Universidade de São Paulo
Faculdade de Saúde Pública

Avaliação do impacto das emissões de metais geradas no coprocessamento de resíduos em fábricas de cimento

Ligia Cristina Gonçalves de Siqueira

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública para obtenção do título de Mestre em Saúde Pública.

Área de Concentração: Saúde Ambiental
Orientador: Prof. Dr. João Vicente de Assunção

São Paulo
2005

Avaliação do impacto das emissões de metais geradas no coprocessamento de resíduos em fábricas de cimento

Ligia Cristina Gonçalves de Siqueira

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Saúde Pública.

Área de Concentração: Saúde Ambiental
Orientador: Prof. Dr. João Vicente de Assunção

São Paulo
2005

Autorizo, exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, por processo fotocopiador.

Ligia Cristina Gonçalves de Siqueira

02 de agosto de 2005

Siqueira, Ligia CG

Avaliação do impacto das emissões de metais geradas no coprocessamento de resíduos em fábricas de cimento da pós-graduação *stricto sensu* da Faculdade de Saúde Pública/USP. São Paulo: Universidade de São Paulo. Faculdade de Saúde Pública. Departamento de Saúde Ambiental, 2005 [Dissertação de Mestrado. Faculdade de Saúde Pública da USP]

362 p.

I. Siqueira, Ligia CG ll. Universidade de São Paulo. Faculdade de Saúde Pública. Departamento de Saúde Ambienta!. ill. Titulo. 1. Processamento de Resíduos Sólidos 2. Emissões Industriais 3. Metais 4.Impacto Ambiental 5 Meio Ambiente.

RESUMO

Siqueira, LCG. **Avaliação do Impacto das Emissões de Metais geradas no Coprocessamento de Resíduos em Fábricas de Cimento.** São Paulo; 2005 [Dissertação de Mestrado – Faculdade de Saúde Pública da USP].

Objetivo. Desenvolver um procedimento para a estimativa das emissões de metais resultantes do coprocessamento em fábricas de cimento para avaliação do seu impacto na atmosfera. **Metodologia.** Foram pesquisados os tipos de processo de produção de clínquer e a origem dos metais no sistema. Os teores de metais das correntes de entrada e saída do processo foram determinados por meio de coleta e análise de amostras das mesmas. Com esses dados foi realizado um balanço de massa para determinar a distribuição (%) dos metais, baseada na retenção em cada corrente. Depois foi realizada a estimativa das emissões de cada elemento, para comparação com padrões de emissão. As emissões estimadas e dados meteorológicos e topográficos, aplicados num modelo de dispersão atmosférica, permitiram a predição das concentrações de metais na atmosfera para avaliação de impactos. Foi realizado um estudo de caso com dados secundários para a aplicação da metodologia proposta. **Resultados.** Para alguns metais as emissões estimadas ultrapassaram limites estabelecidos na legislação estadual e federal. Com a aplicação do modelo de dispersão, também houve ultrapassagem da concentração de referência de alguns metais na atmosfera. **Conclusão**. O procedimento proposto foi válido para a estimativa das emissões e para avaliação do impacto da concentração de metais na atmosfera. Para melhor análise dos resultados, recomenda-se o desenvolvimento de Padrões de Qualidade do Ar para metais adequado à realidade brasileira ou procedimentos para análise de risco atmosférico no caso de metais tóxicos. Os resultados de impacto são válidos nas condições do estudo de caso e necessitariam ser verificados caso a caso.

Descritores: Coprocessamento. Resíduos Perigosos. Metais. Emissões Atmosféricas. Poluição do Ar. Qualidade do Ar.

SUMMARY

Siqueira, LCG. **Impact Assesment of Metal Emissions generated in Cement Mill Waste Coprocessing.** São Paulo; 2005 [Dissertação de Mestrado – Faculdade de Saúde Pública da USP] [Master of Science Thesis– USP's Public Health School].

Objetive. Develop a procedure to estimate metal emissions into the atmosphere, resulting from cement mill coprocessing, in order to evaluate their impact in the atmosphere. **Methodology.** Clinker production process types, and metal origin in the system were researched. Process material input, and output flow metal contents were determined by collecting, and analyzing samples obtained from them. With these data we calculated a mass balance to obtain each element's distribution (%), based on metal retention of each flow. Thus, each element's emission estimate was achieved, to be compared with emission standards. The estimated emissions, together with meteorological, and topographical data, applied to a model of atmospheric dispersion, permitted the forecasting of metal concentrations in the atmosphere, to asses their impacts. A case study with secondary data was performed to apply the proposed methodology. **Results.** For some metals, the estimated emissions would not comply with limits established in state, or federal legislation. Applying the dispersion model, we observed that some metals exceeded their reference atmospheric concentration in the atmosphere. **Conclusion**. The proposed procedure was valid to estimate emissions, and to asses metal concentration impact in the atmosphere. For a better analysis of the results, we recommend the development of Air Quality Standards for metals, appropriate to Brazilian reality, or of procedures to analyze atmospheric risk in the case of toxic metals. The results of the impact are valid in the case study conditions, and need to be checked case by case.

Descriptors: Coprocessing. Hazardous Wastes. Metals. Atmospheric Emissions. Air Pollution. Air Quality.

AGRADECIMENTO

Deus, Grande Arquiteto do Universo
Minha mãe, estrela-guia
Meu pai, ponto de luz
Prof. Dr. Assunção, mestre e amigo
Prof. Dr. Wanda, exemplo
Prof. Dr. Fátima, dedicação
FSP/USP, templo de saber
CETESB, templo de conhecimento
Professores, pontos de referência
Amigos, força e carinho
Colegas, companheiros de batalha
Todos, companheiros de estrada...
Obrigada por tudo, mas a grande recompensa sempre vem pelas mãos do Criador...

INDICE

Lista de Quadros i
Lista de Tabelas vii
Lista de Figuras viii
Lista de Siglas e Abreviações x
Glossário xii
1. Introdução 1
2. Objetivos 21
2.1. Objetivo Geral 21
2.2. Objetivo Específico 21
3. Revisão Bibliográfica 22
3.1. Processo de Fabricação de Cimento 22
3.1.1. Origem e Composição das Matérias-Primas 23
3.1.2. Preparação, Transporte e Estocagem de Matérias - Primas 23
3.1.3. Processo de Produção de Clínquer para Fabricação de Cimento 24
3.1.3.1. Tipos de Processos de Produção de Clínquer 25
3.1.3.2. Técnicas de Reutilização dos Efluentes Gasosos 29
3.1.4. Moagem do Clínquer para Fabricação de Cimento 30
3.2. Coprocessamento de Resíduos 31
3.2.1. Substituição de Matérias- Primas 33
3.2.2. Substituição de Combustíveis 36
3.2.3. Substituição de Aditivos 38
3.2.4. Substituição de Materiais de Adição (Adição Ativa) 39
3.2.5. Operações para a Alimentação de Resíduos para Coprocessamento 39
3.3. Os Metais e seu Impacto no Meio Ambiente 40
3.3.1. Aspectos Conceituais 40
3.3.2. Fontes, Transporte, Distribuição e Efeitos dos Metais no Meio 41

3.3.2.1. Antimônio 42
3.3.2.2. Arsênio 43
3.3.2.3. Bário 44
3.3.2.4. Berílio 45
3.3.2.5. Cádmio 47
3.3.2.6. Chumbo 49
3.3.2.7. Cobalto 52
3.3.2.8. Cobre 54
3.3.2.9. Cromo 56
3.3.2.10. Estanho 58
3.3.2.11. Manganês 59
3.3.2.12. Mercúrio 61
3.3.2.13. Níquel 64
3.3.2.14 Prata 66
3.3.2.15. Selênio 68
3.3.2.16. Tálio 69
3.3.2.17 Telúrio 70
3.3.2.18 Vanádio 71
3.3.2.19 Zinco 72
3.3.3. Níveis de Metais na Atmosfera 74
3.3.4. Emissão de Metais para a Atmosfera 80
3.3.5. Padrões de Emissão de Metais para Coprocessamento 82
3.3.6. Padrões de Qualidade do Ar para Metais 83
3.4. Origem e Distribuição dos Metais no Coprocessamento 85
3.4.1. Matérias-Primas 95
3.4.2. Combustíveis 98
3.4.3. Aditivos 98
3.4.4. Clínquer 102
3.4.5. Pó coletado no ECP-Ar 103
3.4.6. Emissões Gasosas 107

3.5. Comportamento dos Metais na Produção de Clínquer 109
3.5.1. Volatilidade dos Metais 110
3.5.2. Classificação da Volatilidade dos Metais 113
3.5.3. Balanço dos Metais no Sistema Forno 117
3.5.4. Comportamento dos Metais no Sistema-forno 120
3.5.4.1. Arsênio 126
3.5.4.2. Cádmio 127
3.5.4.3. Chumbo 127
3.5.4.4. Mercúrio 128
3.5.4.5. Tálio 129
3.5.4.6. Zinco 130
3.5.5. Metodologias aplicadas para Estimativa das Emissões Atmosféricas 130
3.6. Uso de Modelos de Dispersão para Predição de Impactos Atmosféricos 134
3.6.1. Modelos de Dispersão Atmosférica 134
3.6.2. Fatores que influenciam na Dispersão Atmosférica 138
3.6.2.1. Temperatura 139
3.6.3. Parametrização das Variáveis para Modelos de Dispersão 141
3.6.3.1. Comparação entre as Aproximações Euleriana e Lagrangiana 144
3.6.3.2. Teoria Estatística da Difusão Turbulenta 146
3.6.3.3. Características Qualitativas da Difusão Atmosférica 147
3.6.3.4. Distribuição Gaussiana da Concentração 149
3.6.3.5. Parâmetros de Dispersão em Modelos Gaussianos 150
3.6.3.5.1. Correlação entre σ_y e σ_z baseada na Teoria da Similaridade 151

3.6.3.5.2. Correlação para σ_y e σ_z baseada nas Classes de estabilidade de Pasquill 152
3.6.3.5.3. Elevação da Pluma 157
3.6.3.6. Modelos de Dispersão Gaussianos 158
3.6.3.7. Modelo de Dispersão ISCT3 162
3.6.3.7.1. Caracterização Básica do Módulo de Controle 164
3.6.3.7.2. Caracterização Básica do Módulo da Fonte 167
3.6.3.7.3. Caracterização Básica do Módulo de Receptor 170
3.6.3.7.4. Caracterização Básica do Módulo de Meteorologia 171
3.6.3.7.5. Caracterização Básica do Módulo de Grade de Topografia 172
3.6.3.7.6. Caracterização Básica do Módulo de Saída de Resultados 172
4. Metodologia 174
4.1. Procedimento Metodológico para Estimativa de Emissões de Metais 175
4.1.1. Caracterização do Processo de Fabricação de Cimento com Coprocessamento 177
4.1.2. Levantamento de Dados para Estimativa das Emissões 179
4.1.3. Aplicação de Balanço de Massa para Determinação das Emissões de Metais para a Atmosfera 181
4.1.3.1. Balanço de Massa para Determinação de Variáveis de Estudo 181
4.1.3.2. Balanço de Massa para Estimativa das Emissões dos Metais 187

4.1.4. Comparação das Emissões Atmosféricas Estimadas com Padrões de Emissão da Legislação e Decisão de Intervenção 195
4.1.5. Aplicação dos Valores estimados num Modelo de Dispersão Atmosférica 196
4.1.6. Comparação das Concentrações estimadas na Atmosfera com Padrões de Qualidade do Ar de Referência para Decisão de Intervenção 196
4.1.7. Avaliação do Procedimento e Proposta de Ajuste 196
5. Estudo de Caso 197
5.1. Caracterização do Processo de Fabricação de Cimento 198
5.2. Aplicação do Balanço de Massa para Determinação das Emissões 199
5.2.1. Determinação da Distribuição dos Elementos nas Correntes de Processo sem Coprocessamento 200
5.2.2. Determinação da Distribuição dos Elementos nas Correntes de Processo com Coprocessamento 206
5.2.3. Aplicação do Balanço de Massa para Estimativa das Emissões 206
5.3. Aplicação das Emissões Estimadas num Modelo de Dispersão Atmosférica 215
5.3.1. Caracterização da Área de Modelagem 215
5.3.2. Caracterização da Fonte de Emissão 215
5.3.3. Caracterização dos Prédios próximos à Chaminé - Efeito “Downwash” 217
5.3.4. Caracterização dos Dados Meteorológicos 217
5.3.5. Módulos de Trabalho do ISCST3 219
5.3.6. Considerações sobre as Entradas e Saídas do Modelo 219
5.4. Discussão dos Resultados 229
5.4.1. Comparação da Distribuição dos Metais nas Correntes de Saída nos Ensaios Sem e Com Coprocessamento 229

5.4.2. Comparação da Retenção Estimada de cada Metal com Dados de Literatura 233
5.4.3. Comparação da Retenção dos Metais nos Sólidos do Processo com Dados de Literatura 236
5.4.4. Caracterização da Volatilidade dos Metais 237
5.4.5. Comparação das Emissões estimadas com Padrões da Legislação 245
5.4.6. Comparação dos Resultados das Concentrações Estimadas com Valores de Referência de Padrões de Qualidade do Ar 246
5.4.7. Análise dos Resultados em relação a Emissões Atmosféricas e aos Impactos na Qualidade do Ar 246
5.4.7.1. Em relação a Emissões Atmosféricas 246
5.4.7.2. Em relação aos Impactos na Qualidade do ar 269
5.4.7.3. Conclusões e Recomendações sobre o Estudo de Caso 271
6. Conclusões e Recomendações 272
7. Referências Bibliográficas 276

ANEXO
Modelo de Dispersão ISC3 – VIEW – GUIA DO USUÁRIO A-1

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 -	Reações na Queima do Clínquer para Fabricação de Cimento (Winnaker-Küchler, 1983)	26
QUADRO 2 -	Fases Mineralógicas do Clínquer do Cimento	27
QUADRO 3 -	Tipos de Reutilização dos Efluentes Gasosos (Kreft, 1990)	30
QUADRO 4 -	Resíduos Similares à Matérias-Primas para Produção de Cimento	35
QUADRO 5 -	Resíduos Similares à Combustível	37
QUADRO 6 -	Combustíveis Alternativos utilizados no Brasil para Produção de Cimento	38
QUADRO 7 -	Classificação dos Metais segundo Grupo	41
QUADRO 8 -	Concentração de Metais na Atmosfera	75
QUADRO 9 -	Compilação de Limites de Emissão para Coprocessamento	83
QUADRO 10 -	Limites de Concentração de Metais no Ar Ambiente para Período de Amostragem de 0,5 h	86
QUADRO 11 -	Limites de Concentração de Metais no Ar Ambiente para Período de Amostragem de 8 h	87
QUADRO 12 -	Limites de Concentração de Metais no Ar Ambiente para Período de Amostragem de 24 h	89
QUADRO 13 -	Concentração de Limites de Metais no Ar Ambiente para Período de Amostragem Anual	92
QUADRO 14 -	Teores de Metais em Solos Naturais (ppm (g/t))	96
QUADRO 15 -	Matérias-Primas para Produção de Cimento Portland	96
QUADRO 16 -	Composição Química da Farinha	97
QUADRO 17 -	Concentração de Metais na Farinha para Produção de Cimento	98
QUADRO 18	Concentração de Metais em Matérias-Primas para Produção de Cimento	99
QUADRO 19	Teores de Metais em Combustíveis para Produção de Cimento	100

QUADRO 20 -	Teores de Metais em Resíduos para Substituição de Combustíveis para Produção de Cimento	101
QUADRO 21 -	Influência dos Metais sobre as Características do Clínquer (SPRUNG, 1982)	102
QUADRO 22 -	Teores de Metais no Clínquer (médias em ppm)	103
QUADRO 23 -	Teor de Metais no Pó coletado no Precipitador Eletrostático (médias em ppm)	106
QUADRO 24 -	Fatores de Emissão de Metais para Fornos de Produção de Clínquer de Fábricas de Cimento (kg/t de clínquer produzido)	108
QUADRO 25 -	Teores de Metais nas Emissões Gasosas (médias em mg/s)	109
QUADRO 26 -	Pressão de Vapor e Temperatura de Compostos Inorgânicos	112
QUADRO 27 -	Classificação da Volatilidade dos Elementos-Traço em Função do Fator f	
QUADRO 28 -	Partição de Elementos-Traço nas Correntes de Entrada e Saída do Forno de Produção de Clínquer (%)	120
QUADRO 29 -	Grau de Ligação de Elementos-Traço nas Correntes de Saída de Fornos Rotativos de Plantas de Cimento	122
QUADRO 30 -	Retenção dos Metais no Sistema Forno	123
QUADRO 31 -	Retenção de Metais com diferentes Taxas de Cloro no Sistema	125
QUADRO 32	Modelo de Comportamento dos Metais na Produção de Clínquer (ppm correspondente a g/t)	135
QUADRO 33 -	Comparação entre as Equações de Aproximações Eulerianas e Lagrangianas	146
QUADRO 34	Características das Classes de Estabilidade de Pasquill	155
QUADRO 35 -	Coeficientes para Correlação de Parâmetros de Pluma de Dispersão Gaussiana	156
QUADRO 36	Fórmulas para Cálculo de Elevação da Pluma	159

QUADRO 37 -	Relação entre as Classes de Estabilidade de Pasquill-Gifford e a Estratificação da Temperatura	160
QUADRO 38 -	Estimativa da Distribuição dos Metais nas Correntes de Entrada e Saída do Sistema- Forno	191
QUADRO 39 -	Estimativa das Partições de Metais nas Correntes do Sistema-Forno	192
QUADRO 40	Estimativa da Distribuição dos Metais nas Correntes de Entrada e Saída do Sistema- Forno (%)	193
QUADRO 41 -	Quantidade de Materiais nas Correntes de Entrada e de Saída sem Coprocessamento	201
QUADRO 42 -	Critérios para Determinação dos teores de metais nas Correntes de entrada e Saída sem Coprocessamento	202
QUADRO43	Quantidade de Materiais nas Correntes de Entrada e de Saída com Coprocessamento	208
QUADRO 44-	Critérios para Determinação dos teores de metais nas Correntes de entrada e Saída com Coprocessamento	209
QUADRO 45 -	Quantidade estimada de Materiais nas Correntes de Entrada e de Saída para Coprocessamento de outro Resíduo	213
QUADRO 46 -	Critérios para Determinação dos teores de metais nas Correntes de entrada e Saída com Coprocessamento de outro Resíduo	214
QUADRO 47	Caracterização da Fonte de Emissão	215
QUADRO 48-	Taxas de Emissão de metais resultante do Coprocessamento do novo resíduo	216
QUADRO 49	Coordenadas das Edificações da Fábrica de Cimento para Aplicação do Modelo de Dispersão dos Efluentes Atmosféricos	218
QUADRO 50 -	Dados de Entrada do Módulo de Controle	220
QUADRO 51 -	Dados de Entrada do Módulo da Fonte	221
QUADRO 52 -	Dados de Entrada do Módulo de Receptor	221
QUADRO 53 -	Dados de Entrada do Módulo de Meteorologia	222

QUADRO 54 - Dados de Entrada do Módulo da Grade de Terreno 222
QUADRO 55 - Dados de Entrada do Módulo de Saída 223
QUADRO 56 - Concentrações Máximas na Atmosfera no Período de 0,5h (1h) 224
QUADRO 57 - Concentrações Máximas na Atmosfera no Período de 8 h 225
QUADRO 58 - Concentrações Máximas na Atmosfera no Período de 24 h 226
QUADRO 59 - Concentrações Máximas na Atmosfera no Período Anual 227
QUADRO 60 - Concentrações Máximas Horárias na Atmosfera 228
QUADRO 61 - Comparação da Distribuição dos Metais Sem e Com Coprocessamento 229
QUADRO 62 - Comparação da Distribuição dos Metais nas Correntes de Saída do Sistema-Forno 238
QUADRO 63 - Distribuição dos Metais nos Sólidos do Processo Sem Coprocessamento 239
QUADRO 64 - Estimativa das Volatilidades dos Metais Sem e Com Coprocessamento 240
QUADRO 65 - Comparação das Volatilidades dos Metais Sem e Com Coprocessamento 244
QUADRO 66 - Condições de Lançamento do Efluente Gasoso 247
QUADRO 67 - Emissões Estimadas para a Substituição do novo Resíduo 247
QUADRO 68 - Cálculo da Correção da Concentração para as condições do PROESP (2003) 248
QUADRO 69 - Cálculo da Correção da Concentração para as condições da Resolução CONAMA 264 (1999) 248
QUADRO 70 - Comparação com Padrões de Emissão da Legislação 249
QUADRO 71 - Comparação da Estimativa da Concentração de Antimônio no Ar Ambiente com Valores de Referência 250
QUADRO 72 - Comparação da Estimativa da Concentração de Arsênio no Ar Ambiente com Valores de Referência 251
QUADRO 73 - Comparação da Estimativa da Concentração de Bário no Ar Ambiente com Valores de Referência 252

QUADRO 74 - Comparação da Estimativa da Concentração de Berílio no Ar Ambiente com Valores de Referência 253
QUADRO 75 - Comparação da Estimativa da Concentração de Cádmio no Ar Ambiente com Valores de Referência 254
QUADRO 76 - Comparação da Estimativa da Concentração de Chumbo no Ar Ambiente com Valores de Referência 255
QUADRO 77 - Comparação da Estimativa da Concentração de Cobalto no Ar Ambiente com Valores de Referência 256
QUADRO 78 - Comparação da Estimativa da Concentração de Cobre no Ar Ambiente com Valores de Referência 257
QUADRO 79 - Comparação da Estimativa da Concentração de Cromo no Ar Ambiente com Valores de Referência 258
QUADRO 80 - Comparação da Estimativa da Concentração de Estanho no Ar Ambiente com Valores de Referência 259
QUADRO 81 - Comparação da Estimativa da Concentração de Manganês no Ar Ambiente com Valores de Referência 260
QUADRO 82 - Comparação da Estimativa da Concentração de Mercúrio no Ar Ambiente com Valores de Referência 261
QUADRO 83 - Comparação da Estimativa da Concentração de Níquel no Ar Ambiente com Valores de Referência 262
QUADRO 84 - Comparação da Estimativa da Concentração de Prata no Ar Ambiente com Valores de Referência 263
QUADRO 85 - Comparação da Estimativa da Concentração de Selênio no Ar Ambiente com Valores de Referência 264
QUADRO 86 - Comparação da Estimativa da Concentração de Tálio no Ar Ambiente com Valores de Referência 265
QUADRO 87 - Comparação da Estimativa da Concentração de Telúrio no Ar Ambiente com Valores de Referência 266
QUADRO 88 - Comparação da Estimativa da Concentração de Zinco no Ar Ambiente com Valores de Referência 267
QUADRO 89 - Quadro-resumo das Ultrapassagens de Valores de Referência de cada Período. 268

ANEXO

QUADRO A-1-	Valores de “Default” dos Expoentes do Perfil de Ventos	A-2
QUADRO A-2-	Valores de “Default” dos Gradientes Verticais de Temperatura Potencial (km/m)	A-2
QUADRO A-3-	Procedimentos sugeridos para Estimativa da Dimensão Lateral Inicial (σ_{yo}) e Dimensão Vertical Inicial (σ_{zo}) para Fontes Volume e Linha	A-9
QUADRO A-4-	Unidades do “Default”	A-14
QUADRO A-5-	Coeficientes da Taxa de Deposição	A-17
QUADRO A-6-	Expoentes do Perfil de Ventos Utilizados como “Default” para Coeficientes de Dispersão Rural e Urbano	A-38
QUADRO A-7-	Expoentes do Perfil de Temperaturas utilizados como “Default” para Coeficientes de Dispersão Rural e Urbano	A-39

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 -	Estimativa da Distribuição dos Metais no Sistema-Forno sem Coprocessamento	201
TABELA 2	Estimativa da Distribuição dos Metais no Sistema-Forno com Coprocessamento	208
TABELA 3	Estimativa da Distribuição dos Metais no Sistema-Forno com Coprocessamento de outro Resíduo	213

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1	Etapas do Gerenciamento de Resíduos (modificado) (GASI 2002)	5
FIGURA 2 -	Geração de Resíduos no Processo Produtivo (modificado) (GASI 2002)	6
FIGURA 3 -	Integração do Coprocessamento na Hierarquia do Gerenciamento de Resíduos (modificado) (LIEBL e GERGER 1993)	7
FIGURA 4 -	Materiais Secundários no Processo de Fabricação de Cimento	8
FIGURA 5 -	Coprocessamento de Resíduos em Fábricas de Cimento (modificado) (SIQUEIRA 2002)	9
FIGURA 6 -	Modo de Dispersão e Deposição das Emissões de uma Fábrica (ETI 1992)	16
FIGURA 7 -	Entrada de Resíduos para Substituição de Materiais e Combustíveis no Processo de Fabricação de Cimento (LIEBL e GERGER 1993)	34
FIGURA 8	Distribuição da Temperatura e Fluxo de Materiais e de Efluente Gasoso num Forno Rotativo com Pré-Aquecimento por Ciclone (REITHER e STROH 1995)	111
FIGURA 9 -	Esquema Simplificado do Uso de Modelo de Dispersão para Predição das Concentrações de Poluentes na Atmosfera	136
FIGURA 10	Limites e Distribuição das Concentrações Médias na Pluma (SEINFELD 1998)	149
FIGURA 11	Correlações para σ_y baseadas nas Classes de Estabilidade de Pasquill A-F (GIFFORD, 1961)	153
FIGURA 12-	Correlações para σ_z baseadas nas Classes de Estabilidade de Pasquill A-F (GIFFORD, 1961)	154
FIGURA 13	Esquema do Projeto Proposto	176
FIGURA 14	Exemplo de Fluxograma do Processo Produtivo	178

FIGURA 15 Exemplo de Fluxograma do Processo Produtivo e Pontos de Coleta de Materiais 180
FIGURA 16 Representação de um Balanço Total de Massa 182
FIGURA 17- Descrição de um Balanço de Massa 183

ANEXO

FIGURA A-1 Opções de Altura do Terreno (THÉ e THÉ 1996) A-5
FIGURA A-2 Elevação da Base do Prédio e Alturas dos “Tiers” (THÉ e THÉ 1996) A-24
FIGURA A-3- Ordenação dos Dados do Arquivo da Grade do Terreno (THÉ e THÉ 1996) A-41

LISTA DE SIGLAS E ABREVIAÇÕES

ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry (Agência para Substâncias Tóxicas e Registro de Doenças)

BIF - Boilers and Industrial Furnaces (Norma da EPA para coprocessamento de resíduos em caldeiras e fornos industriais)

BUWAL - Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Agência Ambiental da Suíça)

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

CRI - Cement Research Institut (Instituto de Pesquisa de Cimento)

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente

DHHS - Department of Health and Human Services (Departamento de Serviços Humanos de Saúde)

FDA - Food and Drug Admnistration (Agência de Administração de Alimentos e Medicamentos dos EUA)

ECP – Ar - Equipamento de Controle de Poluição do Ar

USEPA - United States Environmental Protection Agency (Agência Ambiental dos Estados Unidos)

ETI - Environmental Toxicology International (Toxicologia Ambiental Internacional)

EUA – Estados Unidos da América

IARC - International Agency for Research on Cancer (Agência Internacional para Pesquisa de Câncer)

ISC - Industrial Source Complex Model (Modelo para Fonte Industrial Complexa)

ISCT3 - Industrial Source Complex Model (Modelo para Fonte Industrial Complexa (3ª geração))

ISCST3 - Industrial Source Complex Short Term (Modelo para Fonte Industrial Complexa de Curta Duração (3ª geração))

PCA - Portland Cement Association (Associação do Cimento Portland)

PROESP – Procedimento para Utilização de Resíduos em Fornos de Produção de Clínquer

PCOP - Principais Compostos Orgânicos Perigosos

USP – Universidade de São Paulo

VDI - Verein Deutscher Ingenieure (Associação dos Engenheiros Alemães)

VDZ - Verein Deutscher Zementwerke (Associação das Indústrias de Cimento Alemãs)

WHO - World Health Organization (Organização Mundial de Saúde)

GLOSSÁRIO

Clínquer: Componente básico do cimento, constituído principalmente de silicato tricálcico, silicato dicálcico, aluminato tricálcico e ferroaluminato tetracálcico (Resolução CONAMA 264/1999).

Combustível Primário: Combustível alimentado pelo maçarico/queimador principal do forno na zona de combustão primária, sendo comumente utilizado carvão, óleo ou gás (Resolução CONAMA 264/1999).

Combustível Secundário: Combustível alimentado na zona de combustão secundária, podendo ser utilizado, além dos combustíveis primários, outros alternativos, como: casca de arroz e serragem, entre outros (Resolução CONAMA 264/1999). Também definido como materiais residuais combustíveis, os quais são alternativas para substituição de combustíveis primários (combustíveis fósseis) (LIEBL e GERGER 1993).

Coprocessamento de resíduos em fornos de produção de clínquer: Técnica de utilização de resíduos sólidos industriais a partir do processamento desses como substituto parcial de matéria-prima e/ou de combustível no sistema forno de produção de clínquer, na fabricação de cimento (Resolução CONAMA 264/1999).

Emissões Atmosféricas: é o termo usado para descrever gases e partículas lançados para o ar por uma variedade de fontes, incluindo fábricas, usinas de geração elétrica, motores de veículos, aviões e fontes naturais, como árvores e vegetação (USEPA (online) disponível em <http://www.epa.gov/ebtpages/ airairpoemissions.html> [2004 dez 17]). Para fins deste trabalho, também são chamadas de efluente(s) gasoso(s).

Equipamento de Controle de Poluição do Ar: Equipamentos destinados a controlar as emissões atmosféricas resultantes das operações industriais (Resolução CONAMA 264/1999).

