento com antecedência são as questões financeiras do fechamento, em alguns casos reforçadas por

questões legais. As questões sociais também contribuem para o planejamento de fechamento com antecedência, porém em menor grau.

No setor de mineração, existem basicamente três tipos de estimativas de custo de fechamento. Cada tipo de estimativa serve a um diferente propósito e é baseado em premissas específicas (PARSHLEY *et al.*, 2009):

- Garantia financeira (FACE – *Financial Assurance Cost Estimate*)
- Planejamento do empreendedor (LOM – *Life of Mine*)
- Elaboração de relatórios financeiros (ARO – *Asset Retirement Obligation*)

As estimativas de custo para garantias financeiras são elaboradas para os agentes reguladores em função de exigências legais. Esta estimativa cobre os custos que a agência governamental iria arcar para implementar um plano de fechamento aprovado caso o empreendedor abandonasse o local da mina sem executar as obras de fechamento. Este tipo de estimativa de custo não é aplicado para minas brasileiras, pois nossa legislação ainda não exige garantia financeira para o fechamento.

As estimativas de custo para o planejamento do empreendedor são geralmente elaboradas para uso estrito do operador da mina e de sua corporação. Essas estimativas são preparadas para estudos de pré-viabilidade e viabilidade, definição de orçamento e planejamento da mina de um modo geral.

As estimativas de custo para elaboração de relatórios financeiros resultam de uma exigência contábil para empresas que possuem ações listadas em bolsa de valores. O termo ARO – “*Asset Retirement Obligation*” – e suas implicações legais são definidos pelos comitês internacionais de contabilidade *Financial Accounting Standards Board*, em sua norma FAS 143 (FASB, 2001), e *International Accounting Standards Board* em sua norma IAS 37 (IASB, 2005). Esta estimativa deve ser elaborada anualmente e contabiliza o custo de desmobilização dos ativos da mina no referido ano contábil, sendo incluída no balanço anual da empresa como um passivo ambiental declarado. É uma maneira de proteger os acionistas contra uma possível queda no valor de seus papéis devido a um fechamento não planejado em termos financeiros.

A Tabela 3.5 apresenta as principais diferenças entre os três tipos de estimativa de custo de fechamento de minas.

Tabela 3.5 - Tipos de estimativa de custo de fechamento de minas.

Aspecto	FACE	LOM	ARO
Finalidade	Garantia financeira	Planejamento	Relatórios financeiros para acionistas, IPOs
Para quem é elaborada	Governo, órgão ambiental	Operador	Acionistas
Quem executará o fechamento	Empreiteira contratada	Operador ou empreiteira contratada	Operador ou empreiteira contratada
Área impactada considerada	Máxima área impactada	Área impactada ao final da vida útil da mina	Área impactada ao final do ano contábil
Base monetária	Valor presente	Fluxo de Caixa	Fluxo de Caixa
Contabiliza receitas de venda de equipamentos	Geralmente não (variável)	Sim	Não

Fonte: Parshley *et al.* (2009)

É importante destacar que aspectos como: “quem executará o fechamento” e “área impactada considerada” tem um grande impacto sobre os custos de fechamento estimados. Nos casos onde a estimativa é feita considerando que uma empreiteira contratada irá executar o fechamento, é necessário considerar o lucro do empreiteiro e os custos de mobilização e supervisão no custo de fechamento. Estes custos geralmente são estimados como valores percentuais aplicados aos custos diretos de fechamento calculados. Lima *et al.* (2003) afirmam que estes percentuais variam entre 3 e 14% no caso do lucro do empreiteiro, 1 a 5% referentes à mobilização e 2 a 7% referentes à supervisão das obras de fechamento. Além disso, quando o fechamento é executado pelo próprio operador, existe a possibilidade de utilizar equipamentos de grande porte da própria mina que apresentam custos unitários significativamente menores em função da escala.

As melhores práticas de fechamento recomendam que ainda na fase de projeto da estrutura de disposição de resíduos ou da mina seja elaborado um plano conceitual de fechamento que será atualizado e detalhado ao longo do ciclo de vida do empreendimento (EPA, 1997; LIMA *et al.*, 2006, AUSTRALIA, 2006 e ICM, 2008). Assim como o plano fechamento, a estimativa de custo de fechamento também possui um caráter conceitual num primeiro momento e vai sendo detalhada e atualizada com o passar do tempo.

Em qualquer obra de engenharia, o grau de precisão do orçamento é diretamente proporcional ao nível de detalhes. Mattos (2006) define três níveis de detalhes típicos de orçamentos de obras de engenharia:

- **Estimativa de custo:** avaliação expedita com base em custos históricos e comparação com projetos similares. Fornece uma aproximação da ordem de grandeza do custo do empreendimento.
- **Orçamento preliminar:** mais detalhado do que a estimativa de custos, pressupõe o levantamento de quantidades e requer a pesquisa de preços dos principais insumos e serviços.
- **Orçamento analítico ou detalhado:** elaborado com composição de custos e extensa pesquisa de preços dos insumos. Procura chegar a um valor bem próximo do custo “real”, com uma reduzida margem de incerteza.

Nos itens anteriores desta revisão bibliográfica, o termo “estimativa de custo” foi usado de maneira genérica, ou seja, se referia ao processo de quantificar os custos de fechamento independente do nível de detalhe do orçamento. Nos itens subsequentes o termo “estimativa de custo” será utilizado com a conotação de nível de detalhe, conforme definido por Mattos (2006), exceto onde indicado.

Conforme exposto acima, o plano conceitual de fechamento deve ser preferencialmente elaborado no início da vida útil do empreendimento, nas fases de pré-viabilidade, viabilidade e projeto. Nestas fases é comum que haja uma série de incertezas que dificultam ou até impossibilitam a elaboração de um plano de fechamento mais detalhado. Geralmente a informação existente nestas fases se resume à previsão da geometria final da estrutura e à caracterização preliminar dos resíduos.

Mesmo sendo possível em alguns casos elaborar um “orçamento preliminar” de fechamento, com levantamento de quantidades e custos unitários, em termos práticos este nível de detalhe em um plano conceitual pode fazer pouco sentido ou mesmo representar um esforço perdido.

De fato, na época do fechamento, uma estrutura de disposição de resíduos de mineração, seja pilha de estéril ou barragem de rejeitos, nem sempre reflete o seu projeto original. Cabe ressaltar que estas estruturas são construídas ao longo de anos, por vezes décadas, e que os

métodos aplicados durante a construção e a operação influenciam o comportamento das mesmas (CHAPADEIRO *et al.*, 2008) e, por consequência, o seu fechamento.

Além disso, estruturas de disposição de resíduos são muito dinâmicas. Este dinamismo próprio resulta de diversos fatores como evolução científica e tecnológica, aspectos econômicos e ambientais. Como exemplo de evolução científica, tem-se o aprimoramento dos conceitos de geotecnia aplicados ao projeto de barragens de rejeitos (VICK, 1990). Como exemplo de evolução tecnológica, pode-se citar os enormes avanços das técnicas de disposição de resíduos da mineração nas últimas décadas. Como exemplo de fatores econômicos, tem-se as variações nos preços dos metais que podem levar ao fechamento prematuro ou a expansão de minas e de suas estruturas de disposição de resíduos (OLIVEIRA JUNIOR, 2001; PARSHLEY *et al.*, 2009).

Espera-se, portanto, que o nível de detalhe do orçamento do plano conceitual de fechamento, elaborado no início do ciclo de vida do empreendimento, seja equivalente ao que Mattos (2006) define como “estimativa de custos”.

Por definição, a “estimativa de custos” é uma metodologia simplificada, que requer um baixo nível de detalhe, podendo ser baseada em custos históricos e comparação com projetos similares. O que se pretende no presente trabalho é justamente a proposição de índices de custo para diferentes tipos de estrutura de disposição de resíduos de mineração que permitam a elaboração de estimativas de custo de fechamento nas fases iniciais do ciclo de vida das mesmas.

O índice de estimativa de custo fechamento pode ser definido como um valor que relaciona o custo de fechamento com uma característica da estrutura de disposição. Os índices devem ser baseados em características que geralmente estão disponíveis já na fase de projeto como, por exemplo, aquelas relacionadas à quantidade de resíduos que será depositada (massa ou volume) ou mesmo a área ocupada pela estrutura de disposição.

Índices de estimativa de custo de fechamento não são necessariamente novidade. Algumas publicações internacionais trazem valores de custo de fechamento normalizados geralmente pela área das estruturas de disposição ou pela quantidade de resíduos depositados.

A EPA estabeleceu como objetivo da publicação “*Costs of Remediation at Mine Sites*” a geração de dados de custo de fechamento de minas. Na época, os dados poderiam ser usados como referência por agências reguladoras e por mineradores para o planejamento da mina, incluindo cálculo de garantia financeira, bem como para a estimativa de custos de fechamento (EPA, 1997). A Tabela 3.6 e a Tabela 3.7 apresentam, respectivamente, custos típicos de fechamento de pilhas de estéril e barragens de rejeitos sulfetados. Os custos foram todos obtidos de projetos de fechamento de minas no continente norte americano. Nota-se que, em alguns casos, a diferença entre os custos unitários máximos e mínimos indicam uma enorme variação nos custos de fechamento. Por exemplo, o custo de fechamento de barragens de rejeitos com cobertura de solo composta variou em quase 20 vezes. Observa-se ainda que os custos de fechamento e a variação entre custo máximo e mínimo dependem da solução adotada. Os custos foram corrigidos para valores atuais com base na inflação dos EUA (45%) incidente no período de 1994 a 2009 (BLS, 2009).

Tabela 3.6 - Custo unitário de fechamento de pilhas de estéril sulfetado (Modificado de EPA, 1997)

Tecnologia de Remediação	Custo unitário final		
	Unidade	Mínimo	Máximo
Construção de bermas e canais	US\$/m ³	1,90	94,82
Coleta e tratamento de água impactada	US\$/t	0,29	0,71
Coleta e tratamento de água impactada + cobertura com solo	US\$/t	0,38	0,96
Cobertura de solo composta	US\$/t	1,20	1,46
Cobertura com geomembrana	US\$/m ²	13,87	69,37

Nota: US\$1,00 = R\$1,77 (Banco Central do Brasil, 2010)

Tabela 3.7 - Custo unitário de fechamento de barragens de contenção de rejeitos sulfetado (Modificado de EPA, 1997)

Tecnologia de Remediação	Custo unitário final		
	Unidade	Mínimo	Máximo
Coleta e tratamento de água impactada	US\$/m ²	161,95	180,23
Coleta e tratamento de água impactada + cobertura com solo	US\$/m ²	151,56	199,93
Cobertura de solo composta	US\$/m ²	17,20	314,23
Cobertura com geomembrana	US\$/m ²	18,27	305,99

Cabe aqui um comentário sobre os custos de fechamento de pilhas de estéril sulfetado. Considerando os valores apresentados pela EPA (Tabela 3.6 e Tabela 3.7), é mais barato tratar a água impactada do que cobrir a pilha com solo. Entretanto, estudo elaborado por Nóbrega *et al.* (2008) aponta que quando considerados os custos de longo prazo, ocorre exatamente o

contrário, isto é, o custo da solução de fechamento que envolve apenas o tratamento de águas ácidas tende a apresentar um desempenho econômico pior em relação a soluções que envolvem retaludamento e cobertura ou mesmo remoção da pilha.

Publicação mais recente apresenta uma compilação de custos de fechamento de estruturas de disposição de resíduos de minas na Europa (Tabela 3.8) (EC, 2009).

Tabela 3.8 - Custos de fechamento de pilhas de estéril e barragens de rejeitos na Europa

Atividade	Custo		Unidade	Local/Comentário
	Mín	Máx		
Revegetação de pilha ou barragem	0,1	0,5	EUR/m ²	Geral / Depende da escala
Cobertura de pilha ou barragem	3	10	EUR/m ³	Geral / Depende da escala e do método
Inundação de barragem de rejeito	0,5	1	EUR/m ²	Geral / Depende da escala e do local
Formação de Wetland	0,1	1	EUR/m ²	Geral / Depende da escala e do local
Fechamento (não especificado) 37 ha		0,6	EUR x 10 ⁶	Orivesi
Fechamento (inundação e revegetação) 280 ha		1,5	EUR x 10 ⁶	Boliden
Fechamento e monitoramento 100 ha		5,4	EUR x 10 ⁶	Pyhälsami
Reabilitação		14,4	EUR/m ²	Zinkgruvan
Desaguamento de barragem de rejeito	0,7	1,2	EUR/m ²	Tara
Revegetação	0,7	0,8	EUR/m ²	Tara
Monitoramento	1,3	1,7	EUR/m ²	Tara
Manutenção		0,1	EUR/m ²	Tara
Custo total de recuperação e fechamento	3,1	3,7	EUR/m ²	Tara
Execução da cobertura		2,9	EUR/m ³	Aznalcollar / Material não incluso
Proteção da cobertura		3,1	EUR/m ³	Aznalcollar / Material não incluso
Retaludamento da barragem		4,9	EUR/m ³	Aznalcollar / Escavação, carga, transporte e espalhamento
Recuperação do <i>Pond</i>		18,5	EUR/m ²	Aznalcollar / Custo total/área total
Cobertura composta (1995)		7	EUR/m ²	Saxberget / Custo total/área total
Inundação de rejeitos (1992)		1,5	EUR/m ²	Steckenjokk / Custo total/área total
Inundação de rejeitos		1,5	EUR/m ²	Kristineberg / Custo total/área total
Cobertura composta		6	EUR/m ²	Kristineberg / Custo total/área total

Nota: EUR\$ 1,00 = R\$ 2,19 (Banco Central do Brasil, 2010)

Assim como nos custos apresentados pela EPA, os custos de fechamento das minas européias dependem do local, da escala e da solução de fechamento. Nota-se que a informação apresentada varia desde o custo total de fechamento (EUR x 10⁶) até custos unitários de fechamento (EUR/m² ou EUR/m³) totais e específicos para uma ação de fechamento (ex: revegetação).

Os índices de estimativa de custo baseados em área são inclusive utilizados por algumas agências ambientais para o cálculo das garantias financeiras para o fechamento de minas. No entanto, a maioria das agências ambientais exige que os custos de fechamento sejam estimados de forma mais precisa por meio de um plano de fechamento de mina que considere as soluções de fechamento e condições locais específicas da mina em questão.

Na Índia, a garantia financeira para fechamento de minas varia entre Rs.25.000/ha a Rs.15.000/ha de acordo com o tipo de mina⁴. Entretanto, a garantia financeira mínima exigida varia de Rs.1.000.000 a Rs.2.000.000, também de acordo com o tipo de mina (MILLER, 2005).

Na Austrália, um país com reconhecida tradição em mineração, cada estado ou território possui sua legislação e metodologia próprias para estimar as garantias financeiras para o fechamento de minas. A Agência Ambiental do estado da Austrália Ocidental define taxas mínimas, em AUD\$/ha, para o cálculo da garantia financeira para o fechamento de minas com base nos riscos apresentados por diferentes estruturas (Tabela 3.9) (GOVERNMENT OF WESTERN AUSTRALIA, 2008). Dentre as estruturas consideradas de maior risco e que, por consequência, apresentam os maiores custos por hectare, estão as barragens de rejeitos e as pilhas de estéril sulfetado.

⁴ Nota: Rs. 1,00 = R\$ 0,04 (Banco Central do Brasil, 2010)

Tabela 3.9 - Taxas mínimas para o cálculo da garantia financeira para o fechamento

DESCRIÇÃO	AUD\$/ha mínimo
Barragens de rejeitos, pilhas de lixiviação, pilhas de estéril de alto risco (presença de sulfetos, facilmente erodível ou altura maior do que 25m)	\$12.000
Depósitos de estéril de baixo risco, pátios de minério, plantas industriais, oficinas e barragens de água de processo	\$10.000
Acampamentos, lavra em tiras, adutoras hiper salinizadas (sólidos dissolvidos > 15,000), estradas de transporte, lagoas de tratamento de efluentes e aterros sanitários.	\$5.000
Estradas de acesso, adutoras de água bruta, áreas de empréstimo.	\$3.000

Nota: AUD\$ 1,00 = R\$ 1,54 (Banco Central do Brasil, 2010)

No estado australiano de Queensland, a metodologia para estimar as garantias financeiras para o fechamento também faz uso de custos unitários de fechamento (AUD\$/área), porém não define valores para os mesmos. Os custos unitários de fechamento devem ser propostos pelo empreendedor com base no custo necessário para que um empreiteiro realize o fechamento da mina em questão (QUEENSLAND, 2003). Portanto, considera-se que para definição do custo unitário é necessária a elaboração de um projeto de fechamento.

Já nos estados australianos de Victoria e New South Wales, existem ferramentas específicas para a estimativa das garantias financeiras do fechamento, na forma de planilhas eletrônicas, disponíveis nos endereços eletrônicos das agências ambientais dos respectivos estados (VICTORIA, 2007; NEW SOUTH WALES, 2006). Estas ferramentas são muito mais elaboradas do que as estimativas de custo feitas com base na área impactada, apresentando um detalhamento das ações de fechamento. As planilhas têm um grau de detalhamento equivalente ao que Mattos (2006) define como orçamento preliminar, sendo necessário o preenchimento das quantidades específicas (áreas, volumes, distâncias) para cada ação de fechamento.

Nos Estados Unidos, merece destaque a legislação ambiental do estado de Nevada sobre garantias financeiras para o fechamento de mina, considerada uma das mais completas e eficazes (PARSHLEY *et al.*, 2009). A estimativa é baseada na quantificação das atividades necessárias para o fechamento incluídas em um plano detalhado de reabilitação ambiental.

Em nível federal, o Departamento do Interior dos Estados Unidos, por meio do “*Office of Surface Mining*” (OSM), publicou um guia para o cálculo de garantias financeiras para o fechamento de minas de carvão. O nível de detalhe deste guia se assemelha a um orçamento

detalhado, uma vez que considera composição de custos com cálculos de rendimento de equipamento para definição de custos unitários específicos para cada empreendimento (OSM, 2000).

Outra importante aplicação de índices de estimativa de custo de fechamento de mina são as auditorias *due diligence*⁵, onde uma empresa compra ativos de outra. Nesse tipo de transação muito comum no setor de mineração, a empresa que adquire uma mina ou um conjunto de minas, geralmente, desconta o valor referente aos passivos ambientais da transação. No caso da ausência de uma estimativa de custo pré-existente, os índices podem ser utilizados para fazer a própria estimativa. No caso da existência de um plano de fechamento de minas com estimativa de custo de fechamento, os índices de estimativa de custo podem ser utilizados para validar os valores orçados.

No meio acadêmico também existem trabalhos relacionados à estimativa de custo de fechamento de minas. Guimarães (2005) desenvolveu um “Aplicativo para Estimativa de Custo de Fechamento de Mina”, porém este requer um nível de detalhes equivalente ao de um projeto de engenharia: *“Os resultados gerados pelo uso do aplicativo são altamente dependentes de um plano de fechamento. Portanto, para obtenção de uma estimativa mais precisa, o plano de fechamento deve ser bem elaborado e periodicamente atualizado.”*

É importante ressaltar que esta “estimativa de custo” feita de maneira expedita não substitui a estimativa de custo (processo de orçamentação) presente em um plano de fechamento de mina, independentemente do nível de detalhe do plano.

Apesar da ampla aplicação e publicação de índices de estimativa de custo de fechamento, a metodologia utilizada para definição dos índices geralmente não é abordada. Pode-se argumentar que a obtenção do índice é muito simples, bastando dividir o custo de fechamento por uma característica da estrutura que se pretende fechar, por exemplo, a área. Em alguns casos, o índice é acompanhado de uma descrição sucinta da estrutura e da solução de fechamento adotada (EC, 2009). A falta de informação acerca dos critérios adotados e das

⁵ “Due diligence” é o procedimento metódico de análise de informações e documentos de uma determinada empresa, com objetivo predeterminado - fusões e aquisições, planejamento de reestruturações societárias, operações financeiras complexas ou processos de privatização de empresas - que resultará em um relatório das reais condições da empresa analisada (SANTOS, 2006).

particularidades do fechamento limita a aplicação do índice para outras estruturas, especialmente quando este foi obtido a partir de uma única pilha ou barragem.

Mesmo nos casos onde a publicação traz uma compilação de resultados (por exemplo EPA, 1997), fica implícito que a metodologia adotada limitou-se a dividir custo de fechamento pela característica da estrutura. O presente autor desconhece a publicação de uma metodologia para definição de índice de estimativas de custo de fechamento de minas com base em um conjunto de dados de fechamento de várias estruturas.

Um índice de estimativa de custo proposto a partir de um conjunto de dados de fechamento de várias estruturas pode ser considerado mais robusto do que um índice proposto a partir de uma única estrutura. A análise de um conjunto de dados pode amenizar condições particulares do fechamento de estruturas individuais que impactam os custos de fechamento das mesmas.

4 METODOLOGIA

Intuitivamente sabe-se que os custos de fechamento de estruturas de disposição de resíduos dependem de características das mesmas, como o porte da estrutura, o tipo de resíduo e a técnica de disposição. Isto é, mantidas as demais características, quanto maior a estrutura de disposição, maior será seu custo de fechamento, ou ainda, quando os resíduos depositados são perigosos, o custo de fechamento é maior do que quando estes são inertes.

A metodologia proposta consiste basicamente em analisar e exprimir matematicamente as correlações existentes entre os custos de fechamento e as características das estruturas de disposição de resíduos, com auxílio de ferramentas estatísticas. Considerando que os custos de fechamento são a variável resposta e as características da estrutura são as variáveis independentes, pretende-se buscar uma função matemática que traduza a correlação entre os mesmos. Os resultados esperados são índices relacionando custos de fechamento com características das estruturas de disposição.

O trabalho foi desenvolvido em duas etapas:

- Levantamento, classificação e tratamento dos dados de fechamento;
- Análise dos dados e proposição dos índices de custo de fechamento.

O detalhamento de cada etapa é apresentado a seguir incluindo os passos empregados e critérios adotados.

4.1 Etapa 1: Levantamento, classificação e tratamento dos dados de fechamento

Neste trabalho foram utilizados basicamente dois tipos de dados: os custos de fechamento e as características das estruturas de disposição potencialmente capazes de influenciar os custos. Os dados foram obtidos tanto em projetos (estimados) quanto em obras de fechamento (incorridos).

Os custos de fechamento de estruturas de disposição de resíduos são geralmente considerados informações sigilosas, especialmente quando dizem respeito à empresas privadas. Portanto,

foram criados nomes fantasia para as diversas estruturas de modo a proteger a fonte e possibilitar a publicação dos dados.

As características capazes de influenciar os custos de fechamento das estruturas de disposição de resíduos foram divididas em duas categorias: características qualitativas e características quantitativas.

As características qualitativas são atributos das estruturas de disposição, geralmente relacionados à natureza dos resíduos. Características qualitativas não são passíveis de ser representadas por números, assim, apesar de influenciarem os custos de fechamento, esta influência não pode ser expressa matematicamente. Portanto, estas características são utilizadas para a classificação das estruturas.

A principal característica qualitativa que influencia os custos de fechamento das estruturas de disposição é a natureza química dos resíduos. Os resíduos de mineração são geralmente classificados quanto à presença de sulfetos: resíduos sulfetados e resíduos não sulfetados ou inertes (óxidos, carbonatos, silicatos). Sabe-se que estruturas de disposição de resíduos de mineração onde se depositam materiais sulfetados demandam maiores intervenções para o fechamento e, conseqüentemente, apresentam custos mais elevados (EC, 2009).

As características quantitativas, por serem relacionadas à quantidade de resíduos depositados, não só influenciam os custos de fechamento como podem apresentar correlação direta com os mesmos. Tais características foram utilizadas, portanto, para a proposição dos índices de custo de fechamento. São entendidas como quantitativas as características dependentes da quantidade de resíduo, quais sejam: volume de resíduos e área da estrutura de disposição.

O volume de resíduos que se quer depositar é geralmente a primeira informação disponível acerca da estrutura de disposição de resíduos, seja ela pilha de estéril ou barragem de rejeitos. Normalmente, o projeto da estrutura de disposição é definido, dentre outros parâmetros, em função do volume de resíduos a ser depositado. Elaborado o projeto, obtém-se a área da estrutura de disposição.

No caso de pilhas de estéril pode-se pensar em dois tipos de área: a área do terreno ocupada pela estrutura (área projetada) e a área da superfície da mesma (área de superfície). A área de superfície pode ser significativamente maior do que a área projetada, especialmente para

estruturas construídas em encosta, com pouca área plana e muita área de talude. A Figura 4.1 apresenta a representação esquemática da relação entre a área projetada e a área de superfície. Nota-se que quanto maior a inclinação do talude (ângulo α) maior o aumento da área de superfície em relação a área projetada.

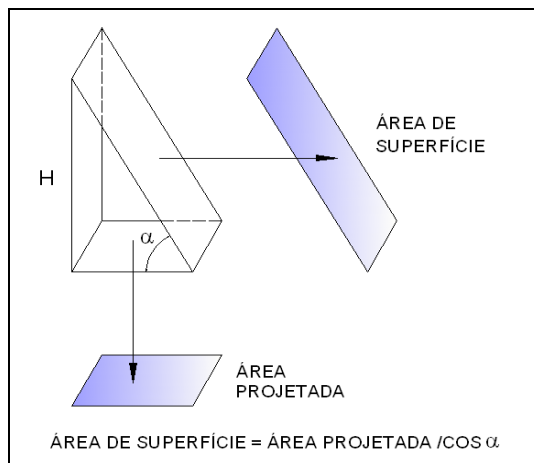


Figura 4.1 – Relação entre área projetada e área de superfície

No caso de barragens de rejeitos, a área de superfície é geralmente muito próxima da área projetada, uma vez que a área do maciço (onde existe inclinação) é pequena em relação a área do reservatório onde a área projetada e de superfície são coincidentes.

Uma vez levantados os dados de fechamento (nome da estrutura, origem do dado, data do dado, custo de fechamento, volume de resíduos, área projetada e área de superfície), estes foram agrupados de acordo com o tipo de estrutura: pilha de estéril e barragem de rejeito. Em seguida, os dados de fechamento das pilhas e barragens foram classificados de acordo com as características qualitativas dos resíduos (resíduo sulfetado ou inerte).