Flagpole: receptor discreto em alguma altura específica

Farinha: Produto intermediário para a produção de clínquer, composto basicamente de carbonato de cálcio, sílica, alumina e óxido de ferro, obtidos a partir de matérias-primas tais como calcário, argila e outras (Resolução CONAMA 264/1999).

Fator de emissão: Valor que relaciona a quantidade de determinado poluente lançada para a atmosfera associada com uma atividade relativa a emissão daquele poluente. Usualmente expresso como a massa de poluente dividida por uma unidade de massa, volume, distância ou duração da atividade emitindo o poluente (USEPA (online). Disponível em <URL: http://www.epa.gov/ ttn/chief/ap42/c00s00.pdf> [2005 jun 17]).

Inertização: com o sentido de desativação, é o processo que remove a natureza perigosa do resíduo pela neutralização de características de ignição, corrosividade e/ou reatividade (USEPA (online). Disponível em <URL: http://www.epa.gov / epaoswer/osw/ treatech.html> [2004 dez 17]).

Matérias-primas Secundárias: materiais residuais que podem ser empregados como alternativa para matérias-primas naturais (LIEBL e GERGER 1993).

Padrão de Emissão: a intensidade, a concentração e as quantidades máximas de toda e qualquer forma de matéria ou energia, cujo lançamento, ou liberação, nas águas, no ar ou no solo, seja permitido (Lei Estadual 997/1976).

Padrão de Qualidade do Ar: as concentrações de poluentes atmosféricos que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde a segurança e o bem-estar da população, bem como ocasionar danos à flora e à fauna, aos materiais e ao meio ambiente em geral (Resolução CONAMA 03/1990).

Padrões Primários de Qualidade do Ar: são as concentrações de poluentes que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde da população (Resolução CONAMA 03/1990).

Padrões Secundários de Qualidade do Ar: são as concentrações de poluentes abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem-estar da população, assim como o mínimo dano à fauna, à flora, aos materiais e ao meio ambiente em geral (Resolução CONAMA 03/1990).

Poluente atmosférico: qualquer forma de matéria ou energia com intensidade e em quantidade, concentrações, tempo ou características em desacordo com os níveis estabelecidos, e que tornem ou possam tornar o ar: impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde; inconveniente ao bem-estar público; danoso aos materiais, à fauna e flora e prejudicial à segurança. Ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade (Resolução CONAMA 03/1990).

Reaproveitamento: ligado à idéia de valorização, ou seja, obtenção de algum ganho (geração de receita) com materiais que seriam descartados ao reaproveitá-los no processo produtivo, vendê-los ou usá-los como combustível. As formas de reaproveitamento são a recuperação (reprocessamento) e reutilização (MOURA 1998).

Reciclagem: é uma série de atividades que incluem a coleta de materiais recicláveis, que de outra forma seriam considerados resíduos; seleção e processamento dos recicláveis como matérias-primas, tais como fibras, para fabricação de novos produtos (USEPA (online). Disponível em <URL: http://www.epa.gov/epaoswer/non-hw/ muncpl/recycle.html> [2004 dez 17]). O termo também se refere ao processamento de materiais residuais para gerar novos produtos que possam ou não se assemelhar ao material original (THE TOMORROW GLOBAL COALISION 1996).

Recuperação: No sentido de reprocessamento, extração de algumas substâncias que tem valor mais alto, contidas nos resíduos, por processos físicos, químicos ou biológicos, como o aproveitamento de restos ou pedaços de metais (ouro, cobre, etc) nos processos de corte de chapas, fundição, etc, recuperação da prata de filmes de raio-X, de óleos lubrificantes, etc (MOURA 1998).

Recuperação Material: Aproveitamento de características do resíduo para substituição de matérias-primas e não para destruir ou eliminar a sua nocividade (KREISLAUF-und ABFALLGESETZ (KRW-ABG) 1994).

Recuperação Energética: Aproveitamento de características dos resíduos para uso como combustível alternativo (KREISLAUF-und ABFALLGESETZ (KRW-ABG) 1994).

Redução: Prevenção da geração de resíduos ou redução na fonte, significando menor consumo e descarte. A redução na fonte previne a geração de resíduos em primeiro lugar, sendo o método preferencial de gerenciamento de resíduos, promovendo a proteção ambiental (USEPA (online). Disponível em <URL: http://www.epa.gov/epaoswer/non-hw/ muncpl/reduce.html> [2004 dez 17]).

Resíduos: Aqueles que se apresentam nos estados sólido, semi-sólido e os líquidos não-passíveis de tratamento convencional resultantes de atividades humanas. O termo resíduo pode compreender um único tipo ou mistura de vários para fins de coprocessamento (Resolução CONAMA 264/1999).

Reutilização: Reaproveitamento direto de resíduos sem alteração de suas características originais, como garrafas retornáveis, peças de automóveis, embalagens, etc. (MOURA 1998).

Sistema forno: Sistema composto por um conjunto de equipamentos envolvendo as etapas de aquecimento, calcinação e produção de clínquer, constituído basicamente de forno rotativo, pré-aquecedor, pré-calcinador e resfriador (Resolução CONAMA 264/1999).

Zona de Pré-aquecimento: Região do sistema forno constituída por um conjunto de ciclones, onde a farinha é alimentada, pré-aquecida e parcialmente calcinada em contracorrente pelo fluxo de gases quentes provenientes do forno rotativo (Resolução CONAMA 264/1999).

Zona de Pré-calcinação: Região do sistema forno constituída por um dispositivo secundário de queima onde ocorre uma pré-calcinação da matéria-prima (Resolução CONAMA 264/1999).

1. INTRODUÇÃO

Segundo a Resolução CONAMA 264 (1999), o coprocessamento de resíduos em fornos de produção de clínquer é definido como a "técnica de utilização de resíduos sólidos industriais a partir do processamento desses como substituto parcial de matéria-prima e/ou de combustível no sistema forno de produção de clínquer, na fabricação de cimento".

Segundo SPRUNG (1992), isso significaria que o processo de queima do clínquer para produção de cimento oferece a possibilidade de aproveitamento de materiais residuais procedentes de outros processos produtivos, o que permite conservar os recursos naturais.

A recuperação de resíduos gerados em unidades industriais ou similares no processo de fabricação de cimento também é uma alternativa para destinação dos mesmos, pois conforme os estudos realizados pela ETI (1992), a produção de cimento não gera novos resíduos e as emissões gasosas não aumentam consideravelmente, mesmo com o uso de combustíveis alternativos em substituição aos convencionais.

No Brasil, o processo de industrialização gera quantidades crescentes de resíduos que podem levar a problemas de ordem ambiental pela disposição inadequada. CERQUEIRA e ALVES (1999) afirmam que a disposição inadequada de resíduos industriais perigosos pode levar à ocorrência de impactos ambientais e prejuízos à saúde pública, com a contaminação de solos, águas subterrâneas e aumento da poluição do ar. Mas, mesmo a disposição ou tratamento de resíduos de maneira adequada está sujeita a causar impactos significativos ao meio ambiente.

O desenvolvimento sustentável é definido no relatório "Our Common Future" (1987), da Comissão Mundial de Meio Ambiente e Desenvolvimento, como

“um processo dinâmico destinado a satisfazer as necessidades atuais sem comprometer a capacidade das gerações futuras de satisfazer suas próprias necessidades”.

Com relação a esse conceito, a THE GLOBAL TOMORROW COALISION (1996) afirma que o desenvolvimento sustentável implica no gerenciamento dos recursos naturais pela sociedade, minimizando o seu uso de maneira indiscriminada e sem colocar em risco a atmosfera, a água, o solo ou os ecossistemas que mantém a vida na Terra, com um melhor controle da poluição ambiental e o uso racional dos recursos nos processos produtivos.

Mas, mesmo com as mudanças sociais e econômicas decorrentes da prática do desenvolvimento sustentável, os recursos naturais tornar-se-ão mais caros e mais escassos com o tempo, obrigando sua conservação e reciclagem em maior escala. O termo reciclagem, conforme a THE GLOBAL TOMORROW COALISION (1996), é aplicado ao processamento de materiais residuais para gerar novos produtos que possam, ou não, assemelhar-se ao material original, tendo como vantagem não só a redução da quantidade de resíduos, mas também a economia de energia, água e matérias-primas e a redução da poluição da água e do ar.

Como a reciclagem pode ocorrer dentro ou fora do processo produtivo, o uso de resíduos gerados em outras indústrias em substituição a matérias-primas ou combustíveis para a fabricação de cimento surgiu como uma alternativa viável, pois haveria tanto condições técnicas como econômicas para o coprocessamento. SOUSA (1995) observa que o coprocessamento pode ser considerado como uma reciclagem, tanto sob o aspecto de recuperação de energia quanto da recuperação de matérias-primas. ACHOA (1996) também afirma que os órgãos ambientais americanos consideram esta prática como uma forma de reciclagem, pois aproveita o potencial de energia dos resíduos.

Dessa forma, o coprocessamento pode ser considerado como reciclagem e também como uma das práticas que promovem a sustentabilidade, pois o uso de resíduo como insumo alternativo colabora para a redução do consumo de matérias-primas convencionais e combustíveis fósseis não-renováveis.

Uma mudança de comportamento para promover a sustentabilidade em relação a padrões de consumo, levaria também a mudança nas práticas de gerenciamento dos resíduos, conforme mostrado na Figura 1. Segundo GASI (2002), entende-se que os resíduos seriam matérias-primas e materiais não processados, conforme mostrado na Figura 2, os quais podem gerar uma perda econômica relativa.

Segundo LIEBL e GERGER (1993), no processo de produção de cimento na Alemanha, os materiais convencionais utilizados como matérias-primas e combustíveis podem ser substituídos por materiais residuais de processos industriais, que poderiam ser dispostos em aterros. Dessa forma, é possível integrar o coprocessamento de resíduos em fornos de produção de clínquer às práticas de gerenciamento de resíduos, conforme mostra a Figura 3.

LIEBL e GERGER (1993) também definem os combustíveis secundários como materiais residuais combustíveis, os quais são alternativa para substituição de combustíveis primários (combustíveis fósseis). Já as matérias-primas secundárias são aqueles materiais residuais que podem ser empregados como alternativa para matérias-primas naturais.

Na Alemanha, conforme estabelecido na “KREISLAUF- UND ABFALLGESETZ” (KRW-/ABG) (1994), primeiramente, deve-se evitar a geração de resíduos, por meio da minimização da sua quantidade e periculosidade.

Depois, os resíduos devem ser reutilizados como matéria-prima ou para geração de energia, diferentemente do Brasil, onde os resíduos podem ser tratados sem ter obrigatoriamente ganho material ou energético.

Outras medidas para evitar a geração de resíduos são a reciclagem de materiais dentro da planta e a fabricação de produtos que gerem menos resíduos, além da orientação para práticas de consumo de produtos que gerem menos resíduos e que tenham menor teor de materiais nocivos. Essa regulamentação também define que a recuperação material de resíduos significa a substituição de matérias-primas ou o uso das características materiais do resíduo e não para destruição ou eliminação de sua nocividade, enquanto que o uso energético envolve a utilização dos resíduos como combustível alternativo.

Na Alemanha, a recuperação energética de resíduos tem precedência sobre o tratamento térmico para destruição. A escolha da alternativa mais adequada leva em consideração a geração de emissões e resíduos resultantes, que orientam qual seria a escolha ambientalmente mais viável. Nessa mesma linha, ALMEIDA (1993) coloca que deve ser analisado, caso a caso, se o coprocessamento é a melhor alternativa para a destinação de determinados resíduos, quanto aos aspectos de segurança ambiental e operacional, ou se a utilização de processos químicos para inertização e reciclagem de materiais também seria alternativa viável. Na Figura 4, é apresentado um esquema para substituição de matérias-primas e combustíveis fósseis não renováveis na fabricação de cimento.

MARQUES (1993) afirma que a prática de coprocessamento em fornos de clínquer é vantajosa, pois as indústrias podem destinar resíduos de forma adequada e ainda reduzir o uso de combustíveis fósseis, como mostrado na Figura 5.

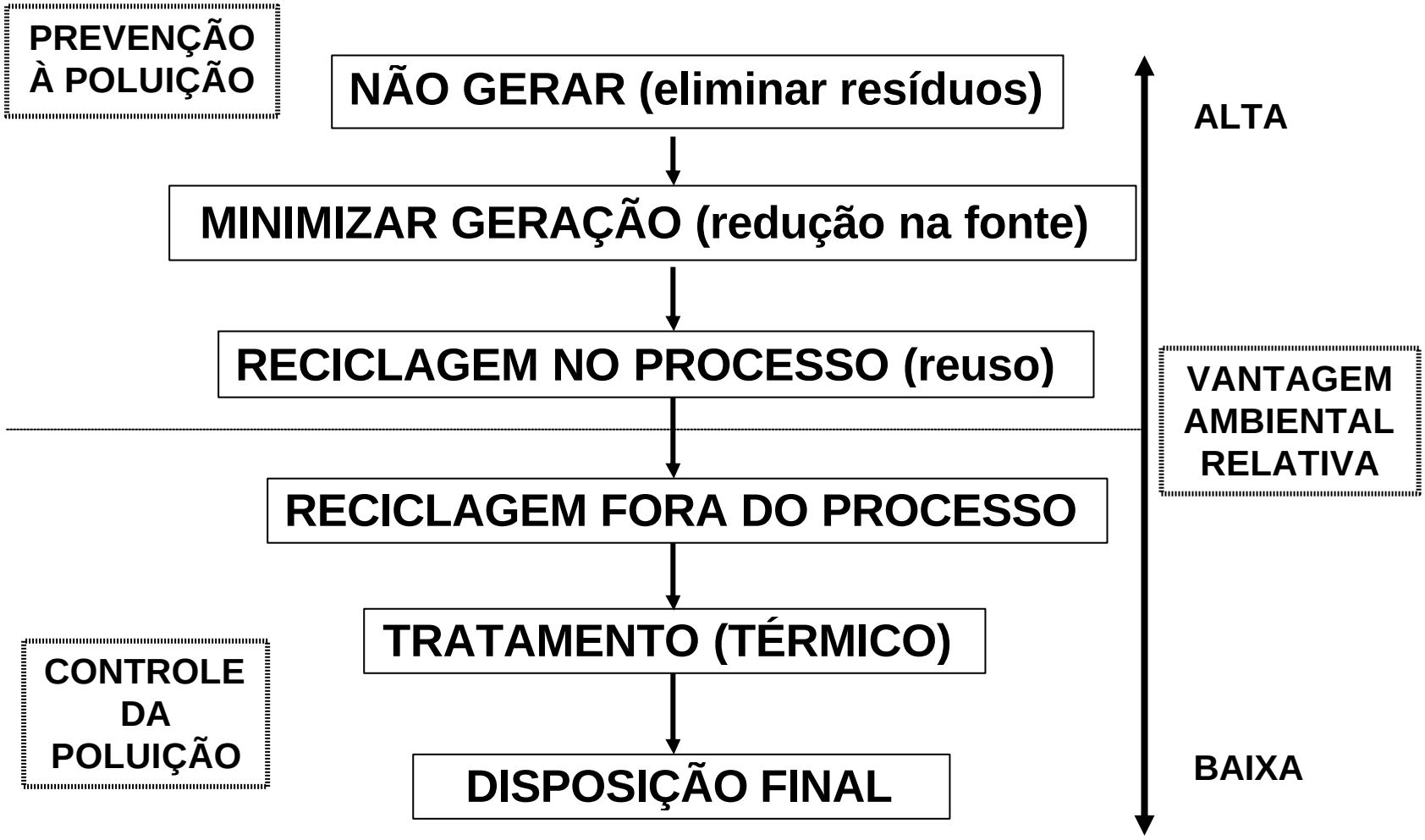


Figura 1 – Etapas do Gerenciamento de Resíduos (modificado)
Fonte : GASI (2002)

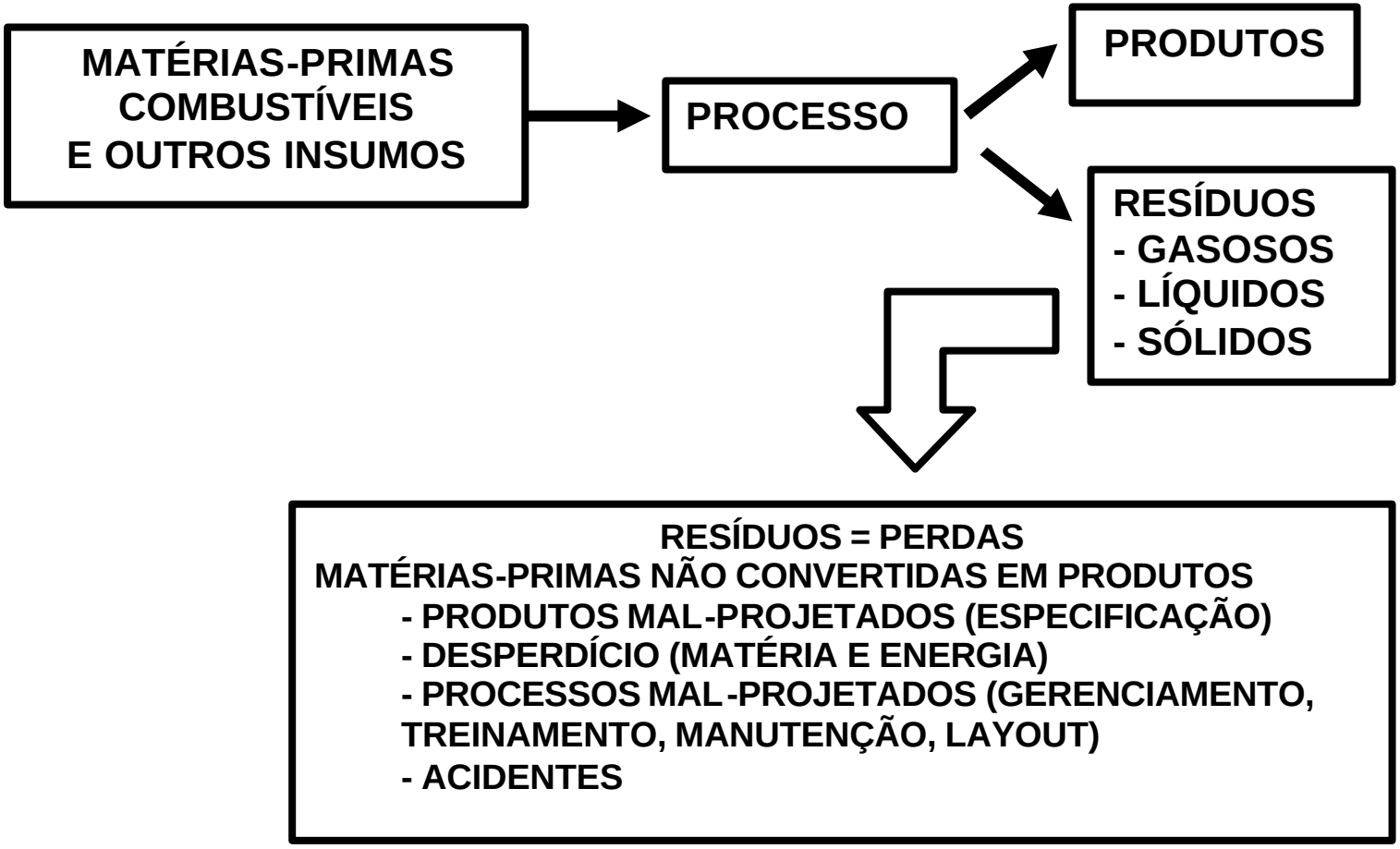


Figura 2 – Geração de Resíduos no Processo Produtivo (modificado)
Fonte : GASI (2002)

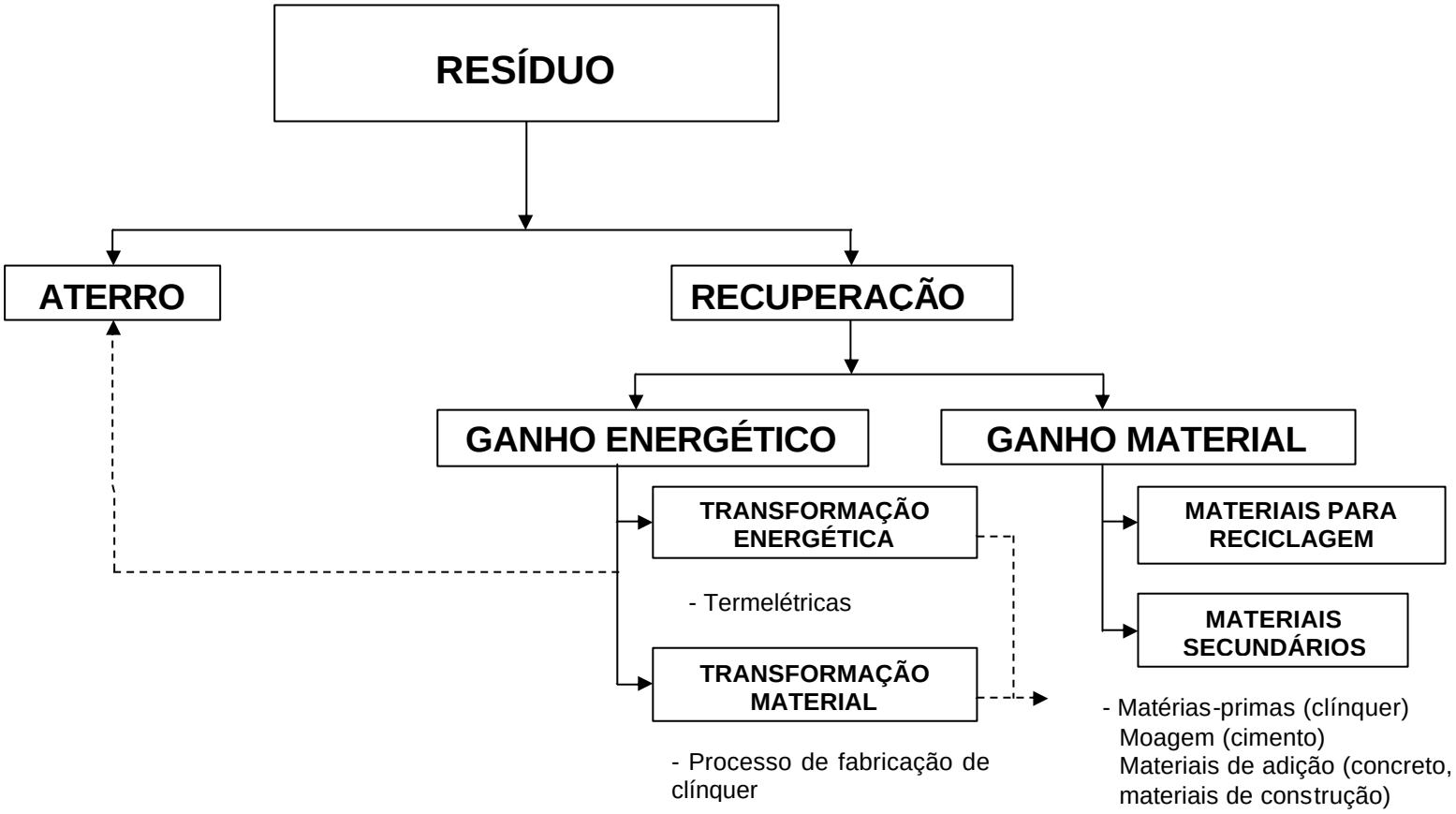


Figura 3 – Integração do Coprocessamento nas Práticas do Gerenciamento de Resíduos na Alemanha (modificado)
Fonte : LIEBL e GERGER (1993)

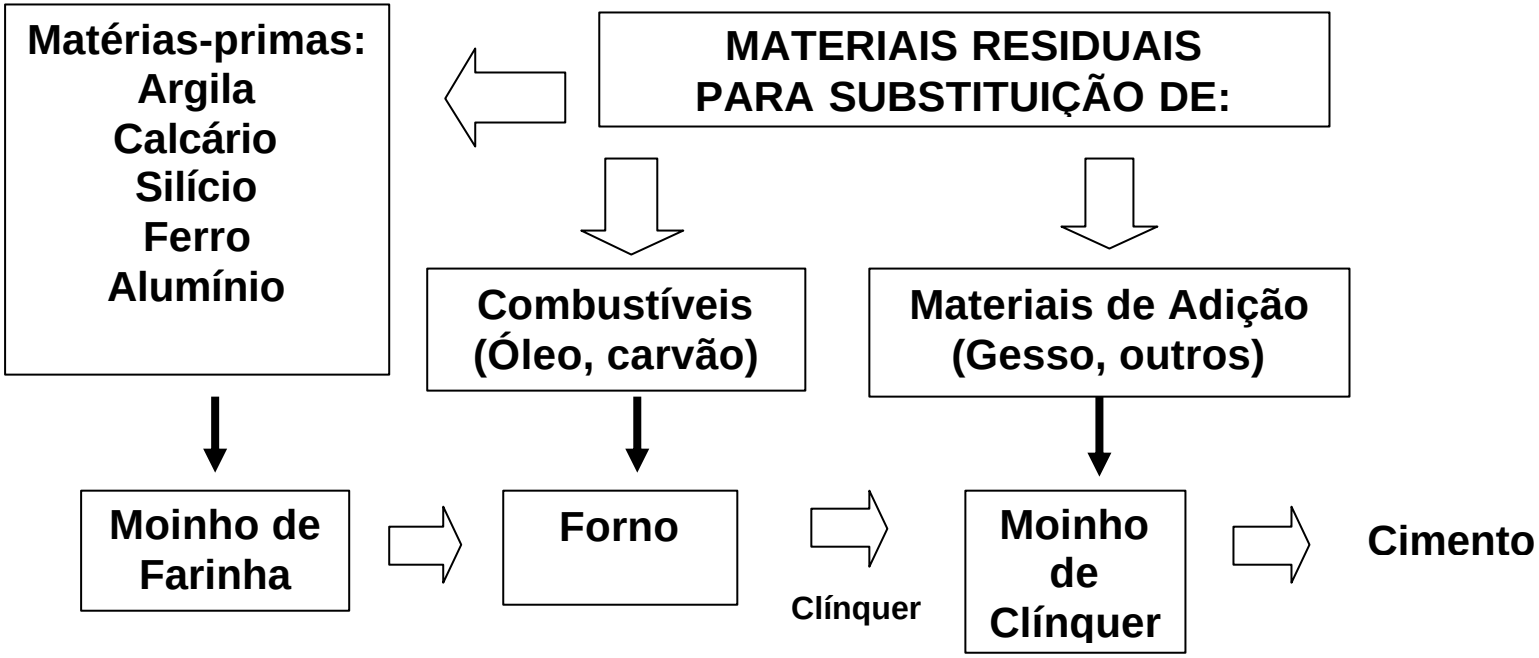


Figura 4 – Materiais Secundários no Processo de Fabricação de Cimento

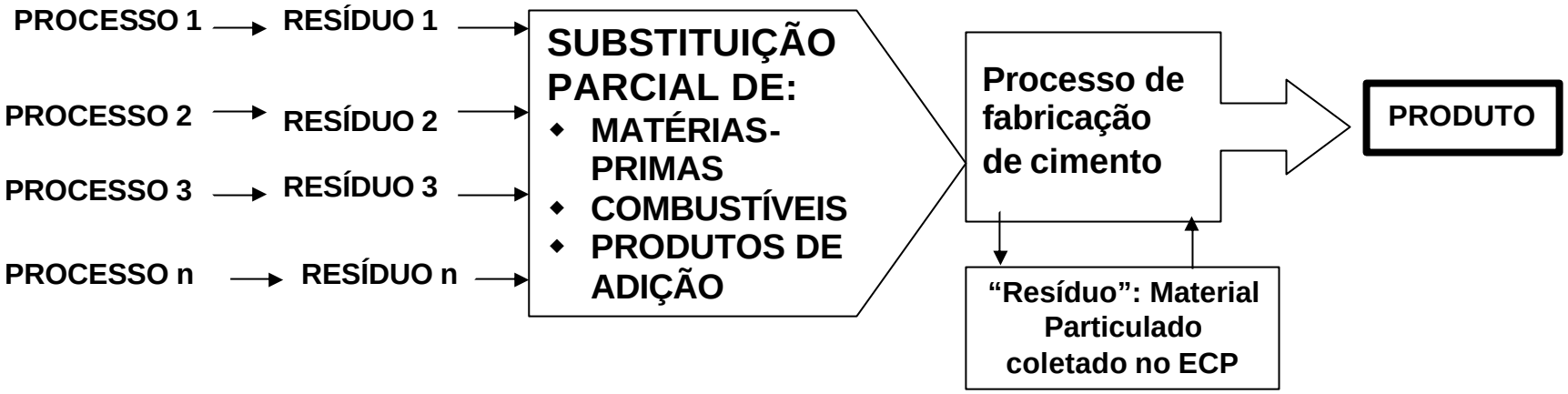


Figura 5 - Coprocessamento de Resíduos em Fábricas de Cimento (modificado)

Fonte : SIQUEIRA (2002)

Conforme dados da VDZ (1996), 10-13% da necessidade de energia total da indústria de cimento alemã é fornecida por combustíveis provenientes de resíduos.

CAVALCANTI (1996) afirma que “a recuperação de energia contida nos resíduos contribui adicionalmente para a conservação de combustíveis fósseis não-renováveis, como carvão e óleo, reduzindo os custos de fabricação, pois os combustíveis provenientes de resíduos energéticos são mais baratos do que qualquer combustível fóssil tradicional, o que incentivaria a indústria a utilizar esse potencial de energia”, porém alerta que o coprocessamento não deve ser realizado indiscriminadamente para qualquer tipo de resíduo, mas somente para os que se adaptem à essa prática e contribuam como insumo energético alternativo ou substituição de matéria-prima na indústria de cimento.

Segundo a EPA (1995), nas indústrias de fabricação de cimento dos EUA destaca-se cada vez mais a substituição de materiais naturais por materiais residuais ou subprodutos de outras fábricas, com o uso de combustíveis substitutos se expandindo nos últimos anos, sem efeitos adversos ao meio ambiente, à operação do processo ou à qualidade do produto, mas as indústrias cimenteiras ainda apresentam um grande potencial poluidor. Grandes quantidades de material particulado são geradas durante o processo de fabricação do clínquer e entre outros poluentes estão incluídos os metais, presentes naturalmente na composição de matérias-primas e combustíveis (EPA 1995).

ACHOA (1996) afirma que parte desses metais incorporam-se ao clínquer, fazendo parte de sua estrutura, sem prejudicar a qualidade do produto, e a outra parcela é lançada para a atmosfera nos efluentes gasosos da chaminé.

Embora para a retenção do material particulado gerado sejam utilizados equipamentos de controle de poluição do ar e o particulado retido retorne ao

processo produtivo, todos os fornos de cimento que pretendem alimentar resíduos necessitariam monitorar a emissão de metais.

MARQUES (1993) afirma que deve haver restrições para resíduos com altas concentrações de metais para coprocessamento, em relação ao tipo de resíduo, a quantidade de material a ser alimentada ao forno e a capacidade dos equipamentos para controle e monitoramento do processo. Também, ACHOA (1996) afirma que os resíduos que contem metais empregados para coprocessamento, além de terem sua similaridade com matérias-primas e/ou combustíveis verificada, deveriam ter adequadas taxas de alimentação, pois a quantidade processada interfere nas emissões gasosas, para a manufatura de um produto ambientalmente seguro e sem prejuízo para a qualidade do ar ambiente.

ALMEIDA (1993) observa que a planta de fabricação de cimento possui um sistema de controle de emissão de contaminantes para o meio ambiente voltado somente para as condições de processamento das matérias-primas específicas do seu processo produtivo e não para adição de insumos alternativos. Dessa forma, é necessário que haja um planejamento para que os fornos não coprocessem resíduos para os quais não possuem condições técnicas e ambientais adequadas.

Como o coprocessamento é uma tecnologia recente no Brasil, ACHOA (1996) adverte que a desinformação pode gerar receio da população no entorno da fábrica quanto à segurança do processo e ao potencial carreamento de produtos nocivos à saúde pelas emissões na chaminé, pois as emissões de metais oriundas do processo convencional poderão sofrer um acréscimo pela utilização de resíduos com metais em sua composição.

Outro aspecto observado por MARQUES (1993) é de que as fábricas de cimento devem ter a produção de cimento como atividade fim e não a queima de resíduos. Além disso, a planta deve apresentar condições

apropriadas para utilização de resíduos, tanto para substituição de matérias-primas quanto de combustíveis e garantir a qualidade do clínquer, a proteção ao meio ambiente e a segurança de operação da planta (SPRUNG 1992).

A Resolução CONAMA 264 (1999) regulamenta que o coprocessamento "deverá ser feito de modo a garantir a manutenção da qualidade ambiental, evitar danos e riscos à saúde a atender aos padrões de emissão fixados nessa Resolução". Portanto, é importante a avaliação das concentrações de metais na atmosfera a que estará exposta a população e o meio ambiente do entorno do empreendimento, pois SEEBACK e TOMPKINS (1991) alertam que é necessário prever a emissão de metais antes de queimar resíduos como combustíveis para garantir que estas emissões não representem riscos à saúde humana ou ao meio ambiente.

De acordo com LIPTAK (1974), a principal razão para preocupação com metais no ar é a possibilidade de seu impacto na saúde humana. Estudos são sempre complicados pelo fato da principal entrada de muitos metais no organismo humano ser usualmente mais pela ingestão (dieta) do que pela inalação. Embora possa ser difícil provar o dano, prevalece a atitude de que todos os esforços devem ser feitos para minimizar os níveis de exposição.

A WHO (2003) afirma que há uma forte evidência dos efeitos adversos dos metais na saúde humana, mesmo a baixos níveis de exposição. Por exemplo, a exposição ao arsênio está ligada ao câncer de pele e pulmões; a exposição ao cádmio ao câncer de rim e pulmão; a do cromo hexavalente com o câncer de pulmão; a exposição ao chumbo está ligada a desvios no neuro-desenvolvimento, comportamental, hematológico e hipertensão, e a exposição ao mercúrio orgânico ligada a danos ao cérebro e sistema nervoso central. Outros metais com efeitos adversos incluem níquel e berílio,

que são encontrados nas emissões oriundas das fábricas de cimento (EPA 1995).

Conforme PATRICK e DAVID (1994), para uma rota completa de exposição, são necessários os seguintes critérios: uma fonte e o mecanismo para lançamento do composto químico para o ambiente; um meio de transporte onde ocorre o mecanismo de transferência, sendo que o transporte é a ligação entre a emissão do componente químico da fonte e seu contato com o receptor no ponto de exposição, onde o composto vai de um local para o outro com ou sem mudança na concentração, mas sem mudança na identidade química; um ponto de contato potencial, onde humanos ou a biota se expõem à contaminação; e o tipo de exposição, que é a forma como a contaminação ocorre. A exposição pode ser direta, quando somente um meio intervém entre a fonte e o receptor ou indireta, quando mais de um meio interfere.

Este aspecto da rota de exposição relacionada às emissões da fábrica de cimento é discutido em ETI (1992), pois a exposição a altas concentrações de determinados elementos, como os metais, pode resultar em efeitos adversos à saúde. Nos EUA, em geral, os 10 metais de maior interesse são representados por 4 regulamentados como carcinogênicos (Arsênio, Berílio, Cádmio e Cromo) e 6 não-carcinogênicos (Antimônio, Bário, Chumbo, Mercúrio, Prata e Telúrio). Esses metais, que são tóxicos, podem ficar adsorvidos na superfície do particulado emitido pela chaminé e podem ser liberados e entrar em contato com a pele ou tecido do pulmão.

Nos EUA, segundo essa mesma fonte, as emissões de fábricas de cimento passam por equipamentos de controle de poluição do ar, que removem a maioria do material particulado das emissões, reduzindo os níveis de partículas e a exposição às mesmas. Mas, uma vez liberadas para a atmosfera, as emissões dispersam-se pelo ar ambiente e são transportadas

para longe da planta. As condições topográficas e meteorológicas do local, como velocidade e direção do vento, são os fatores que afetam a direção do transporte, quantidade, diluição e forma da pluma emitida, conforme mostrado na Figura 6.

Quanto aos compostos emitidos pela chaminé, os mesmos podem se diluir no ar ambiente ou pode haver deposição de gases e partículas no solo e na superfície da água por ação da gravidade, vento e precipitação pluviométrica. A exposição por via aérea ocorre pelos componentes remanescentes no ar, depois da diluição e deposição, quando os compostos podem ser inalados ou entrar em contato direto com a pele. Também pode ocorrer o contato pela ingestão da água ou alimento cultivado em solos com contaminantes depositados.

Outra rota é a ressuspensão de poeiras emitidas pela chaminé, mas segundo CLEMENT (1988), citado em ETI (1992), essas emissões não contribuiriam substancialmente para a exposição da população. Em relação à deposição no solo, alguns metais podem percolar para solos mais profundos.

Nos EUA, a quantidade de metais emitida pelas fábricas de cimento contribui com uma quantidade relativamente pequena para a exposição pública, em comparação com outras fontes. No entanto, com o recente aumento do uso de resíduos perigosos como combustível suplementar em fornos de fábricas de cimento, a questão da saúde pública que emergiu foi se os produtos químicos emitidos poderiam ser uma ameaça, uma vez que tais processos emitiriam maior quantidade de poluentes potencialmente tóxicos do que aqueles que usam combustível convencional (ETI 1992).

Conforme os estudos de STEIN e SOWE (1990), citados em ETI (1992), numa avaliação realizada para um forno de fábrica de cimento na Califórnia,

que substituiu o coque de petróleo utilizado como combustível por resíduo perigoso, foram retiradas amostras de solo, grãos e peixes, sujeitos à deposição das emissões da planta de cimento, em relação à exposição pelas rotas de inalação e ingestão. Os resultados obtidos mostraram que os riscos estimados à saúde diminuíram, pois muitos componentes presentes no coque não estavam presentes no resíduo, resultando numa redução global das emissões de constituintes perigosos e de riscos.

Segundo a ETI (1992), a EPA (1991) regulamentou a queima de resíduos perigosos em fornos de cimento com a norma BIF, com padrões de emissão inclusive para metais. Segundo estudos realizados, a maioria dos metais existentes no resíduo perigoso, nas matérias-primas e combustíveis convencionais são retidos no clínquer ou na poeira coletada no ECP-Ar. Quando combustível alternativo oriundo da substituição por resíduo é alimentado, as emissões não aumentam significativamente e nem o teor de metais na poeira retida no ECP-Ar, concluindo-se que nenhum aumento nos efeitos adversos à saúde é esperado, desde que sejam atendidas às exigências da regulamentação e os processos sejam apropriadamente operados.

Ressalta-se que o BIF não regulamenta somente as emissões de metais pela chaminé do forno e nem somente os aspectos relativos ao atendimento a padrões de qualidade do ar, mas tenta prevenir a exposição do público a altas concentrações de poluentes da planta, as quais poderiam causar doenças crônicas ou câncer com critérios de licenciamento que consideram tanto as emissões oriundas do processo como as concentrações no ar a que o receptor estará exposto no entorno do empreendimento, ou seja, com a estimativa das emissões aliadas à aplicação de um modelo de dispersão. Apesar do BIF correlacionar as emissões de metais relacionadas com o coprocessamento e impactos na qualidade do ar, a estimativa das emissões não é abordada de forma clara.

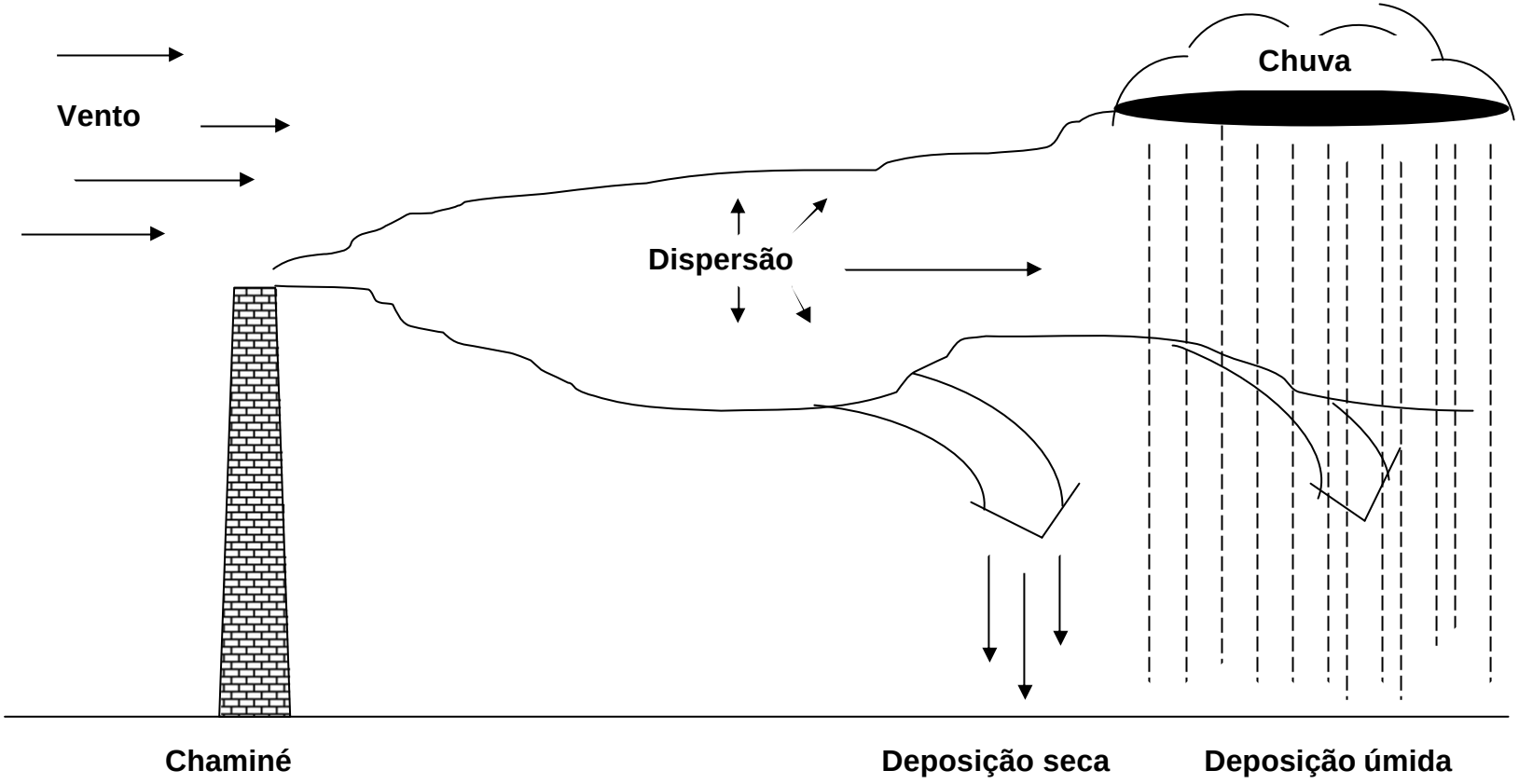


Figura 6 – Modo de Dispersão e Deposição das Emissões de uma Fábrica
Fonte: ETI (1992)

Conforme exposto pela ETI (1992), mesmo que, antes da regulamentação, existissem altas emissões das plantas de cimento dos EUA, os efeitos adversos à saúde associados com as emissões não foram documentados, pois muitos componentes presentes no coque não estavam presentes no resíduo, resultando numa redução global das emissões de constituintes perigosos e de riscos.

Também não foram encontrados estudos epidemiológicos, mas o resultado da queima de resíduos perigosos em fornos de fábricas de cimento sugere que o efeito é o mesmo associado ao uso de combustível convencional. Porém, o risco potencial à saúde da população residente perto das plantas de cimento foi estimado em poucos estudos para avaliar a diferença potencial na exposição e riscos associados entre o uso de combustível convencional e o uso de resíduo perigoso como combustível, conforme citado em ETI (1992).

Nenhum estudo sobre a saúde da comunidade ou epidemiológico foi relatado em relação às emissões de fornos de fábricas de cimento dos EUA, mesmo com décadas de operação e extensiva exposição pública às emissões de plantas de fábricas de cimento, freqüentemente a níveis mais altos do que hoje (ETI 1992).

Não foram realizados estudos clínicos ou epidemiológicos que examinassem os efeitos à saúde pública, decorrentes das emissões, tanto com a queima de combustíveis convencionais ou oriundos de resíduos perigosos e mesmo a taxa de doenças ocupacionais relatadas é baixa em indústrias de cimento, com 24,8 incidências por 10000 trabalhadores (ETI 1992). A principal preocupação é com a dermatite, devido à alcalinidade do pó de cimento, pois resulta numa ação corrosiva em contato com a umidade da pele, pulmões, olhos e trato intestinal, sendo que a alcalinidade não muda em relação ao tipo de combustível utilizado.

Em outros países, foi concluído que a falta de controle das emissões pode resultar em altas concentrações de partículas no ambiente, com a exposição de comunidades locais a essas emissões e aumento de casos de doenças respiratórias, de pele, irritação nos olhos e trato gastrintestinal, segundo BORKA (1986), KRISHNAMURTHY e RAJACHIDAMBARAM (1986), MISHNA e TIWARI (1986) e ANDA (1987), citados em ETI (1992).

Segundo ROSSANO (1976), para se realizar um mapeamento da qualidade do ar da comunidade e se desenvolverem planos de ação para restringir a poluição do ar numa área, são necessários modelos dinâmicos que possam relacionar as emissões e características da fonte, parâmetros meteorológicos e geográficos e a qualidade do ar. Os modelos matemáticos

de simulação podem ser utilizados para avaliar a magnitude de um problema existente, o potencial de dano futuro ou obter o conhecimento e o entendimento necessários para desenvolver medidas preventivas ou corretivas, pois além das emissões atmosféricas, também as condições meteorológicas ou topográficas interferem na dispersão do poluente e na sua concentração na atmosfera.

Portanto, a aplicação de um modelo matemático de dispersão atmosférica para a estimativa das concentrações de metais no ar ambiente requer a estimativa das emissões de metais, em conjunto com dados meteorológicos e topográficos, como dados de entrada, para a determinação das concentrações no ar ambiente a que a população que se localiza no entorno do empreendimento estará exposta, para análise de possíveis impactos e estabelecimento de intervenções.

A WHO (2003) recomenda que as intervenções para diminuição de contaminantes no meio podem ser a redução na fonte ou o gerenciamento do risco, incluindo mudança de comportamento, para projetar um possível decréscimo na exposição da população. Dessa forma, é importante o desenvolvimento de estudos que gerem dados para subsidiar as propostas de ações de intervenção, para diminuir o impacto na qualidade do ar ou o risco de exposição a esses contaminantes.

Conforme citado em ALMEIDA (1993), no caso de resíduos contendo metais voláteis, como chumbo, arsênio, mercúrio e zinco, submetidos a altas temperaturas do forno, a qualidade do ar ambiente do entorno, em relação às concentrações de metais pode ser um dos requisitos aplicáveis tanto para a escolha dos resíduos como para avaliar a viabilidade do coprocessamento.

A estimativa das emissões permite a comparação dos valores encontrados com os padrões de emissão existentes na legislação. Porém, muitos padrões são estabelecidos para grupos de metais e poucos para um metal isoladamente, o que não permite uma análise da contribuição de cada um dos elementos do grupo. Assim, pela aplicação das taxas de emissão de cada metal num modelo de dispersão, pode-se avaliar o impacto das concentrações dos metais no ar ambiente, mesmo que as emissões em grupo não ultrapassem os padrões estabelecidos e recomendar restrições. Também se pode analisar a presença de metais que não estejam regulamentados que estariam sendo lançados para atmosfera.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

O presente trabalho visa contribuir para o entendimento da relação entre as emissões de metais pelo coprocessamento de resíduos em fornos de produção de clínquer e os impactos na qualidade do ar, decorrentes desta prática, que possam comprometer a saúde da população no entorno do empreendimento.

2.2. Objetivos Específicos

Os objetivos específicos, a serem alcançados com esta pesquisa são:

a) Desenvolver um modelo de distribuição dos metais no coprocessamento de resíduos em fornos de produção de clínquer;

b) Verificar os impactos resultantes das emissões de metais do estudo de caso, com a aplicação da metodologia de distribuição de metais, por meio do modelo de dispersão ISCT3 da USEPA e comparação com valores de referência.

3. Revisão Bibliográfica

A revisão bibliográfica apresenta basicamente a descrição do processo produtivo do clínquer para a fabricação do cimento, o coprocessamento de resíduos para substituição de matérias-primas e combustíveis, as emissões de metais e os níveis encontrados no ar ambiente, além de padrões de emissão e limites no ar ambiente, como também a origem e a distribuição dos metais no sistema forno de produção de clínquer.

3.1. Processo de Fabricação de Cimento

Conforme REITHER e STROH (1995), o cimento é um aglutinante hidráulico para a produção de argamassa e concreto. Conforme a composição e proporção de matérias-primas utilizadas, diferenciam-se os diferentes tipos, como cimento Portland, cimento Portland ferroso, cimento de cinzas, cimento composto, cimento de alto-forno e cimento com alto teor de sulfato.

Segundo a EPA (1995), o cimento Portland é um pó fino, de cor cinza ou branca, que é uma mistura de materiais hidráulicos, que incluem silicatos de cálcio, aluminatos e alumino-ferrosos. O cimento cinza é utilizado para aplicações estruturais e o cimento branco, com menor teor de ferro e manganês é usado para fins decorativos.

Mais do que 30 matérias-primas são conhecidas por serem usadas na fabricação do cimento e podem ser divididas em 4 categorias: calcários, silicatos, argilosos e ferrosos. Estes materiais são combinados quimicamente, através de um processo térmico e operações mecânicas subsequentes para formar o cimento.

As proporções das matérias-primas para fabricação do clínquer dependem do tipo de cimento que está sendo fabricado.

Esta seqüência de eventos pode ser dividida em 4 etapas:

1. Origem e composição das matérias-primas
2. Preparação, transporte e estocagem das matérias-primas
3. Processo de produção do clínquer para fabricação de cimento
4. Moagem do clínquer e fabricação do cimento

3.1.1. Origem e Composição das Matérias-Primas

Segundo a EPA (1995), o cálcio é o elemento que tem mais alta concentração no cimento e é obtido de materiais calcários, incluindo o calcário, a greta (giz), a marga, aragonite, entre outros e de um calcário impuro, chamado de “pedra de cimento natural”. A obtenção desses materiais varia de fábrica para fábrica, podendo ser obtidos de lavras abertas, de minas subterrâneas ou por dragagem. Sempre que possível as plantas de cimento estão localizadas perto da lavra. Outros elementos que compõem as matérias-primas são silício, alumínio e ferro, provenientes de minérios e minerais, tais como areia, xisto, argila e bauxita, extraídos de lavras ou minas por dragagem ou escavação.

Os materiais de adição utilizados na moagem do clínquer para a formação do cimento, como o gesso e o anidrido natural, que são fontes de sulfato de cálcio, são originários de lavras ou minas, adquiridos mais de terceiros do que de uma planta cativa.

3.1.2. Preparação, Transporte e Estocagem das Matérias-Primas

Segundo a VDI (1985), a mistura de matérias-primas é alimentada ao forno na forma de lama, de farinha peletizada com água, em grânulos ou como farinha seca. Essa preparação das matérias-primas que vai ser alimentada ao forno para aquecimento, conforme EPA (1995), inclui operações de mistura e de classificação, projetadas para que a alimentação seja química e

fisicamente adequada e se diferencia em relação ao processo de fabricação do clínquer ser à seco, semi-úmido ou à úmido.

No processo à úmido, a água é adicionada no moinho de matérias-primas durante a trituração, de forma a produzir uma lama fluida, com aproximadamente 65% de sólidos. A lama é misturada e estocada em tanques, antes da entrada no forno.

Segundo VDI (1985), no processo semi-úmido a lama formada é primeiro desidratada em filtros-prensa. A torta formada no filtro é alimentada em pré-aquecedores do tipo grelha para formação dos grânulos úmidos.

No processo à seco, as matérias-primas tem umidade de 50%, que é, usualmente, reduzida a < 1% antes ou durante a moagem, antes de sua entrada no forno. A secagem pode ocorrer em secadores, separadores a ar ou nos próprios moinhos e a fonte de calor mais utilizada são os gases quentes provenientes do sistema de combustão.

O transporte de material associado aos sistemas de moagem à seco pode ser realizado por transportadores de rosca, correias transportadoras, elevadores de caneca, entre outros. A mistura seca é estocada em silos até ser alimentada ao forno.

3.1.3. Processo de Produção de Clínquer para Fabricação de Cimento

Segundo a EPA (1995), no processo de combustão no forno, as matérias-primas transformam-se em clínqueres, que são nódulos cinza, vítreos, de forma esférica (diâmetro na faixa de 0,32 – 5,1 cm). As reações químicas e físicas que representam essa transformação são complexas, mas podem ser vistas conceitualmente no Quadro 1, que reproduz os processos isolados pela queima do clínquer do cimento.

No processo de queima resulta as fases de clinquerização, as quais são importantes para as características do cimento. O Quadro 2 dá uma visão geral das fases de clinquerização, bem como de sua abreviatura mineralógica.

Segundo REITHER e STROH (1995), as misturas cerâmicas não possuem um ponto de fusão como os metais, mas uma ampla faixa de temperatura, dentro da qual não resulta uma completa fase líquida. Nessa faixa de temperatura realiza-se a solidificação, crescimento dos grãos (coagulação, floculação) e as reações químicas para a formação do clínquer. Este processo é conhecido como sinterização.

3.1.3.1. Tipos de Processos de Produção de Clínquer

Segundo a EPA (1995), os metais tem diferentes volatilidades e a distribuição dos grupos de metais entre as correntes de saída é afetada pela operação do forno, pois os metais mais refratários, de difícil volatilidade, tendem a se concentrar no clínquer, enquanto que os metais semi-voláteis tendem a ser descarregados pela corrente gasosa. Portanto, o conhecimento dos equipamentos que atuam no processo produtivo é importante na investigação da formação das emissões gasosas envolvendo metais.

Segundo REITHER e STROH (1995), o clínquer é queimado em fornos-poço (verticais) ou em fornos cilíndricos rotativos. Usualmente, são utilizados os fornos rotativos, pois os fornos-poço não são mais utilizados.

Quadro 1 – Reações na Queima do Clínquer para Fabricação de Cimento (Winnaker-Küchler, 1983)

Faixa de Temperatura	Processos físico-químicos
Até 200 °C	Retirada da água livre (secagem).
100-400 °C	Retirada da água adsorvida.
400-750 °C	Decomposição da argila, com formação da Metacaolinita. $Al_4[(OH)_8SiO_2O_{10}]$ -> 2 (Al_2O_3 . 2 SiO_2) + 4 H_2O
600-900 °C	Metacaolinita e outras decomposições, com formação de uma mistura oxidante reativa. AlO_3 . 2 SiO_2 -> Al_2O_3 + 2 SiO_2
600-1000°C	Decomposição da pedra de cal, com formação de C_2S e CA. $CaCO_3$ -> CaO + CO_2 3 CaO + 2 SiO_2 + Al_2O_3 -> 2 CaO. SiO_2 + CaO.Al_2O_3
800-1300 °C	Recebimento da cal através de CS e CA, com formação de C_4AF, C_3A e CS_2. CaO . SiO_2 + CaO -> 2 CaO . SiO_2 2 CaO + SiO_2 -> 2 CaO . SiO_2 CaO.Al_2O_3 + 2 CaO -> 3 CaO.Al_2O_3 CaO.Al_2O_3 + 3 CaO + Fe_2O_3 -> 4 CaO.Al_2O_3 Fe_2O_3
1250-1450°C	Recebimento contínuo da cal através de C_2S, com formação de C_3S. 2 CaO . SiO_2 + CaO -> 3 CaO . SiO_2

Fonte: REITHER e STROH (1995)

Quadro 2 – Fases Mineralógicas do Clínquer do Cimento

Fases Mineralógicas	Componente Principal	Abreviatura
Óxido de Cálcio	CaO	C
Óxido de Silício	SiO_2	S
Óxido de Alumínio	Al_2O_3	A
Óxido de Ferro III	Fe_2O_3	F
Silicato Tricálcico ("Alita")	$3\ CaO\ .\ SiO_2$	C_3S
Silicato Dicálcico ("Belita")	$2\ CaO\ .\ SiO_2$	C_2S
Fase de Aluminato	$3\ CaO\ .\ Al_2O_3$	C_3A
Fase Ferrífera	$2\ CaO\ .\ (Al_2O_3, Fe_2O_3)$	$C_2\ (A,F)$

Fonte: REITHER e STROH (1995)

Segundo a EPA (1995), os fornos rotativos são longos cilíndricos, levemente inclinados e revestidos com refratário para proteger o casco do forno e reter o calor. A mistura de matérias-primas entra em contra-corrente na parte elevada final e a combustão ocorre na extremidade mais baixa do forno. Os materiais moídos movem-se pelas rotações do forno contínua e lentamente, da extremidade mais alta para a mais baixa.

Em relação aos processos mais usuais para fabricação de clínquer com forno rotativo, são utilizados o método à úmido, método semi-seco (ou semi-úmido) e método à seco. De uma maneira geral, os processos de fabricação de clínquer estão descritos a seguir.

Segundo REITHER e STROH (1995), no **processo à úmido**, o forno cilindro rotativo é alimentado com o material moído úmido, com teor de água de 30-40%. Como a secagem, a calcinação e a sinterização se realizam no próprio forno rotativo, esse processo tem a desvantagem de ter uma baixa eficiência energética, pois uma alta quantidade de energia é despendida para realizar essas operações.

A primeira planta para o processo **semi-seco** foi construída em 1930, sob a designação de forno **LEPOL** (de Erfinder **LE**llep e da firma de construção **POL**isius), segundo REITHER e STROH (1995). No **processo semi-seco**, a farinha moída seca, sob adição de água, é granulada sob os pratos granuladores até formar os pellets. Já no processo **semi-úmido**, a água é retirada mecanicamente da farinha moída úmida, formando os pellets. Tanto no **processo semi-seco como no semi-úmido** o granulado ou pellet é colocado sobre uma grelha móvel e é pré-aquecido antes da entrada no forno pela passagem dos gases quentes do forno, em 1 ou 2 estágios.

No **processo à seco,** a farinha seca é alimentada no forno rotativo. Podem ser empregados fornos cilíndricos rotativos longos, fornos cilíndricos rotativos curtos com caldeira de recuperação de energia integrados e fornos rotativos cilíndricos com pré-aquecimento. Os fornos com pré-aquecimento por ciclone e pré-calcinação (calcinador), tem menor consumo de energia.

Segundo VDI (1985), os sistemas de pré-aquecimento diferenciam-se entre si pelo número, tipo e disposição dos estágios. Conforme REITHER e STROH (1995), para o pré-aquecimento por ciclone, são utilizados 4 ou 5 estágios dispostos em série. A farinha atravessa por dentro dos ciclones, no mesmo sentido de fluxo da planta, mas em contra-corrente com os gases do forno, onde ocorre o aquecimento da mesma, antes da sua entrada no forno. Os efluentes gasosos tem uma temperatura de 1000-1200°C no estágio mais inferior de ciclones na entrada no forno e cerca de 300-400°C no estágio superior de ciclones.

Com o pré-aquecimento a farinha é desadificada parcialmente (ca. 20-40%). Através de um queimador secundário (SPRUNG, 1982), na entrada da farinha no forno rotativo, depois do pré-aquecimento, o grau de desadificação pode aumentar até 90%, o que requer uma câmara de queima isolada para calcinação antes do pré-aquecimento por ciclone. Nesses queimadores secundários, o ar de queima pode ser aspirado através do

forno rotativo ou pode ser alimentado com ar terciário (pelo uso do efluente gasoso gerado no resfriamento do clínquer).