Os custos de fechamento foram classificados em função da natureza das atividades de fechamento. Tipicamente os projetos de fechamento são apresentados na forma de orçamento de obra de engenharia, com discriminação dos custos de acordo com a sua natureza. São consideradas naturezas de custo típicas de obras de fechamento de estruturas de disposição de resíduos:

- Estudos e Projetos;
- Desativação/Adequação de estruturas;

- Obras de Solo e Rocha;
- Obras de Drenagem;
- Revegetação;
- Monitoramento e Manutenção de Revegetação;
- Monitoramento Geotécnico;
- Monitoramento de Qualidade de Água; e
- Outros (contingências).

A classificação dos custos quanto à sua natureza teve como objetivo identificar os critérios adotados para o fechamento a fim de possibilitar o tratamento posterior destes dados quando necessário.

Após a classificação dos custos de fechamento quanto à sua natureza, foi feita uma normalização do custo de cada atividade de fechamento pelo custo total de fechamento da estrutura. Observou-se que, para algumas estruturas, foram adotados critérios de fechamento diferentes das demais, capazes de impactar significativamente os custos, sobretudo no que diz respeito ao período de monitoramento pós fechamento. Nestes casos, foi realizado o tratamento dos custos de fechamento que consistiu na definição de um período de monitoramento de cinco anos. Custos de monitoramento orçados além dos cinco primeiros anos foram desconsiderados. É importante ressaltar que o objetivo do tratamento de dados não foi simplesmente alterar os orçamentos para que estes se enquadrassem em um padrão, e sim eliminar diferenças entre conceitos adotados no projeto de fechamento de modo que a comparação tivesse maior sentido.

Foi realizada também a correção monetária dos custos de fechamento. Custos incorridos ou de projetos elaborados em datas diferentes foram todos corrigidos para valores atuais, considerando 2009 como ano base. A correção foi realizada por meio da aplicação do índice de inflação “Índice de Obras Rodoviárias – Terraplenagem”, calculado pela Fundação Getúlio Vargas (FGV). O índice foi aplicado anualmente sobre o valor total do fechamento de cada estrutura.

Dentre os índices de inflação disponíveis, o autor julga que este é o que melhor representa a variação de custos de fechamento, uma vez que as obras rodoviárias de terraplenagem são as que mais se assemelham às obras de fechamento de mina. A série histórica do “Índice de Obras Rodoviárias – Terraplenagem” pode ser adquirida junto à FGV. O referido índice foi disponibilizado gratuitamente pela FGV para fins acadêmicos e, portanto, não será reproduzido.

4.2 Etapa 2: Análise dos dados e proposição dos índices de custo de fechamento

A análise dos dados consiste basicamente em buscar a correlação entre os custos de fechamento e as características quantitativas das estruturas de disposição. A metodologia utilizada para definir tal correlação foi baseada no modelo de regressão linear. O modelo de regressão linear foi escolhido em função de sua simplicidade e da possibilidade de comparação com dados da literatura, geralmente expressos na forma de custo de fechamento por área impactada.

A Etapa 2, análise dos dados e proposição de índices de custo de fechamento, foi dividida nas seguintes sub-etapas:

- a) Análise de correlação linear;
- b) Regressão linear;
- c) Elaboração de gráficos tipo *box plot*;
- d) Seleção de populações.

Cada conjunto de dados, formado pelos custos de fechamento e por uma característica quantitativa (volume, área projetada ou área de superfície), foi submetido a esta sequência de sub-etapas que deve ser vista como um ciclo. Isto porque, os resultados da sub-etapa de seleção de populações gera um novo conjunto de dados que realimenta o ciclo.

Os cálculos e gráficos da Etapa 2 foram todos elaborados com auxílio do *software* MS Excel.

A Figura 4.2, apresentada a seguir, resume os passos empregados na Etapa 2, evidenciando as interações entre as sub-etapas.

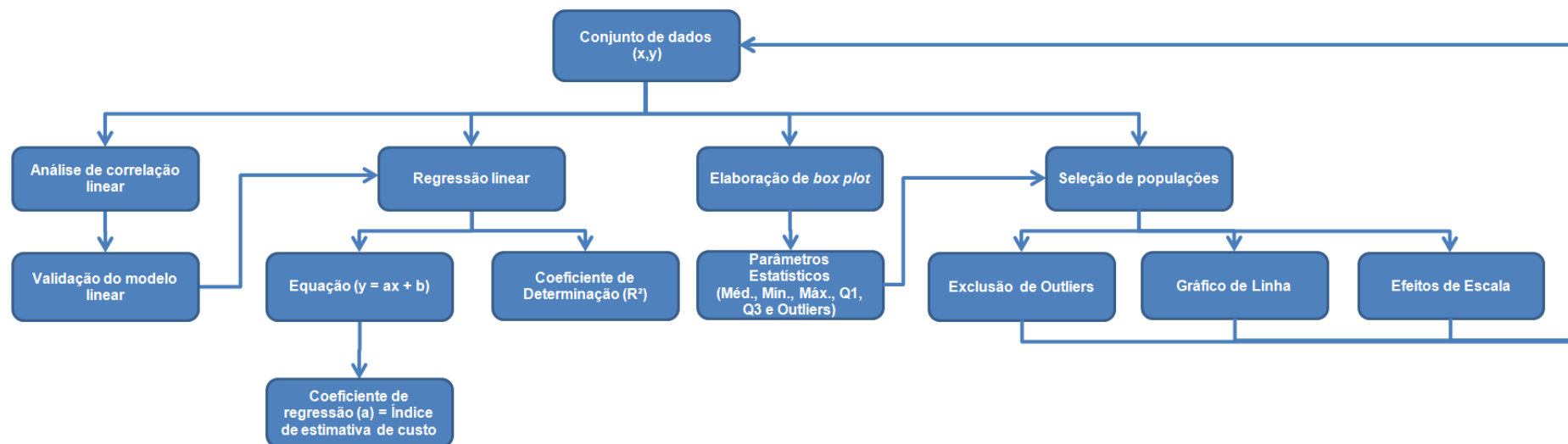


Figura 4.2 - Fluxograma básico da análise dos dados e proposição dos índices de custo de fechamento

4.2.1 Análise de Correlação Linear

A fim de verificar a aplicabilidade do modelo linear aos conjuntos de dados formados por custo de fechamento e características quantitativas, foi calculado o coeficiente de correlação de Pearson. Na população o coeficiente de correlação é representado por “ ρ ” e na amostra por “ r ”. O coeficiente de correlação de Pearson é utilizado quando se deseja verificar a existência de associação linear entre duas variáveis quantitativas, “ x ” e “ y ”, e é obtido dividindo-se a covariância de “ x ” e “ y ” pelo produto dos respectivos desvios-padrão de ambas as variáveis, conforme as Equações 1 e 2:

$$\rho = \frac{Cov(X,Y)}{\sigma_x \sigma_y} \quad (\text{Eq. 1})$$

Na qual:

- ρ – coeficiente de correlação de Pearson da população
- Cov – covariância
- σ_x – desvio padrão da variável x
- σ_y – desvio padrão da variável y

$$r = \frac{n \sum X_i Y_i - (\sum X_i) \cdot (\sum Y_i)}{\sqrt{[n \sum X_i^2 - (\sum X_i)^2] \cdot [n \sum Y_i^2 - (\sum Y_i)^2]}} \quad (\text{Eq. 2})$$

Na qual:

- r – coeficiente de correlação de Pearson da amostra
- n – número de observações da amostra

Para avaliar os valores do coeficiente de correlação de Pearson foi verificado se a associação linear entre “ x ” e “ y ” é estatisticamente diferente de zero. Para tanto foi aplicado um teste T de acordo com metodologia utilizada por Rosa (2007) para testar a significância do coeficiente de correlação de Pearson (Equação 3).

$$T = r \sqrt{\frac{n-2}{1-r^2}} \quad (\text{Eq. 3})$$

Na qual:

- T – Variável aleatória T de Student
- r – coeficiente de correlação de Pearson da amostra
- n – número de observações da amostra

De acordo com a referida metodologia são formuladas as seguintes hipóteses:

- $H_0: \rho = 0$ (Não existe relação linear na população)
- $H_0: \rho \neq 0$ (Existe relação linear na população)

A hipótese H_0 tem distribuição t-Student com $(n - 2)$ graus de liberdade, sendo “n” o tamanho amostral e “r” o coeficiente de correlação linear entre “x” e “y”. Calculado o valor dessa estatística, compara-se o mesmo ao valor tabelado, que é obtido a partir da Tabela t-Student a um nível de significância pré-estabelecido em 5%.

Se o valor calculado for maior que o tabelado, rejeita-se a hipótese nula ao nível de significância considerado. A rejeição da hipótese nula indica que a correlação linear observada na amostra é estatisticamente diferente de zero e que essa correlação pode ser inferida para a população da qual a mesma foi retirada.

4.2.2 Regressão Linear

Verificada a existência de correlação linear entre os dados (custo de fechamento e característica quantitativa), foi elaborada a regressão linear para cada conjunto de dados. Esta pode ser considerada a principal etapa da metodologia aplicada no presente trabalho, uma vez que é a partir da mesma que são extraídos os índices de estimativa de custo.

O modelo de regressão linear é baseado na equação de reta (Equação 4):

$$y = ax + b \quad (\text{Eq. 4})$$

Na qual:

- “y” é a variável dependente, no caso, o custo de fechamento;
- “x” é a variável independente, no caso, a característica quantitativa;
- “a” é o coeficiente de regressão (coeficiente angular);
- “b” é o coeficiente linear.

Como premissa física do modelo tem-se que quando o volume de resíduos ou a área (projetada ou de superfície) da estrutura são nulos, o custo de fechamento é zero. Da mesma forma não são admitidos valores negativos para as variáveis custo ou característica quantitativa. Portanto, no modelo utilizado o coeficiente linear “b” é sempre igual a zero e as retas ajustadas tem início na origem. Esta premissa é de fundamental importância, pois introduz uma condição que pode afetar consideravelmente os cálculos da regressão linear e, conseqüentemente, os índices de estimativa de custo.

Neste modelo, o coeficiente de regressão “a” equivale exatamente ao índice de estimativa de custo de fechamento e tem o mesmo formato dos índices encontrados na literatura, por exemplo, custo de fechamento/área da estrutura.

Para cada tipo de estrutura (pilha de estéril e barragem de rejeito) foram construídos gráficos de dispersão tendo o custo de fechamento como variável dependente e a característica da estrutura (volume, área projetada ou área de superfície) como variável independente.

A cada gráfico foi ajustada uma linha de tendência com equação de reta passando pela origem. O coeficiente de regressão representa o índice de estimativa de custo de fechamento que correlaciona a característica quantitativa com o custo de fechamento da estrutura para um determinado conjunto de dados.

Para cada reta ajustada foi calculado o coeficiente de determinação R^2 . Este coeficiente indica a porcentagem da variação total de “y” explicada pelo modelo, ou seja, o percentual da variabilidade da variável dependente “y” explicada pela variável independente “x”. O coeficiente de determinação varia de 0 a 1 (ou 0 a 100%), sendo que quanto mais próximo de 1 (100%), melhor o ajuste do modelo considerado.

Por definição, o coeficiente de determinação R^2 equivale ao quadrado do valor do coeficiente de correlação linear de Pearson R . No entanto, esta relação não se verifica no modelo atual em função da premissa física introduzida, qual seja, a reta da regressão linear passa sempre pela origem. Ressalta-se que a premissa física não afeta o cálculo do coeficiente de correlação linear de R , mas apenas o cálculo do coeficiente de determinação R^2 .

Para a análise de resultados, considerou-se como critério que o coeficiente de determinação R^2 é satisfatório quando apresenta valores acima de 0,7 (arbitrado pelo autor na ausência de referência específica sobre este assunto na literatura). Nestes casos, considerou-se que o índice de estimativa de custo obtido a partir da regressão linear é aplicável.

4.2.3 Elaboração de Gráficos Tipo *Box Plot*

Complementarmente à regressão linear, foram elaborados gráficos do tipo *box plot*, que auxiliaram na análise estatística de cada conjunto de dados. O *box plot* é uma ferramenta gráfica apropriada para descrever o conjunto de observações de uma variável contínua, revelando vários aspectos dos dados, dentre eles: tendência central, variabilidade e simetria. O *box plot* também possibilita visualizar valores atípicos (*outliers*) (ROSA, 2007).

Para elaboração dos *box plot*, foram realizadas normalizações dos custos de fechamento (variável dependente) de cada estrutura pelas características quantitativas (variável independente) das mesmas. Foram feitas as seguintes normalizações:

- Normalização pelo volume de resíduos: custo total de fechamento / volume (volume lançado no caso das pilhas de estéril e volume do reservatório no caso das barragens de rejeitos)
- Normalização pela área projetada: custo total de fechamento / área projetada da estrutura.
- Normalização pela área de superfície: custo total de fechamento / área de superfície da estrutura.

A normalização do custo de fechamento pelas características quantitativas resultou em índices de estimativa de custo de fechamento específicos de cada estrutura. É importante ressaltar que

embora possua o mesmo formato do índice de estimativa de custo calculado na sub-etapa de regressão linear, o índice específico calculado pela normalização representa apenas uma estrutura, por exemplo, a pilha de estéril “x”, enquanto que o índice da regressão representa todo o conjunto de pilhas de estéril.

Os *box plots* foram elaborados com os custos normalizados pela característica quantitativa de cada conjunto de dados. Os *box plots* possibilitam a identificação de parâmetros estatísticos importantes, tais como: valores máximos, valores mínimos, medianas e quartis⁶. Tais parâmetros fornecem informações importantes sobre o intervalo de variação dos índices de custo de fechamento de cada tipo estrutura.

Por se tratar de índices para uma estimativa preliminar de custo, onde o objetivo é obter uma ordem de grandeza, o intervalo de variação do índice representado pelo intervalo entre os quartis Q1 e Q3, onde estão incluídos 50% dos dados da população, é talvez mais importante do que o valor exato do índice. Espera-se que o índice de estimativa de custo obtido pela regressão linear esteja sempre dentro do intervalo Q1-Q3. Caso isto não ocorra, fica constatada uma distorção da tendência da regressão linear em relação ao conjunto de dados.

Os gráficos tipo *box plot* também possibilitam a identificação de *outliers* ou valores extremos, definidos como observações que não são consistentes com a maior parte do conjunto de dados, cuja ocorrência é improvável ou muito rara (Hampel, 1986 *apud* Bernier & Nobrega, 1998).

O critério para definição de um *outlier* foi o IQR (*Inter Quartile Range* ou Variação entre quartis), proposto por Laurikkala *et al.* (2000). Este método, baseado nos gráficos *box plot*, utiliza a variação entre os quartis ($IQR = Q3 - Q1$) para definição de limites para valores extremos. Este método considera também uma constante “k”, tipicamente 1,5, que é multiplicada pelo IQR para definir a amplitude do limite de definição do *outlier*. Assim valores inferiores a $Q1 - (1,5 \times IQR)$ e valores superiores a $Q3 + (1,5 \times IQR)$ são considerados *outliers*.

⁶ Quartis são os valores de uma série que a dividem em quatro partes iguais. O primeiro quartil (Q1) estabelece o limite entre as 25% menores observações e as 75% maiores. O segundo quartil (Q2) é igual a mediana e o terceiro quartil (Q3) separa as 75% menores observações das 25% maiores (ROSA, 2007)

Os *outliers* identificados foram analisados caso a caso com o objetivo de investigar possíveis causas de aumento ou diminuição da relação custo de fechamento versus característica quantitativa.

4.2.4 Seleção de Populações

Para a maioria dos conjuntos de dados de pares de valores custo de fechamento e características quantitativas, após as análises de correlação linear, regressão linear e elaboração de *box plot*, identificou-se a necessidade de selecionar populações, seja pela presença de *outliers*, pela existência de pontos que não se ajustavam bem ao conjunto ou pela distorção da tendência da regressão linear em relação aos dados.

A seleção de população foi propositalmente colocada como última sub-etapa a fim de possibilitar que todo o conjunto de dados fosse submetido às etapas anteriores. A seleção de populações priorizou a manutenção do maior número de dados, sempre que possível. Geralmente, espera-se que quanto maior a população, maior a robustez do índice de estimativa de custo estimado a partir da mesma.

Para cada conjunto de dados foram realizadas três modalidades de seleção de populações, quando aplicável:

- Exclusão de *outliers* considerando o parâmetro custo de fechamento normalizado pela característica quantitativa (área ou volume);
- Seleção com base em gráfico de linha;
- Seleção com base em efeitos de escala.

Ao final de cada seleção, obteve-se um novo conjunto de dados que foi submetido às sub-etapas anteriores (análise de correlação linear, regressão linear e elaboração de gráficos tipo *box plot*). Foram, então, ajustadas novas linhas de tendência e obtidos novos coeficientes de determinação R^2 de modo a verificar uma possível melhora na regressão linear.

O primeiro passo da seleção de populações foi feita através da exclusão dos *outliers* identificados após a elaboração dos *box plots*.

Nos casos onde não foi obtido um coeficiente de determinação R^2 satisfatório ($R^2 > 0,7$) após a exclusão de *outliers* ou quando foi verificada distorção da tendência da regressão linear em relação ao conjunto de dados, foi elaborado um gráfico de linha com os índices de custo específicos de cada estrutura, obtidos pela normalização do custo de fechamento por característica quantitativa. Este gráfico possibilita uma visualização da dispersão dos índices de custo. A seleção de populações foi feita pela identificação de pontos do gráfico discrepantes em relação aos demais ou de conjuntos de pontos diferentes entre si.

O terceiro e último passo da seleção de populações foi a segregação de dados com base no efeito de escala. Em alguns conjuntos de dados havia estruturas muito maiores do que as demais. Foi observado que as grandes estruturas são capazes de distorcer a tendência da regressão linear.

Cabe destacar que nem todos os conjuntos de dados foram submetidos a todos os passos da seleção de populações, uma vez que estes são aplicados em função dos resultados obtidos nos passos anteriores. Isto é, nos casos onde foram obtidos resultados satisfatórios apenas com a exclusão de *outliers*, não houve necessidade de avançar na seleção de populações com base nos gráficos de dispersão ou em efeitos de escala, por exemplo.

A nomenclatura dada a cada população teve a seguinte estrutura: tipo de estrutura, característica quantitativa e número da população. As letras utilizadas para nomear as várias populações analisadas estão apresentadas a seguir:

- As primeiras letras indicam o tipo de estrutura: PE = pilhas de estéril; BI = barragens de rejeitos inertes; BS = barragens de rejeitos sulfetados.
- As letras seguintes indicam a característica quantitativa: V = volume de estéril ou rejeito; AS = área de superfície da pilha de estéril; AP = área projetada da pilha de estéril; A = área do reservatório da barragem de rejeitos.
- As últimas letras e números indicam a sequência do processo de seleção de populações: P1 = primeira população selecionada; P2 = segunda população selecionada e assim sucessivamente. Nos casos onde duas populações foram selecionadas com base em um mesmo critério (ex: gráfico de linha) a primeira

população selecionada com base no referido critério foi sucedida pela letra A e a segunda população foi sucedida pela letra B (ex: P3A e P3B).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados foram divididos de acordo com o tipo de estrutura: pilha de estéril ou barragem de rejeitos. Inicialmente, para cada tipo de estrutura, são apresentados os resultados da Etapa 1 – levantamento, classificação e tratamento dos dados. Em seguida são apresentados os resultados da Etapa 2 – Análise dos dados de fechamento e proposição de índices de fechamento. A Etapa 2 foi subdividida em função das características quantitativas utilizadas para definição dos índices, isto é, volume de rejeitos e área das estruturas. Os resultados são apresentados na sequência volume, área de superfície e área projetada para as pilhas de estéril e volume e área do reservatório no caso das barragens de rejeitos.

Apesar da apresentação dos resultados e discussão ocorrer em um item único, buscou-se apresentá-los de forma separada. Para cada conjunto de dados analisados inicialmente são apresentados os resultados e, em seguida, feita a discussão. A opção por este formato facilita o entendimento em função do grande número de análises realizadas.

5.1 *Pilhas de Estéril*

5.1.1 **Levantamento, Classificação e Tratamento dos Dados de Fechamento**

No total foram obtidos 20 conjuntos de dados de fechamento de pilhas de estéril, sendo 19 projetos e 1 caso real. Isto era esperado em função da pequena quantidade de minas efetivamente fechadas no Brasil de acordo com um projeto de fechamento e da dificuldade de obtenção de dados relativos aos projetos executados. Os dados das pilhas PI-18 e PI-19 correspondem aos custos de projeto e custo incorrido de uma mesma estrutura. Nota-se que nesse caso o custo real de fechamento (PI-19) foi cerca de 16% superior ao custo de projeto (PI-18).

A Tabela 5.1 apresenta os dados de fechamento levantados para as pilhas de estéril, incluindo o custo de fechamento corrigido, volume de resíduos, área projetada, área de superfície e natureza do resíduo. Nota-se que as características quantitativas volume de resíduos e área de superfície não se encontravam disponíveis para todas as pilhas de estéril.

No conjunto de dados levantados há apenas uma pilha de estéril com resíduos sulfetados (PS-20). Assim, esta pilha não foi submetida a todos os passos da metodologia, pois corresponde a

um único par de valores (x,y) pertencente a uma população distinta. Os índices de estimativa de custo da pilha PS-20 foram obtidos a partir de normalização (custo de fechamento/característica da pilha) e serão apresentados à parte.

Tabela 5.1 – Dados de fechamento de pilhas de estéril

Nome	Data do Dado	Custo de Fechamento Corrigido (R\$)	Volume de resíduos (m ³)	Área Projetada (m ²)	Área de superfície (m ²)	Natureza do resíduo
PI-1	2005	5.270.860,00	40.692.563	688.060	754.853	Inerte
PI-2	2005	6.336.579,00	26.839.993	849.224	915.545	Inerte
PI-3	2005	8.910.395,00	117.479.296	1.230.005	1.303.633	Inerte
PI-4	2005	1.447.805,00	5.226.855	165.211	178.400	Inerte
PI-5	2006	4.126.903,00	55.000.000	304.023	742.795	Inerte
PI-6	2006	7.550.843,00	100.000.000	1.606.982	1.641.846	Inerte
PI-7	2006	8.010.313,00	-	751.748	1.488.745	Inerte
PI-8	2006	6.394.506,00	68.000.000	1.385.648	1.487.737	Inerte
PI-9	2006	9.721.298,00	66.000.000	514.832	1.585.679	Inerte
PI-10	2006	25.590.645,00	500.000.000	1.449.785	4.496.993	Inerte
PI-11	2006	3.874.870,00	22.700.000	273.451	688.730	Inerte
PI-12	2007	1.711.686,00	1.859.361	94.081	97.128	Inerte
PI-13	2007	690.938,00	1.549.719	79.753	83.082	Inerte
PI-14	2007	7.448.955,00	17.717.164	432.281	442.980	Inerte
PI-15	2007	8.845.545,00	24.854.113	338.164	362.880	Inerte
PI-16	2007	6.526.541,00	-	824.034	858.100	Inerte
PI-17	2007	1.817.629,00	1.100.000	101.212	106.650	Inerte
PI-18	2000	8.969.409,00	-	1.290.000	-	Inerte
PI-19	2000	10.427.600,00*	-	1.290.000	-	Inerte
PS-20	2009	160.978.500,00	234.420.000	2.970.929	3.140.000	Sulfetado

*Custo incorrido, todos os demais são custos de projeto de fechamento.

Os custos de fechamento de cada pilha de estéril foram classificados de acordo as respectivas naturezas de custo. A Tabela 5.2 apresenta os valores relativos do custo de cada atividade em relação ao custo total bem como os valores relativos mínimos, máximos, médios e medianos. Nota-se que as naturezas de custos de fechamento que mais impactam os custos são as obras de solo e rocha e a revegetação. As obras de solo e rocha incluem principalmente os trabalhos de retaludamento e cobertura das pilhas, quando necessários. Especificamente no caso da pilha de estéril sulfetado PS-20, os maiores custos (cerca de 80%) são relativos às obras de solo e rocha decorrentes de execução de cobertura da pilha.

Tabela 5.2 – Classificação dos custos de fechamento de pilhas de estéril

Nome	Estudos e Projetos	Obras de Solo e Rocha	Obras de Drenagem	Revegetação	Monitoramento e Manutenção da Vegetação	Monitoramento Geotécnico	Monitoramento da qualidade de água	Outros
PI-1	0,4%	26,2%	0,0%	49,1%	19,7%	2,2%	0,3%	2,1%
PI-2	0,4%	26,4%	0,0%	49,6%	19,8%	1,8%	0,2%	1,8%
PI-3	0,3%	26,7%	0,0%	50,2%	20,1%	1,3%	0,2%	1,3%
PI-4	1,6%	22,5%	0,0%	42,3%	16,9%	8,0%	0,9%	7,8%
PI-5	2,9%	18,5%	10,3%	19,6%	33,9%	14,4%	0,4%	0,0%
PI-6	1,6%	7,9%	8,9%	28,9%	44,0%	8,4%	0,2%	0,0%
PI-7	1,5%	15,6%	8,5%	24,7%	37,7%	11,8%	0,2%	0,0%
PI-8	1,9%	9,3%	10,0%	25,3%	43,7%	9,5%	0,3%	0,0%
PI-9	1,2%	18,4%	15,3%	17,7%	30,7%	16,5%	0,2%	0,0%
PI-10	0,5%	19,5%	7,8%	23,3%	35,7%	13,2%	0,1%	0,0%
PI-11	3,1%	18,7%	10,9%	19,3%	33,4%	14,0%	0,5%	0,0%
PI-12	2,8%	65,0%	9,5%	16,2%	6,5%	0,0%	0,0%	0,0%
PI-13	13,4%	15,6%	22,7%	34,4%	13,8%	0,1%	0,0%	0,0%
PI-14	2,2%	59,8%	14,2%	17,0%	6,8%	0,0%	0,0%	0,0%
PI-15	1,6%	65,6%	16,4%	11,7%	4,7%	0,0%	0,0%	0,0%
PI-16	2,4%	3,6%	41,3%	37,6%	15,1%	0,0%	0,0%	0,0%
PI-17	0,9%	55,7%	19,9%	16,8%	6,7%	0,0%	0,0%	0,0%
PI-18	0,4%	21,5%	31,8%	25,2%	10,1%	0,0%	0,0%	11,3%
PS-20	0,0%	80,9%	15,3%	2,0%	0,8%	0,0%	0,0%	1,0%
Mínimo	0,0%	3,6%	0,0%	2,0%	0,8%	0,0%	0,0%	0,0%
Máximo	13,4%	80,9%	41,3%	50,2%	44,0%	16,5%	0,9%	11,3%
Mediana	1,6%	21,5%	10,3%	24,7%	19,7%	1,8%	0,2%	0,0%
Média	2,1%	30,4%	12,8%	26,9%	21,1%	5,3%	0,2%	1,3%

É importante ressaltar que nem todos os projetos de fechamento consideraram todas as naturezas de custo. Em alguns casos, os custos de projeto e de monitoramento de qualidade de água, por exemplo, não foram orçados. Nestes casos, os custos estão geralmente apropriados em um centro de custo geral, relativo à mina como um todo. No entanto, a não inclusão destes custos no fechamento das pilhas não traz impacto significativo no resultado final, uma vez que esses representam geralmente menos de 1% (vide Tabela 5.2).

Os projetos de fechamento das pilhas PI-5, PI-6, PI-7, PI-8, PI-9, PI-10 e PI-11 utilizaram um critério diferente para o orçamento do monitoramento e manutenção da revegetação. Tais projetos consideraram 20 anos de monitoramento e manutenção da revegetação, o que impactou enormemente os custos de fechamento. A fim de adotar um critério equivalente ao das demais estruturas, para o conjunto de pilhas PI-5 a PI-11, foi considerado o custo de

apenas 5 anos de monitoramento e manutenção de revegetação. Ainda assim, os custos de monitoramento e manutenção da revegetação e monitoramento geotécnico deste conjunto de pilhas podem ser considerados altos em relação às demais estruturas. Para as pilhas PI-5 a PI-11, o custo do monitoramento e manutenção da revegetação em cinco anos foi geralmente superior ao custo da revegetação durante o fechamento, enquanto que nas outras estruturas, o custo do monitoramento e manutenção da revegetação foi cerca de 40% do custo da revegetação, equivalente ao índice de replantio da literatura (ALMEIDA e SÁNCHEZ, 2005).

5.1.2 Índice de estimativa de custo de fechamento baseado no volume

O conjunto total de dados considerado nesta análise é apresentado na Tabela 5.3, bem como a normalização dos custos pelo volume. A população total analisada corresponde, portanto, a 15 pares de valores de volume de estéril e custo de fechamento (x,y). As estruturas PI-7, PI-16, PI-18 e PI-19 foram excluídas da análise, pois o volume de estéril não estava disponível.

A pilha PS-20 também foi excluída das análises, pois contém estéril sulfetado enquanto que as demais pilhas de estéril são compostas de material inerte. A título de comparação, o índice de estimativa de custo de fechamento baseado no volume de estéril da PS-20 foi R\$0,69/m³. Este valor é geralmente bastante superior (em média 5 vezes maior) aos valores encontrados para as pilhas de estéril inerte, conforme os resultados apresentados a seguir.

Tabela 5.3 - Conjunto de dados utilizados para proposição de índice de estimativa de custo de fechamento de pilha de estéril baseado no volume.

Nome da Pilha	Custo Corrigido (R\$)	Volume (m ³)	Normalização (R\$/m ³)
PI-1	5.270.860,00	40.692.563	0,13
PI-2	6.336.579,00	26.839.993	0,24
PI-3	8.910.395,00	117.479.296	0,08
PI-4	1.447.805,00	5.226.855	0,28
PI-5	4.126.903,00	55.000.000	0,08
PI-6	7.550.843,00	100.000.000	0,08
PI-8	6.394.506,00	68.000.000	0,09
PI-9	9.721.298,00	66.000.000	0,15
PI-10	25.590.645,00	500.000.000	0,05
PI-11	3.874.870,00	22.700.000	0,17
PI-12	1.711.686,00	1.859.361	0,92
PI-13	690.938,00	1.549.719	0,45
PI-14	7.448.955,00	17.717.164	0,42
PI-15	8.845.545,00	24.854.113	0,36
PI-17	1.817.629,00	1.100.000	1,65

Foram realizadas análises para seis populações formadas por pares de valores de custo de fechamento e volume de estéril. A seleção de populações foi fruto dos resultados obtidos durante as análises, conforme metodologia geral apresentada. No caso das pilhas de estéril, considerando o volume como variável independente, além da população total, foram selecionadas populações pela exclusão de *outliers*, com base no gráfico de linha e a partir de efeitos de escala.

A seguir, apresentam-se os nomes e as características de cada população analisada, bem como os gráficos relativos às regressões lineares tendo o custo de fechamento da pilha como variável dependente e o volume de estéril como variável independente:

- PEV-P1: População total (Figura 5.1)

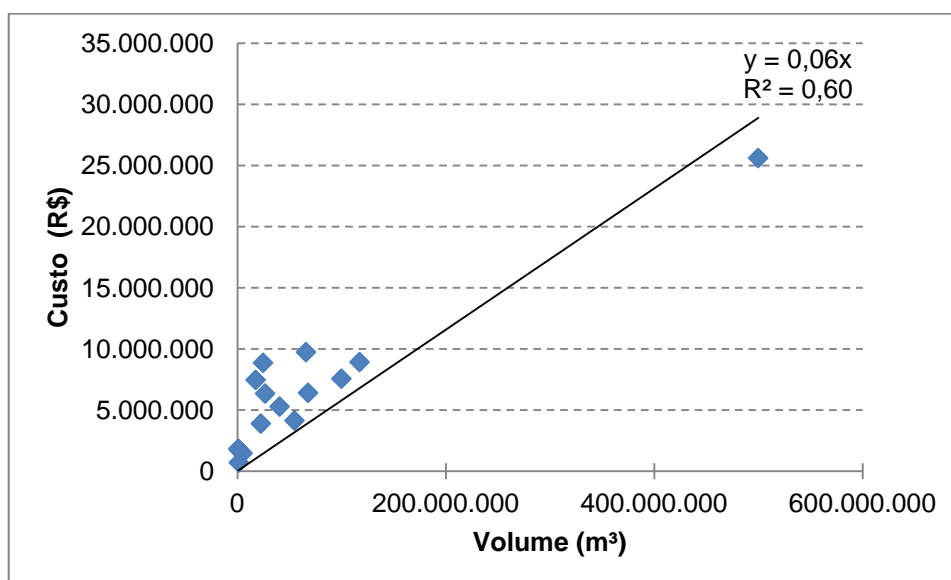


Figura 5.1 – Gráfico da regressão linear para população PEV-P1

- PEV-P2: População total sem outliers (Figura 5.2)

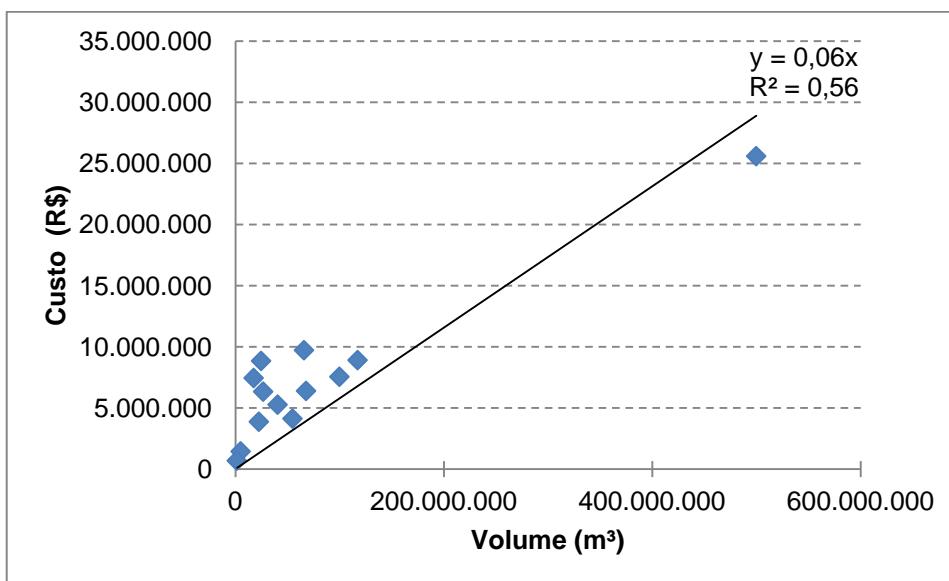


Figura 5.2 - Gráfico da regressão linear para população PEV-P2

- PEV-P3A: População sem outliers e selecionada a partir de gráfico de linha com valores abaixo de R\$0,30/m³ (Figura 5.3)

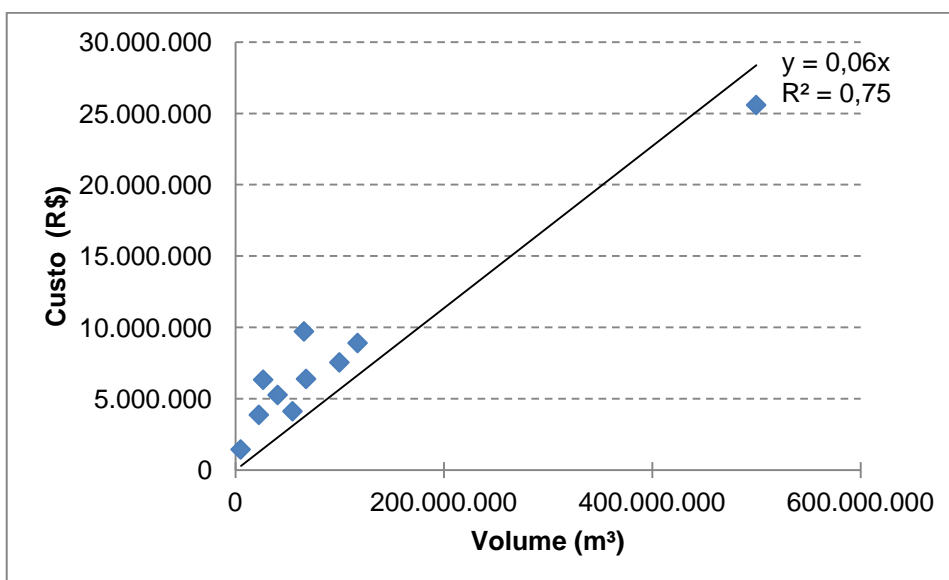


Figura 5.3 - Gráfico da regressão linear para população PEV-P3A

- PEV-P3B: População sem outliers e selecionada a partir de gráfico de linha com valores abaixo de R\$0,20/m³ (Figura 5.4)

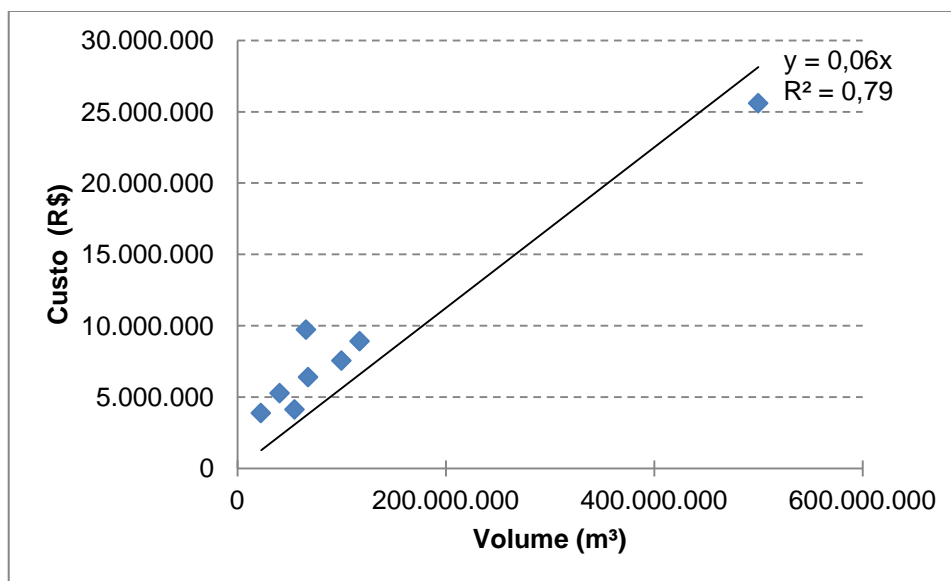


Figura 5.4 - Gráfico da regressão linear para população PEV-P3B

- PEV-P4A: População sem outliers e selecionada em função da escala excluindo-se a pilha de estéril PI-10 (Figura 5.5)

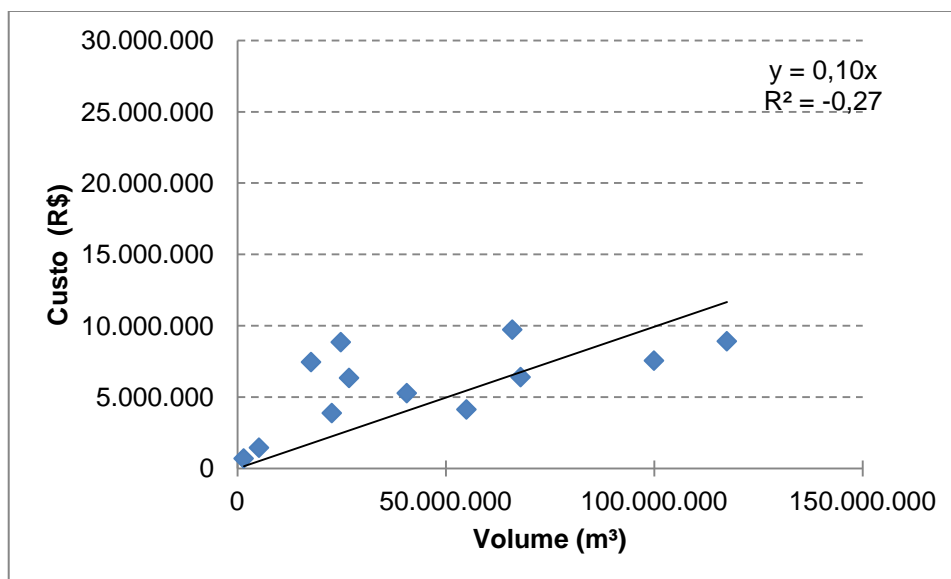


Figura 5.5 - Gráfico da regressão linear para população PEV-P4A

- PEV-P4B: População sem outliers, com valores abaixo de R\$0,30/m³ e excluindo-se a pilha de estéril PI-10 (Figura 5.6)

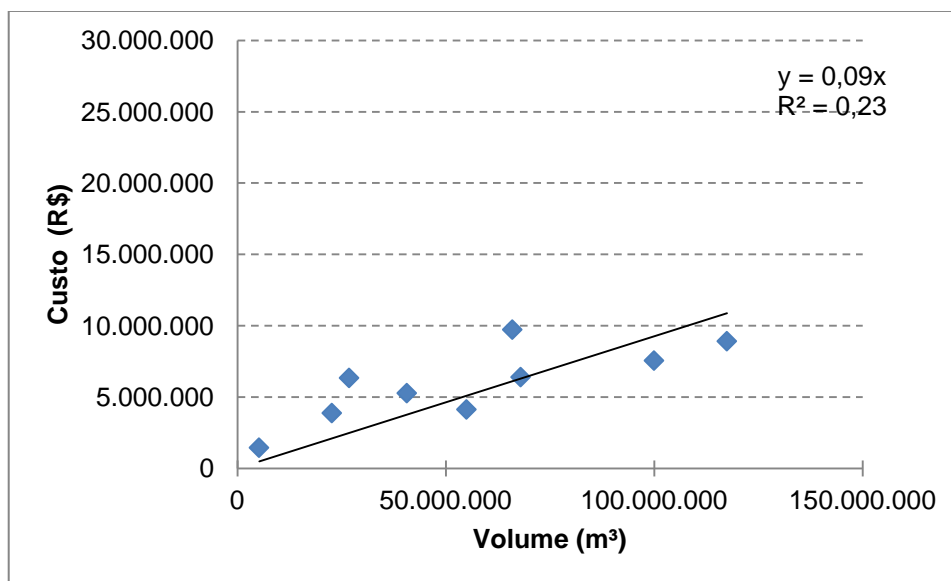


Figura 5.6 - Gráfico da regressão linear para população PEV-P4B

A Figura 5.7 apresenta o gráfico *box plot* para todas as populações de pilha de estéril, considerando a normalização do custo pelo volume.

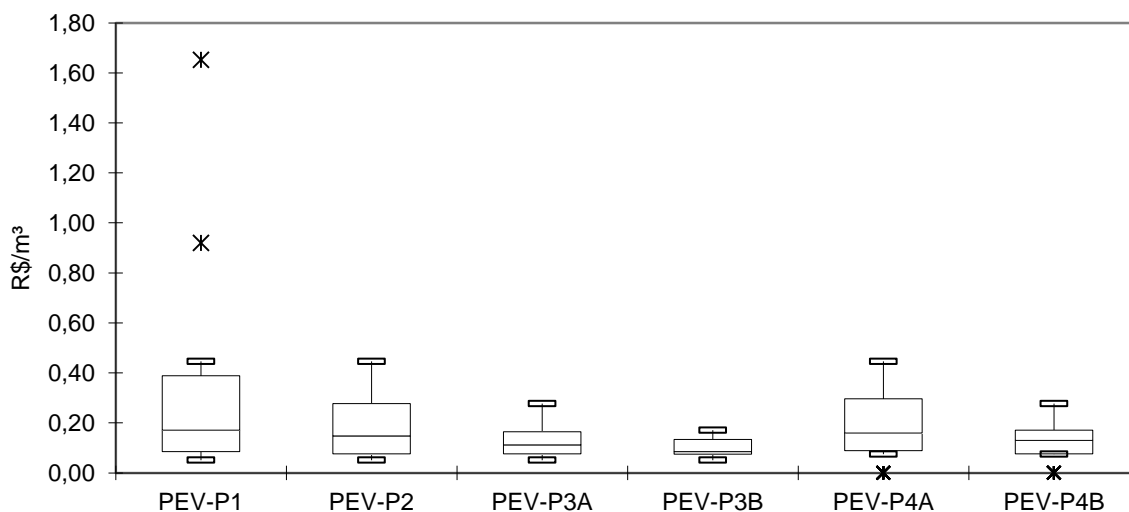


Figura 5.7 - Box plot para populações de pilha de estéril considerando normalização do custo pelo volume.

A Figura 5.8 apresenta o gráfico de linha dos índices de estimativa de custo individuais de cada estrutura utilizado na seleção de populações. Cada ponto do gráfico corresponde à

normalização do custo de fechamento pelo volume da pilha de estéril. Os valores R\$0,30/m³ e R\$0,20/m³ utilizados na seleção das populações PEV-P3A e PEV-P3B, respectivamente, estão destacados no gráfico na forma de uma linha horizontal vermelha. Os *outliers* estão identificados no gráfico.

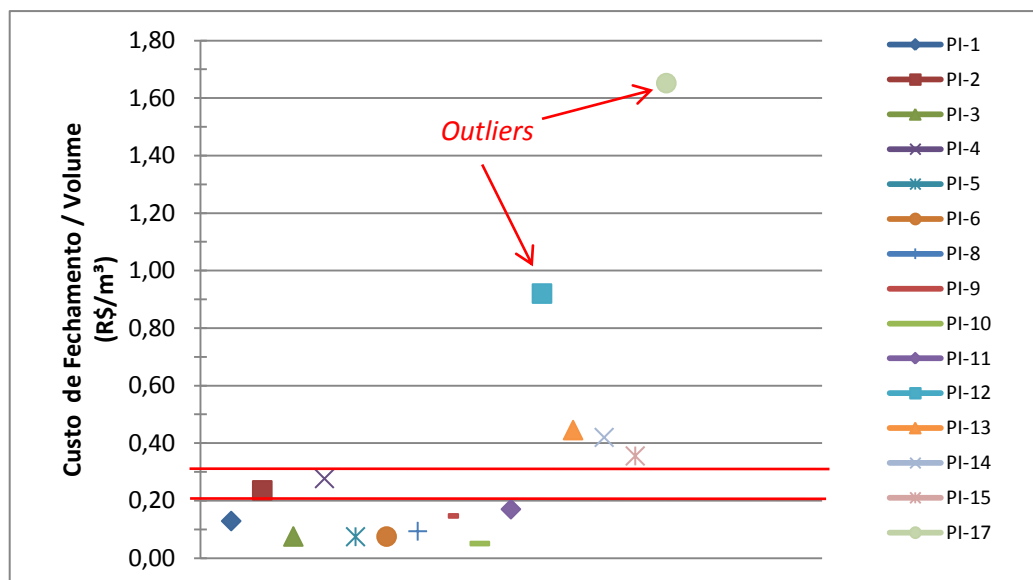


Figura 5.8 – Gráfico de linha para pilhas de estéril considerando normalização do custo de fechamento pelo volume

A Tabela 5.4 apresenta os resultados das análises de correlação (coeficiente de correlação de Pearson, T-calculado e T-tabelado), regressão linear (coeficiente de regressão linear ou índice de estimativa de custo e coeficiente de determinação) e estatística descritiva (mínimo, máximo, mediana, Q1, Q3 e *outliers*) para as populações de pilhas de estéril considerando o volume como variável independente.

Os resultados da análise de correlação (coeficiente de correlação de Pearson e valores do teste T calculado e tabelado) demonstram que existe correlação linear entre o custo de fechamento e o volume de estéril depositado para todas as populações analisadas e que a correlação é significativamente diferente de zero a um nível de significância de 5%, isto é, T calculado é maior do que T tabelado.

Tabela 5.4 - Resumo dos resultados da análise de dados de fechamento de pilhas de estéril considerando o volume como variável independente

Parâmetro	Unidade	PEV-P1	PEV-P2	PEV-P3A	PEV-P3B	PEV-P4A	PEV-P4B
n	-	15	13	10	8	12	9
Coef. Pearson	-	0,93	0,93	0,97	0,98	0,62	0,78
T-calc	-	9,37	8,68	11,57	11,66	2,49	3,28
T-tab	-	2,16	2,20	2,31	2,45	2,23	2,37
Coef. Determinação R ²	-	0,60	0,56	0,75	0,79	-0,26	0,23
Índice de estimativa de custo	R\$/m ³	0,06	0,06	0,06	0,06	0,10	0,09
Mínimo	R\$/m ³	0,05	0,05	0,05	0,05	0,08	0,08
Q1	R\$/m ³	0,08	0,08	0,08	0,08	0,09	0,08
Mediana	R\$/m ³	0,17	0,15	0,11	0,08	0,16	0,13
Q3	R\$/m ³	0,39	0,28	0,16	0,13	0,30	0,17
Máximo	R\$/m ³	0,45	0,45	0,28	0,17	0,45	0,28
<i>Outliers 1</i>	R\$/m ³	1,65	-	-	-	-	-
<i>Outliers 2</i>	R\$/m ³	0,92	-	-	-	-	-

Apesar de a correlação linear existir para todas as populações, os resultados da regressão linear apontam que, de acordo com o critério adotado ($R^2 > 0,7$), as retas ajustadas aos conjuntos de dados só foram satisfatórias para as populações PEV-P3A e PEV-P3B (Figura 5.3 e Figura 5.4, respectivamente) selecionadas a partir do gráfico de linha (Figura 5.8). No entanto, o valor do índice de estimativa de custo das populações selecionadas a partir do gráfico de linha, equivalente à R\$0,06/m³, é igual aos índices relativos à população total (PEV-P1) e à população total excluídos os *outliers* (PEV-P2) (Figura 5.1 e Figura 5.2, respectivamente). Além disso, o índice de estimativa de custo obtido pela regressão linear ficou abaixo do valor Q1 de R\$0,08/m³, indicando uma distorção dos dados para as populações PEV-P1, PEV-P2, PEV-P3A e PEV-P3B. Cabe ressaltar que, por definição, 75% dos custos de fechamento normalizados pelo volume (índice de custo de cada estrutura) ficaram acima do Q1.

Com base nos gráficos de regressão linear das populações PEV-P1 (Figura 5.1), PEV-P2 (Figura 5.2), PEV-P3A (Figura 5.3) e PEV-P3B (Figura 5.4), nota-se que a pilha de estéril PI-10 (ponto localizado na porção superior direta dos gráficos) distorce a tendência da regressão para baixo. Em função de seu volume e custos muito superiores, a pilha PI-10 exerce maior influência na tendência da regressão linear do que as demais pilhas.

Foram, então, realizadas regressões lineares para a população total sem *outliers* e para população dos valores abaixo de R\$ 0,30/m³, porém excluindo-se o par de dados relativo à pilha PI-10 (PEV-P4A e PEV-P4B, respectivamente). Nota-se que o coeficiente R² foi negativo para PEV-P4A e muito baixo para população PEV-P4B, indicando que os resultados da regressão linear não são adequados. Ressalta-se que, por definição, o coeficiente R² possui apenas valores positivos entre 0 e 1. O valor negativo resulta, provavelmente, da premissa física do modelo que obriga a reta da regressão linear a passar pela origem.

Com base nas análises apresentadas para diversas populações, conclui-se que, embora verificada a existência de correlação linear entre o custo de fechamento e o volume de estéril, a regressão linear não foi capaz de fornecer um índice de estimativa de custo considerado adequado com o conjunto de dados disponíveis. Para as populações onde o coeficiente R² foi considerado satisfatório, a pilha de estéril PI-10 causou distorção da tendência. Quando excluída a pilha de estéril PI-10, os coeficientes R² não se mostraram satisfatórios.

5.1.3 Índice de estimativa de custo de fechamento baseado na área de superfície

O conjunto total de dados considerado nesta análise é apresentado na Tabela 5.5, bem como a normalização dos custos pela área de superfície.