Conforme VDI (1985), no sistema forno ainda pode ocorrer a chamada “operação direta”, isto é, a operação sem a utilização do gás quente residual do forno para secagem da farinha no moinho. O efluente gasoso proveniente do forno passa, então, por um condicionamento, onde é resfriado e umedecido numa torre de arrefecimento, sendo depois conduzido usualmente para um precipitador eletrostático antes do seu lançamento para atmosfera. O pó coletado pode retornar parcialmente ou totalmente ao processo.

Segundo ACHTENBOSCH e BRÄUTIGAM (2000), a “operação combinada” ocorre quando a energia térmica contida nos gases quentes que deixam o forno é utilizada para secagem da farinha no moinho. O efluente gasoso passa através do moinho, secando a farinha e depois é encaminhado diretamente para um precipitador eletrostático para abatimento do material particulado, com o pó coletado retornando parcialmente ou totalmente ao processo.

A última etapa do processo, conforme informação da EPA (1995), é o resfriamento do clínquer realizado por meio de resfriadores, do tipo planetário, rotativo ou grelha. Nesses resfriadores, o clínquer é resfriado com ar ambiente de aproximadamente 1100 para 93 ºC, que depois é utilizado no forno como ar de combustão. O clínquer pode ser estocado em silos ou pilhas externas para posterior utilização (VDI, 1985).

3.1.3.2. Técnicas de Reutilização dos Efluentes Gasosos

Segundo REITHER e STROH (1995), são 5 as formas possíveis de reutilização dos efluentes gasosos no processo de fabricação de clínquer, principalmente com o uso do calor, conforme mostrado no Quadro 3.

Quadro 3 – Tipos de Reutilização dos Efluentes Gasosos (Kreft, 1990)

Tipo	Efetividade (%)	Uso de calor	Complexidade
Gás quente, com abatimento de material particulado e liberação para a atmosfera	100	Não	Alta
Gás quente, para secagem do carvão	100	Sim	Alta
Gás quente, para secagem de escória de areia	100	Sim	Baixa
Gás quente, com abatimento de material particulado e retorno para aquecimento por ciclone	80-90	Sim	Baixa
Gás quente para aquecimento da farinha	100	Não	Baixa

Fonte: REITHER e STROH (dados brutos) (modificado) (1995)

3.1.4. Moagem do Clínquer e Fabricação do Cimento

A etapa final da fabricação do cimento, conforme EPA (1995), envolve uma seqüência de operações de mistura e trituração, que transforma o clínquer em cimento, com adição de gesso ou anidrido natural na moagem. Além desses, também podem ser adicionados outros materiais, como escória de alto-forno granulada, pozolana, matérias-primas queimadas ou parcialmente queimadas, que conferem propriedades específicas ao produto, em quantidades limitadas por normas.

Segundo a VDI (1985), após análise para controle de qualidade do produto, os vários tipos de cimento são estocados em silos, de onde são embalados e despachados ou transportados por rodovias, ferrovias ou via marítima ou fluvial.

3.2. Coprocessamento de Resíduos

Conforme a Resolução CONAMA 264 (1999), resíduos são aqueles que se apresentam nos estados sólido, semi-sólido e os líquidos não passíveis de tratamento convencional, resultantes de atividades humanas, ficando também estabelecido que o termo resíduo compreende um único tipo de resíduo ou mistura de vários.

Em relação à mistura de resíduos, fica também definido que os estabelecimentos que manipulam essas misturas, são denominados de unidades de mistura e pré-condicionamento, onde se realiza o preparo e/ou as misturas de resíduos diversos, resultando num produto com determinadas características, para ser utilizado no coprocessamento.

Porém, ainda há grande dificuldade na identificação de resíduos, que sejam similares às matérias-primas ou combustíveis e que poderiam ser utilizados na fabricação de cimento, com resultados ambientais satisfatórios e que viabilizassem tecnicamente esta prática.

As exigências que um material para substituição deve apresentar dependem da situação pretendida pela fábrica em relação ao produto produzido, pois a qualidade das matérias-primas é decisiva, para que natureza hidráulica ou outras características do cimento não sofram prejuízo. Por isso, a composição das matérias-primas deve ser levada em consideração, podendo ser empregados materiais de correção.

Dessa forma, alguns resíduos, por suas características físico-químicas poderiam ser reutilizados para coprocessamento em fornos de fábricas de cimento, por suas similaridades, principalmente para substituição material ou energética.

Alguns critérios são citados por BRITO e ALVES (1995), para o coprocessamento de resíduos em fornos de fábricas de cimento. Dentre eles, que o resíduo tenha poder calorífico ou substitua matéria-prima na produção de clínquer e, como o clínquer tem em sua composição metais, se um resíduo contém metais que possam torná-lo similar à matéria-prima dentro do processo produtivo, poderá ser coprocessado desde que atenda a essas premissas.

Conforme a sua composição e características, os resíduos podem ser reutilizados com diferentes finalidades. Segundo a BUWAL (1998), nas fábricas de cimento suíças podem ser utilizados resíduos para produção de clínquer em fábricas de cimento:

(a) **Como material de substituição da farinha**: na substituição específica de uma parte das matérias-primas, como também como material de correção para a adequação da composição elementar da farinha.
(b) **Como combustível:** no queimador principal na saída do clínquer do forno ou secundário, na entrada da farinha no forno.
(c) **Como materiais auxiliares de operação**: como resíduos líquidos com o objetivo de resfriamento da chama da forno e redução de NOx.
(d) **Como material de adição**: na moagem do clínquer para a fabricação de cimento.

Segundo MARINGOLO e KIHARA (2002), a alimentação de resíduos no forno para produção de clínquer, pode aumentar a concentração de metais no sistema, com conseqüências no processo e ter influência nas propriedades do clínquer e do cimento fabricados. Dessa forma, os metais podem gerar ciclos no sistema em função da sua volatilidade, reduzindo a temperatura de formação dos materiais, modificando a viscosidade do produto, alterando a reatividade dos minerais e atuando sobre a atividade hidráulica do cimento.

Além disso, é citado que a recirculação de metais no sistema é freqüente devido às altas temperaturas e mantém os metais em contato permanente com o material que se encontra dentro do forno, proporcionando, em determinado estágio, que os mesmos entrem na estrutura do clínquer.

3.2.1. Substituição de Matérias-Primas

Segundo LIEBL e GERGER (1993), resíduos de processos industriais podem ser utilizados em substituição às matérias-primas convencionais, conforme apresentado na Figura 7 e no Quadro 4. A adequação dos diferentes resíduos gerados em processos industriais deve ser estudada caso a caso.

Ressalta-se que, na Resolução CONAMA 264 (1999), já existem algumas premissas para uso de resíduos, relativas a similaridade entre materiais convencionais e de substituição, pois “o resíduo pode ser utilizado como substituto de matéria-prima desde que apresente características similares às dos componentes normalmente empregados na produção de clínquer, incluindo neste caso, os mineralizadores ou fundentes.”

Além disso, conforme previsto no PROESP (2003), o uso de resíduos como substituição dos materiais não poderá ser aleatório, mas deve, obrigatoriamente, respeitar a similaridade de composição química entre os mesmos.

Os materiais secundários, como são chamados na Alemanha os resíduos que seriam reutilizados como matérias-primas, devem conter um certo teor dos elementos considerados principais, de modo que a substituição respeite a similaridade entre os componentes, conforme afirma SPRUNG (1992), e se as características das mesmas se adaptarem às exigências do processo de queima de clínquer. Portanto, não bastaria o resíduo conter metais, mas também teria que ser similar às matérias-primas empregadas.

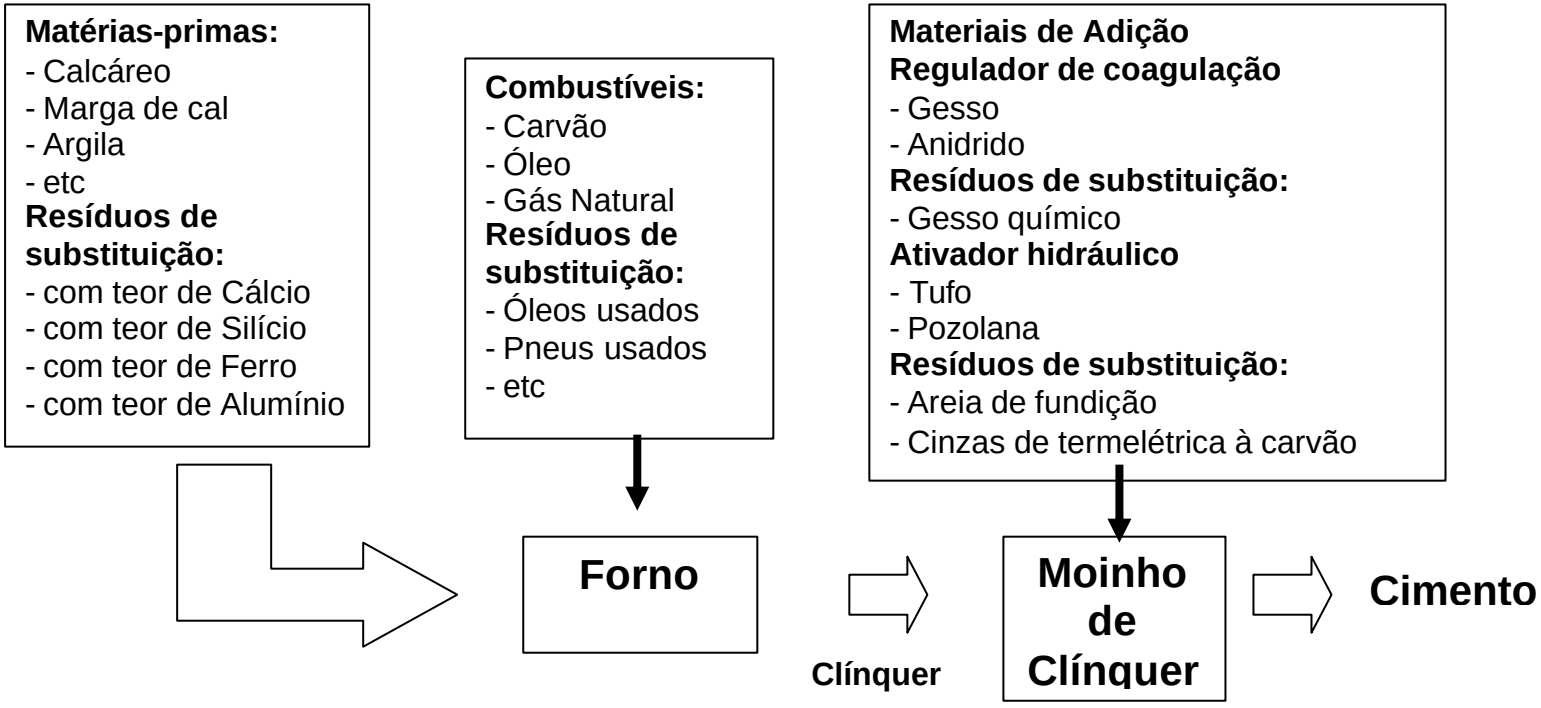


Figura 7 – Entrada de Resíduos para Substituição de Materiais e Combustíveis no Processo de Fabricação de Cimento

Fonte : LIEBL e GERGER (1993)

Quadro 4 - Resíduos similares a Matérias-primas para Produção de Cimento

Matéria-prima	Resíduos
Compostos de Cálcio	Cal de indústria
	Lama de cal
	Lama de carbonato
	Lama industrial
	Lama de tratamento de água potável
Compostos de Silício	Areia usada de fundição
	Areia de cromo
	Microsílica
Compostos de Ferro	Abrandamento da sílica
	Síntese da Hematita
	Lama vermelha da fabricação de Alumínio
	Escória de Estanho
	Material particulado de Conversor
	Isca de laminação
Compostos de Al-Si-Ca	Cinzas da queima de pedra de carvão e carvão fóssil
	Escória de Conversor LD
	Escória de fósforo
	Areia de branqueamento
	Cinzas de ciclone
	Restos de processamento de pedra natural
Compostos de Enxofre	Gesso de dessulfurização de gases
	Gesso químico
Compostos de Flúor	Fluoreto de Cálcio da lama do filtro

Fonte : LIEBL e GERGER (1993)

3.2.2. Substituição de Combustíveis

Na Resolução CONAMA 264 (1999), os resíduos podem ser utilizados "como substituto de combustíveis para fins de reaproveitamento de energia, desde que o ganho de energia seja confirmado" e "para que um resíduo seja utilizado como substituto de combustível, para fins de reaproveitamento de energia, seu Poder Calorífico Inferior (PCI), na base seca, deverá ser superior a 2775 kcal/kg (5000 Btu/lb). Resíduos com PCI, na base seca, menor do que 2775 kcal/kg devem ser estudados caso a caso", segundo critérios constantes no PROESP (2003).

Segundo LIEBL e GERGER (1993), em relação aos resíduos utilizados como combustíveis de substituição, os mesmos devem propiciar condições ideais de queima no queimador principal, como a alta temperatura necessária, de cerca de 1450°C, com teor de O_2 em excesso. Exemplos desses materiais podem estão apresentados no Quadro 5.

Conforme VDZ (1996), na indústria de cimento alemã se utilizam pneus usados, óleos usados, e, em menor extensão, terra de branqueamento, madeira, plástico, entre outros. Como todos os materiais combustíveis, eles também fornecem uma contribuição material, pois as cinzas se incorporam ao clínquer, cuja composição depende dos materiais alimentados, sejam matérias-primas ou combustíveis naturais ou secundários. Portanto, as cinzas contribuem como matérias-primas e fazem parte dos produtos.

Para reutilização de resíduos como combustíveis, o Poder Calorífico é importante, pois MARQUES (1993) afirma que dependendo do Poder Calorífico de determinados resíduos, este processo de queima é capaz de reduzir a utilização dos combustíveis fósseis não renováveis, como carvão ou óleo combustível, alimentados ao forno, com outra vantagem, que é de que as cinzas são totalmente incorporadas ao clínquer, não sendo necessária a disposição em aterros.

Quadro 5 - Resíduos similares a Combustível

Combustíveis Secundários		
Sólidos	**Líquidos**	**Gasosos**
Resíduos de papel ou papelão	Resina ácida	Gás de aterro sanitário
Coque de Petróleo	Óleo combustível usado	Gás de Pirólise
Pó de grafite	Lama com óleo	
Carvão de madeira (vegetal)	Hidrocarbonetos poli-aromáticos	
Resíduos de borracha	Aromáticos clorados	
Pneus velhos	Outros compostos cíclicos aromáticos	
Caixa de Bateria	Alcatrão	
Terra de branqueamento	Resíduos de Petroquímica	
Óleo de ardósia (óleo de corte)	Resíduos de indústrias de tintas (resíduo de laca)	
Turfa	Resíduos químicos	
Madeira (apara de madeira, casca de madeira)	Resíduos de solventes	
Casca de arroz	Resíduos de destilação	
Caroço de azeitona	Suspensão de ceras	
Casca de coco	Lama/borra de asfalto	
Lixo doméstico		
Sucata		
Lodo de esgoto		
Folhas de polietileno		
Folhas de Alu-PE		
Restos de fraldas		
Resto de tapete		
Papel fotográfico		
Bentonita ativada		
Combustível proveniente do lixo (BRAM)		
Áreias com óleo		

Fonte : LIEBL e GERGER (1993)

Conforme afirma SPRUNG (1992), os resíduos que entrariam em substituição a combustíveis, além de apresentarem uma composição que não afete o produto pela sua queima, teriam que ter um Poder Calorífico suficiente para promover a combustão necessária dentro do forno.

Dessa forma, conclui-se que não bastaria que o resíduo tivesse certo Poder Calorífico, mas que o mesmo tem de ser suficiente para que o resíduo substitua combustíveis convencionais na fabricação de clínquer, senão a sua queima se daria sem finalidade prática.

Segundo CERQUEIRA e ALVES (1999), a atividade de coprocessamento teve início na década de 90, no Estado de São Paulo, mas a busca de combustíveis alternativos para a produção de cimento, remonta aos anos 70, como mostra o Quadro 6.

Quadro 6 - Combustíveis Alternativos utilizados no Brasil para Produção de Cimento

Estado/região	Combustível alternativo
GO e RS	Casca e palha de arroz
Região Nordeste	Casca de côco de babaçu
BA	Pneus
Região Sudeste	Moina de carvão

Fonte: MARINGOLO e KIHARA (dados brutos)

3.2.3. Substituição de Aditivos

A Resolução CONAMA 264 (1999), prevê que “também, estão contemplados os mineralizadores que facilitem as reações de clinquerização, tais como Zn (zinco), Ba (bário), fosfatos, etc.” ou seja, resíduos que apresentem esses elementos também podem ser adicionados ao processo.

3.2.4. Substituição de Materiais de Adição (Adição Ativa)

O uso de resíduo como material de adição na moagem do clínquer para produção de cimento não será considerado, visto que o escopo do projeto se refere tão somente ao processo de queima para a produção de clínquer.

3.2.5. Operações para a Alimentação de Resíduos para Coprocessamento

ALMEIDA (1993) afirma que o forno das fábricas de cimento tem um perfil de temperaturas maior dos gases no seu interior (~1450 ºC) quando comparado aos incineradores de resíduos perigosos (1200 ºC), mas que isto não é verdade para todos os casos, pois devido às características físicas de alguns resíduos, os mesmos só podem ser alimentados pela parte posterior do forno, na zona de alimentação de matérias-primas e de alguns combustíveis secundários (pré-calcinação), onde a temperatura dos gases dificilmente ultrapassa 1100 ºC. Como a maior parte dos gases formados pela reação de combustão dentro do forno é liberada para a atmosfera, sem atravessar o forno propriamente dito (operação direta), o tempo de residência diminui com essa prática.

Dessa forma, ALMEIDA (1993) coloca que, a menos que o resíduo possa ser alimentado juntamente com o combustível primário (como carvão), na zona do maçarico principal do forno, somente a fase sólida (ou as cinzas) do resíduo irá passar por um tempo de detenção dentro do forno bem superior aos que ocorrem num incinerador industrial.

De fato, na Resolução CONAMA 264 (1999), existem exigências para a alimentação de resíduos que não seja na extremidade de temperatura mais elevada do forno rotativo, onde há queima do combustível primário. Dessa forma, na ocorrência de tal situação, deverá ser demonstrado que as condições de tempo de residência, temperatura e concentração de O_2 no

percurso dos gases, deverão ser adequadas e suficientes, à partir do ponto de alimentação do resíduo, para garantir o nível de eficiência de destruição de PCOP's.

Ainda, abrange o caso da alimentação do resíduo ser em batelada, acondicionado em embalagens, como latões, bombonas, pacotes ou sem cominuição prévia de quantidades maiores (como pneus). O volume da batelada e a freqüência da alimentação deverão ser estabelecidos de modo que a rápida volatilização de compostos não reduza as concentrações de O_2, abaixo das quais seriam comprometidas a eficiência de destruição térmica destes compostos.

Ressalta-se, porém, que as exigências se referem à destruição dos compostos orgânicos, mas não citam o caso de metais altamente voláteis.

3.3. OS METAIS E SEU IMPACTO NO MEIO AMBIENTE

3.3.1. Aspectos Conceituais

Como os metais são um grupo de compostos de interesse ambiental e os seus limites de emissão para a atmosfera estão estabelecidas tanto na resolução CONAMA 264 (1999), quanto no PROESP (2003), neste estudo, foi considerado o conjunto formado pelos elementos constantes nessas duas regulamentações, acrescidos do bário, prata e vanádio, que apesar de não estarem presentes na regulamentação, aparecem em ensaios realizados.

Segundo OHLWEILER (1973) os metais pertencem a diferentes famílias e grupos, conforme mostrado na Quadro 7, os quais conferem a cada um propriedades distintas.

Quadro 7 – Classificação dos Metais segundo os Grupos da Tabela Periódica

Metal	Grupo	Classificação
Be, Ba	II a	Metais leves (densidade <5)
V	Vb	Elemento de transição; caráter metálico
Cr	VI b	Elemento de transição; caráter metálico
Mn	VII b	Elemento de transição; caráter metálico
Co, Ni	VIII	Caráter metálico
Cu, Ag	I b	Metal nobre
Zn, Cd, Hg	II b	Metais pesados
Tl	III a	Metal
Sn, Pb	IV a	Metais
As , Sb	V a	Caráter metálico
Se, Te	VI a	Posição intermediária entre metal e não-metal

FONTE: OHLWEILER (1973) (dados brutos)

3.3.2. Fontes, Transporte, Distribuição e Efeitos dos Metais no Meio

No ambiente, os metais são encontrados nas mais diversas formas de minérios. Após a extração, a maioria sofre transformação por atividades antropogênicas, associadas a processos de combustão bem como de manipulação e transporte de material pulverulento. Dessa forma, os metais retornam ao ambiente, tendo a atmosfera como principal via de transporte e distribuição. As emissões para o ar, com posterior deposição nas águas superficiais e no solo, podem ser o ponto de entrada nas cadeias alimentares, causando a exposição por diferentes vias, como a inalação, ingestão e derme, com efeitos diversos sobre o organismo.

Os metais considerados nas pesquisas foram escolhidos principalmente devido a regulamentação, mas não só se referem aos existentes na Resolução CONAMA 264 (1999) e Procedimento para Utilização de Resíduos em Fornos de Produção de Clínquer do Estado de São Paulo

(2003), pois foram acrescidos dos metais prata, bário e vanádio devido à sua presença nos ensaios realizados.

3.3.2.1. ANTIMÔNIO

Segundo a ATSDR (1993), o antimônio é um metal que é encontrado na crosta terrestre. Os minérios são extraídos e misturados com outros metais para formar ligas ou combinados com oxigênio para formar óxidos. O antimônio pode ser produzido como um subproduto da fusão do chumbo e outros metais. O uso na forma de ligas é o mais recomendável, porque sózinho é quebradiço, tendo aplicação em baterias, solda, folhas e tubulações de metal, rolamentos, carcaças e latão. O óxido é usado como aditivo em tecidos e plásticos para prevenir incêndio. É também usado em tintas, cerâmicas, esmaltes para plásticos, metal e vidro.

O antimônio é liberado para o ambiente por fontes naturais e indústrias. No ar, o antimônio se agrega a partículas muito finas, que permanecem na atmosfera por muitos dias. A maior parte do antimônio permanece no solo, onde se agrega fortemente à partículas contendo ferro, manganês e alumínio. Nos rios, lagos e córregos é encontrado em baixos níveis.

Como o antimônio é encontrado naturalmente no ambiente, a população está exposta a baixos níveis diariamente, seja pelo alimento, água ou ar. O antimônio é liberado para atmosfera por indústrias, tais como fundições, plantas que queimam carvão e incineradores. Em áreas poluídas com altos níveis de antimônio, o mesmo pode ser encontrado no ar, na água e no solo.

A exposição às altas concentrações de antimônio pode resultar em efeitos adversos à saúde. A inalação de altos níveis por longo tempo pode causar irritação nos olhos e pulmões e causar problemas no coração e pulmões, dor de estômago, diarréia, vômito e úlceras estomacais.

O antimônio não é classificado como carcinogênico, mas conforme avaliação do IARC (1995), o trióxido de Antimônio pertence ao Grupo 2B, formado por compostos que provocam possível carcinogenicidade em humanos.

3.3.2.2. ARSÊNIO

Segundo AZEVEDO e CHASIN (2003), o arsênio é um elemento presente naturalmente no solo, na água, no ar e nos alimentos ou gerado pelas atividades humanas, usualmente encontrado em minérios de ouro, prata, cobalto, níquel, chumbo , cobre e antimônio, sendo subproduto do tratamento da maioria desses materiais. Alguns compostos arseniais são relativamente voláteis.

As principais aplicações incluem a preservação da madeira, na agricultura, como herbicida, como mistura de ração, descolorante, clareador e dispersante na produção de garrafas de vidro, aditivo de ligas não-ferrosas, principalmente de chumbo para produção de baterias e melhorar a resistência à corrosão do latão, além de semicondutores.

O arsênio liberado para a atmosfera na forma de material particulado, sofre dispersão pelos ventos, que é a principal forma de deslocamento do arsênio pela atmosfera, seja liberado por atividade natural ou humana. Do total de arsênio lançado, 60% seria devido às atividades humanas, como fundições de cobre e queima de carvão e 40% por causas naturais.

O tempo de permanência do arsênio na atmosfera é estimado em torno de 9 dias, dependendo do tamanho da partícula associada ao arsênio e as condições atmosféricas. Além dos compostos inorgânicos, pode também estar na forma de compostos orgânicos voláteis e arsina produzida por microrganismos. Na sua maior parte, no entanto, existe como material particulado. O arsênio após permanecer na atmosfera, sofre deposição seca nas superfícies aquáticas ou úmida por meio de chuvas e neve.

No solo, os compostos de arsênio depositados como material particulado ou transportados pela água, tem uma tendência a serem adsorvidos, assim como a erosão pelo vento ou chuva pode transportar o arsênio para o ar, rios e lençóis freáticos (como pela lixiviação de rochas ricas em pirita), mas a distância percorrida pela ação da água é pequena, devido a adsorção pelo solo. Os microrganismos também contribuem para a presença de arsênio no ar, pois o transformam para compostos voláteis.

O uso de agrotóxicos arseniais também contribui para o aumento da presença deste elemento no solo, principalmente em áreas que tem várias colheitas anuais.

A principal forma de exposição ao arsênio é pela ingestão de alimentos ou de água, sendo mínima pela inalação. A absorção de compostos de arsênio se dá em função de sua solubilidade, tanto pela inalação quanto pela digestão. Não existem estudos de absorção por via dérmica em humanos. Após a absorção, o arsênio é distribuído por todos os órgãos e tecidos do corpo, mas em relação aos efeitos após a inalação os estudos são poucos.

O arsênio também é considerado agente carcinogênico, principalmente na pele e órgãos internos. Pela avaliação do IARC (1995), o Arsênio e seus compostos pertencem ao Grupo I, que é composto por substâncias que provocam carcinogenicidade em humanos. Essa avaliação se aplica ao grupo de compostos como um todo e não necessariamente para compostos individuais dentro do grupo.

3.3.2.3. BÁRIO

Segundo a ATSDR (1995), o Bário é um metal que é encontrado na natureza, que pode estar combinado com enxofre, carbono e oxigênio, formando compostos, que também podem ser produzidos industrialmente. Esses compostos são usados pelas indústrias de óleo e gás em pastas de

lubrificação para perfuratrizes e também para a fabricação de tintas, tijolos, telhas, vidro e borracha. O sulfato de bário tem uso médico.

A entrada de bário no ambiente se dá durante os processos de mineração, refino e produção de compostos de bário e na queima de carvão e óleo. Alguns compostos se dissolvem facilmente em água e são encontrados em lagos, rios e córregos. O bário também é encontrado na maioria dos solos e em baixos níveis nos alimentos. Os organismos aquáticos podem acumular bário.

A exposição ao bário ocorre a baixos níveis pela inalação do ar ambiente, ingestão de água e alimento, mas altos níveis no ar são encontrados próximos de indústrias que fabricam ou se utilizam de compostos de bário. A água potável pode conter altos níveis de bário proveniente de fontes naturais.

Os efeitos na saúde de diferences compostos de bário dependem da solubilidade do composto na água, pois os mais solúveis causam menos danos e podem ser usados até com propósitos médicos. Porém, a ingestão de água com altos níveis de bário pode causar a curto prazo: dificuldade na respiração, aumento da pressão arterial, alteração nos batimentos cardíacos, irritação estomacal, dilatação do cérebro, fraqueza muscular e danos ao fígado, rins, coração e baço. Os efeitos da ingestão a baixos níveis à longo prazo não são conhecidos.

Além disso, os estudos realizados pelo DHHS, citado em ATSDR (1995), não classificam o bário como carcinogênico para humanos.

3.3.2.4. BERÍLIO

Segundo a ATSDR (1993), o Berílio é um metal que pode ser encontrado na forma de rochas minerais, no carvão, solo e poeira de vulcões.

Comercialmente, os compostos de berílio são extraídos por mineração e o berílio purificado pode ser utilizado em dispositivos elétricos, partes de máquinas, cerâmica, partes de aviões, entre outros.

A entrada do berílio no ambiente se dá pela queima de carvão e óleo, sendo que o particulado liberado se deposita no solo e água. As rochas e solo também contribuem para a presença do berílio na água, bem como os resíduos industriais. Alguns compostos de berílio são solúveis em água, mas a maioria se deposita no fundo, porém no oceano, leva centenas de anos para que isso ocorra. A maioria do berílio no solo não tem mobilidade para a superfície ou para a água subterrânea. Os peixes pouco metabolizam o berílio.

Normalmente, os níveis de berílio no ar, alimentos, água e solo são baixos. As fontes antropogênicas são mineração e beneficiamento de minérios, ligas e transformação química, fundição e reciclagem de metais. A fumaça de cigarro também contém berílio. A contaminação ocorre por inalação de ar ou ingestão de água ou alimento do entorno de indústrias ou áreas de resíduos perigosos.

O berílio causa danos pela inalação. Altos níveis de berílio no ar causam danos aos pulmões e pneumonia. Pessoas sensíveis ao berílio podem desenvolver alergias, pois desenvolvem uma reação inflamatória a baixos níveis de berílio, que pode ser uma doença crônica.

Além disso, estudos realizados pelo DHHS, citado em ATSDR (1993), apontam o berílio como carcinogênico e os resultados obtidos indicam um aumento do câncer de pulmão. Também, segundo avaliação do IARC (1995), o Berílio e seus compostos pertencem ao Grupo I, que é composto por substâncias que provocam carcinogenicidade em humanos. Essa avaliação se aplica ao grupo de compostos como um todo e não necessariamente para compostos individuais dentro do grupo.

3.3.2.5. CÁDMIO

Segundo AZEVEDO e CHASIN (2003), o cádmio se encontra associado a outros minérios na natureza, como o zinco, mas também na forma de sulfeto. Normalmente, é obtido como subproduto dos minérios de zinco, cobre e chumbo, por destilação em colunas de fracionamento.

O cádmio se distribui pela natureza, com altas concentrações ocorrendo em rochas sedimentares e fosfatos marinhos. O transporte de cádmio dos rios até o mar representa o maior fluxo do elemento. No mar, os níveis superficiais são menores do que em águas profundas devido á absorção pelo fitoplâncton.

No solo, as concentrações mais altas são encontradas próximas aos depósitos de zinco, chumbo e cobre. O aumento da mineração desses elementos tem aumentado a contaminação do meio por cádmio.

Os principais usos e aplicações são em recobrimento de aço e ferro, conferindo resistência à corrosão, estabilizador para o cloreto de vinila (estearato de cádmio), pigmentos para plásticos e vidros, em baterias cádmio-níquel recarregáveis. Também é usado em ligas, em fungicidas, pirotecnia, aditivo em indústria têxtil, em fios elétricos, entre outros.

O cádmio é um dos 11 metais da lista da EPA de poluentes tóxicos persistentes e bioacumulativos, sendo proposta a sua redução em 50% até 2005. Já a Comunidade Européia tem o objetivo de banir as baterias de Ni-Cd (com teor > 0,002%) até 2008.

As fontes naturais incluem o vulcanismo, seja nos períodos de erupção ou baixa atividade. Rochas sedimentares e fosfáticas também pode ter altas concentrações.

A liberação na atmosfera causada por processos em altas temperaturas, como de indústrias de ferro e aço, podem volatilizar o cádmio com emissão na forma de vapor. O cádmio e compostos do metal possuem baixa pressão de vapor e ficam na forma de partículas em suspensão. Nos processos de combustão, a emissão ocorre agregada a partículas < 10 μm, com possível inalação.

O material particulado pode ser transportado a longas distâncias da fonte geradora, uma vez que o tempo de residência na atmosfera é de 1 a 10 dias para que ocorra a sua deposição. As formas mais comuns são o óxido de cádmio e o cloreto de cádmio, principalmente na incineração. Por serem compostos estáveis, são transportados pelo vento e sofrem deposição seca e úmida.

Em áreas urbanas, pode estar associado ao material particulado inalável. Em áreas onde existem processos térmicos de produção de ferro, queima de combustível fóssil e produção de cimento, há liberação de cádmio par a atmosfera, aumentando sua concentração local.

O cádmio entra nos sistemas aquáticos por chuvas, erosão, deposição da atmosfera, vazamentos de aterros, locais contaminados e uso de fertilizantes na agricultura. Os rios contaminam o solo do entorno, por irrigação, lançamento de sedimentos dragados ou inundações. O cádmio possui boa mobilidade na água.

Os níveis de cádmio na atmosfera estão relacionados à contaminação do solo e da vegetação. O aumento da contaminação do solo por cádmio, aumenta a concentração nas plantas. As reações atmosféricas de cádmio e seus compostos são escassas. O óxido, sulfato e cloreto de cádmio são estáveis e não sofrem reações fotoquímicas. As reações ocorrem, principalmente, por dissolução em água ou diluição em ácidos.

Os resíduos que contém cádmio em sua composição são esgoto, lixo, cinzas da queima de combustíveis e de cimento.

Em relação às vias de exposição ao cádmio, existe a absorção dérmica, embora seja lenta. A absorção respiratória ocorre, principalmente na forma de particulado fino (poeiras e fumos) em suspensão. As partículas maiores do que 10 μm tem tendência a se depositar no trato aéreo superior e as de 0,1 μm tendem a ir até os alvéolos. Os compostos solúveis, como sulfato e cloreto, tendem a se depositar nos brônquios. Foi estimado que 20 a 50% inalado é absorvido e o resto é exalado. No trato gastrintestinal, a absorção depende da dieta e condições de nutrição, sendo que em média 5% é absorvido. A bioacumulação de cádmio na cadeia alimentar aumenta a sua absorção. Após a absorção por qualquer via, o cádmio se distribui pelo organismo, principalmente no fígado e nos rins.

A inalação de fumos ou gases quentes contendo cádmio podem levar à pneumonite e a edema pulmonar, além de causar destruição de células epiteliais. A evidência de carcinogenicidade em humanos é fraca, mas consistente em animais.

Conforme avaliação do IARC (1995), o Cádmio e seus compostos pertencem ao Grupo I, que é composto por substâncias que provocam carcinogenicidade em humanos. Essa avaliação se aplica ao grupo de compostos como um todo e não necessariamente para compostos individuais dentro do grupo.

3.3.2.6. CHUMBO

Segundo AZEVEDO e CHASIN (2003), o chumbo ocorre na natureza, sendo um elemento abundante na crosta terrestre. As principais fontes são as emissões vulcânicas, intemperismo geoquímico e névoas aquáticas. As rochas que contém mais chumbo são as ígneas e metamórficas.

O teor de chumbo no solo sofre influência das atividades antropogênicas, pois o transporte pela atmosfera e posterior deposição seca e úmida contribuem para a contaminação.

Os níveis de chumbo no oceano são bastante baixos e não são afetados pela emissão do metal. O chumbo também está presente em águas superficiais e sua concentração difere bastante nas águas subterrâneas.

Nas plantas, o chumbo é captado e incorporado, com uma relação direta com o solo. O chumbo afeta as plantas em concentrações elevadas.

A aplicação do chumbo se dá na forma de lâmina ou canos, devido à flexibilidade e resistência à corrosão, em indústrias químicas e de construção. Também é usado em solda, material de revestimento automotivo, como proteção de radiações ionizante, produção de baterias automotivas e revestimento de cabos, aditivo da gasolina, além de participar de ligas. Os sais de chumbo são utilizados como base de tintas e pigmentos.

O uso de chumbo tem sido restringido em vários países, com a substituição de vários artefatos por plástico (construção, cabos, canos e contêineres), ferro, alumínio e estanho (solda de tubulação de água).

Na atmosfera, o chumbo se encontra na forma de material particulado, sofrendo transporte e deposição seca ou úmida no meio. O tamanho da partícula influencia no transporte e deposição, pois partículas consideradas grandes (>2μm) sedimentam próximas à fonte e pequenas são transportadas por quilômetros de distância. As partículas provenientes de emissões de veículos tem diâmetro de <0,1 μm de diâmetro. A EPA (1995) estimou que são depositadas na superfície cerca de 410 mil toneladas de chumbo atmosférico por ano, levando em consideração a concentração atmosférica global, a velocidade do vento, a área superficial e a deposição global.

Foi estimado também que 1/3 da quantidade diária de chumbo afeta as populações urbanas, devido a fontes móveis e estacionárias, como pela proximidade a fundições de não-ferrosos e refinarias.

Os compostos de chumbo orgânico na atmosfera são provenientes do refino do chumbo primário (minério) e secundário (fusão de sucatas ou baterias), além de gasolina contendo chumbo tetraetila como antidetonante. Os vapores de chumbo são fotoreativos, tendo presença transitória. Menos de 10% do chumbo na atmosfera está na forma de vapor na atmosfera, sendo mais comuns no ambiente de trabalho e áreas de trânsito intenso. Mais de 90% do chumbo está na forma de partículas inorgânicas.

O chumbo que se deposita na água é oriundo da atmosfera ou da lixiviação do solo, sendo que se divide entre os sedimentos e a fase aquosa. As fontes antropogênicas mais importantes são a produção e processamento de chumbo e indústrias de ferro e aço.

No solo, o chumbo se acumula principalmente devido a deposição da atmosfera, mas fica retido no solo, sofrendo pouco transporte para o meio aquático. O chumbo fica fortemente ligado à matéria orgânica e não fica sujeito à lixiviação, tanto que o movimento do solo para a água é lento em condições naturais, a menos em casos de alta acidez. Nas áreas rurais os níveis de chumbo atingem <30 ppm, mas em áreas próximas a fundições ou rodovias pode ultrapassar 10000ppm.

As partículas de chumbo podem se depositar no trato respiratório e passar para o sistema circulatório. As partículas se depositam principalmente nos sacos alveolares do pulmão. Os fumos e vapores gerados tem tamanho muito pequeno e podem ser absorvidos. A deposição respiratória em humanos está entre 30-50%, variando com o tamanho da partículas e taxa de ventilação.

Na exposição ocupacional, 20-40% do chumbo que entram no trato respiratório permanecem no organismo e a maior parte é removida pelo trato gastrintestinal. O que permanece nos pulmões é absorvido. O sistema nervoso central é muito sensível ao chumbo.

A taxa de absorção pela derme é bastante reduzida, sendo menor do que a inalação ou ingestão.

Conforme avaliação do IARC (1995), o chumbo pertence ao Grupo 2B, formado por compostos que provocam possível carcinogenicidade em humanos. Os compostos de Chumbo inorgânico pertencem ao Grupo 2^A, que é composto por substâncias que provavelmente provocam carcinogenicidade em humanos. Os compostos de Chumbo orgânico pertencem ao Grupo 3, que é composto por substâncias que não são carcinogênicas para humanos.

3.3.2.7. COBALTO

Segundo a ATSDR (1993), o cobalto tem ocorrência natural em rochas, solo, água, plantas e animais. Há formas de cobalto radiativas e não-radiativas. O cobalto não-radiativo se refere ao cobalto estável, usado na produção de ligas de metais, usado na manufatura de motores de aviões, ímãs, ferramentas de triturar e cortar e junções de tubos. Os compostos são usados para colorir vidro, cerâmicas e tintas e usado para secagem de esmalte de porcelana e tintas.

Os cobaltos radiativos mais importantes são o ^{60}Co, que é utilizado como fonte de raios gama para esterilizar equipamentos médicos e produtos de consumo, terapia de radiação para tratamento de câncer, na manufatura de plásticos e irradiação de alimentos, e o ^{57}Co, usado na pesquisa científica.

O cobalto entra no ambiente por meio de fontes naturais e pela queima de carvão e óleo ou produção de ligas de cobalto. No ar, fica agregado com partículas as quais se depositam no solo e poucos dias. Com a liberação de cobalto na água e no solo, as partículas e alguns compostos se dissolvem na água. O cobalto não pode ser destruído no ambiente. Somente muda a sua forma ou permanece agregado ou separado em partículas. O decaimento da radiativiadade é a única forma de diminuir a quantidade de cobalto radiativo no ambiente.

A exposição ao cobalto ocorre a baixos níveis de cobalto pela inalação de ar, ingestão de alimentos e água. O alimento e a água são as maiores fontes de exposição ao cobalto da população em geral.

Em relação às fontes industriais, a emissão ocorre naquelas que fazem ou usam ferramentas de corte ou trituração; extração, fusão refino ou beneficiamento de cobalto metálico ou minério ou que produzem ligas de cobalto ou usam cobalto.

A população está exposta raramente ao cobalto radiativo, à menos de pessoas fazendo tratamento por radioterapia, embora os trabalhadores de unidades nucleares, unidades de irradiação ou estocagem de resíduos nucleares possam estar expostos a ^{60}Co e ^{57}Co.

O cobalto pode ter tanto efeitos positivos como negativos na saúde. É benéfico pois é parte da vitamina B12, mas e a exposição a altos níveis de cobalto pode resultar em efeitos no pulmão e coração e dermatite. A exposição ao cobalto radiativo ou radiação emitida pode danificar células e síndrome da radiação aguda inclui náusea, vômito, diarréia, sangramento, coma e até a morte.

A exposição a altos níveis de cobalto-radiativo pode causar mudanças no material genético e desenvolvimento de algumas formas de câncer. O

cobalto não-radiativo não causa câncer por inalação ou ingestão, mas pode causar por contato direto no músculo ou na pele. Dessa forma, o IARC determinou que o cobalto e seus compostos fossem classificados como possíveis carcinogênicos. Dessa forma, conforme avaliação do IARC (1995), o Cobalto e seus compostos, bem como o sulfato de Cobalto e outros sais solúveis de Cobalto, pertencem ao Grupo 2B, formado por compostos que provocam possível carcinogenicidade em humanos.

3.3.2.8. COBRE

Segundo AZEVEDO e CHASIN (2003), o cobre é encontrado na natureza na forma elementar, como sulfetos, arsenietos, cloretos e carbonatos, sendo abundante na crosta terrestre na forma de minérios. As fontes naturais de cobre são vulcões, processos biogênicos, incêndios florestais e névoas aquáticas. É estimado que 75000 toneladas anuais de cobre são liberadas na atmosfera, sendo 25% oriundo fontes naturais e o restante de fontes antropogênicas.

As fontes antropogênicas incluem atividades de mineração, fundição, queima de carvão como combustível, tintas (como antiaderente), na agricultura (fertilizante, algicidas, suplemento alimentar) e excreção de animais e esgotos, sendo a mineração e a fundição as fontes mais importantes, principalmente na produção de ligas metálicas de bronze e latão. O cobre também tem ampla aplicação, além de ligas, fios e condutores, galvanoplastia, tubulações, moedas, inseticidas, fungicidas, algicidas e desinfetante, pigmentos, entre outros.

Pela abundância na crosta terrestre, a liberação na forma de poeiras ocorre por meio de erosão e lixiviação, atingindo a atmosfera, a água superficial e o solo. O cobre é liberado para a atmosfera na forma de partículas ou se encontra adsorvido à partículas, na forma de óxidos sulfatos ou carbonatos.

A remoção da atmosfera é por sedimentação gravitacional, pela deposição das partículas ou por meio das chuvas e neblinas.

O processo de combustão gera partículas de óxidos de cobre, cobre elementar e adsorvido, os quais podem permanecer na atmosfera por 7-30 dias e se dispersarem para longe da fonte de emissão. As características das fontes de emissão, tamanho das partículas e velocidade dos ventos influencia na distribuição pelo meio. As partículas maiores do que 5 μm se depositam por gravidade, enquanto que as menores sofrem deposição seca ou úmida.

O cobre é um elemento natural do solo e atinge os corpos d'água por meio das chuvas ou movimentação do solo, sendo liberado para curso d'água na forma de partículas, que se precipita ou fica adsorvido na matéria orgânica, ferro hidratado, óxidos de manganês e se deposita em sedimentos ou colunas e corpos d'água.

Em relação à quantidade de metais depositadas no solo devido às atividades antropogênicas. Fatores como pH, tipo do solo, presença de matéria orgânica, presença de óxidos entre outros influenciam a concentração e a permanência de cobre no solo. A maior parte de cobre depositado no solo oriundo da atmosfera, aplicação agrícola, disposição de resíduos sólidos ou de lodo de esgoto está adsorvido na camada superficial.

A deposição das partículas atmosféricas provenientes de fontes naturais ou antropogênicas afetam as camadas superficiais do solo. STEINNES E COL. (1997), citados em AZEVEDO e CHASIN (2003), estudaram o transporte de metais na atmosfera, para chumbo, zinco, cobre, arsênio, antimônio, selênio e cádmio, avaliando as concentrações desses metais em solos de 12 regiões da Noruega, concluindo que para o cobre as diferenças foram insignificantes e, portanto, que para o cobre, a principal forma de transporte não é atmosférica.

Os metais liberados na forma volátil, na forma de aerossóis de pequeno tamanho, podem sofrer transporte pela atmosfera. As formas mais voláteis são as metálicas ou os cloretos, como os de zinco, arsênio, selênio, cádmio, antimônio e chumbo, que apresentam ponto de ebulição < 1000°C, sendo que alguns são muito voláteis na forma elementar, o que não acontece com o cloreto de cobre, que tem ponto de ebulição de 1490°C e com o cobre metálico, que é de 2567°C, o que explica o seu menor transporte.

O acúmulo de metais no solo, em concentrações elevadas, são um risco elevado ao meio ambiente e à saúde pública. Os metais podem permanecer no solo por longos períodos de tempo, pois a adsorção, remoção por plantas ou lixiviação podem ser baixas. Dessa forma, solos contaminados podem expor plantas e animais a esse tipo de poluentes. O acúmulo de metais no solo é possível pelo transporte e deposição de metais pela atmosfera, mas essas concentrações se tornam irrelevantes quando comparadas à aplicação de esgoto na agricultura como nutriente.

A principal via de entrada de cobre no organismo é oral, seja através da dieta ou pela ingestão de água. As outras vias (inalação ou pele) são insignificantes em comparação com a via oral.

3.3.2.9. CROMO

Segundo AZEVEDO e CHASIN (2003), o cromo é liberado para a atmosfera tanto por processos naturais, como incêndios florestais e erupções vulcânicas como por processos industriais, principalmente processos de combustão, dentre os quais está a fabricação de cimento. Nesses processos, o cromo pode estar na forma elementar, trivalente ou hexavalente. Embora sua oxidação não esteja bem definida, é possível que a combustão oxide uma parcela do cromo para a forma hexavalente. O cromo não é encontrado livre na natureza.

Sob condições normais, o cromo trivalente e elementar são relativamente não-reativos, mas o cromo hexavalente pode reagir na atmosfera com particulado ou gases e formar o cromo trivalente.

O cromo é transportado pela atmosfera na forma de aerossol. Na atmosfera, assume uma forma estável, mas após deposição no solo, entrando em contato com a matéria orgânica pode-se reduzir a trivalente.

O cromo está na atmosfera na forma de partículas, cujos tamanho e densidade influenciam no seu transporte. A deposição ocorre no solo e na água por sedimentação ou pelas chuvas. O diâmetro médio das partículas de cromo é de ~1 μm, com velocidade de deposição de 0,5 cm/s, condições que favorecem a deposição seca. A remoção por meio de chuvas acontece com o aumento do tamanho da partícula e diminui com a intensidade da precipitação. As partículas de cromo de diâmetro < 20 μm podem permanecer na atmosfera por longos períodos e serem transportadas a longas distâncias.

Aproximadamente 40% do cromo está disponível na forma hexavalente. O tempo de residência na atmosfera é de 10 dias e não há evidência que haja transporte de cromo da troposfera para a estratosfera.

A toxicocinética do cromo depende do estado de oxidação e da natureza da ligação. Os compostos naturais se apresentam no estado trivalente e industriais, no estado hexavalente. A absorção do cromo hexavalente é maior do que dos compostos trivalentes, por serem mais solúveis. O cromo trivalente é pouco absorvido, seja qual for a via de introdução no organismo.

A principal via de introdução é a pulmonar, na forma de vapores, névoas, fumos e poeiras. A absorção por via oral é variável, mas tanto o cromo trivalente quanto o hexavalente podem penetrar através da pele, de forma significativa. Após absorvido, é transportado pelo sangue para os vários

órgão do corpo, sendo a principal retenção nos pulmões, devido à inalação das partículas. A toxicidade do cromo depende do seu grau de oxidação, sendo que o cromo hexavalente apresenta maior toxicidade do que o cromo trivalente.

Conforme avaliação do IARC (1995), os compostos de Cromo VI pertencem ao Grupo I, que é composto por substâncias que provocam carcinogenicidade em humanos. Essa avaliação se aplica ao grupo de compostos como um todo e não necessariamente para compostos individuais dentro do grupo. Os compostos de Cromo III e o Cromo metálico pertencem ao Grupo 3, que é composto por substâncias que não são carcinogênicas para humanos.

3.3.2.10. ESTANHO

Segundo a ATSDR (1997), o estanho é um elemento natural encontrado na crosta terrestre. O metal não é solúvel em água. É utilizado para fabricação de latas e está presente no latão, bronze, latão e alguns materiais de solda. Além disso, pode ser combinado com outros produtos químicos inorgânicos e orgânicos para formar compostos. Os compostos inorgânicos formados quando o estanho se combina com cloro, oxigênio e enxofre, são usados para pasta de dentes, perfumes, sabões, agentes colorantes e tinturas. Os compostos orgânicos formados pela combinação com carbono são utilizados para manufatura de plásticos, embalagem de alimentos, tubos plásticos, pesticidas, tintas e repelentes.

O estanho entra no ambiente tanto pelos processos naturais quanto pelos antropogênicos, como a mineração, a combustão do carvão e do óleo, e a produção e uso de materiais contendo estanho. Dessa foram, os compostos orgânicos e inorgânicos de estanho podem ser encontrados no ar, na água e solo, próximos de lugares nos quais está naturalmente presente nas rochas ou onde é minerado, manufaturado ou usado.

O tempo de residência dos vários compostos na atmosfera, água ou solo diferem para cada composto. Na atmosfera, o estanho existe como gases e fumos e aderido a partículas. Alguns compostos se dissolvem em água e ficam aderidos a solo e sedimentos. Os compostos orgânicos de estanho são metabolizados por peixes e plantas.

A exposição ocorre pela ingestão de alimento ou bebida de vasilhames que contém estanho, inalação de ar nas fontes de manipulação ou próximo a áreas de resíduos perigosos ou em contato com substâncias que tem alto níveis de estanho.

Os compostos inorgânicos de estanho entram e deixam o corpo rapidamente, quando inalados, não deixando efeitos danosos. Porém alguns estudos indicaram que esses compostos causam dores de estômago, anemia e problemas no fígado e nos rins. Já os compostos orgânicos pela inalação podem causar irritação nos olhos e interferir no trabalho do cérebro e sistema nervoso, sendo que nos casos severos causa morte. Tanto os compostos orgânicos como inorgânicos causam irritação na pele e nos olhos. O estanho não é classificado como cancerígeno.

3.3.2.11. MANGANÊS

Segundo AZEVEDO e CHASIN (2003), é um metal abundante, ocorrendo naturalmente em rochas, se distribuindo pela crosta terrestre, água e atmosfera, na forma de partícula. Não se encontra na forma pura, mas na forma combinada com outras substâncias, formando compostos, sendo abundante na forma de óxidos, sulfetos, carbonatos e silicatos e está presente, também, em minérios. Os compostos são sólidos e não evaporam. O metal pode se modificar de um composto para outro por processos naturais ou pela atividade humana.

A meia-vida das partículas no ar é da ordem de dias, dependendo do tamanho e das condições da atmosfera, sendo que não há muita informação sobre suas reações na atmosfera, podendo reagir com dióxidos de enxofre e nitrogênio, porém a forma não é clara. Os compostos atmosféricos de manganês podem converter o dióxido e enxofre a ácido sulfúrico, mas a concentração de metal para essa conversão é maior do que a observada. O manganês também reage com dióxido de nitrogênio e testes realizados sugerem a formação de nitrato de manganês, o que pode ocorrer na atmosfera.

O manganês elementar e seus compostos inorgânicos, tem uma baixa pressão de vapor, estando no ar na forma de particulado emitido por indústrias ou por erosão do solo. Essas partículas sofrem remoção por gravidade ou pelas chuvas.

O tamanho das partículas no ar varia de acordo com a fonte de emissão. As partículas menores predominam em indústrias de pilha seca e ferro-manganês e maiores próximo às minerações. 80% do manganês é emitido na forma de partículas de diâmetro <5μm e 50% das partículas são de 2 μm. Assim, grandes quantidades entram no organismo por inalação.

As concentrações de manganês naturais da atmosfera são baixas. As correntes de ar seco ou úmido, contendo compostos na forma de carbonatos, hidróxidos ou óxidos, em concentrações baixas, transportam o metal para diversos pontos do ecossistema, sendo que os processos de combustão e fusão geram emissão com altas concentrações, principalmente na forma de óxidos do metal.

Em todas as amostras coletadas de ar atmosférico, o manganês está presente. Em áreas rurais, a média varia em torno de 0,01 – 0,07 $\mu m/m^3$ e em áreas industriais as médias podem ser maiores do que 0,5 $\mu m/m^3$.

As concentrações de manganês na atmosfera, segundo o National Research Council of Canada, citado em AZEVEDO e CHASIN (2003), são menores em localidades distantes (0,5 a 14 ng/m^3), aumentando em áreas rurais (40 ng/m^3) e maiores em áreas urbanas (65-166 ng/m^3), sendo que as concentrações são maiores em áreas onde há fontes emissoras.

A via de introdução principal do manganês é o aparelho respiratório. A introdução e a retenção de aerodisperssóides do metal são semelhantes ao material particulado. As partículas com <1μm podem atingir regiões mais profundas e serem absorvidas parcialmente. Parte do material depositado na região alveolar atinge a faringe. Pela deglutição, o mesmo atinge a mucosa gastrintestinal, cuja absorção, nessa região, é influenciada pela presença de ferro na dieta, tipo de composto, idade e ingestão de bebidas alcóolicas. No sangue, o manganês sofre oxidação, sendo que se fixa nos locais que tem maior atividade metabólica, como o fígado e o pâncreas e de eliminação, como rins e intestinos.

As altas concentrações ambientais podem causar inflamação dos pulmões (pneumonia química). Um dos alvos primários de exposição crônica são os pulmões, pois além da inflamação há o aparecimento de tosse e bronquite, mas não fibrose, com aumento da prevalência de doenças junto a moradores próximos de fonte de emissão.

3.3.2.12. MERCÚRIO

O mercúrio não é encontrado normalmente como elemento livre, mas se encontra distribuído pela crosta terrestre em baixas concentrações. Sua forma mais abundante é o mercúrio elementar.

As fontes de mercúrio na forma de minério são encontradas em rochas cerca de regiões vulcânicas, veios ou fraturas minerais e próximos de termas. São fontes naturais de emissão a desgaseificação da crosta terrestre, vulcões e

evaporação de corpos d'água. 55% das emissões antropogênicas se dividem entre a indústria de cloro-álcali e equipamentos elétricos e tintas.

A contaminação de corpos d'água pode se dar pela própria crosta terrestre, por via atmosférica ou antropogênica, sendo difícil analisar a lixiviação do solo para a água.

A aplicação do mercúrio é bastante extensa: como catodo na produção de cloro-soda, baterias, lâmpadas elétricas, interruptores, barômetros e manômetros, laboratórios, processos de mineração e indústria farmacêutica, sendo banido seu uso na agricultura como biocida.

BOENING (2000), citado em AZEVEDO e CHASIN (2003), observou que há dois ciclos no transporte ambiental e distribuição do mercúrio: um mais global que envolve o mercúrio elementar e outro depende da metilação do mercúrio inorgânico, cujo processo ainda é pouco conhecido.

As concentrações de mercúrio na atmosfera aumentaram depois da revolução industrial. O mercúrio tem longo tempo de residência na atmosfera e é considerado um contaminante da cadeia alimentar, sendo um problema em escala global.

Além das fontes naturais, a extração de minérios como ouro e prata e os processos de mineração de chumbo, cobre e zinco emitem mercúrio para a atmosfera, representando 4% da emissão total. A forma como o mercúrio está presente na atmosfera influencia o transporte e distribuição, pois o mercúrio elementar na forma de vapor percorre longas distâncias e as outras formas se ligam a partículas, com tendência a se depositarem.

A deposição ocorre de formas distintas, em vez que o mercúrio poderá estar na forma de vapor ou de partícula. As partículas se depositam próximas às fontes de emissão, sendo a dispersão influenciada principalmente pela altura

da chaminé, os ventos e a temperatura do efluente gasoso. Na forma de vapor, o mecanismo que atua é a difusão, sendo a deposição mais difícil. Nessa forma, o mercúrio poderá permanecer na atmosfera de 4 meses a 4 anos. O vapor fica mais tempo na atmosfera, enquanto as formas mais solúveis podem ficar semanas.

O mercúrio pode passar da atmosfera para o meio aquático, podendo ser absorvido pelos organismos aquáticos ou sendo adsorvido e sedimentando-se no sistema. Em relação aos sedimentos contaminados, o mercúrio pode permanecer ativo por 100 anos, mesmo que cesse a fonte de poluição.

A distribuição do mercúrio no solo está ligada a sua mobilidade, que depende do tipo de solo. A taxa de emissão depende da temperatura e da vegetação, sendo que as plantas bioacumulam esse elemento pelas raízes (mercúrio do solo) e pelas folhas (absorção das emissões da atmosfera).

A lixiviação e erosão de solos com mercúrio são meio de transporte para a água doce ou salgada e sedimentos. O mecanismo de evaporação do mercúrio do solo para a atmosfera é utilizado para avaliar efeitos potenciais do impacto de emissões de origem antropogênica, devido às frações de mercúrio volátil.

As fontes antropogênicas que mais contribuem para as emissões de mercúrio são a queima do carvão, óleo e gases naturais, produção de cimento, tratamento de minérios de enxofre, incineração de lixo e disposição de resíduos de metalurgia.

O mercúrio metálico e compostos orgânicos de mercúrio são absorvidos preferencialmente pelos pulmões, devido à sua volatilidade e solubilidade, com cerca de 80% dos vapores sendo absorvidos pelos alvéolos. Para os sais inorgânicos de mercúrio inalados, o diâmetro da partícula é que vai determinar a absorção pulmonar, pois as partículas se depositam e são

removidas ou absorvidas dependendo do tamanho (< 1μm) e solubilidade. A absorção do mercúrio metálico por via oral é desprezível (< 0,01%), sendo moderadamente absorvido por meio dérmico.

O transporte do mercúrio iônico pelo corpo é realizado pelo plasma, indo se depositar preferencialmente nos rins e no cérebro, ocasionando efeitos neurológicos. O mercúrio pode causar danos seja por exposição aguda ou crônica. A inalação do mercúrio pode causar hemoptose, cianose, pneumonite e “stress” respiratório, além de comprometimento pulmonar permanente. A EPA classifica o mercúrio como um dos elementos suspeitos de causar sérios danos à saúde.

Conforme avaliação do IARC (1995), o mercúrio e compostos de mercúrio inorgânico pertencem ao Grupo 3, que é composto por substâncias que não são carcinogênicas para humanos.