Tabela 5.5 - Conjunto de dados utilizados para proposição de índice de estimativa de custo de fechamento de pilha de estéril baseado na área de superfície.

Nome da Pilha	Custo Corrigido (R\$)	Área de superfície (m ²)	Normalização (R\$/m ²)
PI-1	5.270.860,00	754.853	6,98
PI-2	6.336.579,00	915.545	6,92
PI-3	8.910.395,00	1.303.633	6,84
PI-4	1.447.805,00	178.400	8,12
PI-5	4.126.903,00	742.795	5,56
PI-6	7.550.843,00	1.641.846	4,60
PI-7	8.010.313,00	1.488.745	5,38
PI-8	6.394.506,00	1.487.737	4,30
PI-9	9.721.298,00	1.585.679	6,13
PI-10	25.590.645,00	4.496.993	5,69
PI-11	3.874.870,00	688.730	5,63
PI-12	1.711.686,00	97.128	17,62
PI-13	690.938,00	83.082	8,32
PI-14	7.448.955,00	442.980	16,82
PI-15	8.845.545,00	362.880	24,38
PI-16	6.526.541,00	858.100	7,61
PI-17	1.817.629,00	106.650	17,04

Foi excluída a pilha PS-20 por se tratar de material sulfetado. A normalização do custo de fechamento pela área de superfície da pilha PS-20 será apresentada e discutida ao final deste item. As pilhas PI-18 e PI-19 foram excluídas pois as áreas de superfície destas estruturas não se encontravam disponíveis. A população total analisada corresponde, portanto, a 17 pares de valores de área de superfície e custo de fechamento (x,y).

Foram realizadas análises para duas populações formadas por pares de valores de custo de fechamento e área de superfície. A seleção de populações foi fruto dos resultados obtidos durante as análises, conforme metodologia geral apresentada. No caso das pilhas de estéril considerando a área de superfície como variável independente, além da população total foi selecionada população pela exclusão de *outliers*.

A seguir apresentam-se os nomes e as características de cada população analisada, bem como os gráficos relativos às regressões lineares tendo o custo de fechamento da pilha como variável dependente e a área de superfície como variável independente:

- PEAS-P1: População total (Figura 5.9)

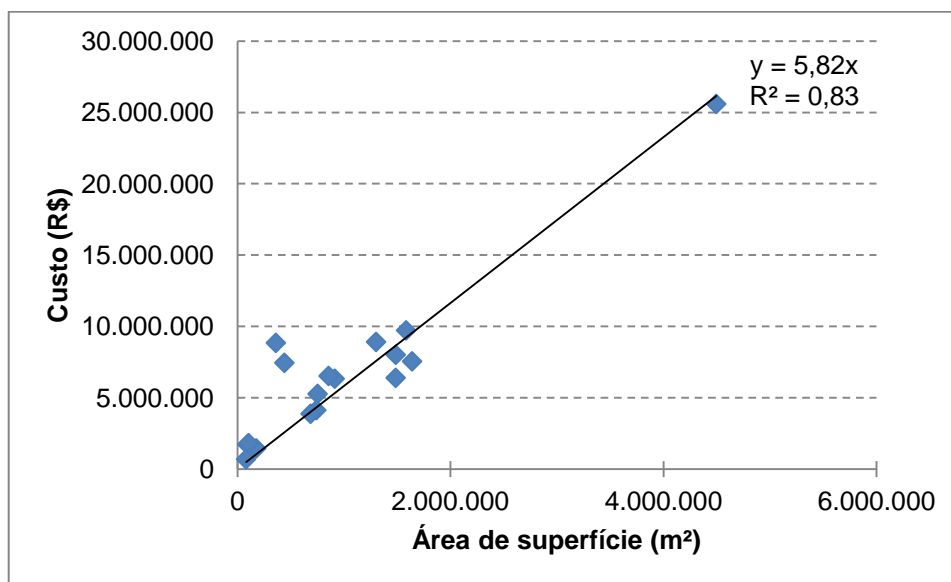


Figura 5.9 - Gráfico da regressão linear para população PEAS-P1

- PEAS-P2: População total sem outliers (Figura 5.10)

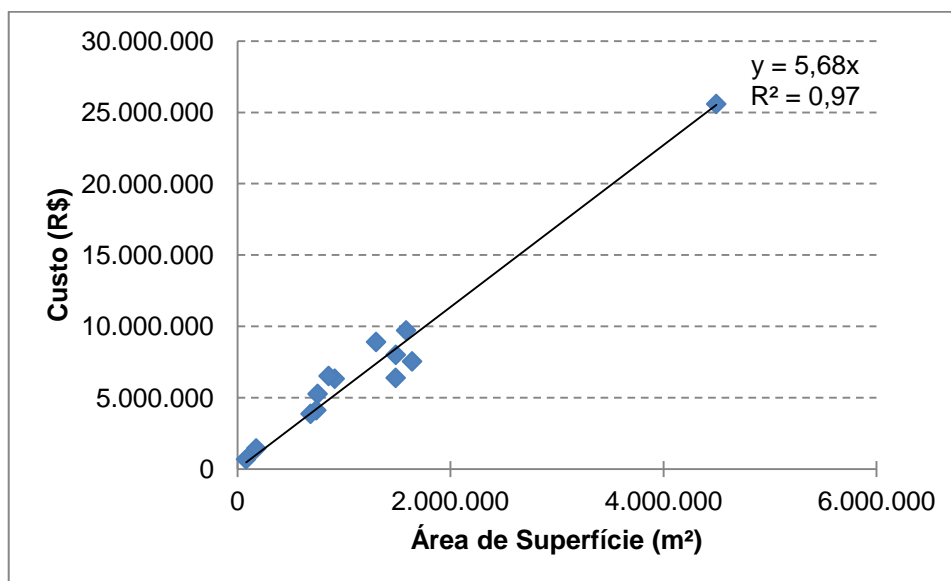


Figura 5.10 - Gráfico da regressão linear para população PEAS-P2

A Figura 5.11 apresenta o gráfico *box plot* para as populações de pilha de estéril considerando normalização do custo pela área de superfície.

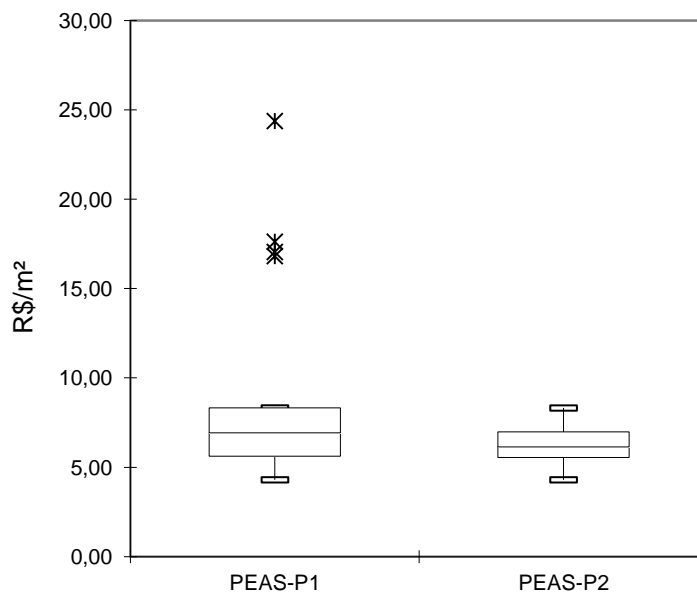


Figura 5.11 - Box plot para populações de pilha de estéril considerando normalização do custo pela a área de superfície.

A Tabela 5.6 apresenta os resultados das análises de correlação, regressão linear e estatística descritiva para as populações de pilhas de estéril considerando a área de superfície como variável independente.

Os resultados da análise de correlação (coeficiente de correlação de Pearson e valores do teste T calculado e tabelado) demonstram que existe correlação linear entre o custo de fechamento e a área de superfície da pilha de estéril para ambas as populações analisadas, que a correlação é significativamente diferente de zero a um nível de significância de 5% e que a metodologia baseada na regressão linear se aplica.

Tabela 5.6 - Resumo dos resultados da análise de dados de fechamento de pilhas de estéril considerando a área de superfície como variável independente

Parâmetro	Unidade	PEAS-P1	PEAS-P2
n	-	17	13
Coef. Pearson	-	0,93	0,98
T-calc	-	10,10	18,12
T-tab	-	2,13	2,20
Coef. Determinação R ²	-	0,83	0,97
Índice de estimativa de custo	R\$/m ²	5,82	5,68
Mínimo	R\$/m ²	4,30	4,30
Q1	R\$/m ²	5,63	5,56
Mediana	R\$/m ²	6,92	6,13
Q3	R\$/m ²	8,32	6,98
Máximo	R\$/m ²	8,32	8,32
<i>Outlier 1</i>	R\$/m ²	16,82	
<i>Outlier 2</i>	R\$/m ²	17,04	
<i>Outlier 3</i>	R\$/m ²	17,62	
<i>Outlier 4</i>	R\$/m ²	24,38	

Os resultados das regressões lineares para as populações PEAS-P1 (Figura 5.9) e PEAS-P2 (Figura 5.10) foram considerados satisfatórios com valores do coeficiente de determinação bastante altos indicando uma forte correlação. Conforme esperado, o coeficiente R² apresentou melhora para a população PEAS-P2 em relação à população PEAS-P1 em função da exclusão dos *outliers*.

Os índices de estimativa de custo de fechamento ficaram bastante próximos, R\$ 5,82 /m² para PEAS-P1 e R\$ 5,68/m² para PEAS-P2. Para ambas as populações, o índice de estimativa de custo ficou dentro do intervalo Q1-Q3, onde por definição se enquadram 50% dos dados. Os intervalos Q1-Q3 mostraram variações relativamente pequenas.

Foram identificados 4 *outliers* relativos às pilhas PI-12, PI-14, PI-15 e PI-17. As estruturas PI-12, PI-14, PI-15 são antigas pilhas de estéril construídas em ponta de aterro, sem seguir um projeto adequado de deposição. Nestas pilhas existem taludes únicos com altura de até 50m e inclinação de aproximadamente 1H:1V. Devido à sua geometria e método construtivo, as pilhas apresentam inúmeras porções com erosões e escorregamentos, demandando uma intervenção significativa de retaludamento. Já a pilha PI-17 é uma estrutura relativamente pequena (área em torno de 10 ha) composta essencialmente por material rochoso. O projeto de fechamento previu a cobertura de toda a pilha com uma camada de solo com objetivo de dar suporte ao crescimento de vegetação. Tanto o retaludamento quanto a cobertura impactaram significativamente os custos de fechamento elevando os custos das obras de solo e rocha para cerca de 60 % dos custos totais, enquanto que a média foi de 30% e a mediana de 21,5% (vide Tabela 5.2).

No entanto, apesar de terem sido considerados *outliers*, os índices relativos às pilhas de estéril PI-12, PI-14, PI-15 e PI-17 representam situações que não são tão incomuns. Portanto, caso uma pilha de estéril demande grande movimentação de material, seja para retaludamento, seja para cobertura, o índice de custo pode ser bastante superior ao valor de R\$5,68/m².

A título de comparação, o resultado da normalização do custo de fechamento pela área de superfície da PS-20, formada por material sulfetado, foi R\$51,27/m². Este valor é cerca de nove vezes superior ao índice proposto para pilhas de estéril inerte.

5.1.4 Índice de estimativa de custo de fechamento baseado na área projetada

O conjunto total de dados considerado nesta análise é apresentado na Tabela 5.7, bem como a normalização dos custos pela área projetada. Foram excluídos os dados relativos a PI-19, por se tratar de um custo incorrido enquanto que o restante se trata de custo de projeto, e PS-20 por se tratar de material sulfetado. A normalização dos custos de fechamento pelas áreas da PI-19 e PS-20 será apresentado e discutido ao final deste item.

A população total analisada corresponde, portanto, a 18 pares de valores de área de superfície e custo de fechamento (x,y).

Tabela 5.7 - Conjunto de dados utilizados para proposição de índice de estimativa de custo de fechamento de pilha de estéril baseado na área projetada.

Nome da Pilha	Custo Corrigido (R\$)	Área Projetada (m ²)	Normalização (R\$/m ²)
PI-1	5.270.860,00	688.060	7,66
PI-2	6.336.579,00	849.224	7,46
PI-3	8.910.395,00	1.230.005	7,24
PI-4	1.447.805,00	165.211	8,76
PI-5	4.126.903,00	304.023	13,57
PI-6	7.550.843,00	1.606.982	4,70
PI-7	8.010.313,00	751.748	10,66
PI-8	6.394.506,00	1.385.648	4,61
PI-9	9.721.298,00	514.832	18,88
PI-10	25.590.645,00	1.449.785	17,65
PI-11	3.874.870,00	273.451	14,17
PI-12	1.711.686,00	94.081	18,19
PI-13	690.938,00	79.753	8,66
PI-14	7.448.955,00	432.281	17,23
PI-15	8.845.545,00	338.164	26,16
PI-16	6.526.541,00	824.034	7,92
PI-17	1.817.629,00	101.212	17,96
PI-18	8.969.409,00	1.290.000	6,95

Foram realizadas análises para cinco populações formadas por pares de valores de custo de fechamento e área projetada. A seleção de populações foi fruto dos resultados obtidos durante as análises, conforme metodologia geral apresentada. No caso das pilhas de estéril, considerando a área projetada como variável independente, além da população total, foram selecionadas populações com base no gráfico de linha. A seguir, apresentam-se os nomes e as características de cada população analisada, bem como os gráficos relativos às regressões lineares tendo o custo de fechamento da pilha como variável dependente e a área projetada como variável independente:

- PEAP-P1: População total (Figura 5.12)

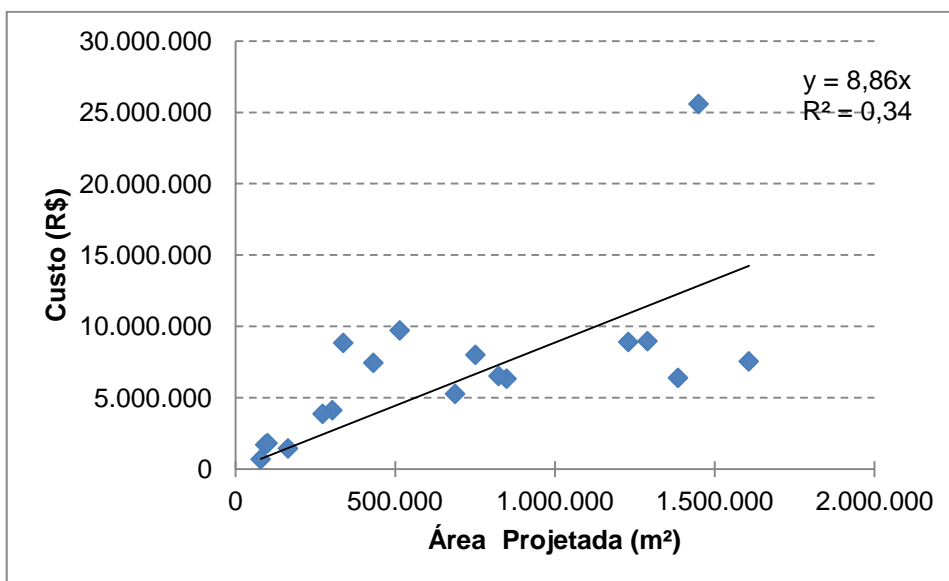


Figura 5.12 - Gráfico da regressão linear para população PEAP-P1

- PEAP-P2A: População selecionada a partir de gráfico de linha com valores acima de R\$10,00/m² (Figura 5.13)

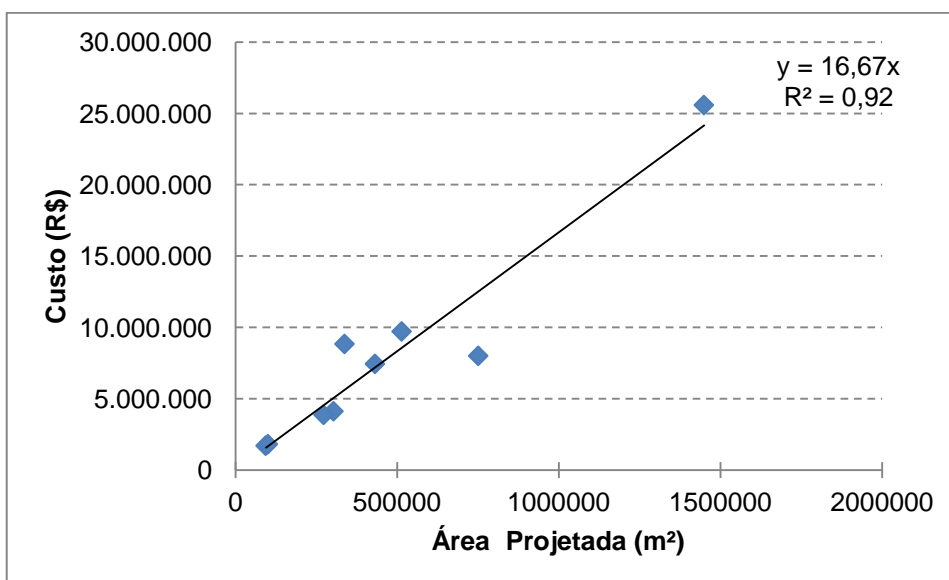


Figura 5.13 - Gráfico da regressão linear para população PEAP-P2A

- PEAP-P2B: População selecionada a partir de gráfico de linha com valores acima de R\$10,00/m² e excluídos os outliers (Figura 5.14)

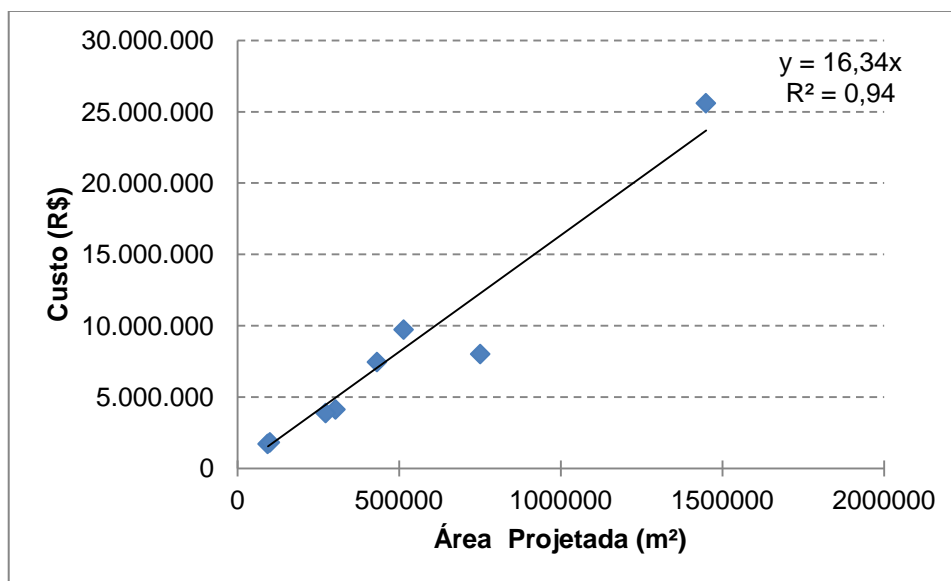


Figura 5.14 - Gráfico da regressão linear para população PEAP-P2B

- PEAP-P3A: População selecionada a partir de gráfico de linha com valores abaixo de R\$10,00/m² (Figura 5.15)

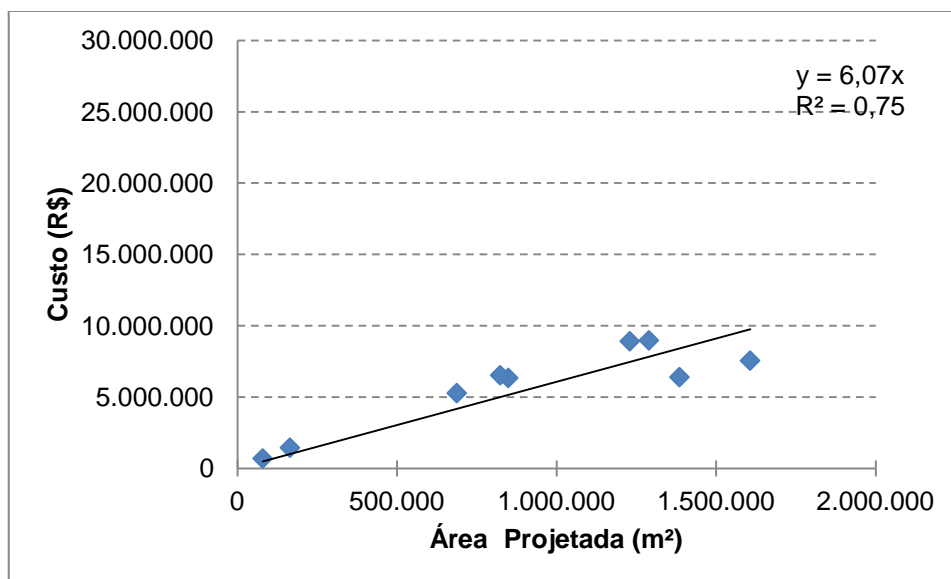


Figura 5.15 - Gráfico da regressão linear para população PEAP-P3A

- PEAP-P3B: População selecionada a partir de gráfico de linha com valores abaixo de R\$10,00/m² e excluídos os outliers (Figura 5.16)

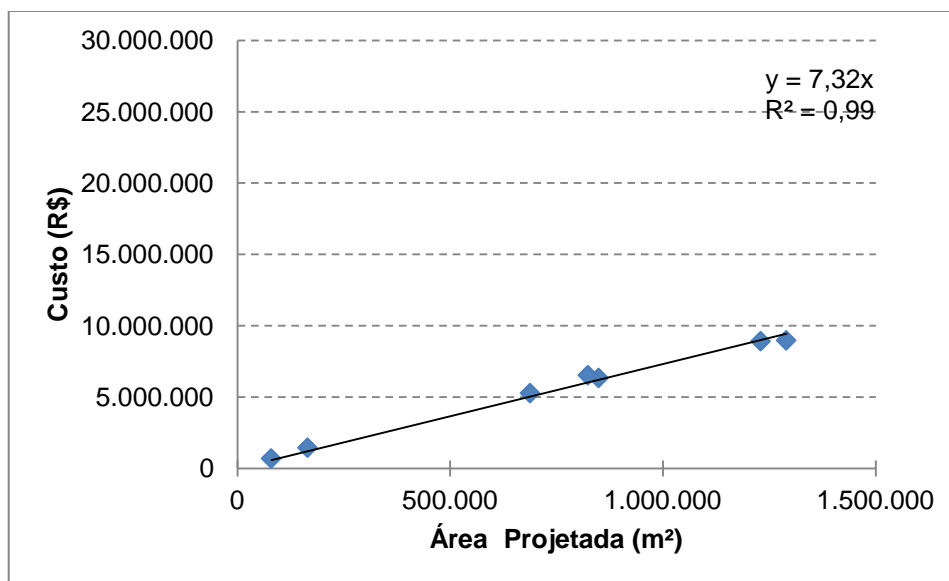


Figura 5.16 - Gráfico da regressão linear para população PEAP-P3B

A Figura 5.17 apresenta o gráfico *box plot* para as populações de pilha de estéril considerando normalização do custo pela área projetada.

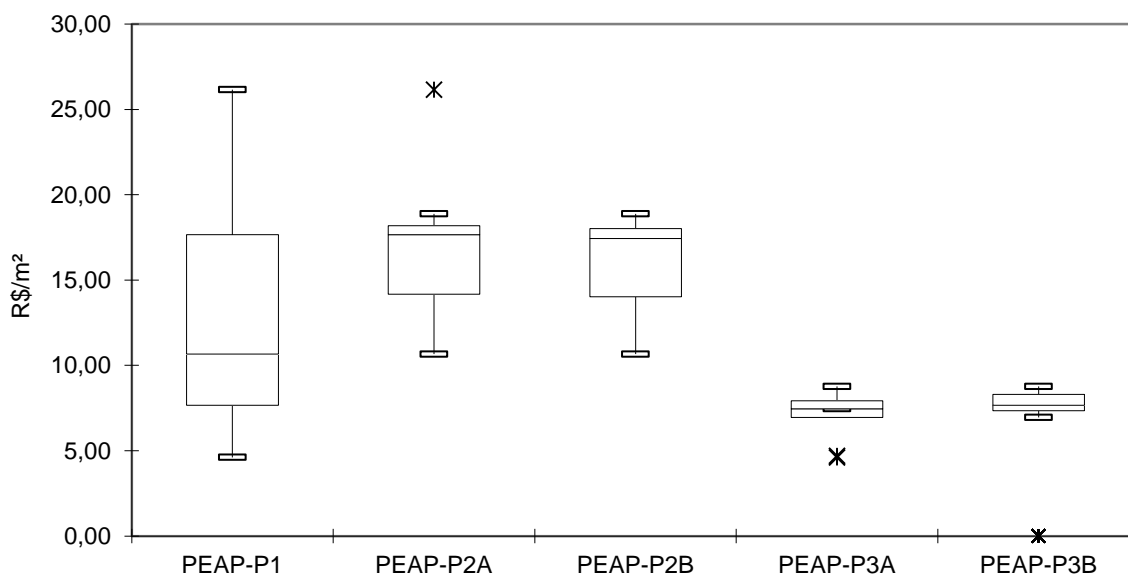


Figura 5.17 - Box plot para populações de pilha de estéril considerando normalização do custo pela área projetada.

A Figura 5.18 apresenta o gráfico de linha dos índices de estimativa de custo individuais de cada estrutura utilizado na seleção de populações.