3.3.2.13. NÍQUEL

Segundo AZEVEDO e CHASIN (2003), o níquel ocorre naturalmente na crosta terrestre. O níquel atmosférico ocorre na forma de aerossóis, com concentrações diferentes conforme a fonte. A origem pode ser plantas em crescimento, dependendo do solo, queimadas, poeiras de meteoritos, vulcões e salitre. Nas fontes naturais está na forma de óxido e na emissão de vulcões e queimadas está na forma de poeiras.

O aerossol marítimo pode ser a principal fonte do níquel atmosférico e o solo e os vulcões as principais fontes naturais. Em relação às emissões antropogênicas, estas são maiores do que as emissões naturais, principalmente a combustão de resíduos e óleos combustíveis (70%), seguidas pela mineração e refino do níquel.

O transporte e distribuição do níquel particulado de níquel pelo ambiente é influenciado pelo tamanho da partícula e condições meteorológicas. O tamanho da partícula depende da fonte emissora, sendo que as partículas mais finas permanecem longo tempo na atmosfera, enquanto que as maiores de depositam próximo à fonte emissora. A composição dos compostos de níquel liberados na atmosfera difere em relação às fontes de emissão (naturais ou antropogênicas), no entanto, predominam óxidos e sulfatos.

O níquel entra na hidrosfera por deposição seca e úmida à partir da atmosfera, erosão de solos e rochas, lixo e descargas de indústrias. Nos rios é transportado como partícula e se deposita nos sedimentos. A disposição de resíduos oriundos das atividades de fusão e refino do metal diretamente no solo é a principal fonte de contaminação. As plantas acumulam o níquel do solo pelas raízes, dependendo de características do solo. Plantas aquáticas também acumulam níquel. Em organismos aquáticos a bioacumulação não é significativa.

As concentrações estimadas de níquel que penetram através do trato respiratório são de 0,1-0,7 μg/dia. Uma importante fonte de exposição ao níquel é o tabaco, pois o cigarro pode conter 1,3-1,4 μg/kg. Em relação à exposição da pele, pode ocorrer dermatite.

Além da inalação e da ingestão, o tamanho da partícula e as propriedades físico-químicas, como a solubilidade, dos compostos de níquel são responsáveis pela quantidade de níquel absorvida pelo organismo, sendo que os compostos solúveis se distribuem nas membranas e os insolúveis são fracamente absorvidos. A retenção pulmonar do níquel em humanos é de 75%, dos quais 25% são eliminados pelo ar exalado.

A carcinogenicidade do níquel vem sendo debatida na literatura, pois a exposição de trabalhadores predispõe a câncer do nariz e pulmões. Os

principais efeitos ocupacionais de exposição ao níquel são alergia, rinite, sinusite, câncer de cavidades nasais, pulmões e outros órgãos, ainda podendo estar ligada a nefrotoxicidade.

Conforme avaliação do IARC (1995), os compostos de Níquel pertencem ao Grupo I, que é composto por substâncias que provocam carcinogenicidade em humanos. Essa avaliação se aplica ao grupo de compostos como um todo e não necessariamente para compostos individuais dentro do grupo. O Níquel metálico e ligas pertencem ao Grupo 2B, que é composto por substâncias possíveis de causarem carcinogenicidade em humanos.

3.3.2.14. PRATA

Segundo a ATSDR (1992), a prata é um dos elementos básicos na composição do planeta, sendo rara mas ocorre naturalmente no ambiente, na forma de metal. Não há fontes antropogênicas de fabricação de prata, mas podem ser produzidos artefatos, jóias, componentes eletrônicos e materiais odontológicos na forma metálica. Também pode ocorrer na forma de compostos em pó: branco (como o nitrato de prata e o cloreto de prata) ou cinza escuro a negro (como o sulfeto de prata e óxido de prata). A prata poderia ser encontrada em áreas contaminadas com resíduos perigos formados por compostos misturados com o solo e/ou a água.

Os fotógrafos usam compostos de prata para fazer as fotografias. O material fotográfico é a maior fonte de prata que é lançada ao meio, sendo as outras fontes as minas de extração de prata e outros metais. O desgaste natural das rochas e solos pelo vento e chuva também pode lançar grandes quantidades de prata no meio.

A prata que é liberada no meio ambiente pode ser carreada por longas distâncias no ar e na água. A chuva lava os compostos de prata do solo que eventualmente se movem em direção à água subterrânea. A prata é estável

e permanece no ambiente de uma forma ou de outra até ser utilizada. Como a prata é um elemento, ela não sofre separação, mas muda sua forma se combinando com outras substâncias. A forma na qual vai ser encontrada depende das condições ambientais.

Muitas pessoas estão expostas diariamente a níveis muito baixos de prata, principalmente pelos alimentos e água potável, e menos por inalação. A prata nessas fontes ocorre parcialmente devido à ocorrência natural na água e no solo. O contato com a pele e a inalação de ar contendo compostos de prata ocorre mais nos ambientes de trabalho. Outras fontes de exposição incluem medicamentos, e atividades como fabricação de jóias, solda e fotografia. A exposição diária como o uso de jóias ou comer em artefatos revestidos de prata não é esperado que resulte na retenção de prata no organismo.

Os compostos de prata que entram em contato com a pele e outras partes do corpo, que mudam para coloração cinza ou cinza-azulada, podem causar “argiria”, que ocorre em pessoas que ingerem ou respiram compostos de prata por um longo período (meses ou anos), que apesar de se depositarem na pele, não são perigosos, causando um problema estético, porém permanente.

Exposição a poeira que contém níveis relativamente altos de compostos de prata como óxidos ou nitratos podem causar problemas respiratórios, irritação nos pulmões e traquéia e dor de estômago, sendo esses efeitos mais comuns em trabalhadores de indústrias químicas que fabricam esses compostos. O contato com a pele pode causar alergia, erupção, inchaço e inflamação. No entanto, o nível de prata no ar e o tempo de exposição dos trabalhadores que causam a argiria não são conhecidos, nem mesmo o nível de prata que pode causar os outros problemas já citados.

3.3.2.15. SELÊNIO

Segundo AZEVEDO e CHASIN (2003), o selênio não se encontra distribuído uniformemente pelo ambiente. Dessa forma, a sua exploração comercial direta é custosa, sendo obtido como subproduto de refino de outros metais. Os principais usos do selênio estão associados a semicondutores, a metalurgia, fabricação de vidros, pigmentos e cerâmica, borracha, fotografia e reprografia, antioxidante em óleos lubrificantes e na indústria farmacêutica.

As fontes naturais são o vulcanismo e a erosão de rochas e solos. As fontes antropogênicas são a combustão de carvão, óleo combustível e produção de metais (cobre, chumbo e níquel).

O selênio na atmosfera pode estar na forma volátil ou agregado a material particulado. O selênio elementar pode formar o dióxido de selênio.

O oceano é importante fonte de selênio e contribui para as emissões biogênicas provenientes do mar. As formas selenito e selenato, que são tóxicas e poluentes, são encontradas em lençóis freáticos, rejeitos (agricultura, meio urbano), águas de resfriamento de usina elétricas, efluentes líquidos provenientes de fundição e refinarias de óleo.

A concentração do selênio em plantas e animais é decorrente da presença no solo, mas isso não determina quanto as plantas absorvem desse elemento. Os níveis de selênio no solo não tem influência direta sobre a saúde humana, uma vez que não são tão altos a ponto de provocar danos. Mas a exposição pode aumentar devido a sua presença na cadeia alimentar pela absorção de plantas e animais que serão ingeridos. No entanto, a ausência é mais prejudicial, levando a programas de suplementação.

O selênio é bem absorvido e distribuído de forma homogênea pelos tecidos. Quando inalado por longo prazo, pode causar quadros de toxicidade. A absorção pela pele parece ter pouco significado.

Conforme avaliação do IARC (1995), o Selênio e seus compostos pertencem ao Grupo 3, que é composto por substâncias que não são carcinogênicas para humanos.

3.3.2.16. TÁLIO

Segundo a ATSDR (1997), o tálio é um metal encontrado na forma de traços na crosta terrestre. No passado, era obtido como um subproduto da fusão de outros metais, mas atualmente, é obtido de reservas tálio. O tálio pode ser combinado com outras substâncias como bromo, cloro, flúor e iodo. O tálio é usado na manufatura de equipamentos eletrônicos, chaves, semicondutores, vidros especiais e procedimentos médicos, entre outros.

O tálio entra no ambiente pela queima do carvão e fusão, como traços de contaminante da matéria-prima. Permanece no ar na água e no solo por um longo tempo e não se deposita. Alguns compostos são removidos da atmosfera pela chuva e neve. É absorvido pelas plantas e entra na cadeia alimentar. É também metabolizado por peixes e moluscos.

A exposição ocorre pela ingestão de alimentos contendo tálio, pelas fontes industriais que usam o metal, fumaça de cigarro, moradias próximas de áreas de resíduos que contém tálio aumentam o nível de exposição, contato com tálio, ingestão de solos contaminados por crianças e inalação de baixos níveis de tálio no ar e na água.

A exposição a altos níveis de tálio resultam em efeitos danosos à saúde, como efeitos no sistema nervoso por anos de exposição e entumescimento de dedos das mão e pés pela inalação de tálio. Em pessoas que ingeriram

altas concentrações de tálio por curto tempo, foi relatado vômito, diarréia, perda de cabelo temporária e feitos nos sistema nervosos, pulmões, coração, no fígado e rins, que causaram mortes. Não há informação disponível sobre efeitos na pele. O tálio não é classificado pela EPA como cancerígeno.

3.3.2.17. TELÚRIO

Segundo CETESB (2004), o telúrio é um elemento que se encontra na natureza associado a minérios, como ouro, cobre e enxofre e também como subproduto do refino do cobre.

Tem como aplicação o uso na metalurgia, na vulcanização da borracha, como catalisador na fabricação de dispositivos termelétricos, par formação de ligas com chumbo e cobre em solda, como agente colorante e pigmento em cerâmica, além de seus vapores serem utilizados em lâmpadas do tipo “luz do dia”.

O telúrio é liberado na ambiente tanto pela sua produção como pelo seu uso. No ar, a principal fonte é a combustão de carvão e plantas de cobre eletrolítico. O telúrio não é solúvel em água. Pode ser encontrado em alimentos, sendo que plantas como o alho, acumulam telúrio proveniente do solo.

O telúrio e alguns de seus compostos podem causar náusea e depressão do sistema nervoso central. A exposição pode ocorrer por inalação ou ingestão de alimentos. A exposição aguda por via respiratória pode causar dor de cabeça, fadiga, sonolência e irritação, na pele, olhos, garganta e nariz, além do telúrio afetar fígado e rins. A intoxicação aguda ocorre por absorção pulmonar a fumos de telúrio metálico em ambiente industrial.

3.3.2.18. VANÁDIO

Segundo a ATSDR (1995), o vanádio é um composto que ocorre na natureza na forma metálica e também é encontrado como cristais. O vanádio puro não funde, mas usualmente se combina com outros elementos, como oxigênio, sódio, enxofre ou cloreto. O vanádio, bem como seus compostos, podem ser encontrados na crosta terrestre em rochas, minério de ferro e depósitos de petróleo. O vanádio em combinação com outros metais forma ligas. O óxido de vanádio é usado em aços especiais, partes de automóveis, molas e mancais. A liga de vanádio com ferro é utilizada na fabricação de partes de aviões e quantidades pequenas de vanádio são usadas na manufatura de borracha, plástico, cerâmica e outros produtos.

O vanádio entra no ambiente através de fontes naturais e pela queima de óleos combustíveis e permanece no ar, na água, no solo por um longo tempo, não sendo muito solúvel em água, mas pode se combinar com outros elementos e partículas e se fixa em sedimentos do solo. Baixos níveis são encontrados em plantas, mas não em tecidos de animais. A exposição pode ocorrer a baixos níveis no ar, água e alimento e em quantidades elevadas pela presença de vanádio em certos alimentos.; pela inalação de ar próxima a indústrias que queimam óleo combustível ou carvão; que lançam óxido de vanádio no ar e pela inalação ou ingerindo água contaminada próxima de locais ou aterros contendo vanádio. Porém, o vanádio não é rapidamente absorvido pelo corpo através do estômago ou intestino ou por contato com a pele.

A exposição a altos níveis de vanádio pode causar efeitos de dano à saúde. O maior efeito por respirar altos níveis de vanádio é afetar os pulmões, traquéia e olhos. Não há dados sobre os efeitos na saúde pela ingestão de vanádio em pessoas. Além disso, os estudos realizados pelo DHHS e pela USEPA, citados em ATSDR (1995), não classificam o vanádio como carcinogênico para humanos.

3.3.2.19. ZINCO

Segundo AZEVEDO e CHASIN (2003), o zinco é um elemento comumente encontrado na natureza, tanto no ar, nas águas, no solo como nos alimentos, tendo como fontes de liberação para o meio os processos naturais e as atividades antropogênicas (mineração, purificação do zinco, chumbo e cádmio, produção de aço, queima de carvão e de lixo), que podem aumentar a concentração de zinco na atmosfera.

O zinco está presente no ar na forma de partículas muito finas, que são transportadas e se depositam na terra e nas águas, sendo que a chuva ou neve removem o zinco do ar. a concentração de zinco na atmosfera é normalmente baixa, mas perto de fontes industriais, como fundições pode ser mais elevada. O tempo de permanência do zinco na atmosfera não foi estimado, mas como pode ser transportado a longas distâncias, o mesmo pode ser dias.

O zinco pode ser transportado pela atmosfera na forma de partículas pela suspensão de poeiras pelos ventos, chegando às águas ou ao solo pode deposição seca ou úmida (chuva ou neve).

O zinco é transportado para o meio aquático pelo esgoto doméstico, correntes de água de solos contendo zinco e por resíduos de indústrias que utilizam o metal. O zinco se deposita no fundo dos corpos d’água, mas uma parte poderá ficar dissolvida ou em suspensão. Nos sedimentos, o zinco poderá permanecer se os mesmos não sofrerem perturbações, como por processos de dragagem, pois aí o zinco retorna ao corpo d’água num forma ativa.

No solo, o aumento da concentração de zinco ocorre pela disposição de resíduos de indústrias que contém esse metal e materiais elétricos. O zinco pode estar ligado ao solo e não se dissolver na água, porém, dependendo

das características do solo (solubilidade, Ph, salinidade, etc), as mesmas poderão favorecer a sua mobilidade. Assim, o zinco poderá alcançar as águas subterrâneas, com possível ocorrência de contaminação, principalmente, em áreas de depósito de materiais, onde os compostos de zinco formados pela combinação desse elemento cloro, oxigênio e enxofre, podem estar na forma de cloretos, óxidos, sulfatos e sulfetos de zinco.

O zinco pode ser absorvido pelo organismo por ingestão (água e alimentos) ou por inalação de fumos e poeiras originárias de fundições e soldagem, chegando aos pulmões. A quantidade absorvida por via dérmica, é pequena.

Os efeitos respiratórios tem características associadas aos compostos são:

- **Óxido de Zinco:** doença aguda causada pela inalação de óxidos do metal, que impede a função pulmonar temporariamente, sem progredir para uma doença crônica. Após a exposição aguda, aparecem sintomas como secura na garganta e tosse. A função pulmonar é impedida pela redução do volume pulmonar e diminuição da difusão do CO. Os sintomas podem desaparecer em 1-4 dias. Inflamação e danos aos tecidos dos pulmões estão associados após a inalação de partículas de óxido de zinco de 0,2-1,0 μm, geradas pelo aquecimento de zinco acima do ponto de ebulição em atmosfera oxidante.
- **Cloreto de Zinco:** é mais nocivo do que o óxido de zinco e mais corrosivo em contato com as mucosas da nasofaringe e trato respiratório. Estudos de casos descritos para humanos incluem os efeitos de dispneia, tosse, dor pleurítica, pneumotórax, pneumonite pela irritação do trato respiratório.
- **Sulfato de amônio e zinco:** emitido no ar pela queima de combustíveis fósseis. a exposição aguda a 0,0036 mg/m3 por 2 horas mostraram um efeito mínimo ou nenhum, com poucos dados sobre efeitos crônicos.

- **Estearato de Zinco:** relacionado com caso de broncopneumonia aspirativa após a inalação, porém não ficou definido se somente a exposição este composto tem este efeito ou a pós em geral.

Os efeitos gastrintestinais por exposição a altas concentrações de fumos de óxidos de zinco podem resultar em náuseas. Quando há ingestão de sulfato de zinco, a mesma pode resultar em vômitos, câimbra abdominal e diarréia e de óxido de zinco a dor abdominal. Efeitos neurológicos não-específicos incluem dores de cabeça associada após a inalação de óxido de zinco; febre, a fumos metálicos e. na ingestão, pode ocorrer letargia e dificuldade na escrita.

Os efeitos imunológicos relacionados a alta exposição por via oral incluem a inibição de respostas de imunidade e inflamatória. Não são descritos sintomas associados a teratogênese.

3.3.3. Níveis de Metais na Atmosfera

Estudos que envolvem o monitoramento de diferentes metais na atmosfera tem sido desenvolvidos, dada a importância dos seus efeitos na ambiente e por ser a atmosfera o meio mais utilizado para transporte e dispersão dos poluentes, fazendo com que, através dos mecanismos de deposição haja a transferência para humanos, flora, fauna, solo ou água. Como exemplo, seguem alguns resultados de estudos realizados. Note-se que não há estudos específicos realizados sobre os níveis de metais na atmosfera do entorno de indústrias de cimento que realizam ou não coprocessamento.

No Quadro 8 são apresentados os resultados de estudos realizados para determinação das concentrações de alguns metais na atmosfera ao redor do mundo.

Quadro 8 – Concentração de Metais na Atmosfera

Metal	Objetivo do Estudo	Concentração na Atmosfera	Local	Autor
ARSÊNIO	Estudar a relação do tamanho de partículas com a concentração das emissões de usinas termelétricas para diversos metais.	Concentração aumenta com a diminuição do tamanho das partículas.	-	COLES e col. (1979) (*)
	Estudar a distribuição do tamanho das partículas liberadas em fundições de cobre e níquel	68 ± 14% (partículas < 1μm) 26 ± 14% (partículas 1-10 μm) 7 ± 6% (partículas > 10 μm) 0,028 ± 0,012 μg/m^3 (média na atmosfera)	-	KELLEY e col. (1995) (*)
	Aerossóis	75% do Arsênio (partículas de <2,5μm)	Los Angeles (EUA)	RABANNO e col. (1989) (*)
	Aerossóis	0,025 μg/m^3 (66%) (partículas <2,5 μm) 0,013 μg/m^3 (partículas >2,5 μm)	Wuhan (China)	WALDMAN e col. (1991) (*)
BERÍLIO	Níveis permitidos	0,01μg/m^3 (período de 30 dias)		EPA (**)
CÁDMIO	_	< 5 ng/m^3 0,5 μg/m^3	Populações Próximo a fontes emissoras	(*)
	-	1 e 5 ng/m^3 15 e 50 ng/m^3 15 e 50 ng/m^3	áreas rurais regiões urbanas áreas industriais	Comunidade Européia (*)

Quadro 8 – Concentração de Metais na Atmosfera (continuação)

Metal	Objetivo do Estudo	Concentração na Atmosfera	Local	Autor
CHUMBO	Observar uma diminuição das concentrações do chumbo na atmosfera de áreas urbanas e também no Canadá, Alemanha, Noruega e Reino Unido.	0,07 $\mu g/m^3$	EUA (1990)	(*)
	Valor orientativo europeu	2 $\mu g/m^3$ (limite anual)	-	(*)
	- Observar esse decréscimo com a diminuição do uso de chumbo na gasolina e regulamentação para as indústrias, ficando estabelecido esse valor como média trimestral.	0,6 a 5,7 $\mu g/m^3$ 1,5 $\mu g/m^3$ (valor trimestral)	México (1987) México (1990-1993)	(*)
	Concentrações diminuem em relação à distância da fonte emissora.	10 $\mu g/m^3$ (área próxima) 1,5 $\mu g/m^3$ (1 km de distância de fundições de chumbo com emissões não controladas)	-	WHO (1995) (*)
	-	2,68-4,06 $\mu g/m^3$ (menos de 1 km de fundição de chumbo primário) 0,49-1,00 $\mu g/m^3$ (a 2,5 km da fonte)	Bélgica	ROELS e col. (1980) (*)

Quadro 8 – Concentração de Metais na Atmosfera (continuação)

Metal	Objetivo do Estudo	Concentração na Atmosfera	Local	Autor
COBRE	-	5-200 ng/m^3 (média na atmosfera)	-	BARCELOUX (1999) (*)
	Fração de cobre na atmosfera	0,4% do cobre presente no meio ambiente	-	ATSDR (1990)
	Estudar a influência das condições meteorológicas, como temperatura do ar, velocidade dos ventos e umidade relativa, na concentração de metais na atmosfera	21,0 ng/m^3/ano 8,9 ng/m^3/ano (maiores valores no verão)	Bucareste Stuttgart	CERCASOV e col. (1998) (*)
CROMO	-	0,01 µg/m^3 (áreas urbanas) (valores menores para áreas rurais)	EUA	HSDB (2000) (*)
	-	0,003 a 0,009 µg/m^3 (12 cidades) < 0,001 µg/m^3 (áreas rurais) (concentração maior em áreas vizinhas à indústrias)	Canadá (1987-1990)	(*)
	-	100 - 1000 mg/m^3	Entorno de fábricas de cimento (1973)	WHO (1988) (*)
	Estudar a influência das condições meteorológicas, como temperatura do ar, velocidade dos ventos e umidade relativa, na concentração de metais na atmosfera	9,2 ng/m^3/ano 2,3 ng/m^3/ano (concentrações encontradas não variaram com as estações do ano)	Bucareste Stuttgart	CERCASOV e col. (1998) (*)

Quadro 8 – Concentração de Metais na Atmosfera (continuação)

Metal	Objetivo do Estudo	Concentração na Atmosfera	Local	Autor
MANGANÊS	-	0,5 - 14ng/m^3 (localidades distantes) 40 ng/m^3 (áreas rurais) 65-166 ng/m^3 (áreas urbanas) 8000 ng/m^3 e médias anuais de 200-300 ng/m^3 (áreas com fontes de emissão, como fundições) 12 mg/m^3 (fumaça próxima a produção de aço)	Canadá	(*)
	-	0,035 µg/m^3 (exposição a MP_{10} de metade da população da área urbana) > 0,228 µg/m^3 (apenas 1% da população tem exposição equivalente a 4,46 µg/dia) 10 µg/dia (áreas industriais)	EUA (1990)	EPA (*)
MERCÚRIO	-	7-11 µg/m^2/ano (taxa de deposição)	L e NE do Canadá	(*)
	_	2,3 – 67 ng/m^3 (urbanas e rurais) 11,2 ng/m^3 (média)	Japão	NAKAGAWA e HIROMOTO (1997) (*)
	-	0,1 a 5µg/m^3 (valores considerados elevados)	Almadén (Espanha)	FERRARA e col. (1998) (*)
	-	2-10 ng/m^3	Denver (EUA)	EPA (1984) (*)
		2-5 ng/m^3	São Francisco (EUA)	
		0,5-50 ng/m^3	Nova Iorque (EUA)	
		1-41 ng/m^3 e 3-39 ng/m^3 (Hg ligado a material particulado).	Chicago (EUA)	

Quadro 8 – Concentração de Metais na Atmosfera (continuação)

Metal	Objetivo do Estudo	Concentração na Atmosfera	Local	Autor
NÍQUEL	-	1 a 2 ng/m^3	Spitsbergen	(*)
	_	0,38 ng/m^3 (anual) 0,62 ng/m^3.(inverno)	Ártico canadense	(*)
PRATA	-	< 0,000001 mg/m^3 (níveis de ocorrência natural)	-	ATSDR (1992)
SELÊNIO	Estudar a relação do tamanho de partículas com a concentração das emissões de usinas termelétricas.	Aumenta com a diminuição do tamanho das partículas.	-	COLES e col. (1979)(*)
ZINCO	-	< 1 µg/m^3 (nível médio) 0,1 a 1,7 µg/m^3 (áreas próximas às cidades) 5 µg/m^3 (próximo à indústrias)	EUA	(*)
	-	564 ng/m^3 (níveis médios)	Porto (Portugal)	(*)
	_	376 mg/m^3 (médias anuais)	Bucareste	(*)
		34,1 ng/m^3 (médias anuais)	Stuttgart	
	-	0,32 mg/m^3 (níveis médios máximos em regiões de indústrias) 0,05 mg/m^3 (concentração máxima permitida)	Ucrânia (1986–1998)	(*)

Fonte:
(*) AZEVEDO e CHASIN (2003) (dados brutos)

3.3.4. Emissão de Metais para a Atmosfera

Para os metais, existem algumas recomendações para seu lançamento para a atmosfera, que, de uma forma geral, estão resumidos abaixo. Note-se que, à menos do cádmio, não há observações específicas realizadas para indústria de cimento que realizam ou não coprocessamento.

Segundo o ATSDR (1995), para o ANTIMÔNIO, não há padrões de emissão estabelecidos, mas a EPA limita a descarga ou liberação acidental no ambiente em 2268 kg (5000 lb) ou mais do que isso deve ser relatado.

Segundo o ATSDR (1995), para o ANTIMÔNIO, não há padrões de emissão estabelecidos, mas a EPA limita a descarga ou liberação acidental no ambiente em 2268 kg (5000 lb) ou mais do que isso deve ser relatado.

Para o BERÍLIO, segundo a ATSDR (1993), a EPA restringiu a emissão em 10g/24h ou 10 g/dia.

Segundo a WHO (1992), citada em AZEVEDO e CHASIN (2003), as emissões de CÁDMIO para a atmosfera oriundas da fabricação de cimento chegaram a 1 t/ano (1986) no Reino Unido e no mundo de 8,9 a 534 t/ano (1983).

Segundo AZEVEDO e CHASIN (2003), na república da Armênia, em 1988 o total de COBRE emitido por fontes estacionárias era de 5t/ano e chegando a 0,001 t/ano, em 1995. O decréscimo observado foi devido ao corte de 80% da produção industrial no início da década de 90.

Conforme AZEVEDO e CHASIN (2003), de uma estimativa feita pela EPA (1990) para 145 indústrias de cimento, foram emitidas 3 t cromo/ano, das quais 0,2% eram de CROMO hexavalente e segundo THORTON (1995), a faixa mundial de emissão de cromo para a atmosfera proveniente da produção de cimento, em 1983, foi de 890 – 1780 toneladas.

Segundo o ATSDR (1995), não há padrões de emissão estabelecidos, mas a EPA limita o uso de ESTANHO em tintas e a FDA regulamenta o uso de alguns compostos de estanho orgânicos no recobrimento e nas embalagens plásticas para alimentos.

Segundo AZEVEDO e CHASIN (2003), a emissão de MANGANÊS proveniente de fontes antropogênicas para a atmosfera, nos EUA, foi estimada em 1978, como 80% vinda de fontes industriais (13200 t) e 20% de combustíveis fósseis (3200t); em 1987, a emissão industrial caiu para 1200t e em 1991 para até 74 t.

LACERDA e MARIN (1997), citados em AZEVEDO e CHASIN (2003), estimaram a emissão anual de MERCÚRIO no Brasil, chegando a 116 t/ano, sendo que os diversos segmentos contribuem com: indústria de cloro-álcali (10,1%), tintas, eletro-eletrônicos e produção de energia (petróleo) (<0,5%), metalurgia do zinco, chumbo e cádmio (3,9%), produções de ferro e aço (10,4%), queima de vegetação natural (7,5%), minas de ouro (67,3%) das emissões.

Na China, as emissões de mercúrio à partir de mineração e refino chegam a 11t/ano. No Canadá, as emissões de MERCÚRIO provenientes de consumo de combustível, chegaram a 12t/ano, em 1974, sendo que as regiões leste e nordeste do Canadá as mais impactadas com as concentrações de mercúrio no ar, uma vez que chegam a 19t/ano.

A WHO (1991), segundo AZEVEDO e CHASIN (2003), listou a emissão global de níquel, à partir de atividades antrópicas, sendo que, dentre as principais fontes destaca-se: queima de óleo combustível: $9,7x\ 10^6$ kg/ano; mineração e refino de níquel: $7,2x10^6$ kg/ano; produção de aço: $1,2x10^6$ kg/ano e produção de liga de níquel $0,7x10^6$ kg/ano.

Segundo o ATSDR (1995), não há padrões de emissão estabelecidos para o TÁLIO, mas a EPA limita a descarga ou vazamento acidental no ambiente em 453,6 kg (1000 lb) ou mais do que isso deve ser relatado.

Segundo o ATSDR (1995), não há padrões de emissão estabelecidos para o VANÀDIO, mas a EPA limita a descarga ou vazamento acidental no ambiente em 453,6 kg (1000 lb) ou mais do que isso deve ser relatado.

3.3.5. Padrões de Emissão de Metais para Coprocessamento

No Brasil, as emissões de metais para atmosfera, provenientes do coprocessamento de resíduos em forno de produção de clínquer, dada a sua importância, são regulamentadas por meio da RESOLUÇÃO CONAMA 264 (1999). Cabe ressaltar que os metais se encontram agrupados e não são considerados valores isolados, à menos do mercúrio, chumbo, cádmio e tálio.

Também, o Procedimento para Utilização de Resíduos em Fornos de Produção de Clínquer, do Estado de São Paulo (2003), regulamenta as emissões máximas de metais para atmosfera. Para os metais Hg, Pb, Cd e Tl, as emissões são consideradas de forma isolada.

Note-se que as emissões máximas na Resolução CONAMA 264 (1999) e as do PROESP (2003) são em termos de concentração a teores diferentes de O_2. No Quadro 9, são apresentadas os limites de emissão dessas regulamentações.

Foi observado que, nas normas, alguns dos padrões de metais são considerados para grupos dos mesmos, o que dificulta o entendimento da contribuição de cada metal na ultrapassagem de padrões individuais de referência.

Foi observado que, nas normas, alguns dos padrões de metais são considerados para grupos dos mesmos, o que dificulta o entendimento da contribuição de cada metal na ultrapassagem de padrões individuais de referência.