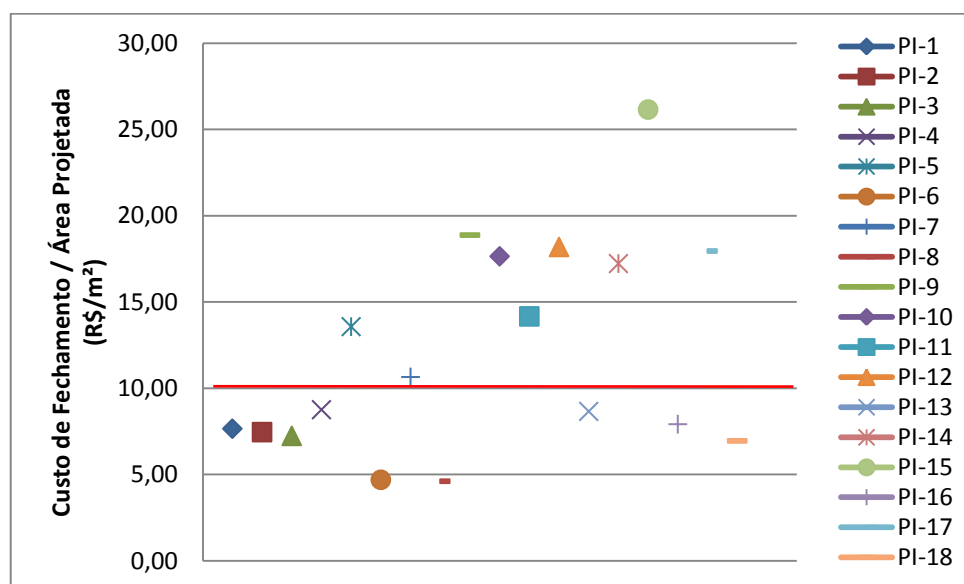


Figura 5.18 – Gráfico de linha para pilhas de estéril considerando normalização do custo de fechamento pela área projetada

Cada ponto do gráfico da Figura 5.18 corresponde à normalização do custo de fechamento pela área projetada da pilha de estéril. O valor R\$10,00/m² utilizado na seleção das populações PEAP-P2A, PEAP-P2B, PEAP-P3A e PEAP-P3B está destacado no gráfico na forma de uma linha horizontal vermelha.

A Tabela 5.8 apresenta os resultados das análises de correlação, regressão linear e estatística descritiva, para as populações de pilhas de estéril considerando a área projetada como variável independente.

Os resultados da análise de correlação (coeficiente de correlação de Pearson e valores do teste T calculado e tabelado) demonstram que existe correlação linear entre o custo de fechamento e a área projetada da pilha de estéril para todas as populações analisadas e que a correlação é significativamente diferente de zero a um nível de significância de 5%.

A regressão linear realizada para a população total PEAP-P1 (Figura 5.12) apresentou um coeficiente de determinação R² de 0,34 indicando correlação fraca entre a área projetada e o custo de fechamento e, conseqüentemente, limitando o uso do índice de custo de fechamento. Nesta análise não foram identificados *outliers* pelo critério adotado.

Tabela 5.8 - Resumo dos resultados da análise de dados de fechamento de pilhas de estéril considerando a área projetada como variável independente

Parâmetro	Unidade	PEAP-P1	PEAP-P2A	PEAP-P2B	PEAP-P3A	PEAP-P3B
n	-	18	9	8	9	7
Coef. Pearson	-	0,63	0,96	0,97	0,90	1,00
T-calc	-	3,28	8,74	10,00	5,31	28,59
T-tab	-	2,12	2,37	2,45	2,37	2,57
Coef. Determinação R ²	-	0,34	0,92	0,94	0,75	0,99
Índice de estimativa de custo	R\$/m ²	8,86	16,67	16,34	6,07	7,32
Mínimo	R\$/m ²	4,61	10,66	10,66	6,95	6,95
Q1	R\$/m ²	7,66	14,17	14,02	6,95	7,35
Mediana	R\$/m ²	10,66	17,65	17,44	7,46	7,66
Q3	R\$/m ²	17,65	18,19	18,02	7,92	8,29
Máximo	R\$/m ²	26,16	18,88	18,88	8,76	8,76
<i>Outlier 1</i>	R\$/m ²		26,16		4,70	
<i>Outlier 2</i>					4,61	

Em função do coeficiente de determinação ter sido bastante baixo e da não identificação de *outliers* na análise da população PEAP-P1, optou-se por uma seleção de população baseada no gráfico de linha dos índices de estimativa de custo individuais de cada estrutura (Figura 5.18). A Figura 5.18 evidenciou uma grande dispersão dos índices individuais de cada estrutura, dificultando a identificação de dados discrepantes e a seleção de populações. Como critério de seleção foi adotado o valor de R\$10,00/m² que divide a população total ao meio (mediana). Este valor foi destacado no gráfico de linha na forma de uma linha vermelha.

Foram selecionadas, então, as populações PEAP-P2A (Figura 5.13), com os pares de valores cuja normalização do custo pela área projetada ficou acima de R\$10,00/m², e PEAP-P3A (Figura 5.15), com os pares de valores cuja normalização do custo pela área projetada ficou abaixo de R\$10,00/m². Ambas as populações, PEAP-P2A e PEAP-P3A, apresentaram *outliers*, que foram excluídos dando origem às populações PEAP-P2B (Figura 5.14) e PEAP-P3B (Figura 5.16). As populações PEAP-P2A, PEAP-P2B, PEAP-P3A e PEAP-P3B apresentaram coeficientes de determinação satisfatórios ($R^2 > 0,70$). Os índices de estimativa de custo das populações PEAP-P2B e PEAP-P3B foram, respectivamente, R\$16,34/m² e R\$7,32/m². Os intervalos Q1-Q3, onde por definição se enquadram 50% dos dados, mostraram variações relativamente pequenas. Para a população PEAP-P2B o índice de estimativa de custo ficou dentro do intervalo Q1-Q3. Já para a população PEAP-P3B o índice

de estimativa de custo ficou ligeiramente abaixo do valor de Q1 indicando uma possível distorção da tendência da regressão linear em relação aos dados.

O fato dos coeficientes de determinação terem sido satisfatórios aliado a índices de estimativa de custo bem distintos entre si, indica a possível existência de duas populações distintas. Surge, então, a questão: de posse apenas da área projetada de uma dada pilha de estéril, como saber a qual população esta pilha pertence? Ou seja, qual índice de estimativa de custo para área projetada deve ser aplicado?

Foi feita uma investigação caso a caso a fim de identificar possíveis características dos planos de fechamento ou das estruturas capazes de explicar a existência de diferentes populações. Notou-se que as pilhas que apresentaram uma relação entre a área de superfície e a área projetada maior do que 1 (PI-5, PI-7, PI-9, PI-10, PI-11), foram aquelas onde os índices de estimativa de custo foram mais elevados, sempre acima de R\$10,00/m². Estas pilhas correspondem aos casos onde a área de topo é muito pequena em relação à área de talude. São pilhas geralmente construídas em encosta. Além destas, as pilhas identificadas como *outliers* na análise em relação à área de superfície (PI-12, PI-14, PI-15 e PI-17 – vide item 5.1.3) também apresentaram índices de estimativa de custo acima de R\$10,00/m², mesmo possuindo uma relação entre a área de superfície e a área projetada próxima de 1.

A Tabela 5.9 apresenta a relação entre área de superfície e área projetada das pilhas de estéril, identificando a população em que esta se enquadrou. Ressalta-se que as pilhas PI-12, PI-14, PI-15 e PI-17, são enquadradas na população PEAP-P2B, uma vez que a normalização do custo de fechamento pela área projetada destas estruturas resulta em valores acima de R\$10,00/m². A relação entre áreas (área de superfície / área projetada), portanto, não foi capaz de explicar os altos índices obtidos para as pilhas PI-12, PI-14, PI-15 e PI-17. Cabe salientar que o critério utilizado para seleção de população não foi a relação entre as áreas e sim o gráfico de linha (Figura 5.18).

Tabela 5.9 – Relação entre as áreas das pilhas de estéril estudadas

Pilha de Estéril	Área de superfície (m ²)	Área Projetada (m ²)	Relação área de superfície /área projetada	Normalização custo de fechamento / área projetada (R\$/m ²)	População
PI-1	754.853	688.060	1,10	7,66	PEAP-P3B
PI-2	915.545	849.224	1,08	7,46	PEAP-P3B
PI-3	1.303.633	1.230.005	1,06	7,24	PEAP-P3B
PI-4	178.400	165.211	1,08	8,76	PEAP-P3B
PI-5	742.795	304.023	2,44	13,57	PEAP-P2B
PI-6	1.641.846	1.606.982	1,02	4,70	PEAP-P3B
PI-7	1.488.745	751.748	1,98	10,66	PEAP-P2B
PI-8	1.487.737	1.385.648	1,07	4,61	PEAP-P3B
PI-9	1.585.679	514.832	3,08	18,88	PEAP-P2B
PI-10	4.496.993	1.449.785	3,10	17,65	PEAP-P2B
PI-11	688.730	273.451	2,52	14,17	PEAP-P2B
PI-12	97.128	94.081	1,03	18,19	PEAP-P2B
PI-13	83.082	79.753	1,04	8,66	PEAP-P3B
PI-14	442.980	432.281	1,02	17,23	PEAP-P2B
PI-15	362.880	338.164	1,07	26,16	PEAP-P2B
PI-16	858.100	824.034	1,04	7,92	PEAP-P3B
PI-17	106.650	101.212	1,05	17,96	PEAP-P2B

Conforme esperado, nas pilhas de estéril onde a área de superfície não é consideravelmente maior do que a área projetada (PEAP-P3B), o índice de estimativa de custo com base na área projetada (R\$7,32/m²) foi próximo dos índices de estimativa de custo com base na área de superfície (R\$5,87/m² e R\$5,73/m² – vide item 5.1.3). Nestas pilhas, a relação entre a área de superfície e a área projetada ficou sempre abaixo de 1,10, ou seja, a área de superfície foi somente 10% maior do que a área projetada.

Nos casos onde a área de superfície foi consideravelmente maior do que a área projetada, a primeira foi entre duas a três vezes maior do que a segunda. O índice para a população PEAP-P2B, obtido a partir da regressão linear, foi cerca de 2,2 vezes maior do que o índice da população PEAP-P3B. Este valor é equivalente à razão entre a área de superfície e a área projetada para os pares de valores da população PEAP-P2B que variou entre 1,98 e 3,10 (desconsiderando-se as estruturas PI-12, PI-14, PI-15 e PI-17).

Conclui-se, portanto, que existem dois índices de estimativa de custo distintos aplicáveis para pilhas de estéril com base na área projetada da pilha. A definição de qual índice deve ser aplicado deriva da relação entre área de superfície sobre área projetada. Em outras palavras, para as pilhas construídas em encostas onde a área projetada é pequena em relação à área de

superfície, o índice aplicável é R\$16,34/m², com variação esperada entre R\$14,02/m² e R\$18,02/m². Para as pilhas construídas em áreas mais planas, onde o valor da área de superfície é próximo ao valor da área projetada, o índice aplicável é R\$7,32/m², podendo chegar até R\$8,29/m² (variação esperada). Ressalta-se que neste caso (PEAP-P3B) foi observada a distorção da tendência da regressão, uma vez que o índice ficou abaixo do valor Q1 (R\$7,35/m²).

É importante citar que, ao contrário do observado na análise baseada na área de superfície, não foi possível identificar as pilhas de estéril PI-12, PI-14, PI-15 e PI-17 como *outliers* a partir da análise baseada na área projetada. Estas pilhas, apesar de possuírem uma configuração relativamente plana (razão área de superfície / área projetada próxima de 1), apresentaram índices compatíveis com pilhas construídas em encostas. As mesmas considerações feitas no antepenúltimo parágrafo do item 5.1.3 são válidas para as estruturas PI-12, PI-14, PI-15 e PI-17.

Importante destacar que o resultado da normalização do custo de fechamento real pela área projetada da pilha PI-19 foi R\$8,08/m², dentro do intervalo Q1-Q3, porém próximo ao limite superior (R\$8,29/m²). Cabe ressaltar que no custo de fechamento da pilha PI-19 estão incluídas várias áreas degradadas no entorno. Nestas áreas houve intervenções significativas para recuperação de voçorocas⁷ e até mesmo leitos de córregos assoreados. Isto posto, é esperado que o índice relativo à pilha PI-19 fique próximo ao limite superior do índice de estimativa de custo. O fato de o custo real ter ficado dentro do intervalo do índice de estimativa de custo proposto a partir de custos de projetos indica que último é aplicável.

A título de comparação, o resultado da normalização do custo de fechamento pela área projetada da pilha PS-20, formada por material sulfetado, foi R\$54,18/m². Esta pilha possui relação área de superfície sobre área projetada equivalente a 1,06. Logo, o índice R\$54,18/m² deve ser comparado ao índice da população PEAP-P3B igual a R\$7,32/m², sugerindo que o custo de fechamento de pilhas de estéril sulfetado é cerca de sete vezes superior ao de pilhas de estéril inerte com a mesma área projetada. Este resultado é consistente com a comparação feita entre o índice de custo de fechamento e a normalização do custo de fechamento considerando a área de superfície apresentada no item anterior.

⁷ Voçorocas são feições erosivas avançadas formadas pela influência não só das águas superficiais como também das águas subterrâneas. Possui característica de rápida evolução e elevado poder destrutivo (TEIXEIRA *et al.*, 1995).

5.2 Barragens de Rejeitos

As barragens de rejeitos foram classificadas em Barragens de Rejeitos Inertes e Barragens de Rejeitos Sulfetados ou Perigosos.

No total foram obtidos 17 conjuntos de dados de fechamento de barragens de rejeitos inertes, todos relativos a projetos de fechamento. A Tabela 5.10 apresenta os dados de fechamento levantados para as barragens de rejeitos inertes incluindo o custo de fechamento corrigido, o volume de resíduos e a área do reservatório. Nota-se que a característica quantitativa volume de resíduos não se encontrava disponível para todas as barragens de rejeitos.

Tabela 5.10 - Dados de fechamento de Barragens de Rejeitos Inertes

Nome	Data do Dado	Custo de Fechamento Corrigido (R\$)	Volume de resíduos (m ³)	Área (m ²)
BI-1	2005	23.519.388,00	24.980.000	3.300.531
BI-2	2006	4.592.499,00		253.431
BI-3	2006	4.722.889,00	1.467.000	273.403
BI-4	2007	9.188.956,00	7.700.000	828.101
BI-5	2007	15.750.813,00	14.300.000	873.623
BI-6	2007	3.002.832,00		271.870
BI-7	2007	22.975.589,00	45.000.000	1.753.066
BI-8	2007	1.879.146,00	1.750.000	142.000
BI-9	2007	2.578.499,00	1.400.000	166.478
BI-10	2007	4.811.590,00		350.000
BI-11	2007	6.058.678,00	17.400.000	730.000
BI-12	2007	1.992.087,00	2.500.000	200.000
BI-13	2007	3.662.100,00	4.000.000	420.000
BI-14	2008	723.620,00	1.160.000	105.000
BI-15	2008	930.916,00	1.300.000	117.000
BI-16	2008	915.888,00		216.000
BI-17	2009	137.929.294,00	841.000.000	15.011.020

Foram obtidos 7 conjuntos de dados de fechamento de barragens de rejeitos sulfetados, todos relativos a projetos de fechamento. A Tabela 5.11 apresenta os dados de fechamento levantados para as barragens de rejeitos sulfetados incluindo o custo de fechamento corrigido, o volume de resíduos e a área do reservatório. Nota-se que a característica quantitativa volume de resíduos não se encontrava disponível para todas as barragens de rejeitos.

Tabela 5.11 - Dados de fechamento de Barragens de Rejeitos Sulfetados

Nome	Data do Dado	Custo de Fechamento Corrigido (R\$)	Volume de resíduos (m ³)	Área (m ²)
BS-1	2006	10.383.324,00	2.800.000	154.000
BS-2	2009	132.570.386,00	6.617.026	1.441.000
BS-3	2007	22.758.809,00	-	350.000
BS-4	2007	70.180.675,00	17.400.000	730.000
BS-5	2007	19.559.758,00	2.500.000	200.000
BS-6	2007	40.489.143,00	4.000.000	420.000
BS-7	2009	326.304.292,00	1.065.000.000	9.638.000

Os custos de fechamento de cada barragem de rejeitos foram classificados de acordo com as respectivas naturezas de custo. A Tabela 5.12 e a Tabela 5.13 apresentam os valores relativos do custo de cada atividade em relação ao custo total para as barragens de rejeitos inertes e sulfetados, respectivamente. Apenas na Tabela 5.12 foram apresentados os valores relativos mínimos, máximos, médios e medianos, uma vez que a maior parte dos orçamentos das barragens de rejeitos sulfetados não se encontrava discriminada. Nota-se que as naturezas de custos de fechamento que mais impactam os custos são as obras de solo e rocha (cobertura dos reservatórios) e a revegetação para as barragens de rejeitos inertes. No caso das barragens de rejeitos sulfetados, a cobertura do reservatório é o custo mais significativo.

Importante ressaltar que nem todas as barragens de rejeitos consideraram todas essas naturezas de custo. Em alguns casos, os custos de projeto e dos monitoramentos de qualidade de água e geotécnico, por exemplo, não foram orçados. Nestes casos, os custos estão geralmente apropriados em um centro de custo geral, relativo à mina como um todo. No entanto, a não inclusão destes custos no fechamento das barragens de rejeitos não traz impacto significativo no resultado final, uma vez que estes representam geralmente menos de 1% do custo total (conforme Tabela 5.12), com exceção das barragens BI-2 e BI-3.

O projeto de fechamento das barragens BI-2 e BI-3 utilizou um critério diferente para o orçamento do monitoramento e manutenção da revegetação. O projeto considerou 20 anos de monitoramento e manutenção da revegetação, o que impactou muito os custos de fechamento. A fim de adotar um critério equivalente ao das demais estruturas, para as barragens BI-2 e BI-3 foram considerados os custos relativos a apenas 5 anos de monitoramento e manutenção de revegetação.

Tabela 5.12 - Classificação dos custos de fechamento de barragens de rejeitos inertes

Nome	Estudos e Projetos	Desativação/ Adequação de estruturas*	Obras de Solo e Rocha	Obras de Drenagem (canais)	Revegetação	Monitoramento e Manutenção da Revegetação	Monitoramento Geotécnico	Monitoramento da qualidade de água	Outros
BI-1	0,7%	0,0%	27,6%	0,0%	48,2%	21,7%	0,3%	0,0%	1,6%
BI-2	0,0%	40,9%	0,0%	18,8%	5,8%	8,4%	15,1%	0,0%	0,0%
BI-3	11,0%	29,5%	0,0%	37,9%	6,1%	8,8%	7,1%	0,0%	0,0%
BI-4	10,7%	44,9%	0,0%	18,4%	25,8%	10,3%	0,0%	0,0%	0,0%
BI-5	0,6%	12,8%	56,7%	7,6%	15,9%	6,4%	0,0%	0,0%	0,0%
BI-6	0,7%	0,0%	60,8%	0,0%	25,9%	10,4%	0,0%	0,0%	0,0%
BI-7	2,9%	9,4%	51,3%	8,5%	21,8%	8,7%	0,0%	0,0%	0,0%
BI-8	0,3%	1,2%	58,3%	10,3%	21,6%	8,7%	0,0%	0,0%	0,0%
BI-9	0,0%	27,2%	35,0%	11,9%	18,5%	7,4%	0,0%	0,0%	0,0%
BI-10	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BI-11	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BI-12	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BI-13	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BI-14	0,0%	0,3%	84,0%	0,0%	14,8%	5,9%	0,0%	0,0%	0,0%
BI-15	0,0%	0,2%	86,3%	0,0%	12,8%	5,1%	0,0%	0,0%	0,0%
BI-16	0,0%	0,5%	72,9%	0,0%	24,1%	9,6%	0,0%	0,0%	0,0%
BI-17	0,0%	0,0%	76,4%	0,5%	15,5%	6,2%	0,0%	0,4%	1,0%
Mínimo	0%	0%	0%	0%	6%	5%	0%	0%	0%
Máximo	11%	45%	38%	86%	48%	54%	15%	0%	2%
Mediana	1%	8%	5%	54%	20%	9%	0%	0%	0%
Média	3%	13%	8%	44%	21%	12%	2%	0%	0%

Notas: nd – orçamento não discriminado / *Inclui vertedouros de abandono

Tabela 5.13- Classificação dos custos de fechamento de barragens de rejeitos sulfetados

Nome	Estudos e Projetos	Desativação/ Adequação de estruturas*	Obras de Solo e Rocha	Obras de Drenagem (canais)	Revegetação	Monitoramento e Manutenção da Revegetação	Monitoramento Geotécnico	Monitoramento da qualidade de água	Outros
BS-1	0,0%	1,2%	74,4%	1,3%	4,4%	nd	0,7%	5,3%	12,7%
BS-2	0,0%	0,0%	97,5%	0,0%	1,1%	0,4%	0,0%	0,0%	1,0%
BS-3	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BS-4	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BS-5	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BS-6	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BS-7	0,0%	0,0%	95,5%	0,3%	3,0%	1,2%	0,0%	0,0%	0,0%

Notas: nd – orçamento não discriminado / *Inclui vertedouros de abandono

5.2.1 Barragens de Rejeitos Inertes - Índice de estimativa de custo de fechamento baseado no volume

O conjunto total de dados considerado nesta análise é apresentado na Tabela 5.14 a seguir, bem como a normalização dos custos pelo volume. A população total analisada corresponde a 13 pares de valores de volume de rejeitos e custo de fechamento (x,y). As barragens BI-2, BI-6, BI-10 e BI-16 foram excluídas desta análise, pois o volume de rejeitos não se encontrava disponível.

Tabela 5.14 - Conjunto de dados utilizados para proposição de índice de estimativa de custo de fechamento de barragens de rejeitos inertes baseado no volume.

Nome da Barragem	Custo Corrigido (R\$)	Volume (m ³)	Normalização (R\$/m ³)
BI-1	23.519.388,00	24.980.000	0,94
BI-3	4.722.889,00	1.467.000	3,22
BI-4	9.188.956,00	7.700.000	1,19
BI-5	15.750.813,00	14.300.000	1,10
BI-7	22.975.589,00	45.000.000	0,51
BI-8	1.879.146,00	1.750.000	1,07
BI-9	2.578.499,00	1.400.000	1,84
BI-11	6.058.678,00	17.400.000	0,35
BI-12	1.992.087,00	2.500.000	0,80
BI-13	3.662.100,00	4.000.000	0,92
BI-14	723.620,00	1.160.000	0,62
BI-15	930.916,00	1.300.000	0,72
BI-17	137.929.294,00	841.000.000	0,16

Foram realizadas análises para quatro populações formadas por pares de valores de custo de fechamento e volume de estéril. A seleção de populações foi fruto dos resultados obtidos durante as análises, conforme metodologia geral apresentada. No caso das barragens de rejeitos inertes considerando o volume como variável independente, além da população total, foram selecionadas populações pela exclusão de *outliers* e a partir de efeitos de escala.