Quadro 9 – Compilação de Limites de Emissão para Coprocessamento

POLUENTE	Limites de Emissão para Efluentes Gasosos (a 10% de O_2, base seca) (*)	Limites Máximos de Emissão (a 7% de O_2, base seca) (**)
Hg	0,04 mg/ Nm^3	0,05 mg/ Nm^3
Pb	0,275 mg/ Nm^3	0,35 mg/ Nm^3
Cd	-	0,10 mg/ Nm^3
Tl	-	0,10 mg/ Nm^3
Cd + Tl	0,04 mg/ Nm^3	-
(As +Be +Co +Ni +Se+Te)	1,0 mg/ Nm^3	1,4 mg/ Nm^3
As+Be+Co+Cr+Cu+Mn+Ni +Pb +Sb+Se+Sn+Te+ Zn	-	7,0 mg/ Nm^3
Pb +As +Co + Ni +Se +Te+ Be + Cr + Mn + Sb +Sn+Zn	5,0 mg/ Nm^3	-

Fontes:

(*) PROESP (2003) (modificado)

(**) Resolução CONAMA 264 (26.08.99) (modificado)

3.3.6. Padrões de Qualidade do Ar para Metais

No Brasil, a Resolução CONAMA 03 (1990) define os padrões de qualidade do ar como “as concentrações de poluentes atmosféricos que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde a segurança e o bem-estar da população, bem como ocasionar danos à flora e à fauna, aos materiais e ao meio ambiente em geral”, sendo entendido como poluente atmosférico “qualquer forma de matéria ou energia com intensidade e em quantidade, concentrações, tempo ou características em desacordo com os níveis estabelecidos, e que tornem ou possam tornar o ar:

I - impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde;

II – inconveniente ao bem-estar público;

III – danoso aos materiais, à fauna e flora.

IV – prejudicial à segurança. Ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade.

Nessa mesma Resolução, ainda são estabelecidos os padrões primários e secundários de qualidade do ar.

Os “Padrões Primários de Qualidade do Ar são as concentrações de poluentes que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde da população” e os “Padrões Secundários de Qualidade do Ar são as concentrações de poluentes abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem-estar da população, assim como o mínimo dano à fauna, à flora, aos materiais e ao meio ambiente em geral”.

Também, ficam estabelecidos os valores das concentrações de cada um dos padrões de qualidade do ar, além dos seus métodos de referência, somente para os seguintes poluentes: Partículas Totais em Suspensão, Fumaça, Partículas Inaláveis, Dióxido de Enxofre, Monóxido de Carbono, Ozônio e Dióxido de Nitrogênio.

Além disso, ficam previstos Episódios Críticos de Poluição do Ar para elaboração dos respectivos planos de emergência, com o “objetivo de prevenir grave e iminente risco à saúde da população” e estabelece os níveis de atenção, alerta e emergência e respectivas condições para execução do plano.

Foi observado que na legislação existente não há padrões estabelecidos para as concentrações de metais na atmosfera. Os estudos de dispersão atmosférica são importantes para se prever os impactos provenientes de atividades industriais, principalmente nos processos de licenciamento, porém

os valores de referência encontrados na literatura internacional para comparação não refletem a realidade brasileira, servindo apenas como um indicativo, havendo a necessidade de desenvolvê-los, mas observando-se que atualmente existe a filosofia de trabalhar com análise de risco e não com padrões no caso de poluentes tóxicos.

Em compilação de padrões de qualidade do ar em estados dos EUA e alguns países, realizado por SITTIG (1994), observa-se que existem valores diferenciados para cada estado dentro do mesmo país, bem como em relação ao período de monitoramento adotado, os quais estão apresentados nos Quadros 10, 11, 12 e 13, respectivamente para diferentes períodos de amostragem (0,5h (1h), 8h, 24h e anual). Nessa compilação, não há menção sobre as principais fontes de emissão relativas a cada metal.

3.4. Origem e Distribuição dos Metais no Coprocessamento

Segundo VDZ (1996), no processo de queima do clínquer para fabricação de cimento, os metais são provenientes das matérias-primas e combustíveis, pois ambos apresentam teores de metais na sua composição. Assim, na alimentação de resíduos para a substituição desses materiais, uma parte equivalente ao teor de metais dos materiais naturais alimentados também poderia ser substituída por resíduos.

Os resultados das pesquisas constantes em ETI (1992) mostraram que os metais estão presentes nos materiais envolvidos nas correntes de entrada para a produção do cimento, os quais são constituídos de matérias-primas e combustíveis convencionais ou de substituição, no caso do coprocessamento

Quadro 10 – Limites de Concentração de Metais no Ar Ambiente para Período de Amostragem de 0,5h

Metal	Período de Amostragem – 0,5 h	
	Localidade	**Concentração (mg/m^3)**
Antimônio	**EUA – Arizona**	15 (1h)
Arsênio	**China**	3
	EUA – Arizona	0,32 (1 h)
	EUA – Texas	5,0
Bário	**Antiga URSS**	40
	EUA – Arizona	15 (1h)
	EUA – Texas	5,0
Berílio	**Antiga URSS**	0,01
	EUA – Arizona	0,06 (1h)
Cádmio	**EUA – Arizona**	1,7 (1h)
	EUA – Texas	0,1
Cobalto	**EUA – Texas**	0,5
Cobre	**EUA – Arizona**	2,3 (1h)
Cromo	**Antiga URSS**	1,5
	China	1,5
	EUA – Arizona	11 (1h)
	EUA – Texas	1 –10
Estanho	**EUA – Texas**	1
Manganês	**Antiga URSS**	10
	China	30
	EUA – Arizona	25 (1h)
	EUA – Rhode Island	2 (1h)
	EUA – Texas	10 (fumo) / 30 (poeira)
Mercúrio	**EUA – Arizona**	1,5 (1 h)
	EUA – Carolina do Norte	0,6 (15 min)
	EUA – Texas	0,5
Níquel	**EUA – Arizona**	5,7 (1h)
	EUA – Texas	0,15
Prata	**EUA – Arizona**	0,3 (1h)
	EUA – Virgínia	0,1
Selênio	**EUA – Arizona**	6 (1 h)
Tálio	**EUA – Arizona**	3 (1h)
	EUA – Texas	1
Telúrio	**EUA – Arizona**	0,32 (1 h)
	EUA – Texas	1
Vanádio	**EUA - Arizona**	1,5 (1h)

FONTE: SITTIG (1995) (dados brutos)

Quadro 11 – Limites de Concentração de Metais no Ar Ambiente para Período de Amostragem de 8 h

Metal	Período de Amostragem – 8 h	
	Localidade	Concentração (mg/m^3)
Antimônio	EUA – Connecticut	10
	EUA – Dakota do Norte	5
	EUA – Florida	4
	EUA – Louisiana	11,9
	EUA – Nevada	12
	EUA – Vermont	8,3
	EUA – Washington	1,7
Arsênio	EUA – Connecticut	0,05
	EUA – Dakota do Norte	2,0
	EUA – Florida	2,0
	EUA – Nevada	5,0
Bário	EUA - Dakota do Norte	5,0
	EUA – Louisiana	11,9
	EUA - Nevada	12,0
Berílio	EUA – Connecticut	0,016
	EUA – Dakota do Sul	0,01
	EUA – Florida	0,016
	EUA – Nevada	0,1
Cádmio	EUA – Connecticut	0,0004
	EUA – Dakota do Sul	0,0004
	EUA – Florida	0,5
	EUA – Nevada	100
Chumbo	EUA – Dakota do Norte	1,5
	EUA – Nevada	4
Cobalto	EUA – Connecticut	2
	EUA – Dakota do Norte	0,5
	EUA – Florida	0,5-1
	EUA – Nevada	2
	EUA – Washington	0,2
Cobre	EUA – Connecticut	20 (dust) / 2 (fumes)
	EUA – Dakota do Norte	2
	EUA – Florida	0,75
	EUA – Louisiana	23,8
	EUA – Nevada	5
	EUA – Vermont	17-3,3
	EUA – Washington	3,3
Cromo	EUA - Connecticut	2,5
	EUA - Dakota do Norte	5
	EUA - Florida	3,8
	EUA - Nevada	12
Estanho	EUA – Connecticut	40
	EUA – Dakota do Norte	20
	EUA – Nevada	48
	EUA – Washington	6,7

Quadro 11– Concentração de Metais no Ar Ambiente para Período de Amostragem de 8 h (continuação)

Metal	Período de Amostragem – 8 h	
	Localidade	Concentração (mg/m^3)
Manganês	EUA – Connecticut	20
	EUA – Dakota do Norte	10
	EUA – Dakota do Sul	25
	EUA – Florida	8
	EUA – Louisiana	27,6
	EUA – Nevada	119
	EUA – Washington	16,7
Mercúrio	EUA – Connecticut	1 –2
	EUA – Dakota do Norte	0,5
	EUA – Florida	0,1 – 1
	EUA – Indiana	0,05
	EUA – Louisiana	1,19
	EUA – Oklahoma	0,5
	EUA – Washington	0,3
Níquel	EUA – Connecticut	5
	EUA – Dakota do Norte	10
	EUA – Florida	0,5 –10
	EUA – Nevada	2
	EUA – Washington	3,3
Prata	EUA – Connecticut	0,2
	EUA – Dakota do Norte	1
	EUA – Florida	0,1
	EUA – Nevada	0,2
Selênio	EUA – Connecticut	4
	EUA – Dakota do Norte	2
	EUA – Florida	2
	EUA – Louisiana	4,76
	EUA – Nevada	5
	EUA – Washington	0,7
Tálio	EUA – Connecticut	2
	EUA – Dakota do Norte	1
	EUA – Florida	1
	EUA – Nevada	2
	EUA – Washington	0,3
Telúrio	EUA – Connecticut	2
	EUA – Dakota do Norte	1
	EUA – Florida	1
	EUA – Nevada	2
	EUA – Washington	0,3
Vanádio	EUA – Connecticut	1
	EUA – Nevada	1

FONTE: SITTIG (1995) (dados brutos)

Quadro 12 – Limites de Concentração de Metais no Ar Ambiente para Período de Amostragem de 24 h

Metal	Período de Amostragem – 24 h	
	Localidade	Concentração (mg/m^3)
Antimônio	EUA – Arizona	4
	EUA – Florida	4
	EUA – Oklahoma	10
	EUA – Virginia	8,3
Arsênio	Antiga URSS	3,0
	EUA – Arizona	0,084
	EUA – Carolina do Sul	1,0
	EUA – Florida	0,48
	EUA – Montana	0,39
	EUA – Oklahoma	0,02
	EUA – Virginia	3,3
Bário	EUA – Florida	1,2
	EUA – Oklahoma	10,0
	EUA - Virginia	8,3
	EUA - Washington	1,7
Berílio	EUA – Arizona	0,016
	EUA – Carolina do Sul	0,01
	EUA – Florida	0,016
	EUA – Massachusets	0,001
	EUA – Oklahoma	0,02
	EUA – Virginia	0,02
Cádmio	EUA – Arizona	0,11
	EUA – Carolina do Sul	0,25
	EUA – Florida	0,12
	EUA – Massachusets	0,003
	EUA – Montana	0,39
	EUA – Oklahoma	0,5
	EUA – Virginia	0,83
Chumbo	Antiga URSS	0,3
	China	0,7
	EUA – Massachusets	0,141
	EUA – Virginia	2,5
Cobalto	Antiga URSS	1,0
	EUA – Florida	0,12
	EUA – Oklahoma	0,5
	EUA – Vermont	0,12
	EUA – Virginia	0,83

Quadro 12- Limites de Concentração de Metais no Ar Ambiente para Período de Amostragem de 24 h (continuação)

Metal	Período de Amostragem – 24 h	
	Localidade	Concentração (mg/m^3)
Cobre	EUA – Arizona	0,75
	EUA – Florida	0,75
	EUA – Montana	1,57
	EUA – Virginia	17 –3,3
Cromo	Antiga URSS	1,5
	EUA - Arizona	3,8
	EUA - Florida	3,8
	EUA - Massachusets	1,36
	EUA - Montana	0,000083
	EUA - Oklahoma	0,25
	EUA - Virginia	0,5 - 8,3
Estanho	EUA - Oklahoma	200
	EUA - Virginia	1,7-33
Manganês	Antiga URSS	1
	China	10
	EUA - Arizona	8
	EUA - Carolina do Norte	31
	EUA - Florida	8
	EUA - Oklahoma	100
	EUA - Virginia	17-83
Mercúrio	Antiga URSS	0,3
	China	0,3
	EUA - Arizona	0,4
	EUA - Carolina do Norte	0,06-0,6
	EUA - Carolina do Sul	0,25
	EUA - Florida	0,024
	EUA - Montana	0,08
	EUA - Virginia	1,7 - 17000
Níquel	Antiga URSS	1,0
	EUA - Arizona	1,5
	EUA - Carolina do Sul	0,05
	EUA - Florida	0,12
	EUA - Massachusets	0,27
	EUA - Montana	0,79
	EUA - Oklahoma	0,15
	EUA - Virginia	1,7 –17

Quadro 12- Limites de Concentração de Metais no Ar Ambiente para Período de Amostragem de 24 h (continuação)

Metal	Período de Amostragem – 24 h	
	Localidade	**Concentração (mg/m^3)**
Prata	**EUA - Arizona**	0,079
	EUA - Florida	0,024
	EUA - Montana	0,08
	EUA - Oklahoma	2
	EUA - Virginia	0,17-1,7
	EUA - Washington	0,3
Selênio	**EUA - Arizona**	1,6
	EUA - Florida	0,48
	EUA - Massachusets	0,54
	EUA - Montana	1,57
	EUA - Oklahoma	20
	EUA - Virginia	3
Tálio	**EUA - Arizona**	0,79
	EUA - Florida	0,24
	EUA - Virginia	1,7
Telúrio	**EUA - Arizona**	0,084
	EUA - Carolina do Sul	1,0
	EUA - Florida	0,24
	EUA - Virginia	1,7
Vanádio	**EUA - Arizona**	0,4
	EUA - Oklahoma	0,5
Zinco	**EUA - Montana**	39,5
	EUA - Vermont	11,2

FONTE: SITTIG (1995) (dados brutos)

Quadro 13 – Limites de Concentração de Metais no Ar Ambiente para Período de Amostragem Anual

Metal	Período de Amostragem – Anual	
	Localidade	Concentração (mg/m^3)
Antimônio	EUA – Florida	0,3
	EUA – Kansas	1,19
	EUA – New York	1,2
	EUA – Pensilvania	1,2
	EUA – Rhode Island	40
	EUA – Texas	0,5
Arsênio	EUA – Arizona	0,00023
	EUA – Carolina do Norte	0,00023
	EUA – Florida	0,00023
	EUA – Kansas	0,000233
	EUA – Louisiana	0,2
	EUA – Michigan	0,00023
	EUA – Montana	0,07
	EUA – New York	0,00023
	EUA – Pensilvania	0,024
	EUA – Rhode Island	0,0002
	EUA – Texas	0,5
	EUA – Vermont	0,00023
	EUA – Washington	0,00023
Bário	EUA - Florida	50
	EUA - New York	0,5
	EUA – Texas	0,5
	EUA – Vermont	11,9
Berílio	EUA - Arizona	0,0005
	EUA - Carolina do Norte	0,00041
	EUA - Florida	0,00042
	EUA - Kansas	0,016
	EUA - Louisiana	0,0004
	EUA - Massachusets	0,0004
	EUA - Michigan	0,0004
	EUA - New York	0,0004
	EUA - Pensilvania	0,01
	EUA - Vermont	0,0013
	EUA - Washington	0,00042
Chumbo	EUA - Florida	0,09
	EUA - Kansas	0,357
	EUA - Massachusets	0,07
	EUA - Pensilvania	1,5
	EUA - Vermont	1,5 (Mo)

Quadro 13 - Limites de Concentração de Metais no Ar Ambiente para Período de Amostragem Anual (continuação)

Metal	Período de Amostragem – Anual	
	Localidade	Concentração (mg/m³)
Cobalto	EUA - New York	0,12
	EUA - Texas	0,05
Cobre	EUA - Montana	0,26
	EUA - New York	2,4 (poeira) / 0,48 (fumos)
	EUA - Texas	0,01 (fumos)
Cádmio	EUA - Arizona	0,00029
	EUA - Carolina do Norte	0,00055
	EUA - Florida	0,00056
	EUA - Kansas	0,00056
	EUA - Louisiana	0,06
	EUA - Massachusets	0,001
	EUA - Michigan	0,00056
	EUA - Montana	0,07
	EUA - New York	0,0005
	EUA - Pensilvania	0,12
	EUA - Rhode Island	0,0006
	EUA - Texas	0,01
	EUA - Vermont	0,00057
	EUA - Washington	0,00056
Cromo	EUA - Carolina do Norte	0,000083
	EUA - Florida	0,000083
	EUA - Kansas	0,000083
	EUA - Louisiana	0,01
	EUA - Massachusets	0,68
	EUA - Michigan	0,000083
	EUA - Montana	0,07
	EUA - New York	0,00002
	EUA - Pensilvania	0,12
	EUA - Rhode Island	0,00009
	EUA - Texas	0,1 - 10
	EUA - Vermont	0,000085
	EUA - Washington	0,000083
Manganês	EUA - New York	0,3
	EUA - Pensilvania	25
	EUA - Texas	1 (fumo) / 3 (poeira)
	EUA - Vermont	119
Mercúrio	EUA - Kansas	0,024
	EUA - New York	0,3
	EUA - Pensilvania	0,24
	EUA - Texas	0,05
	EUA - Vermont	12

Quadro 13 - Limites de Concentração de Metais no Ar Ambiente para Período de Amostragem Anual (continuação)

Metal	Período de Amostragem – Anual	
	Localidade	Concentração (mg/m^3)
Níquel	EUA - Arizona	0,004
	EUA - Carolina do Sul	0,015
	EUA - Connecticut	0,0042
	EUA - Florida	0,00417
	EUA - Kansas	0,18
	EUA - Massachusets	0,13
	EUA - Michigan	0,0042
	EUA - Montana	0,033
	EUA - Nevada	0,02
	EUA - Pensilvania	0,002
	EUA - Virginia	0,0033
Prata	EUA - Florida	3
	EUA - Montana	0,01
	EUA - Texas	0,01
	EUA - Vermont	0,24
Selênio	EUA - Massachusets	0,54
	EUA - Montana	0,26
	EUA - New York	0,48
	EUA - Texas	0,2
	EUA - Vermont	4,8
Tálio	EUA - Florida	0,5
	EUA - New York	0,24
	EUA - Pensilvania	2,47
	EUA - Texas	0,1
Telúrio	EUA - Arizona	0,00023
	EUA - Carolina do Norte	0,00023
	EUA - Texas	0,1
	EUA - Vermont	2,4
Vanádio	EUA – New York	0,2
Zinco	EUA - Montana	6,55
	EUA - New York	50

FONTE: SITTIG (1995) (dados brutos)

Embora os compostos metálicos se modifiquem no processo de queima, um metal não é destruído como outros elementos pela combustão no forno, estando presente nas correntes de saída consideradas, as quais compreendem o clínquer, o pó coletado no precipitador eletrostático e as emissões gasosas, de acordo com ETI (1992). Dessa forma, para a determinação do destino dos constituintes metálicos é importante conhecer a sua origem, o comportamento dos mesmos e sua distribuição nas emissões, no pó coletado e no clínquer.

3.4.1. Matérias-Primas

Conforme descrito em VDZ (1996), o cimento é produzido através da moagem do clínquer com gesso (sulfato de cálcio), mas pode conter outros aditivos, que lhe conferem outras características específicas.

Também, segundo a VDZ (1996), as matérias-primas para fabricação de cimento são provenientes de recursos naturais, como calcário, marga de cal, argila, areia, entre outros. Os metais estão presentes, naturalmente, nessas matérias-primas, que são de origem geogênica, como mostrado no Quadro 14. Segundo a EPA (1995), as quantidades desses compostos dependem da formação geológica do qual a matéria-prima é extraída. De acordo com REITHER e STROH (1995), pode-se verificar o teor de metais por meio da análise química das matérias-primas.

À partir da mistura das matérias-primas, compostas principalmente de óxido ou carbonato de cálcio (CaO ou $CaCO_3$), dióxido de silício (SiO_2), óxido de alumínio (Al_2O_3), óxido de ferro (Fe_2O_3), entre outros, dos quais as fontes e quantidades se encontram no Quadro 15, se forma o clínquer. Segundo a EPA (1995), as concentrações do componente em dada matéria-prima pode ser maior ou menor, dependendo da fonte.

Quadro 14 - Teores de Metais em Solos Naturais (ppm (g/t))

Metal	Pedra de argila	Estrato cinza	Pedra de cal	Granito	Gneiss-ardósia	Basalto	Granu-lita	Crosta conti-nental
Cd	22	14	5	32	16	4	10	15
Cr	90	50	15	12	76	168	88	88
Hg	0,45	0,11	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02
Ni	68	40	11	7	26	134	33	45
Pb	0,13	0,09	0,16	0,09	0,10	0,10	0,10	0,10
Tl	0,68	0,20	0,05	1,10	0,65	0,08	0,28	0,49
Zn	95	105	23	50	65	100	65	65

Fonte: VDZ (1996)

Quadro 15 - Matérias-Primas para Produção de Cimento Portland

Componente	Fonte	Composição
Cal	Calcário	96 - 100% de $CaCO_2$
	Giz (greda)	98 - 99 % de $CaCO_3$
	Marga de cal	75 - 90 % de $CaCO_3$
	Marga	40 - 75 % de $CaCO_3$
Argila	Caolin	Al_2O_3. 2 SiO_2 . 2H_2O
	Montmorrilonita	Al_2O_3.3 SiO_2.H_2O + nH_2O
	Mica	Al_2O_3
Componentes de Correção	Bauxita	Al_2O_3
	Minério de Ferro (Hematita)	Fe_2SO_3
	Areia	SiO_2

Fonte : LIS (1996)

A composição aproximada da farinha, que se forma após mistura desses compostos para produção de clínquer, é mostrada no Quadro 16. Os metais, também chamados de elementos-traço, estão presentes nas matérias-primas, e consequentemente na farinha. No Quadro 17, é apresentada a concentração dos elementos-traço presentes na farinha.

Quadro 16 - Composição Química da Farinha

Componente	Concentração (%)
SiO_2	12 - 16
$Al_2O_3 + TiO_2$	2 -5
$Fe_2O_3 + Mn_2O_3$	≤ 2
CaO	40 - 45
MgO	0,3 - 3
K_2O	0,2 - 1,4
Na_2O	≤ 0,3
SiO_2	≤1,2
Perda ao fogo	
$CO_2 + H_2O$	32 - 36
Cl^-	0,01 - 0,1
F^-	0,02 - 0,07

Fonte: VDI (1985) (modificado)

Quadro 17 – Concentração de Metais na Farinha para Produção de Cimento

Componente	Concentração (%)
As	3-15
Be	0,7-2,5
Cd	0,04-0,15
Co	3-9
Cr	23-39
Ni	18-23
Pb	4-15
Tl	0,21-0,78
V	32-102
Zn	31-47

Fonte: VDI 2094 (1985) (modificado)

O Quadro 18 mostra a presença de metais em algumas matérias-primas.

3.4.2. Combustíveis

Segundo VDZ (1996), os materiais, como o calcário, a argila e outros, são moídos e pré-aquecidos antes de serem alimentados a um forno, onde são aquecidos a uma temperatura em torno de 1450°C. As reações químicas que ocorrem durante esse processo, é que formam o clínquer para fabricação do cimento. Como combustíveis, são normalmente alimentados ao forno carvão, óleo combustível ou gás. Os gases gerados se movem em contra-corrente com a farinha.

Segundo REITHER e STROH (1995), através do combustível também penetram metais no processo de queima. Por isso, deve se considerar a composição do combustível, em particular das cinzas, na mistura da farinha. Segundo WEITZMANN (1983), citado em ETI (1992), embora o coque de petróleo, óleo e gás natural sejam usados como combustível, o mais usado é o carvão, que contém quantidades significativas de metais.

Nos Quadros 19 e 20 são apresentados os teores de metais nos principais combustíveis e resíduos em substituição a combustíveis.

3.4.3. Aditivos

Conforme informação de REITHER e STROH (1995), pode se realizar uma melhora das características do processo na fase líquida, dentro do forno, pela adição de aditivos, conhecidos como agentes fluxantes e mineralizadores.

Os **fluxantes** diminuem a temperatura da primeira formação do fundido e influenciam na sua viscosidade.

Quadro 18 – Concentração de Metais em Matérias-Primas para Produção de Cimento

Metal	Investigação 1 (*) (ppm)			Investigação 2 (**) (ppm)		Investigação 3 (***) (ppm)	
	Calcário	Marga de cal	Argila/ Pedra de argila	Calcário	Argila	Calcário/ Marga de cal	Argila
Antimônio (Sb)	-	-	-	Nda	Nda	-	-
Arsênio (As)	-	-	-	0,2-12	13-23	0,2-12	13-23
Bario (Ba)	-	-	-	Nda	Nda	-	-
Berílio (Be)	-	-	-	-	-	0,2-2	2-4
Cádmio (Cd)	0,02 – 0,50	0,04 – 0,35	0,05 – 0,21	0,035-0,1	0,016-0,3	0,035-0,1	0,016-0,3
Cromo (Cr)	0,70 – 12,3	4,6 – 35	20 – 90	1,2-1,6	90-109	1,2-16	90-109
Chumbo (Pb)	0,27 – 21	1,3 – 8,5	9,7 – 40	0,4-13	13-22	0,4-13	13-22
Cobalto (Co)	-	-	-	-	-	1-5	10-20
Mercúrio (Hg)	0,005– 0,10	0,009–0,13	0,02 – 0,15	0,03	0,45	-	-
Níquel (Ni)	1,4 – 12,9	5,9 – 21	11 –70	1,5-7,5	67-71	1,5-7,5	67-71
Prata (Ag)	-	-	-	Nda	0,07	-	-
Selênio (Se)	-	-	-	0,19	0,5	-	-
Tálio (Tl)	0,06 – 1,8	0,07 – 0,68	0,60 – 0,90	0,05-0,5	1,7-1,6	0,05-0,5	0,7-1,6
Vanádio (V)	-	-	-	10-80	98-170	10-80	98-170
Zinco (Zn)	1,0 –57	24 –55	55 -110	22-24	59-115	22-24	59-115

Nda= dados não disponíveis

Fontes:

(*)VDZ (1996)

(**)ETI (1992)

(***)VDI 2094 (1985) (ppm)

Quadro 19 – Teores de Metais em Combustíveis para Produção de Cimento

Metal	Carvão		Linhito	Óleo combustível
	Investigação 1 (*) (ppm)	Investigação 2(**) (ppm)	Investigação 3(**) (ppm)	Investigação 4(**) (ppm)
Antimônio (Sb)	1,19	-	-	-
Arsênio (As)	9-50	9-50	0,3-9	<0,01-0,1
Bário (Ba)	24,5	-	-	-
Berílio (Be)	2,27	-	-	-
Cádmio (Cd)	0,1-10	0,1-10	0,1-2,4	0,02-0,4
Cromo (Cr)	5-80	5-80	0,9-8	2-4
Chumbo (Pb)	11-270	11-270	0,8-6	1-34
Mercúrio (Hg)	0,24	-	-	-
Níquel (Ni)	20-80	20-80	0,6-1,9	5-43
Prata (Ag)	0,06	-	-	-
Selênio (Se)	3,56	-	-	-
Tálio (Tl)	0,2-4	0,2-4	0,07-0,30	<0,02-0,12
Vanádio (V)	30-50	30-50	2-7	2-117
Zinco (Zn)	16-220	16-220	1-70	5,85

Fontes:

(*)**ETI (1992)**

(**) REITHER E STROH (1995)

Quadro 20 – Teores de Metais em Resíduos para Substituição de Combustíveis para Produção de Cimento

Metal	Óleo usado (*) (ppm)	Óleo usado (**) (ppm)	Terra de branqueamento(**) (ppm)	Resina ácida (**) (ppm)	Coque de petróleo(**) (ppm)	Pneus usados(**) (ppm)
Antimônio (Sb)	Nda	-	-	-	-	-
Arsênio (As)	<0,01-100	-	-	-	-	-
Bário (Ba)	0-3906	-	-	-	-	-
Berílio (Be)	Nda	-	-	-	-	-
Cádmio (Cd)	4	4	<0,01-2	9-50	0,1-0,3	5-10
Cromo (Cr)	<5-50	<5-50	2-11	20-330	5-104	97
Chumbo (Pb)	10-21700	10-21700	2-2500	150-6400	6-102	60-760
Mercúrio (Hg)	Nda	-	-	-	-	-
Níquel (Ni)	3-30	3-30	<0,01-30	8-87	300-355	77
Prata (Ag)	Nda	-	-	-	-	-
Selênio (Se)	Nda	-	-	-	-	-
Tálio (Tl)	<0,02	<0,02	0,2	0,03-0,07	0,04-3,1	0,2-0,3
Vanádio (V)	Nda	-	-	-	-	-
Zinco (Zn)	240-3000	240-3000	10-480	56-3900	nd	9300-20500

Nda = dados não disponíveis

nd = não detectado

Fontes:

(*) ETI (1992)

(**) REITHER E STROH (1995)

Os **mineralizadores** promovem a formação da Fase C_3S, requerida também sem fusão. Investigações de laboratório provam que, por exemplo, metais podem atuar como mineralizadores. Enquanto da formação do clínquer, os metais estão contidos até aproximadamente 0,05% e, em investigações realizadas, foram encontrados teores de metais de até 3% (Sprung, 1982).

O Quadro 21 seguinte mostra a influência dos metais e de outros componentes secundários sobre o clínquer, cuja adição resulta na mudança das características da sinterização.