A seguir apresentam-se os nomes e as características de cada população analisada, bem como os gráficos relativos às regressões lineares tendo o custo de fechamento da barragem como variável dependente e o volume de rejeitos como variável independente:

- BIV-P1: População total (Figura 5.19)

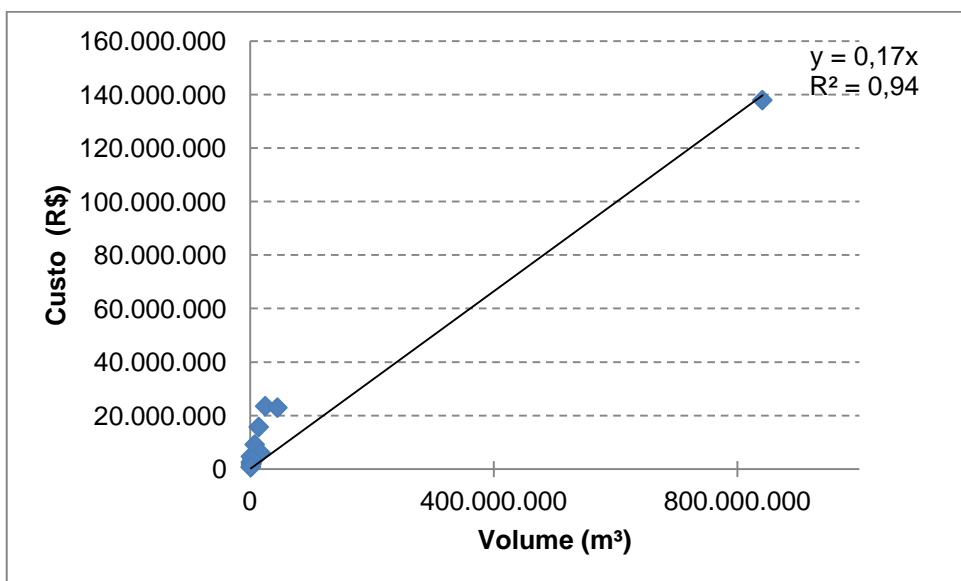


Figura 5.19 – Gráfico da regressão linear para população BIV-P1

- BIV-P2: População total sem outliers (Figura 5.20)

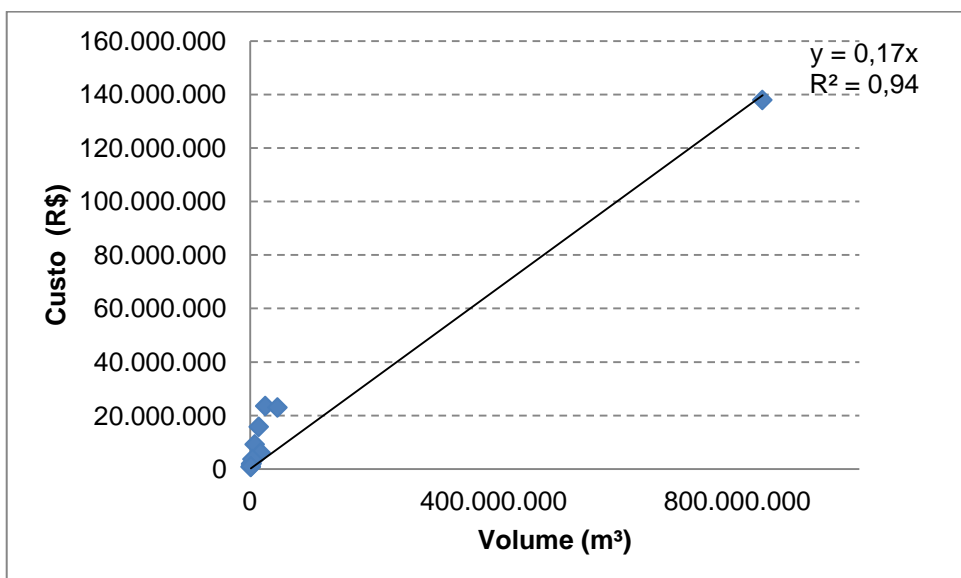


Figura 5.20 – Gráfico da regressão linear para população BIV-P2

- BIV-P3A: População sem outliers e selecionada a partir de efeito de escala com exclusão da barragem BI-17 (Figura 5.21)

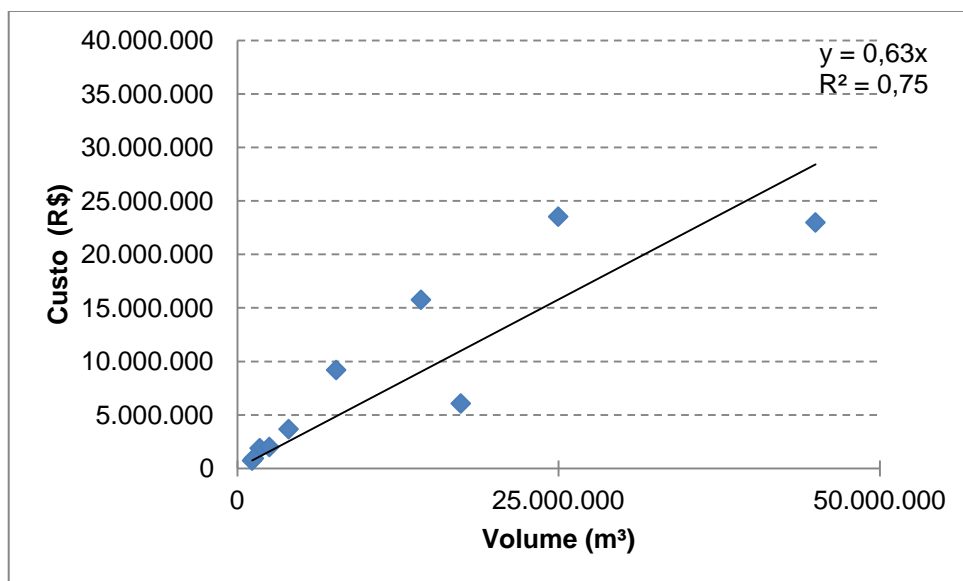


Figura 5.21 – Gráfico da regressão linear para população BIV-P3A

- BIV-P3B: População sem outliers e selecionada a partir de efeito de escala com exclusão da barragem BI-17 e reservatório menor do que 5Mm³ (Figura 5.22)

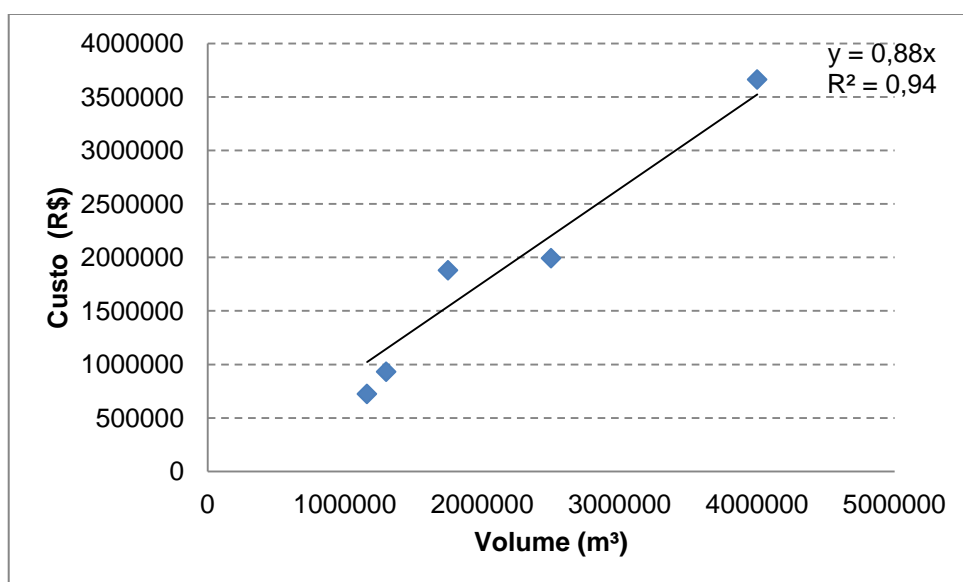


Figura 5.22 – Gráfico da regressão linear para população BIV-P3B

A Figura 5.23 apresenta o gráfico *box plot* para as populações de barragens de rejeitos inertes considerando normalização do custo pelo volume.

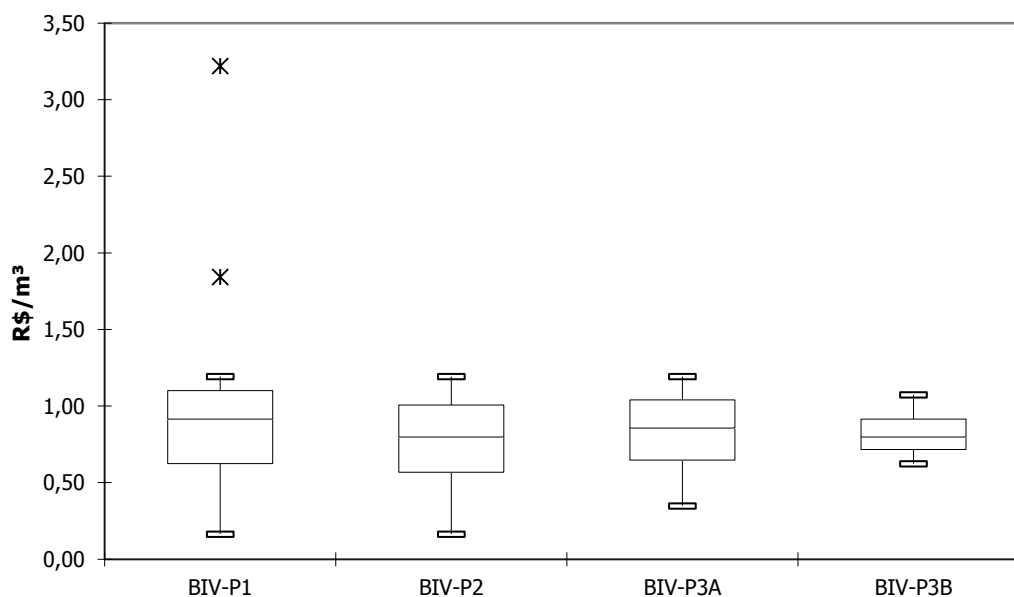


Figura 5.23 - Box plot para populações de barragens de rejeitos inertes considerando normalização do custo pelo volume.

A Tabela 5.15 apresenta os resultados das análises de correlação, regressão linear e estatística descritiva para as populações de barragens de rejeitos inertes considerando o volume como variável independente.

Tabela 5.15 - Resumo dos resultados da análise de dados de fechamento de barragens de rejeitos inertes considerando o volume como variável independente

Parâmetro	Unidade	BIV-P1	BIV-P2	BIV-P3A	BIV-P3B
n	-	13	11	10	5
Coef. Pearson	-	0,99	0,99	0,88	0,98
T-calc	-	19,30	17,58	5,33	7,88
T-tab	-	2,20	2,23	2,31	3,18
Coef. Determinação R ²	-	0,94	0,94	0,75	0,94
Índice de estimativa de custo	R\$/m ³	0,17	0,17	0,63	0,88
Mínimo	R\$/m ³	0,16	0,16	0,35	0,62
Q1	R\$/m ³	0,62	0,57	0,65	0,72
Mediana	R\$/m ³	0,92	0,80	0,86	0,80
Q3	R\$/m ³	1,10	1,01	1,04	0,92
Máximo	R\$/m ³	1,19	1,19	1,19	1,07
<i>Outlier 1</i>	R\$/m ³	3,22			
<i>Outlier 2</i>	R\$/m ³	1,84			

Os resultados da análise de correlação (coeficiente de correlação de Pearson e valores do teste T calculado e tabelado) demonstram que existe correlação linear entre o custo de fechamento

e o volume de rejeitos para todas as populações analisadas, que a correlação é significativamente diferente de zero a um nível de significância de 5% e que a metodologia baseada na regressão linear se aplica.

As regressões lineares para as populações BIV-P1 (Figura 5.19) e BIV-P2 (Figura 5.20) apresentaram os mesmos resultados, coeficiente de determinação igual a 0,94 indicando correlação forte entre volume de rejeitos e custo de fechamento e índice de estimativa de custo de fechamento igual R\$ 0,17/m³. No entanto, considerando os resultados do *box plot* (Figura 5.23) nota-se que os índices de custo de fechamento das populações BIV-P1 e BIV-P2 ficaram bem abaixo dos valores de Q1 e muito próximo aos valores mínimos obtidos (R\$ 0,16/m³) para as mesmas, indicando distorção da tendência. Além disso, a simples visualização dos gráficos de regressão indica que o par de valores relativos à barragem de rejeitos BI-17 (ponto localizado no canto superior direito dos gráficos representados na Figura 5.19 e Figura 5.20) distorce a tendência para baixo.

A barragem BI-17 possui 841Mm³ de rejeitos, sendo que as demais estruturas possuem no máximo 45Mm³. Ou seja, o porte do reservatório da barragem BI-17 é cerca de 20 vezes maior do que as demais estruturas. Em relação às estruturas BI-3, BI-4, BI-8, BI-9, BI-12, BI-13, BI-14 e BI-15 o reservatório da barragem BI-17 é mais de 100 vezes maior em termos de volume de rejeitos. Em função dessa observação, foi feita a seleção de duas novas populações com base no efeito de escala. A população BIV-P3A considerou apenas a exclusão da barragem BI-17 e dos *outliers*. A população BIV-P3B considerou o critério de porte estabelecido pela Deliberação Normativa COPAM nº 87 de 17 de junho de 2005, onde barragens contendo até 5Mm³ são consideradas de pequeno e médio porte (MINAS GERAIS, 2005).

Os resultados das regressões lineares para as populações BIV-P3A (Figura 5.21) e BIV-P3B (Figura 5.22) se mostraram satisfatórios, mesmo com a relativa piora no coeficiente de determinação da população BIV-P3A ($R^2 = 0,75$). Já os índices de estimativa de custo (coeficiente de regressão) se mostraram mais representativos tanto visualmente nos gráficos de regressão quanto considerando os dados do *box plot*. Cabe ressaltar, também, o aumento dos valores dos índices para R\$ 0,63/m³ para a população BIV-P3A e R\$ 0,88/m³ para a população BIV-P3B. Estes valores representam aumentos de cerca de 4 e 5 vezes, respectivamente, em relação ao índice obtido para a população total.

Para a população BIV-P3A, apesar da relativa melhora do índice de estimativa de custo, este continuou ligeiramente abaixo do Q1, situação não desejável, indicando distorção da tendência. Nota-se que os dados apresentaram boa aderência à linha de tendência em seu trecho inicial e maior dispersão em seu trecho final. Neste caso, o intervalo Q1-Q3, que variou entre R\$0,65/m³ e R\$1,04/m³, é mais representativo do que o índice de estimativa de custo de fechamento.

Para a população BIV-P3B, o índice de estimativa de custo ficou dentro do intervalo Q1-Q3, indicando uma boa representatividade em relação ao conjunto de dados. Conforme esperado, para barragens de pequeno e médio porte (volume de rejeitos < 5Mm³) o índice de estimativa de custo foi mais alto R\$ 0,88/m³. Importante destacar que a população BIV-P3B foi a que considerou o menor conjunto de valores (n=5) dentre todas as análises realizadas para barragens de rejeitos inertes tendo o volume como variável independente.

Conclui-se, portanto, que apesar de existir correlação e os resultados da regressão linear serem satisfatórios, o índice de estimativa de custo de barragens de rejeitos inertes baseado no volume apresentou alguns problemas. Considera-se que o índice obtido para a população BIV-P3B, equivalente a R\$0,88/m³, é o mais representativo, apesar de ser baseado no menor conjunto de dados (n=5). Ressalta-se que este índice, relativo a uma população de barragens de pequeno e médio porte, encontra-se dentro do intervalo Q1-Q3 da população BIV-P3A que também inclui estruturas de grande porte. Assim, sugere-se a utilização do índice R\$0,88/m³ considerando uma variação esperada entre R\$0,65/m³ e R\$1,04/m³, independentemente do porte da estrutura.

5.2.2 Barragens de Rejeitos Inertes - Índice de estimativa de custo de fechamento baseado na área

O conjunto total de dados considerado nesta análise é apresentado na Tabela 5.16 , bem como a normalização dos custos pela área do reservatório. A população total analisada corresponde a 17 pares de valores de área de reservatório e custo de fechamento (x,y).

Tabela 5.16 - Conjunto de dados utilizados para proposição de índice de estimativa de custo de fechamento de barragens de rejeitos inertes baseado na área do reservatório.

Nome da Barragem	Custo Corrigido (R\$)	Área (m ²)	Normalização (R\$/m ²)
BI-1	23.519.388,00	3.300.531	7,13
BI-2	4.592.499,00	253.431	18,12
BI-3	4.722.889,00	273.403	17,27
BI-4	9.188.956,00	828.101	11,10
BI-5	15.750.813,00	873.623	18,03
BI-6	3.002.832,00	271.870	11,05
BI-7	22.975.589,00	1.753.066	13,11
BI-8	1.879.146,00	142.000	13,23
BI-9	2.578.499,00	166.478	15,49
BI-10	4.811.590,00	350.000	13,75
BI-11	6.058.678,00	730.000	8,30
BI-12	1.992.087,00	200.000	9,96
BI-13	3.662.100,00	420.000	8,72
BI-14	723.620,00	105.000	6,89
BI-15	930.916,00	117.000	7,96
BI-16	915.888,00	216.000	4,24
BI-17	137.929.294,00	15.011.020	9,19

Foram realizadas análises para três populações formadas por pares de valores de custo de fechamento e área do reservatório. A seleção de populações foi fruto dos resultados obtidos durante as análises, conforme metodologia geral apresentada. No caso das barragens de rejeitos inertes considerando a área do reservatório variável independente, além da população total, foram selecionadas populações a partir de efeitos de escala.

A seguir apresentam-se os nomes e as características de cada população analisada, bem como os gráficos relativos às regressões lineares tendo o custo de fechamento da barragem de rejeitos como variável dependente e a área do reservatório como variável independente:

- BIA-P1: População total (Figura 5.24)

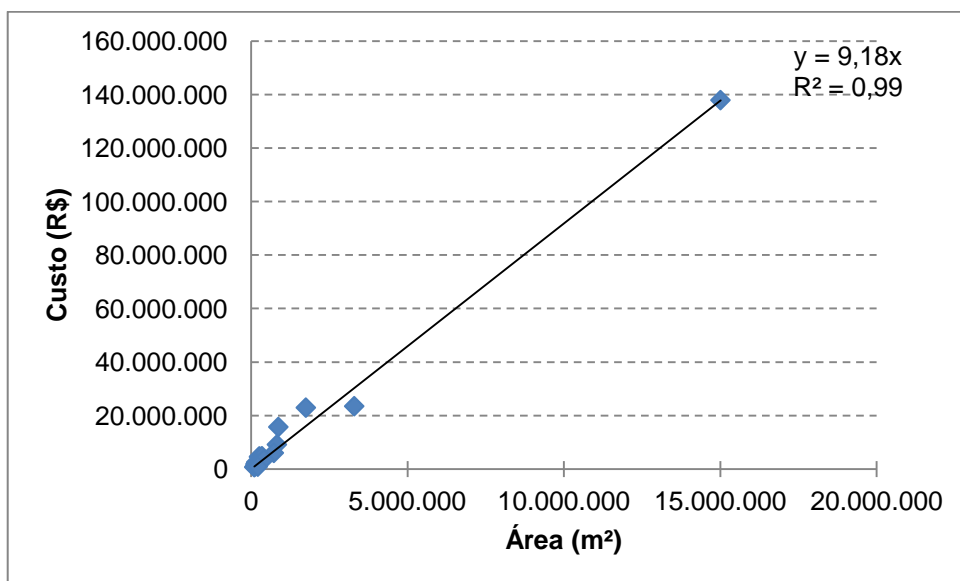


Figura 5.24 – Gráfico da regressão linear para população BIA-P1

- BIA-P2A: População selecionada a partir de efeito de escala com área menor do que 500 ha (Figura 5.25)

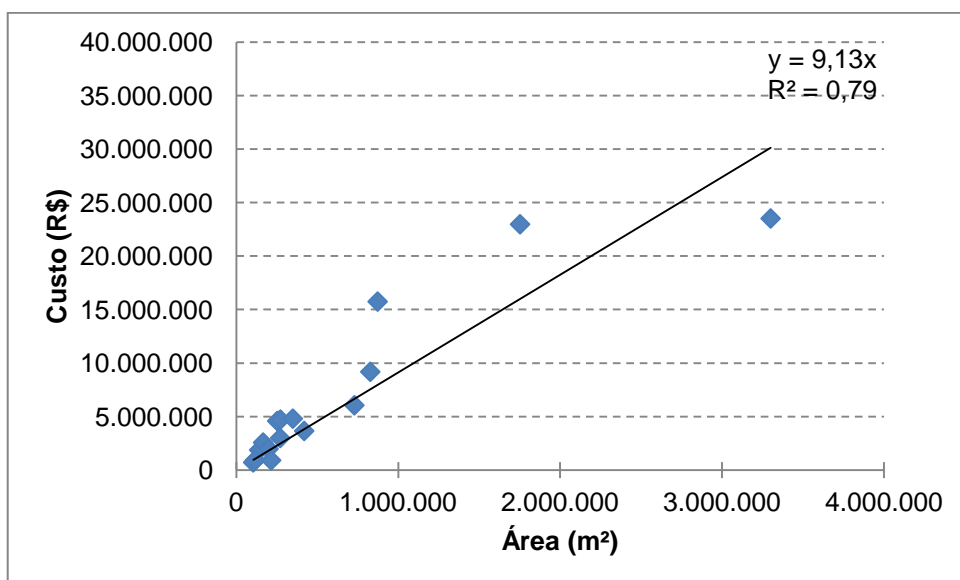


Figura 5.25 – Gráfico da regressão linear para população BIA-P2A

- BIA-P2B: População selecionada a partir de efeito de escala com área menor do que 100 ha (Figura 5.26)

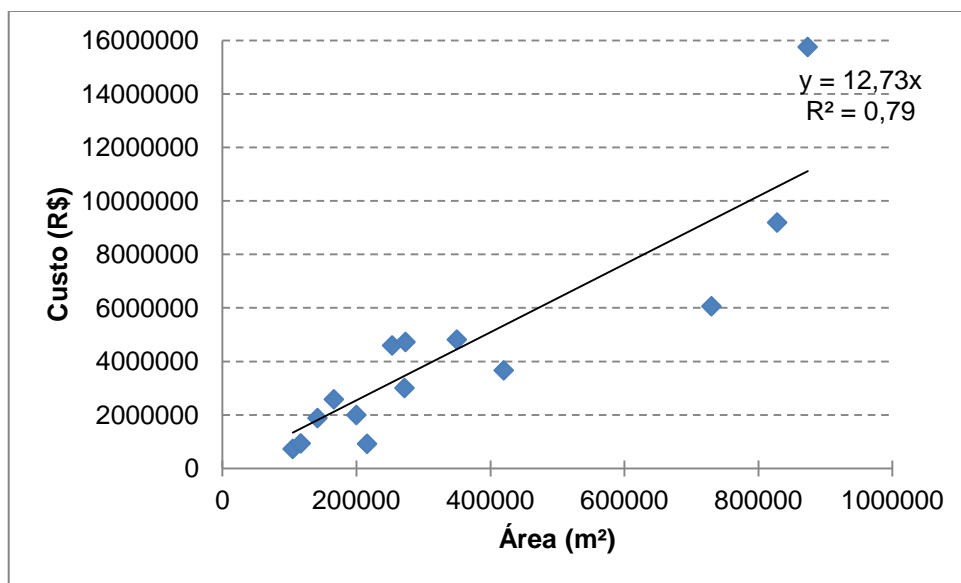


Figura 5.26 – Gráfico da regressão linear para população BIA-P2B

A Figura 5.27 apresenta o gráfico *box plot* para as populações de barragens de rejeitos inertes considerando normalização do custo pela área.

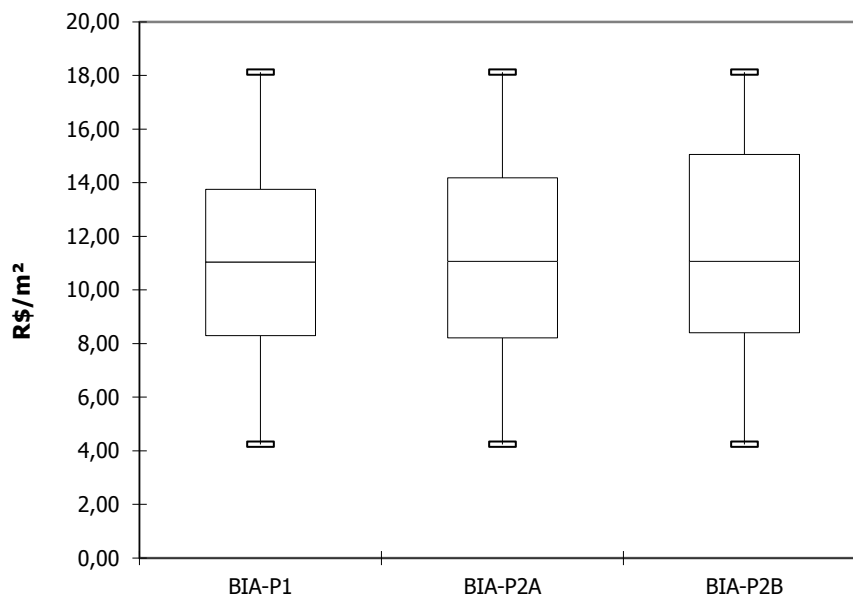


Figura 5.27 - Box plot para populações de barragens de rejeitos inertes considerando normalização do custo pela área.

A Tabela 5.17 apresenta os resultados das análises de correlação, regressão linear e estatística descritiva para as populações de barragens de rejeitos inertes considerando a área do reservatório como variável independente.

Tabela 5.17 - Resumo dos resultados da análise de dados de fechamento de barragens de rejeitos inertes considerando a área do reservatório como variável independente

Parâmetro	Unidade	BIA-P1	BIA-P2A	BIA-P2B
n	-	17	16	14
Coef. Pearson	-	1,00	0,91	0,89
T-calc	-	40,44	8,14	6,75
T-tab	-	2,13	2,15	2,18
Coef. Determinação R ²	-	0,99	0,79	0,79
Índice de estimativa de custo	R\$/m ²	9,18	9,13	12,72
Mínimo	R\$/m ²	4,24	4,24	4,24
Q1	R\$/m ²	8,30	8,21	8,40
Mediana	R\$/m ²	11,05	11,07	11,07
Q3	R\$/m ²	13,75	14,18	15,05
Máximo	R\$/m ²	18,12	18,12	18,12

Os resultados da análise de correlação (coeficiente de correlação de Pearson e valores do teste T calculado e tabelado) demonstram que existe correlação linear entre o custo de fechamento e a área do reservatório para todas as populações analisadas, que a correlação é significativamente diferente de zero a um nível de significância de 5% e que a metodologia baseada na regressão linear se aplica.

A regressão linear para a população total BIA-P1 (Figura 5.24) apresentou resultados bastante satisfatórios ($R^2 = 0,99$). O índice de estimativa de custo foi igual a R\$ 9,18/m², ficando dentro do intervalo Q1-Q3, que variou de R\$ 8,30/m² a R\$ 13,75/m². Não foram identificados *outliers* na população total.

No entanto, pelo fato do reservatório da barragem BI-17 possuir área em média 50 vezes maior do que o das demais estruturas, foram feitas seleções de duas novas populações com base na escala. Em função dos dados disponíveis foram adotados os valores de 500ha e 100ha para seleção das populações BIA-P2A e BIA-P2B, respectivamente.

O resultado da regressão linear da população BIA-P2A (Figura 5.25), foi bastante próximo do resultado da população total (BIA-P1A) no que diz respeito ao índice de estimativa de custo e aos parâmetros do *box plot* (mínimo, Q1, mediana, Q3, máximo). Houve piora do coeficiente

de determinação ($R^2 = 0,79$), porém este ainda pode ser considerado satisfatório de acordo com o critério adotado.

O resultado da regressão linear da população BIA-P2B (Figura 5.26) indicou um aumento do índice de estimativa de custo para R\$ 12,72/m². Houve piora do coeficiente de determinação ($R^2 = 0,79$), porém este ainda foi considerado satisfatório. Assim, como para as demais populações, o índice de estimativa de custo ficou dentro do intervalo Q1-Q3 onde, por definição, encontram-se 50% dos dados.

Apesar do aumento no índice de estimativa de custo da população BIA-P2B, nota-se que as três populações apresentaram um comportamento bastante próximo entre si quando considerados os resultados do *box plot* (mínimo, Q1, mediana, Q3, máximo). Além disso, os índices de estimativa de custo das três populações ficaram sempre dentro do intervalo Q1-Q3 das próprias populações bem como das demais. Pelo fato de haver apenas três estruturas com área maior do que 100 ha, considerou-se que os resultados da população BIA-P2B é o mais representativo. Além disso, considera-se que um índice de estimativa de custo mais elevado (R\$12,72/m² em comparação com R\$9,18/m² e R\$9,13/m²) é a favor da segurança.

Conclui-se, portanto, que o índice de estimativa de custo baseado na área do reservatório de barragens de rejeitos inertes deve ser equivalente a R\$12,72/m², com uma variação esperada de R\$8,40/m² a R\$15,05/m² de acordo com o intervalo Q1-Q3 da população BIA-P2B.

5.2.3 Barragens de Rejeitos Sulfetados - Índice de estimativa de custo de fechamento baseado no volume

O conjunto total de dados considerado nesta análise é apresentado na Tabela 5.18, bem como a normalização dos custos pelo volume de rejeitos. A população total analisada corresponde a 6 pares de valores de volume de rejeitos e custo de fechamento (x,y). A Barragem BS-3 foi excluída das análises, pois o volume de rejeitos não se encontrava disponível.

Tabela 5.18 - Conjunto de dados utilizados para proposição de índice de estimativa de custo de fechamento de barragens de rejeitos sulfetados baseado no volume de rejeitos.

Nome da Barragem	Custo Corrigido (R\$)	Volume (m ³)	Normalização (R\$/m ³)
BS-1	10.383.324,00	2.800.000	3,71
BS-2	132.570.386,00	6.617.026	20,03
BS-4	70.180.675,00	17.400.000	4,03
BS-5	19.559.758,00	2.500.000	7,82
BS-6	40.489.143,00	4.000.000	10,12
BS-7	326.304.292,00	1.065.000.000	0,31

Foram realizadas análises para três populações formadas por pares de valores de custo de fechamento e volume de rejeitos. A seleção de populações foi fruto dos resultados obtidos durante as análises, conforme metodologia geral apresentada. No caso das barragens de rejeitos sulfetados considerando o volume como variável independente, além da população total, foram selecionadas populações pela exclusão de *outliers* e a partir de efeitos de escala.

A seguir apresentam-se os nomes e as características de cada população analisada, bem como os gráficos relativos às regressões lineares tendo o custo de fechamento da barragem como variável dependente e o volume de rejeitos como variável independente:

- BSV-P1: População total (Figura 5.28)

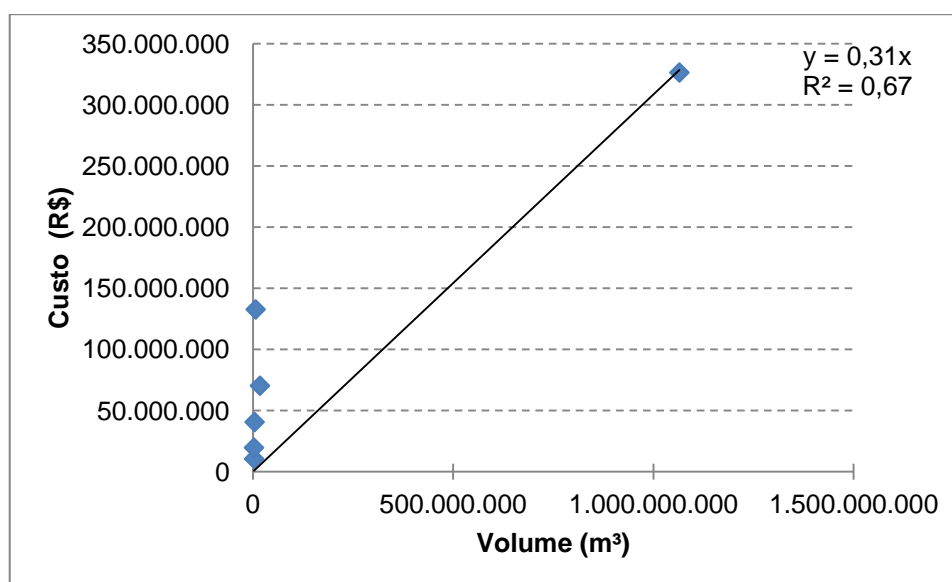


Figura 5.28 – Gráfico da regressão linear para população BSV-P1

- BSV-P2: População total sem outliers (Figura 5.29)

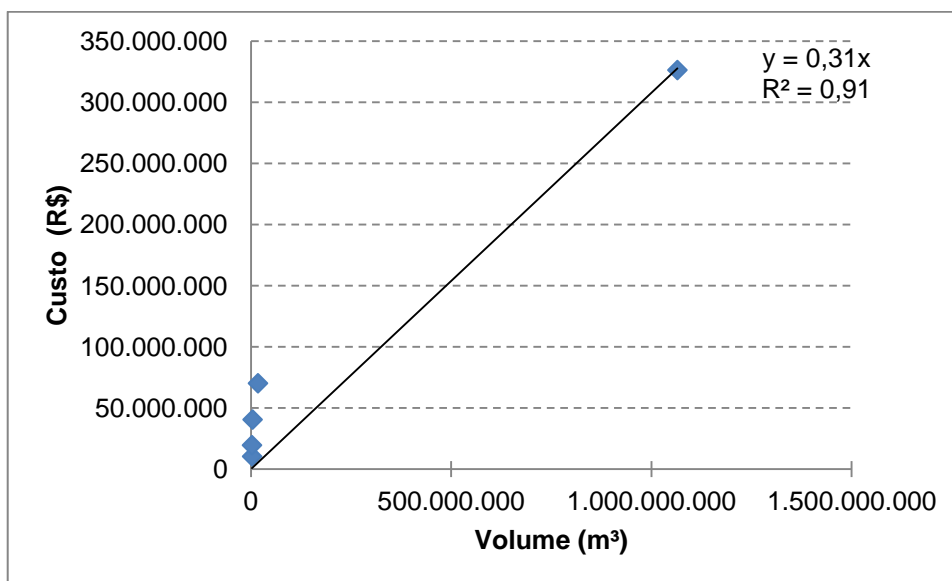


Figura 5.29 – Gráfico da regressão linear para população BSV-P2

- BSV-P3: População sem outliers e selecionada a partir de efeito de escala excluindo o ponto BS-7 (Figura 5.30)

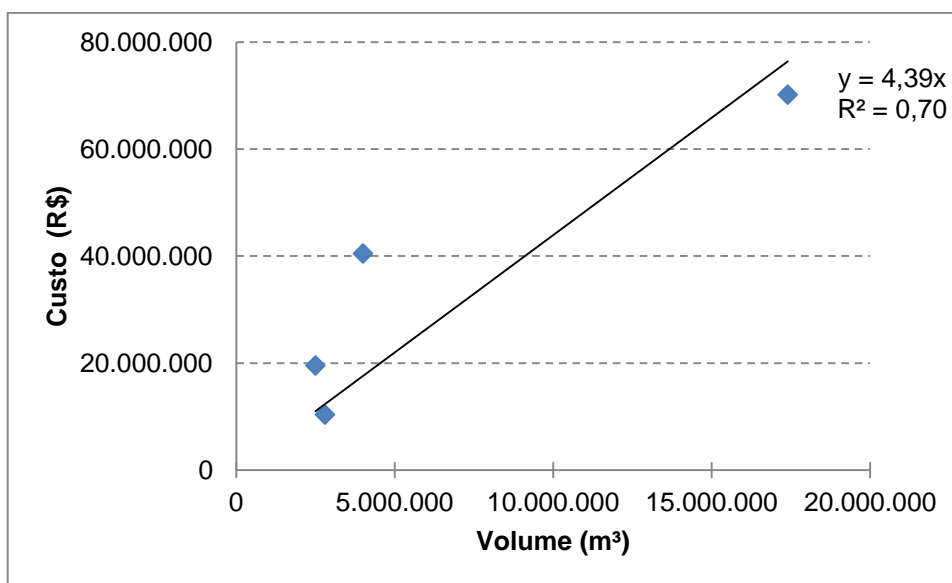


Figura 5.30 – Gráfico da regressão linear para população BSV-P3

A Figura 5.31 apresenta o gráfico *box plot* para as populações de barragens de rejeitos sulfetados considerando a normalização do custo pelo volume de rejeitos.

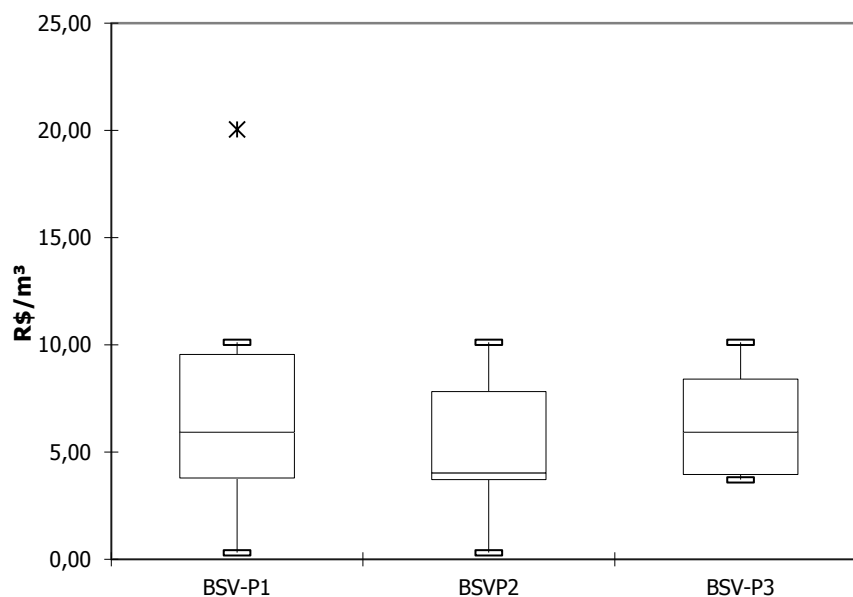


Figura 5.31 - Box plot para populações de barragens de rejeitos sulfetados considerando normalização do custo pelo volume.

A Tabela 5.19 apresenta os resultados das análises de correlação, regressão linear e estatística descritiva para as populações de barragens de rejeitos sulfetados considerando o volume como variável independente.

Tabela 5.19 - Resumo dos resultados da análise de dados de fechamento de barragens de rejeitos sulfetados considerando o volume de rejeitos como variável independente

Parâmetro	Unidade	BSV-P1	BSV-P2	BSV-P3
n	-	6	5	4
Coef. Pearson	-	0,93	0,99	0,91
T-calc	-	5,11	10,55	3,19
T-tab	-	2,78	3,18	4,30
Coef. Determinação R ²	-	0,67	0,91	0,70
Índice de estimativa de custo	R\$/m ³	0,31	0,31	4,39
Mínimo	R\$/m ³	0,31	0,31	3,71
Q1	R\$/m ³	3,79	3,71	3,95
Mediana	R\$/m ³	5,93	4,03	5,93
Q3	R\$/m ³	9,55	7,82	8,40
Máximo	R\$/m ³	10,12	10,12	10,12
Outlier 1	R\$/m ³	20,03		

Os resultados da análise de correlação (coeficiente de correlação de Pearson e valores do teste T calculado e tabelado) demonstram que existe correlação linear entre o custo de fechamento e o volume de rejeitos para as populações BSV-P1 e BSV-P2, que a correlação é

significativamente diferente de zero a um nível de significância de 5% e que a metodologia baseada na regressão linear se aplica.

No caso da população BSV-P3, o valor do teste t a um nível de significância de 5% não foi suficiente para refutar a hipótese nula, ou seja $T\text{-calc} < T\text{-tab}$. No entanto, a um nível de significância de 10%, $T\text{-tab}$ assume o valor 2,92, portanto, menor do que $T\text{-calc}$. Logo, pode-se dizer que existe correlação linear a um nível de significância de 10%, e que a metodologia baseada na regressão linear se aplica.

A regressão linear para a população total BSV-P1 (Figura 5.28) não apresentou resultados satisfatórios ($R^2 = 0,67$). O índice de estimativa de custo foi igual a R\$ 0,31/m³, ficando igual ao valor mínimo obtido no *box plot* considerando custo normalizado pelo volume. Isto indicou forte distorção da tendência para baixo. Visualmente, nota-se que a barragem BS-7, em função do seu maior porte e de seu custo normalizado pelo volume ser baixo, distorce a tendência da regressão para baixo.

Foi identificado um *outlier* referente à barragem BS-2. A solução de fechamento desta barragem foi mais conservadora do que as demais, pois considerou a implantação de geomembrana de PEAD (polietileno de alta densidade) na cobertura. A solução de fechamento das demais barragens considerou coberturas multicamadas de solo.

Apesar da melhora no coeficiente de determinação ($R^2 = 0,91$), a regressão linear para a população BSV-P2 (Figura 5.29) apresentou o mesmo índice de estimativa de custo da população BSV-P1. O índice manteve-se igual ao valor mínimo obtido no *box plot* considerando o custo normalizado pelo volume. A tendência da regressão continuou distorcida para baixo em função do ponto BS-7. Destaca-se que o volume de rejeitos sulfetados da barragem BS-7 é no mínimo 61 vezes maior do que o volume de rejeitos sulfetados das demais barragens.

Foi realizada, então, uma nova seleção de população excluindo-se o ponto BS-7 (Figura 5.30). O coeficiente de determinação da regressão linear da população BSV-P3 foi equivalente ao limite estabelecido como satisfatório ($R^2 = 0,70$). Nota-se um aumento significativo do índice de estimativa de custo que foi igual R\$ 4,39/m³, equivalente a 14 vezes o índice das populações BSV-P1 e BSV-P2. O índice da população BSV-P3 ficou dentro do intervalo Q1-Q3, que variou de R\$ 3,95/m³ a R\$ 8,40/m³.

Apesar dos problemas apresentados na análise da população BSV-P3 (necessidade de um nível de significância de 10% para confirmar a aplicabilidade da metodologia baseada em regressão linear), considera-se que o índice de R\$ 4,39/m³ é mais representativo do que os demais. Uma maior quantidade de dados poderia confirmar esta suposição.

Em comparação com o índice de estimativa de custo de fechamento de barragens de rejeitos inertes (R\$ 0,88/m³), o índice relativo às barragens de rejeitos sulfetados teve um aumento de cerca de 5 vezes (R\$ 4,39/m³). Este aumento já era esperado em função da maior complexidade da camada de cobertura final implantada no fechamento de barragens de rejeitos sulfetados.

5.2.4 Barragens de Rejeitos Sulfetados - Índice de estimativa de custo de fechamento baseado na área

O conjunto total de dados considerado nesta análise é apresentado na Tabela 5.20, bem como a normalização dos custos pela área do reservatório. A população total analisada corresponde a 7 pares de valores de área de reservatório e custo de fechamento (x,y).

Tabela 5.20 - Conjunto de dados utilizados para proposição de índice de estimativa de custo de fechamento de barragens de rejeitos sulfetados baseado na área do reservatório.

Nome da Barragem	Custo Corrigido (R\$)	Área (m ²)	Normalização (R\$/m ²)
BS-1	10.383.324,00	154.000	67,42
BS-2	132.570.386,00	1.441.000	92,00
BS-3	22.758.809,00	350.000	65,03
BS-4	70.180.675,00	730.000	96,14
BS-5	19.559.758,00	200.000	97,80
BS-6	40.489.143,00	420.000	96,40
BS-7	326.304.292,00	9.638.000	33,86

Foram realizadas análises para duas populações formadas por pares de valores de custo de fechamento e área de reservatório. A seleção de populações foi fruto dos resultados obtidos durante as análises, conforme metodologia geral apresentada. No caso das barragens de rejeitos sulfetados considerando a área do reservatório variável independente, além da população total, foi selecionada uma população a partir de efeito de escala.

A seguir apresentam-se os nomes e as características de cada população analisada, bem como os gráficos relativos às regressões lineares tendo o custo de fechamento da barragem de rejeitos como variável dependente e a área do reservatório como variável independente:

- BSA-P1: População total (Figura 5.32)

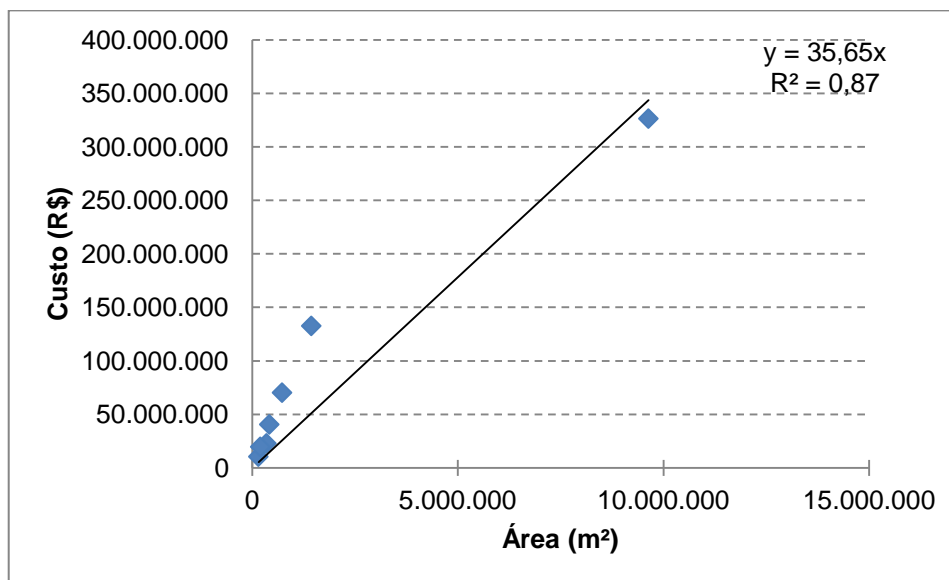


Figura 5.32 – Gráfico da regressão linear para população BSA-P1

- BSA-P2: População selecionada a partir de efeito de escala excluído ponto BS-7 (Figura 5.33)

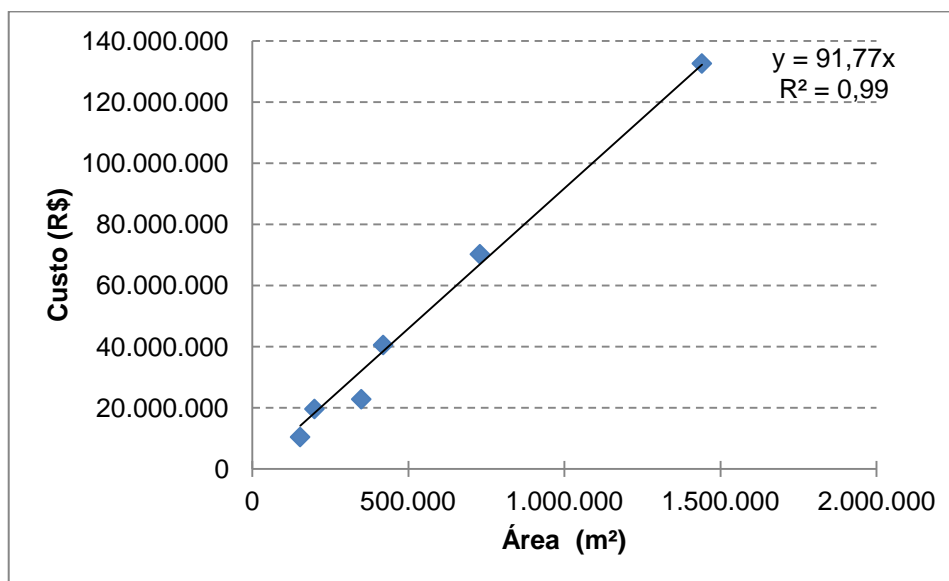


Figura 5.33 – Gráfico da regressão linear para população BSA-P2

A Figura 5.34 apresenta o gráfico *box plot* para as populações de barragens de rejeitos sulfetados, considerando normalização do custo pela área.

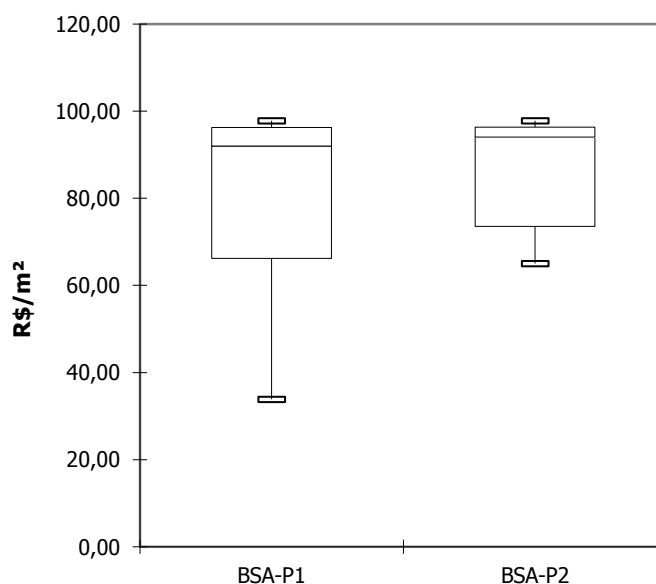


Figura 5.34 - Box plot para populações de barragens de rejeitos sulfetados, considerando normalização do custo pela área.

A Tabela 5.21 apresenta os resultados das análises de correlação, regressão linear e estatística descritiva para as populações de barragens de rejeitos sulfetados considerando a área do reservatório como variável independente.

Tabela 5.21 - Resumo dos resultados da análise de dados de fechamento de barragens de rejeitos sulfetados considerando a área do reservatório como variável independente

Parâmetro	Unidade	BSA-P1	BSA-P2
n	-	7	6
Coef. Pearson	-	0,97	1,00
T-calc	-	8,60	20,50
T-tab	-	2,57	2,78
Coef. Determinação R ²	-	0,871	0,988
Índice de estimativa de custo	R\$/m ²	35,65	91,77
Mínimo	R\$/m ²	33,86	65,03
Q1	R\$/m ²	66,22	73,57
Mediana	R\$/m ²	92,00	94,07
Q3	R\$/m ²	96,27	96,34
Máximo	R\$/m ²	97,80	97,80

Os resultados da análise de correlação (coeficiente de correlação de Pearson e valores do teste T calculado e tabelado) demonstram que existe correlação linear entre o custo de fechamento e a área do reservatório para ambas as populações analisadas, que a correlação é significativamente diferente de zero a um nível de significância de 5% e que a metodologia baseada na regressão linear se aplica.

A regressão linear para a população total BSA-P1 (Figura 5.32) apresentou resultados satisfatórios ($R^2 = 0,87$). O índice de estimativa de custo foi igual a R\$ 36,65/m², abaixo do valor de Q1 (R\$ 66,22/m²) e próximo ao mínimo (R\$ 33,86/m²), indicando uma distorção dos dados. Cabe ressaltar que, por definição, 75% dos custos de fechamento normalizados pela área (índice de custo de cada estrutura) ficaram acima do Q1.

Notou-se que a barragem de rejeitos BS-7 por possuir área em média 30 vezes maior do que as demais estruturas e um baixo valor de custo de fechamento normalizado pela área, distorce a tendência da regressão linear para baixo.

Foi feita então uma análise para nova população excluindo-se o ponto BS-7. O resultado da regressão linear da população BSA-P2 (Figura 5.33), foi satisfatório, apresentando um coeficiente de determinação ($R^2 = 0,99$) bastante alto. O índice de estimativa de custo de fechamento foi de R\$ 91,77/m², ficando dentro do intervalo Q1-Q3 onde, por definição, se encontram 50% dos dados.

Em comparação com o índice de estimativa de custo de fechamento de barragens de rejeitos inertes (R\$ 12,72/m²), o índice relativo às barragens de rejeitos sulfetados teve um aumento de cerca de 7 vezes (R\$ 91,77/m²). Este aumento já era esperado em função da maior complexidade da camada de cobertura final implantada no fechamento de barragens de rejeitos sulfetados.

5.3 Comparação dos índices de estimativa de custo de fechamento obtidos com custos publicados na literatura

Procurou-se realizar uma comparação dos índices de estimativa de custo de fechamento obtidos no presente trabalho com custos publicados na literatura internacional, destacando-se publicações com custos dos EUA (EPA, 1997), Europa (EC, 2009) e índices praticados por agências ambientais para o cálculo de garantias financeiras de fechamento (MILLER, 2005 e

GOVERNMENT OF WESTERN AUSTRALIA, 2008). Em geral, as comparações foram limitadas em função da incerteza de como os custos de fechamento publicados foram obtidos e de quais critérios foram adotados.

Os índices de estimativa de custo de fechamento de pilhas de estéril e barragens de rejeitos sulfetados baseados na área das estruturas podem ser comparados com os custos unitários publicados pela EPA (1997), apresentados respectivamente na Tabela 3.6 e na Tabela 3.7 (vide item 3.6). É importante ressaltar que estes valores apresentados nas referidas tabelas foram corrigidos pelo presente autor para valores atuais com base na inflação dos EUA incidente no período.

No caso das pilhas de estéril sulfetados, no presente trabalho não foi possível o estabelecimento de índices de estimativa de custos de fechamento por meio da metodologia proposta uma vez que só se dispunha dos dados de uma pilha de estéril sulfetado. O custo de fechamento normalizado pela área de superfície desta pilha foi de R\$51,27/m², quando considerada a área de superfície, ou R\$54,18/m², quando considerada a área projetada. Este valor fica dentro do intervalo de R\$24,55/m² e R\$122,78/m² (US\$13,87/m² a US\$69,37/m²) apresentado pela EPA, referente a cobertura da pilha com geomembrana. Não foi possível comparar os índices obtidos com os demais valores apresentados na Tabela 3.6, seja porque estes se referem a soluções distintas das consideradas no presente trabalho (ex: construção de bermas e canais, coleta e tratamento de água impactada) ou porque estão expressos em US\$/t.

No caso das barragens de contenção de rejeitos sulfetados, o índice obtido no presente trabalho foi de R\$91,77/m² de área do reservatório, com uma variação esperada de R\$73,57/m² a R\$96,34/m². Este índice se encontra dentro da variação de custos de fechamento publicada pela EPA para cobertura do reservatório equivalente ao intervalo de R\$30,44/m² a R\$556,19/m² (US\$17,20 a US\$314,23). É importante destacar mais uma vez a grande variação dos custos apresentados pela EPA.

No caso da publicação relativa às minas na Europa (EC, 2009), os custos apresentados se referem a estruturas específicas e não a um conjunto de minas (vide Tabela 3.8 no item 3.6). No entanto, o tipo de estrutura (pilha de estéril ou barragem de contenção de rejeitos) não é explicitado na Tabela 3.8, o que dificulta muito as comparações. Além disso, grande parte dos custos apresentados na referida tabela correspondem a atividades específicas de fechamento (ex: revegetação, inundação dos rejeitos). Apesar de não especificado na publicação, pelas

obras de fechamento consideradas (ex: cobertura, inundação de rejeitos), fica implícito que se trata de estruturas com rejeitos sulfetados. Feitas estas considerações acerca das limitações da comparação, de uma maneira geral, os custos de fechamento de minas na Europa foram mais baixos quando comparados aos índices de estimativa de custo calculados no presente trabalho. Por exemplo, o custo de fechamento do *pond* de Aznalcollar foi de R\$40,52/m² (EUR\$18,50/m²) enquanto que o índice de estimativa de custo obtido neste trabalho ficou em torno de R\$91,77/m² de área do reservatório, com uma variação esperada de R\$73,57/m² a R\$96,34/m². De acordo com EC (2009), os custos de cobertura de pilhas de estéril ou barragens de contenção de rejeitos sulfetados, que correspondem à maior parcela do custo de fechamento (variando de 75% a mais de 95% do custo total), variam de R\$6,57/m² a R\$21,90/m² (EUR\$3,00/m² a EUR\$10,00/m²), custos bastante inferiores aos índices de estimativa de custo de fechamento calculados no presente trabalho. No entanto, é importante salientar que, da maneira como os custos são apresentados, existem grandes incertezas a respeito de quais obras de recuperação estão incluídas no custo publicado. Além disso, os autores de EC (2009) não especificam se os custos apresentados foram corrigidos para valor presente ou correspondem aos valores gastos na época do fechamento. A não correção dos custos de fechamento para valor presente explicaria os custos relativamente baixos encontrados na Tabela 3.8.

No caso das agências ambientais que usam índices para o cálculo de garantias financeiras, os índices utilizados são bastante inferiores aos índices de estimativa de custo de fechamento calculados no presente trabalho. Na Índia o índice mais alto é de apenas R\$0,10/m² (Rs.25.000,00) considerando um valor mínimo de R\$80.000,00. É importante ressaltar que este valor é calculado com base em toda a área da mina e não apenas nas áreas de estéril ou rejeitos (MILLER, 2005). No estado da Austrália Ocidental, o valor mínimo da garantia financeira é de apenas R\$1,85/m² ou AUD\$12.000,00/ha (GOVERNMENT OF WESTERN AUSTRALIA, 2008). Cabe ressaltar que alguns casos, a garantia financeira exigida por agências ambientais internacionais não cobre necessariamente o custo de fechamento total (MILLER, 2005).

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os resultados apresentados se mostraram consistentes permitindo concluir que os objetivos do presente trabalho foram atingidos de forma adequada. A metodologia proposta e os dados analisados permitiram a obtenção de índices de estimativa de custos de fechamento de pilhas de estéril e barragens de rejeitos com base nas características volume de material depositado e área da estrutura, que geralmente se encontram disponíveis no início da sua vida útil.

A seguir, destacam-se as conclusões relativas a pontos específicos da metodologia e dos resultados encontrados:

- A metodologia proposta, baseada em um modelo de regressão linear, se mostrou adequada, sendo verificada correlação linear entre as características das estruturas (volume e área) e o custo de fechamento das mesmas. Além da regressão, o uso do *box plot* foi fundamental para verificar eventuais distorções dos resultados das regressões em relação ao conjunto de dados e fornecer uma margem de variação em torno do índice de estimativa de custo. Esta margem de variação é muito importante pois o objetivo dos índices é fornecer uma ordem de grandeza (ou uma faixa de custos) do custo de fechamento, e não um valor exato.
- A premissa física do modelo na qual a reta da regressão linear deve necessariamente passar pela origem impactou os resultados de forma significativa. Isto fica evidente quando comparam-se os resultados do coeficiente de Pearson R e do coeficiente de determinação R². Em alguns casos, o coeficiente R, não afetado pela premissa física, se mostrou alto indicando boa correlação e o coeficiente R², afetado pela premissa, não foi satisfatório. No entanto, reforça-se a importância desta premissa para obtenção de um índice de estimativa de custo adequado.
- Com base na análise dos custos de fechamento de pilhas de estéril e barragens de rejeitos ficou claro que os principais custos são relativos a obras de solo e rocha e revegetação. Em geral, custos de monitoramentos não são significativos quando comparados ao custo daquelas intervenções, sendo em alguns casos até omitidos ou desconsiderados, apesar da importância destas ações para garantir e demonstrar o sucesso do fechamento.
- Conforme esperado, a natureza do estéril e dos rejeitos afeta significativamente os custos de fechamento. Os índices de estimativa de custos de fechamento de estruturas de disposição de rejeitos sulfetados foram de 5 a 9 vezes superiores aos índices de estimativa de custo de fechamento das estruturas de disposição de rejeitos inertes.

- Em alguns casos foram verificados efeitos de escala, quando estruturas de porte muito grande impactaram as análises de regressão linear. Geralmente, estas estruturas apresentaram menor relação custo/característica quantitativa, distorcendo a tendência da regressão para baixo. Este comportamento foi verificado tanto graficamente quanto pelos resultados do *box plot* quando os índices de estimativa de custo ficaram abaixo do Q1 e próximo do valor mínimo. O efeito de escala foi mais proeminente quando considerou-se o volume como variável independente da regressão linear.
- De uma maneira geral os índices de estimativa de custo baseados na área da estrutura apresentaram melhores resultados do que os índices baseados no volume de material.
- As características quantitativas que forneceram os melhores índices de estimativa de custo de fechamento foram: área de superfície para as pilhas de estéril e área do reservatório para as barragens de rejeitos inertes ou sulfetados.
- O índice de estimativa de custo mais recomendado para pilhas de estéril é R\$ 5,68/m² de área superficial, considerando o intervalo entre R\$ 5,50/m² e R\$ 6,98/m². É importante ressaltar que, caso a pilha de estéril demande grande movimentação de material, seja para retaludamento seja para cobertura, o índice de custo pode ser bastante superior.
- Nos casos onde se dispõe apenas da área projetada da pilha de estéril, pode-se utilizar o índice de estimativa de custo com valor de R\$16,34/m² de área projetada, com variação esperada entre R\$14,02/m² e R\$18,02/m² para pilhas construídas em encosta, ou R\$7,32/m² de área projetada, podendo chegar até R\$8,29/m² para pilhas construídas em áreas planas. Caso a pilha de estéril demande grande movimentação de material, seja para retaludamento seja para cobertura, o índice de estimativa de custo a ser utilizado é equivalente ao recomendado para pilhas construídas em encosta.
- O índice de estimativa de custo mais recomendado para barragens de contenção de rejeitos inertes é R\$12,72/m² de área do reservatório, com uma variação esperada de R\$8,40/m² a R\$15,05/m².
- Nos casos onde se dispõe apenas do volume de rejeitos inertes depositados, pode-se utilizar o índice de estimativa de custo com valor de R\$0,88/m³ de rejeitos, considerando uma variação esperada entre R\$0,65/m³ e R\$1,04/m³. Importante ressaltar que este índice se baseia em uma população de apenas 5 estruturas.

- O índice de estimativa de custo mais recomendado para barragens de contenção de rejeitos sulfetados é R\$91,77/m² de área do reservatório, com uma variação esperada de R\$73,57/m² a R\$96,34/m².
- Nos casos onde se dispõe apenas do volume de rejeitos sulfetados depositados, pode-se utilizar o índice de estimativa de custo com valor de R\$4,39/m³ de rejeitos, considerando uma variação esperada entre R\$3,95/m³ e R\$8,40/m³. Importante ressaltar que este índice se baseia em uma população de apenas 4 estruturas.
- Considera-se que a principal deficiência do presente trabalho foi a utilização de custos baseados em projetos de fechamento ao invés de custos reais, efetivamente gastos em obras de fechamento. Este fato deriva principalmente da dificuldade de obtenção deste tipo de dado que tem caráter estratégico, sigiloso e geralmente não é publicado. Além disso, no Brasil são escassos os exemplos de minas fechadas de acordo com um plano de fechamento adequado. No entanto, considerando que os projetos de fechamento analisados foram desenvolvidos de forma correta, dentro das exigências técnicas e legais aplicáveis, os índices de estimativa de custos de fechamento obtidos devem possuir uma boa precisão, sobretudo quando consideramos que seu objetivo maior é fornecer uma ordem de grandeza dos custos de fechamento que possa ser utilizada quando ainda não se dispõe de um projeto de fechamento.
- Não foi possível realizar uma comparação satisfatória entre os índices de estimativa de custo de fechamento obtidos no presente trabalho e os custos e índices publicados na literatura. As publicações disponíveis não apresentam informações suficientes sobre como os custos de fechamento foram contabilizados e quais critérios foram considerados.

A seguir apresentam-se recomendações para desenvolvimento de trabalhos futuros:

- Aplicação da metodologia proposta em um conjunto maior de dados, a fim de obter resultados mais representativos.
- Aplicação da metodologia proposta em um conjunto de dados de custos reais de fechamento para validar os índices de estimativa de custo de fechamento propostos por este trabalho com base em dados de projetos de fechamento.
- Aplicação da metodologia proposta em conjuntos maiores de dados divididos em faixas de escala para verificar a existência de índices diferenciados em função do porte da estrutura.

- Aplicação da metodologia proposta para avaliar a influência de outras características das estruturas de disposição de resíduos, como por exemplo o método de disposição, nos custos de fechamento.
- Aplicação da metodologia proposta para outras estruturas de disposição de resíduos, como por exemplo aterros sanitários e aterros industriais.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, M. R.; LIMA, H. M. Garantia financeira para fins de fechamento de mina e o seu impacto na viabilidade de uma mina. Estudo de caso de uma mina de grande porte. *REM - Revista Escola de Minas*, v. 61, n. 2, p. 203-209, abr. jun. 2008.
- ALMEIDA, R. O. P. O.; SÁNCHEZ, L. E. Revegetação de áreas de mineração: critérios de monitoramento e avaliação do desempenho. *Revista Árvore*, v.29, n.1, p.47-54, Viçosa-MG, 2005.
- AMORIM, N. R. *Avaliação do desempenho de sistemas de cobertura na mina Rio Paracatu Mineração (RPM)*. Tese de doutorado, UFV, Viçosa. 2008.
- ANGLOGOLD ASHANTI. *Descomissionamento de Empreendimentos Minerários: O Projeto Mina Velha-MMV*. Apresentação realizada no Seminário de Encerramento de Minas IBRAM/FEAM. Belo Horizonte, Maio, 2008. Disponível em: < http://www.ibram.org.br/150/15001005.asp?ttCD_CHAVE=23666 > Acesso em: Janeiro 2009.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 10.004: Resíduos Sólidos – Classificação*. Rio de Janeiro, 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 13.028: Mineração – Elaboração e apresentação de projeto de barragens para disposição de rejeitos, contenção de sedimentos e reservação de água*. Rio de Janeiro, 2006a.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 13.029: Mineração – Elaboração e apresentação de projeto de disposição de estéril em pilha*. Rio de Janeiro, 2006b.
- AUSTRALIA. *Mine Closure and Completion*. Department of Industry Tourism and Resources. 2006.
- BANCO CENTRAL DO BRASIL. *Câmbio e capitais estrangeiros. Taxas de câmbio. Conversão de moedas*. 2010. Disponível : < <http://www4.bcb.gov.br/?TXCONVERSAO> >. Acesso em: 18 jun 2010.
- BERNIER, J.; NOBREGA, K. Outlier detection in asymmetric samples: a comparison of na inter-quartile range method and a variation of a sigma gap method. *SSC Annual Meeting, Proceedings of the Survey Methods Section*, June, 1998.
- BLS. US Department of Labor. Bureau of Labor Statistics. *Inflation Rates*. Disponível : < <http://www.bls.gov/> >. Acesso em: 4 dez 2009.
- BJELKEVIK, A. *Water Cover Closure Design for Tailings Dams - State of the Art Report*. Luleå University of Technology, Suécia, 2005.
- BORMA, L. D. S., SOARES, P. S. M. *Drenagem ácida de resíduos sólidos de mineração*. In; EMER, R. B.(Ed.), BARBOSA FILHO, O. (Ed.). *Extração de Ouro - Princípios, Tecnologia e Meio Ambiente*. CETEM, 2002. pp 243-266.
- BRASIL. *Lei n° 6.938, de 31 de agosto de 1981*. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L6938.htm>. Acesso em: 4 jul 2009.

BRASIL. *Decreto nº 97.632*, de 10 de abril de 1989. Dispõe sobre a regulamentação do Artigo 2º, inciso VIII, da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, e dá outras providências. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1980-1989/D97632.htm>. Acesso em: 4 jul 2009.

CARLSSON, E. *Sulphide-Rich Tailings Remediated by Soil Cover – Evaluation of cover efficiency and tailings geochemistry, Kristinenberg, northern Sweden*. Tese de doutorado apresentada a Luleå University of Technology. 2002.

CHAPADEIRO, E.; PULINO, A.; HEBELER, G.; ETIENNE, W.; MOREIRA, D. Segurança de barragens de rejeito: histórico e situação atual. *V Congresso Brasileiro de Mina a Céu Aberto*. Belo Horizonte, Setembro, 2008.

CETESB. *Manual para implementação de um programa de prevenção à Poluição*. 4 Ed. São Paulo, 2002. Disponível em: <www.cetesb.sp.gov.br/Tecnologia/produção_limpa/manual_implem.pdf>. Acesso em: 10 ago. 2009.

COPAM. *Deliberação Normativa COPAM nº 62*, de 17 de dezembro de 2002. Dispõe sobre critérios de classificação de barragens de contenção de rejeitos, de resíduos e de reservatório de água em empreendimentos industriais e de mineração no Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2002.

COPAM. *Deliberação Normativa COPAM nº 87*, de 17 de junho de 2005. Altera e complementa a Deliberação Normativa COPAM N.º 62, de 17/12/2002, que dispõe sobre critérios de classificação de barragens de contenção de rejeitos, de resíduos e de reservatório de água em empreendimentos industriais e de mineração no Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2005.

COPAM. *Deliberação Normativa COPAM no 124*, de 09 de outubro de 2008. Complementa a Deliberação Normativa COPAM N.º 87, de 06/09/2005, que dispõe sobre critérios de classificação de barragens de contenção de rejeitos, de resíduos e de reservatório de água em empreendimentos industriais e de mineração no Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2008.

DESCHAMPS, E. (Coord.). *Inventário de Resíduos Sólidos Industriais Minas Gerais*. Belo Horizonte. 2008. Disponível em: <<http://www.feam.br/declaracoes-ambientais/inventario-de-residuos-solidos-industriais>>. Acesso em: 10 ago. 2009.

DIAZ, L. F.; SAVAGE, G. EGGERTH, L. L. *Solid Waste Management*. United Nations Environment Program (UNEP). 2005. Disponível em: <http://www.unep.or.jp/ietc/Publications/spc/Solid_Waste_Management/index.asp> Acesso em: 10 ago. 2009.

DNIT. *NORMA DNIT 074/2006 – ES - Tratamento ambiental de taludes e encostas por intermédio de dispositivos de controle de processos erosivos – Especificação de serviço*. Rio de Janeiro, 2006.

DNPM. *Portaria nº 237, de 18 de outubro de 2001*.

EPA. *Superfund: 20 Years of Protecting Human Health and the Environment*. Dezembro, 2000. Disponível em: < <http://www.epa.gov/superfund> >. Acesso em: 10 mai. 2009.

EPA. *Tailings containment, Best practice environmental management in mining*. 1995. Disponível em: < <http://www.epa.gov/>>. Acesso em: 10 mai. 2009.

- EPA. *Costs of Remediation at Mine Sites*. 1997. Disponível em: < www.epa.gov/waste/hazard/tsd/ldr/mine/costs.pdf >. Acesso em: 10 mai. 2009.
- EC. *Reference Document on Best Available Techniques for Management of Tailings and Waste Rock in Mining Activities*. 2009. Disponível em: < <http://eippcb.jrc.es/reference/> > Acesso em: 2 jan. 2010.
- ERIKSSON, N. *Design of long-term stable tailings dams*. Euromine, 2003.
- FARFÁN, J. R. J. Z.; BARBOSA FILHO, O.; SOUZA, V. P. *Avaliação do potencial de drenagem ácida de rejeitos da indústria mineral*. CETEM/MCT, 2004.
- FASB. *Statement of Financial Accounting Standards No. 143*. Accounting for Asset Retirement Obligations. 2001.
- FEAM. *Inventário estadual de barragens de Minas Gerais*. Belo Horizonte, 2009). Disponível em: < <http://www.feam.br/noticias/1/741-gestao-de-barragens-2009> > Acesso em: Janeiro 2010.
- FERREIRA, A. B. H. *Novo dicionário Aurélio da língua portuguesa*. Positivo. 3 ed. Curitiba, 2004.
- GOLDER ASSOCIATES BRASIL. *Estudos de descomissionamento das barragens de rejeito da área da planta do Queiroz - RT-039-5133-1310-0007-01-J*. Outubro, 2004.
- GOMES. R. C. *Caracterização Tecnológica e Sistemas de Disposição de Resíduos de Mineração*. Programa de Pós-Graduação em Geotecnia da Escola de Minas – Universidade Federal de Ouro Preto. Junho, 2006.
- GOVERNMENT OF WESTERN AUSTRALIA. *Bond Policy*. July, 2008. Disponível em: < www.dmp.wa.gov.au/documents/bond_policy.pdf > Acesso em: Julho de 2009.
- GUIMARÃES, R. B. *Desenvolvimento de um Aplicativo para Estimativa de Custo de Fechamento de Mina*. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mineral do Departamento de Engenharia de Minas da Escola de Minas da Universidade Federal de Ouro Preto. Ouro Preto, 2005.
- HAMPEL, F. R. *Robust Statistics: The Approach Based on Influence Functions*. New York: Wiley, 1986.
- HEIKKINEN, P. M. (ed.); NORAS, P. (ed.); SALMINEN, R. (ed.). *Mine Closure Handbook*. Espoo, Finlândia, 2008.
- IASB. *IAS 37 Provisions, Contingent Liabilities and Contingent Assets*. 2005.
- ICMM. *Planning for Integrated Mine Closure: Toolkit*. Londres, 2008. Disponível em: < www.icmm.com > Acesso em: Nov. 2009.
- ICOLD. *A guide to tailings dams and impoundments, design, construction, use and rehabilitation*. ICOLD Bulletin 106, Paris, 1996.
- ICOLD. *Bulletin 99: Dam Failures Statistical Analysis*. 75 p. Paris, 1995.
- ICOLD and UNEP. *Bulletin 121: Tailings Dams - Risk of Dangerous Occurrences, Lessons learnt from practical experiences*. 144 p. Paris, 2001.
- INAP. *Global Acid Rock Drainage Guide*. 2009. Disponível em: < <http://www.gardguide.com/> >. Acesso em: Jan. 2010.
- ISO. *ISO 14040:2006: Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework*. 20p. 2006.

- LAURIKKALA, J., JUHOLA, M., AND KENTALA, E. Informal Identification of Outliers in Medical Data. *Fifth International Workshop on Intelligent Data Analysis in Medicine and Pharmacology IDAMAP-2000* Berlin, 22 August. 2000.
- LIMA, H. M.; COSTA, F. L.; PEIXOTO, R.; CALDEIRA, V. Financial Guarantee for Mine Closure. *REM – Revista Escola de Minas*, v. 56, n. 3, p.181-186, jul. set. 2003.
- LIMA, H. M.; FLORES, J. C. C.; COSTA, F. L. Plano de recuperação de áreas degradadas versus plano de fechamento de mina: um estudo comparativo. *REM - Revista Escola de Minas*, v. 59, n. 4, p. 397-402, out. dez. 2006.
- LOTT, C. P. M.; BESSA, G. D.; VILELA, O. *Reabilitação de áreas e fechamento de minas*. Brasil Mineral - Edição Especial Mineração e Meio Ambiente - nº 228 - Junho de 2004.
- LUZ, A. B. da; SAMPAIO, J. A.; ALMEIDA, S. L. M. de (Eds.). Tratamento de Minérios. 4. ed. Rio de Janeiro: CETEM, 2004. 867 p.
- MATTOS A.D. *Como preparar orçamentos de obras: dicas para orçamentistas, estudos de caso, exemplos*. 1ª ed., Pini, São Paulo, 286p, 2006.
- MILLER, G. *Financial Assurance for Mine Closure and Reclamation*. ICMM – International Council on Mining & Metals. Canada, 2005. Disponível em: < www.icmm.com > Acesso em: Nov. 2009.
- MINAS GERAIS. *Deliberação Normativa COPAM Nº 127*, de 27 de Novembro de 2008 Estabelece diretrizes e procedimentos para avaliação ambiental da fase de fechamento de mina. Diário do Executivo, Belo Horizonte, MG, 29 nov. 2008.
- MINAS GERAIS. *Deliberação Normativa COPAM Nº 87*, de 17 de Junho de 2005. Altera e complementa a Deliberação Normativa COPAM N.º 62, de 17/12/2002, que dispõe sobre critérios de classificação de barragens de contenção de rejeitos, de resíduos e de reservatório de água em empreendimentos industriais e de mineração no Estado de Minas Gerais. Diário do Executivo, Belo Horizonte, MG, 18 jul. 2005.
- NEW SOUTH WALES.. *Guidelines to the mining, rehabilitation and environmental management process*. Department of Primary Industries. 2006. Disponível em: < www.dpi.nsw.gov.au >. Acesso em Janeiro, 2010.
- NÓBREGA, F. A.; LIMA, H. M.; LEITE, A. L. Análise de múltiplas variáveis no fechamento de mina - Estudo de caso da pilha de estéril BF-4, Mina Osamu Utsumi, INB Caldas, Minas Gerais. *REM - Revista Escola de Minas*, v. 61, n. 2, p. 197-202, abr. jun. 2008
- OLIVEIRA JUNIOR, J. B. *Desativação de empreendimentos mineiros, estratégias para diminuir o passivo ambiental*. Tese apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2001.
- OSM. *Handbook for calculation of Reclamation Bond Amounts*. Estados Unidos, 2000.
- PARSHLEY, J. V.; BAUMAN, W.; BLAXLAND, D. An evolution of the methods for and purposes of mine closure cost estimating. *Mine Closure 2009*. Perth, Australia.
- QUEENSLAND EPA. *Guideline 17 - Financial assurance for mining activities*. 2003. Disponível em: < www.epa.qld.gov.au >. Acesso em: Outubro, 2009.
- RIO TINTO. Encerramento da Mina Cabaçal Mineração Manati. *Apresentação realizada no Seminário de Encerramento de Minas IBRAM/FEAM*. Belo Horizonte, Maio, 2008. Disponível em: < http://www.ibram.org.br/150/15001005.asp?ttCD_CHAVE=23666 > Acesso em: Janeiro 2009.

- ROSA, J. M. C. *Estatística II (Notas de Aula)*. Departamento de estatística UFPR. Curitiba, 9 de agosto de 2007.
- SÁNCHEZ, L. E. *Desengenharia: O Passivo Ambiental na Desativação de Empreendimentos Industriais*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2001.
- SANTOS, T. C. A importância da “due diligence” no universo empresarial. *Revista Jus Vigilantibus*, Sexta-feira, 17 de março de 2006. Disponível em: < <http://jusvi.com/artigos/20514> >. Acesso em: Dezembro de 2009.
- SHELDON, C. G.; STRONGMAN, J. E.; FAHR, M. W. *It's Not Over When It's Over: Mine Closure around the world*. World Bank and International Finance Corporation. 2002. Disponível em: < <http://siteresources.worldbank.org/INTOGMC/Resources/notoverwhenover.pdf> >. Acesso em: Jul 2009.
- SIL. Central de Resíduos do Recreio-CRR - Minas do Leão/RS. *Apresentação realizada no Seminário de Encerramento de Minas IBRAM/FEAM*. Belo Horizonte, Maio, 2008. Disponível em: < http://www.ibram.org.br/150/15001005.asp?ttCD_CHAVE=23666 > Acesso em: Janeiro 2009.
- SILVA, K. E. *Adequação química e física para a revegetação de um rejeito de mineração de ferro*. Dissertação de Mestrado, UFV, Viçosa, 1993.
- TAVEIRA, A. L. *Provisão de recursos financeiros para o fechamento de empreendimentos mineiros*. Tese apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2003.
- TEIXEIRA, W.; TOLEDO, M. C. M.; FAIRCHILD, T. R.; TAIOLI, F. (org.). *Decifrando a Terra*. 1 ed. São Paulo. Oficina de Textos. 2003.
- UNEP. *Tailings Dams Incidents 1980-1996*. Mining Journal Ltd., Londres, 1996.
- USCOLD. *Tailings Dam Incidents*. Denver, CO, 1994.
- VALE. Recuperação Ambiental da Mina Piçarrão. *Apresentação realizada no Seminário de Encerramento de Minas IBRAM/FEAM*. Belo Horizonte, Maio, 2008. Disponível em: < http://www.ibram.org.br/150/15001005.asp?ttCD_CHAVE=23666 > Acesso em: Janeiro 2009.
- VICK, S. G. *Planning, design, and analysis of tailings dams*. Vancouver, BiTech. 2nd Edition. 369 p. 1990.
- VICK, S. G. Stability aspects of long-term closure for sulfide tailings. *Seminar on Safe Tailings Dam Constructions*. Gällivare, Suécia, Setembro, 2001.
- VICTORIA. *Establishment and Management of Rehabilitation Bonds for the Mining and Extractive Industries – Draft Guidelines*. Department of Primary Industries 2007. Disponível em: < <http://www.dpi.vic.gov.au/> >. Acesso em: Janeiro, 2010.
- WELS, C.; ROBERTSON, A. M.; JAKUBICK, A. T. A review of dry cover placement on extremely weak, compressible tailings. *CIM Bulletin*, v. 93, n 1043, p 111-118, September, 2000.
- WELS, C.; LEFEBVRE, R.; ROBERTSON, A. M. An overview of prediction and control of air flow in acid-generating waste rock dumps. *6th ICARD – International Convention on Acid Rock Drainage*, Queensland, Australia, Julho, 2003.