3.4.4. Clínquer

Segundo a ETI (1992), foram conduzidos testes para determinar a concentração de metais no clínquer, tanto com a planta queimando combustível convencional quanto de substituição. Os resultados são apresentados no Quadro 22, à seguir. Foi observado que as médias não foram substancialmente diferentes para os clínqueres obtidos nos dois processos.

Quadro 21 – Influência dos Metais sobre as Características do Clínquer (Sprung, 1982)

Material	Teor	Mudanças no clínquer
Ce	< 3%	Nenhuma influência
Cr	< 3%	Alta solidificação precoce.
Ba, Sr, Ti, Zn , (P)	< 3%	Hidratação retardada.
V_2O_5, Cr_2O_3, BaO	< 0,5%	Melhor eficiência de moagem.
Ba, P, Cr, SO_3, Na, Ti	0,2 - 1%	Mineralizadores.
Cu, Cr, Mn, Ti, Zn, Co, P		Mineralizadores
Cr	< 0,5%	Promove formação do C_3S.
Cr	< 0,5%	Decomposição do C_3S.

Fonte: REITHER e STROH (1995)

Quadro 22 – Teores de Metais no Clínquer (médias em ppm)

Metal	**Forno de cimento queimando combustível convencional**	**Forno de cimento queimando resíduo como combustível**
Ag	3	1,4
As	11,2	25
Ba	144	139
Be	0,5	1,6
Cd	3	0,7
Cr	Sem dados	71,1
Hg	0,2	0,2
Ni	Sem dados	49,6
Pb	6,7	17
Sb	1,5	3,19
Se	0,6	9,1
Tl	0,5	1
V	156	82,3
Zn	23	64,9

Fonte: ETI (1992) (modificado)

3.4.5. Pó Coletado no ECP-Ar

Conforme informação de ETI (1992), o pó coletado no precipitador eletrostático é proveniente dos gases quentes de combustão, que circulam em contra-corrente com o material alimentado, que carreiam as partículas provenientes do processo.

Na operação direta, ele é conduzido diretamente ao precipitador eletrostático após passar por um condicionamento e na operação combinada, após passar pelo moinho para secagem da farinha, é que ele chega ao ECP-Ar.

Ressalta-se que a composição do pó retido no precipitador eletrostático pela operação direta é diferente do pó coletado pela operação combinada, pois, segundo ACHTERNBOSCH e BRÄUTIGAM (2000), na operação combinada ocorre um abatimento dos compostos de metais do efluente gasoso na farinha. Portanto, na operação combinada, o teor de metais é menor no pó do precipitador do que na operação direta.

Segundo ETI (1992), o pó coletado retorna ao forno como material de alimentação. No entanto, como pode ocorrer a formação de sais alcalinos que podem interferir nas condições de operação, somente uma parcela é removida.

Segundo ACHTERNBOSCH e BRÄUTIGAM (2000), os metais podem formar uma circulação dentro do forno, conduzindo a uma concentração desses elementos dentro do sistema.

Para reduzir esses processo, existem diferentes maneiras, sendo a mais importante a utilização de reciclo. Pode se interromper a circulação externa pelo reciclo parcial de material particulado. Dessa maneira, uma parcela da poeira coletada no precipitador eletrostático não retorna ao processo e a outra parcela podre ser alimentada no moinho junto com a farinha, o que reduz a circulação de metais. Também pode ocorrer que o pó retido no precipitador eletrostático, se a composição permitir, seja moído junto com o clínquer no moinho de cimento.

Segundo REITHER e STROH (1995), através da aplicação do reciclo do pó coletado, foi testada a interrupção da circulação interna e externa de certos compostos na operação do forno para uma retenção seletiva de materiais. Assim, uma das possibilidades testadas foi a de não misturar o pó do precipitador eletrostático na farinha. Dessa forma, se a composição química permitir, a farinha pode ser moída com o clínquer para fabricação do cimento.

Pela reutilização dos gases quentes, é possível também minimizar a circulação de cloreto ou de álcalis. Assim, uma parte dos efluentes gasosos quentes do forno pode ser retirada antes do pré-aquecimento e ser conduzida para o abatimento de material particulado. A desvantagem desse método é a perda de calor da planta. A vantagem consiste numa alta retenção de cloreto no abatimento dos gases quentes.

Uma outra possibilidade consiste na instalação de um reciclo de farinha quente. Assim, uma parte da farinha quente calcinada é retida após os 5 estágios de ciclone, antes da entrada do forno. A taxa de redução do cloreto é menor do que pela reutilização de gases quentes, que recai no abatimento de material particulado. Além disso, a perda de calor é menor. A farinha quente retirada é moída com o cimento.

Com base no teor de álcalis ou de cloro a poeira coletada pela reutilização dos gases quentes deve ser enviada para aterro, se as exigências da qualidade do cimento não permitirem a moagem.

Em ETI (1992) são apresentadas algumas investigações realizadas por diferentes entidades, cujos resultados estão apresentados na Quadro 23, as quais mostraram a presença de metais no pó coletado no precipitador eletrostático.

As pesquisas realizadas pela PCA (1991) abrangeram 97 sistemas forno dos EUA, queimando tanto combustíveis convencionais quanto de substituição. A PCA, entre outras informações, concluiu que o fator mais significativo para a concentração de metais no pó do precipitador eletrostático é a parcela de materiais que é reciclada para o forno. Se uma fábrica de cimento usa matérias-primas e combustíveis que contém metais voláteis, como Cádmio, Chumbo, Selênio e Tálio e recicla a maioria do pó coletado, então, a concentração de metais no pó coletado posteriormente será mais alta do que daquelas unidades que recirculam somente uma parcela desse pó.

Segundo ETI (1992), comparando-se as médias encontradas entre a PCA (1991) e o Bureau (1982), não ocorreram mudanças significativas no intervalo de 10 anos, entre uma e outra, indiferente às mudanças que possam ter ocorrido nos projetos das unidades, combustíveis ou matérias-primas, com as concentrações de metais permanecendo relativamente constantes.

Quadro 23 – Teor de Metais no Pó coletado no Precipitador Eletrostático (médias em ppm)

Metal	**Forno de cimento queimando combustível convencional/ substituição (*)**	**Forno de cimento queimando combustível (**)**	**Forno de cimento queimando combustível convencional (***)**	**Forno de cimento queimando resíduo como combustível (***)**
Ag	10,53	8,3		
As	18	24	25	23
Ba	172	-	161	137
Be	0,65	-	1,0	1,6
Cd	10,3	23	5,6	9,3
Cr	41	42	53	50
Hg	0,66	0,52	0,4	0,4
Ni	22	30	40	22
Pb	360	264	83,1	277
Sb	2,0	7,5	16	15
Se	28,14	Sem dados	9,4	15
Tl	43,24	-	10,5	7,8
V	-	-	127	63,0
Zn	-	-	149	150

(*) PCA(1991)

(**) US Bureau of Mines (1982)

(***) CRI

Fonte: ETI (1992) (modificado)

Já o CRI (1992) realizou análise do pó do precipitador eletrostático tanto em fornos queimando combustíveis convencionais quanto resíduos como combustíveis e chegou à conclusão de que as médias das concentrações encontradas não diferiam substancialmente entre si em ordem de grandeza.

Outra entidade que investigou o teor de metais no pó coletado no precipitador eletrostático foi o US Bureau of Mines (1982), que analisou 113 amostras coletadas em 102 unidades de produção de cimento.

3.4.6. Emissões Gasosas

Segundo ACHOA (1996), o material particulado contendo metais removido pelos ECP's- Ar que não retornam ao forno (salvo armazenados para uso posterior) e que não sofrem abatimento pelo sistema de controle de poluição do ar, são emitidos para a atmosfera. Para garantir que as emissões estejam abaixo de limites fixados, sem prejuízo da qualidade do cimento, sugere que sejam definidos os seguintes parâmetros: taxa máxima de alimentação do resíduo, taxa máxima de alimentação de metais e de cloro nas matérias-primas, combustíveis e resíduos e concentrações máximas de certos compostos nos efluentes gasosos, dentre eles, os metais.

O BIF, segundo ETI (1992) estabelece padrões de emissão para 10 metais: Antimônio, Arsênio, Bário, Berílio, Cádmio, Cromo hexavalente, Chumbo, Mercúrio, Prata e Tálio (EPA, 1991).

Em EPA (1995), consta informação de que os metais estão presentes nos efluentes gasosos oriundos de fornos de produção de clínquer de fábricas de cimento, conforme mostrado no Quadro 24, onde estão apresentados os fatores de emissão desses elementos, determinados à partir de amostragens em chaminé realizadas em fábricas de cimento dos EUA, tanto utilizando precipitador eletrostático como filtros de tecido para abatimento das

emissões gasosas. Pode se observar que, esses ECP's-Ar, não tem o mesmo grau de eficiência para abatimento do mesmo elemento.

Quadro 24 – Fatores de Emissão de Metais para Fornos de Produção de Clínquer de Fábricas de Cimento (kg/t de clínquer produzido)

Metal	ECP-Ar	
	Precipitador Eletrostático	Filtro de Tecido
Ag	-	$3,1 \times 10^{-7}$
As	$6,5 \times 10^{-6}$	$1,3 \times 10^{-5}$
Ba	0,00018	0,00023
Be	-	$3,3 \times 10^{-7}$
Cd	$4,2 \times 10^{-6}$	$1,1 \times 10^{-6}$
Cr	$3,9 \times 10^{-6}$	$7,0 \times 10^{-5}$
Cu	-	0,0026
Hg	0,00011	$1,2 \times 10^{-5}$
Mn	0,00043	-
Pb	0,00036	$3,8 \times 10^{-5}$
Se	$7,5 \times 10^{-5}$	0,00010
Tl	-	$2,7 \times 10^{-6}$
Zn	0,00027	0,00017

Fonte: EPA (1995) (modificado)

A CRI, citada em ETI (1992), investigou as emissões de metais de plantas que queimam combustíveis convencionais e resíduos como combustíveis e as médias das concentrações foram próximas para alguns metais, conforme pode ser observado no Quadro 25, à seguir.

Quadro 25 – Teores de Metais nas Emissões Gasosas (médias em mg/s)

Metal	**Forno de cimento queimando combustível convencional**	**Forno de cimento queimando resíduo como combustível**
Ag	0,555	0,886
As	0,991	0,592
Ba	10,7	19,9
Be	0,0438	0,0452
Cd	0,344	0,309
Cr	20,6	12,5
Hg	0,984	2,14
Ni	17,3	11,0
Pb	1,95	5,83
Sb	0,685	0,808
Se	0,0719	0,0455
Tl	1,40	0,806
V	0,338	0,359
Zn	2,97	1,53

Fonte: ETI (1992) (modificado)

Segundo a ETI (1992), embora as emissões de metais não mudem significativamente, quando se queima resíduo como combustível num forno de produção de clínquer, em relação ao uso de combustíveis convencionais, as emissões de metais ainda continuam a ser a maior questão.

3.5. Comportamento dos Metais na Produção de Clínquer

Em relação aos metais, alguns estudos foram realizados levando em consideração a distribuição desses elementos no processo produtivo, pois conforme ACHOA (1996), os metais tem um comportamento particular no sistema forno.

Os estudos conduzidos por diferentes pesquisadores serviram de base para o desenvolvimento de uma metodologia para estimativa das emissões de metais do coprocessamento em fábricas de cimento.

3.5.1. Volatilidade dos Metais

Segundo REITHER e STROH (1995), o forno cilíndrico rotativo para produção de clínquer funciona segundo o princípio de um reator em contracorrente, dentro do qual a fase gasosa, composta de gases da combustão, gases de reação e o ar de combustão excedente, é conduzida no contra-fluxo da fase sólida, representada pela farinha alimentada, pelo material dentro do forno e pelo clínquer.

Na Figura 8 está representado o fluxo de materiais e da fase gasosa dentro de um forno de produção de clínquer com pré-aquecimento por ciclone, além da distribuição de temperatura do processo.

No Quadro 26, é apresentada a relação entre a pressão de vapor e a temperatura dos compostos formados por metais num forno de produção de clínquer.

Dos dados, observa-se que os cloretos de metais, de uma maneira geral, possuem ponto de ebulição mais baixo do que os correspondentes metais ou óxidos.

Como os metais que entram no sistema forno com a alimentação são de diferentes volatilidades, é ressaltado em VDI (1985) que a volatilidade é caracterizada nos fornos de cimento pelo grau de retenção dos metais, o que significa a relação entre o fluxo de massa do elemento em questão deixando o forno no clínquer e o fluxo de massa do mesmo que entra no forno pela alimentação.

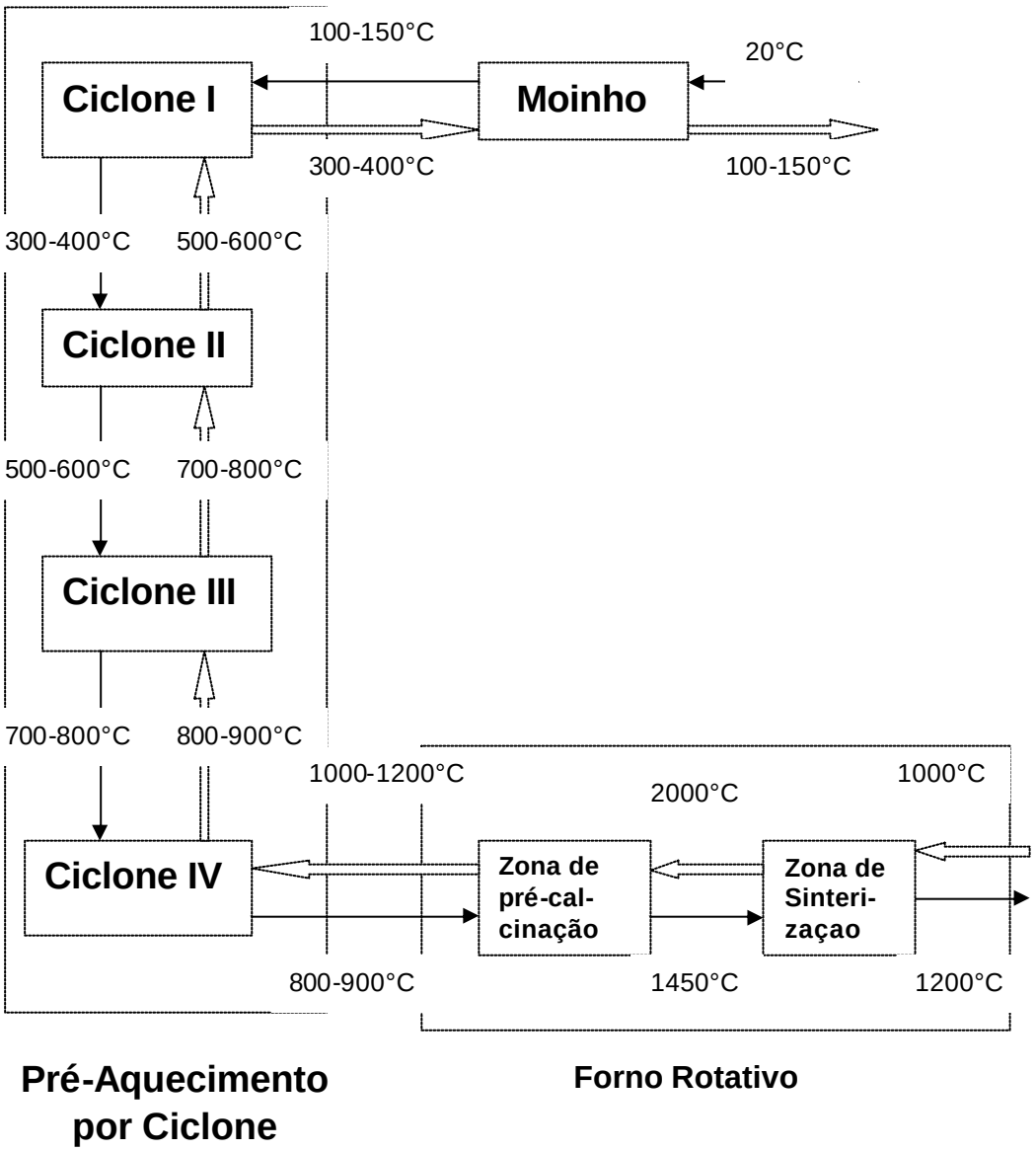


Figura 8 – Distribuição da Temperatura e Fluxo de Materiais e de Efluente Gasoso num Forno Rotativo com Pré-Aquecimento por Ciclone

Fonte: REITHER e STROH (1995)

Quadro 26 – Pressão de Vapor e Temperatura de Compostos Inorgânicos

Material	Temperatura de ebulição (°C) na pressão de		
	13 mbar	133 mbar	1013 mbar
As_2O_3	260	333	457
$BeCl_2$	346	411	487
Cd	484	611	765
$CdCl_2$	656	797	967
CdO	1149	1341	1559
CrO_2Cl_2	14	58	117
Cu	1879	2207	2595
$CuCl_2$	702	960	1490
Hg	184	262	357
$HgCl_2$	180	237	304
Pb	1162	1421	1744
$PbCl_2$	648	784	954
PbO	1085	1265	1472
Tl	983	1196	1457
TlCl	517	645	807
Zn	593	736	907
$ZnCl_2$	508	610	732

Fonte: ACHTERNBOSCH e BRÄUTIGAM (2000) (modificada)

Já ACHTERNBOSCH e BRÄUTIGAM (2000) definem como volatilidade o comportamento dos metais no processo de queima de clínquer, que não se relaciona somente com a pressão de vapor do elemento em determinada temperatura, mas também com outros fatores como a presença de halogênios. Quando a volatilidade é expressa como o quociente entre o balanço externo e interno dos respectivos elementos em relação ao valor do “Cálcio” (SPRUNG 1988), a mesma é definida como volatilidade relativa.

Segundo ACHTERNBOSCH e BRÄUTIGAM (2000), como as matérias-primas e combustíveis contém metais em determinadas faixas, foi pesquisado o comportamento dos elementos Tálio, Cádmio, Mercúrio, Chumbo, Zinco e Cromo, entre outros compostos como metais alcalinos, halogênios e enxofre. Nessa investigação, foi observado que os metais estão presentes na forma de óxidos, halogênios, sulfetos e como uma mistura de compostos complexos.

No sistema de pré-aquecimento vaporiza uma parte dos compostos com base na sua pressão de vapor devido à temperatura dominante. A temperatura de vaporização do possível composto daria uma primeira referência sobre o seu comportamento.

Os compostos voláteis chegam na fase gasosa e são transportados pelo fluxo gasoso para a zona fria, onde são de novo condensados e adsorvidos. Esses compostos adsorvidos na farinha são transportados, de novo, para a zona quente e novamente vaporizam, formando uma circulação dentro do sistema, que resulta num aumento de sua concentração, que pode ser muitas vezes maior do que a concentração de entrada do elemento. Segundo ACHTERNBOSCH e BRÄUTIGAM (2000), o balanço dos elementos mostrou que pequenos graus de retenção gerados por compostos facilmente voláteis resultaram numa alta perda de material como resultado do balanço, mas, na verdade, haveria um acúmulo desse material no sistema forno.

3.5.2. Classificação da Volatilidade dos Metais

Conforme a EPA (1995), os metais oriundos de fornos de fábricas de cimento podem ser agrupados em 3 classes: voláteis, como Hg e Tl; semi-voláteis, como Sb, Cd, Pb, Se, Zn, K e Na e não-voláteis (refratários), como Ba, Cr, As, Ni, V, Mn, Cu e Ag. Embora as partições desses metais sejam afetadas pelas condições de operação do forno, os metais refratários

tendem a se concentrar no clínquer, enquanto os voláteis e semi-voláteis tendem a serem lançados pelas chaminés.

KRCMAR, LINNER e WEISWEILER (1994) observam que as altas temperaturas e demais condições de processo causam uma mobilização dos metais alimentados contidos nos insumos, os quais se ligam no clínquer, se volatilizam ou ficam retidos no pó do ECP.

Para esclarecer o comportamento dos metais em função de sua volatilidade, foi determinado um fator f, de modo que os metais pudessem ser classificados em 3 categorias: muito voláteis, medianamente voláteis e dificilmente voláteis à partir da realização de um balanço dos metais no sistema forno. O fator f correlaciona a concentração do elemento no clínquer com a concentração do elemento na farinha, à partir de dados empíricos, independente da concentração do mesmo nas outras correntes (combustível, pó coletado no ECP-Ar e efluente gasoso), conforme apresentado no Quadro 27.

Para agrupar os elementos nas 3 categorias de volatilidade, foi utilizado o seguinte critério: para $f<1$, o comportamento se revelou altamente volátil; para $f = \sim 1$, medianamente volátil e para $f > 1$, dificilmente volátil.

Com esses resultados, KRCMAR, LINNER e WEISWEILER (1994) explicam que a alta volatilidade dos elementos Selênio, Chumbo, Tálio e Cádmio, no processo é atribuída à sua parcela relativamente alta na poeira do precipitador eletrostático e emitida nos gases pela chaminé. Da mesma maneira, os elementos Rubídio e Césio, na categoria de média volatilidade, tem a sua parcela de retenção significativa tanto no clínquer quanto na poeira do precipitador eletrostático. Já os balanços dos elementos Estrôncio, Bário, Estanho, Tálio, Arsênio, Cromo, Cobalto, Cobre, Zinco, Antimônio, Níquel e Vanádio mostram que os mesmos são dificilmente voláteis.

Quadro 27 – Classificação da Volatilidade dos Metais em função do fator f

Metal	Teor na farinha (ppm)	Teor no clínquer (ppm)	f (teor no clínquer/teor na farinha)	Classificação da Volatilidade
As	11,8	17,9	1,52	difícil
Ba	131,0	175,8	1,34	difícil
Cd	238,7 ppb	83,9 ppb	0,35	alta
Co	11,3	17,6	1,56	difícil
Cr	29,6	45,8	1,55	difícil
Cs	8,2	5,8	0,71	média
Cu	20,4	32,0	1,57	difícil
Ni	20,8	53,2	2,56	difícil
Pb	12,0	1,7	0,14	alta
Rb	54,6	58,0	1,06	média
Sb	0,9	1,5	1,67	difícil
Se	1,8	nd	0	alta
Sn	2,1	2,9	1,38	difícil
Sr	nd	nd	1,24	difícil
Tl	367,8 ppb	55,0 ppb	0,15	alta
V	49,8	135,8	2,73	difícil
Zn	31,2	50,2	1,61	difícil

nd = não detectado

Fonte : KRCMAR, LINNER e WEISWEILER (1994) (modificado)

De acordo com ACHTERNBOSCH e BRÄUTIGAM (2000) os elementos-traço se dividem em diferentes classes devido ao seu comportamento particular no sistema forno com pré-aquecimento. Dessa forma, foi calculada a volatilidade relativa dos elementos, de modo que permitisse uma classificação (BUWAL 1997, SPRUNG 1988, HOENIG, BUEKENS). Conforme exposto, a BUWAL classifica um elemento como:

Dificilmente volátil: as medições realizadas mostraram que elementos como Cromo, Ferro, Níquel, Vanádio, Titânio, Cobre, Zinco, Arsênio e Estanho são uma massa não ou pouco volátil, como o Cálcio. Para o Arsênio, que é volátil, é admitido que ele exista no sistema de pré-aquecimento como arseniato de Cálcio, com base no Cálcio excedente e nas suas reações oxidativas (KIRCHATZ). Já a volatilidade do Chumbo aparece diferenciada, pois em algumas publicações o mesmo aparece como sendo de difícil volatilidade e em outras, com uma alta volatilidade (KIRCHATZ).

A característica do elemento ser dificilmente volátil é um equilíbrio entre a entrada e a saída do elemento dentro dos limites do balanço considerado. Também, os elementos dificilmente voláteis se ligam em alto teor no clínquer, sob a pré-condição de que a parcela do elemento na farinha basicamente não muda; mas uma mudança na parcela de halogênios dos insumos pode conduzir a uma mudança na volatilidade de determinados metais.

Semi-voláteis: a esse grupo pertencem metais como o Cádmio e o Bismuto e, o Tálio, que a BUWAL alega ser devido a transferência para a poeira do precipitador eletrostático. Estes elementos se encontram no forno na fase gasosa e uma parte pode estar ligada ao clínquer. Na zona fria, eles se condensam em partículas de poeira e são separados quase totalmente pelo sistema de despoeiramento. O erro sistemático pelo balanço de massa da planta é característico de uma alta volatilidade, a qual conduz a um baixo grau de ligação no clínquer e se concentra na seqüência do processo.

Voláteis: pertencem a esse grupo os elementos como o Mercúrio. Ele reage para fazer ligação em todo sistema forno, com base na sua alta volatilidade, que é preponderante na fase gasosa. Para o abatimento são necessárias baixas temperaturas antes do despoeiramento, que não aumentam com a operação do forno. A separação se realiza pela grande área superficial, que é maior nos fornos com pré-aquecimento por ciclone, com base na alta

carga de material particulado presente nos gases, em comparação com as cargas do pré-aquecimento por grelha.

Voláteis Reativos: A farinha e o combustível contem metais alcalinos que são vaporizados no forno. Nas zonas frias, esses metais condensam preferencialmente como sulfatos ou compostos halogenados. Estes compostos são transportados pela farinha de novo para a zona quente, onde, em particular o cloreto, que é volátil como os sulfatos alcalinos, se vaporiza novamente, e forma uma circulação dentro do sistema-forno.

3.5.3. Balanço dos Metais no Sistema-Forno

Segundo SEEBACK e TOMPKINS (1991), nenhum metal é emitido na forma livre ou vapor. Os metais do fluxo gasoso se condensam e tem reagido, pelo menos parcialmente, ao passar para aquecimento da farinha estocada, que vai ser alimentada. Depois, esse fluxo gasoso passa pelo filtro de tecido, onde é coletado como particulado, similar aos resultados obtidos por SPRUNG et al., pois o pré-aquecimento é usado para secar a matéria-prima pela passagem dos gases quentes, com seu posterior resfriamento pela troca térmica, antes da entrada no filtro de tecido, pois a faixa de temperatura de operação desse ECP-Ar não permite a entrada de efluentes gasosos em temperatura alta o suficiente para que existam metais na forma de vapor.

SEEBACK e TOMPKINS (1991) relatam a investigação de SPRUNG (1982) sobre os teores de metais no sistema forno de produção de clínquer, na circulação interna e na externa, sendo que as medições foram realizadas num forno rotativo com pré-aquecimento por grelha (LEPOL), com a maior parte do material particulado retido retornando ao forno, o que revelou que a maioria dos metais se comportava de maneira análoga aos elementos principais das matérias-primas (como Ca, Si, Al, Fe e Mg), ou seja, se ligando ao clínquer e à poeira retida no ECP-Ar.

Cerca de 99,9% do total de elementos principais e metais inseridos estariam ligados aos sólidos do processo, conforme SEEBACK e TOMPKINS (1991). A evaporação alcalina das zonas quentes do forno rotativo aumentaria o teor de cloro e a volatilização da maioria dos metais em presença desse elemento e, mesmo o Cromo, que não é considerado volátil, apresentaria esse comportamento.

Segundo REITHER e STROH (1995), os materiais vaporizam na parte quente do forno, chegando à fase gasosa e se condensando na parte fria ou sendo adsorvidos ou indo para a fase sólida. Nesta fase, os materiais chegariam novamente à zona quente e se evaporariam. Por isso, ocorre a concentração do elemento, que conduz a um acréscimo nas emissões ou a um aumento da concentração de certos componentes no clínquer.

A observação da circulação de materiais no forno ajuda a descobrir os componentes dos materiais residuais e matérias-primas, que podem danificar o processo de produção, influenciar a qualidade do cimento ou as emissões das fábricas de cimento. Conforme REITHER e STROH (1995), diferencia-se a circulação interna, representada pelo pré-aquecimento em ciclones e forno cilíndrico rotativo e a circulação externa, com o retorno de material particulado do filtro ao processo de queima.

Segundo ACHTERNBOSCH e BRÄUTIGAM (2000), pelo balanço interno, se comparam as entradas de farinha e combustível no forno com as saídas de clínquer e efluente gasoso. Em contrapartida, no balanço externo se localiza na entrada externa de elementos na farinha e combustíveis e se comparam com as saídas de clínquer, pó coletado no ECP-Ar e emissões. Observa-se que não se trata do elemento puro, mas do comportamento do composto químico do elemento no sistema.

Segundo VDI (1985), o acúmulo de compostos de metais altamente voláteis é esperado nos ciclos interno e externo. O ciclo interno se forma quando esses compostos reagem na calcinação ou se precipitam no material alimentado nas zonas frias da câmara de calcinação, no pré-aquecimento ou na secagem. O ciclo externo se forma quando esses compostos são separados no pó coletado no ECP-Ar e o mesmo é recirculado, sendo misturado às matérias-primas (no pré-aquecimento, moinho de secagem, separadores, silo de matérias-primas).

O grau no qual o material se acumula dentro do forno depende da alimentação e do tipo de operação do sistema forno, conforme VDI (1985). Esse acúmulo nos ciclos pode ser reduzido por uma intervenção, com a extração da poeira, sem o retorno da mesma. O grau em que esses componentes são emitidos depende das reações entre o gás do forno e a calcinação do material alimentado.

Conforme ACHTERNBOSCH e BRÄUTIGAM (2000), a circulação de elementos, por meio da vaporização e condensação dentro do sistema forno é chamada de circulação interna. Em particular, os elementos voláteis potássio, cloro e enxofre, tendem a formar uma circulação interna. Para os metais Tálio, Cádmio e Chumbo, vale esse mesmo comportamento. A circulação externa abrange o fluxo de massa adicional, incluindo o moinho de matérias-primas, o despoeiramento após o pré-aquecimento e para todo o circuito onde o fluxo de massa é acrescentado novamente ao processo.

Tanto a circulação interna e a externa se formam preferencialmente no forno com pré-aquecimento por ciclone mais do que no forno com pré-aquecimento por grelha (KIRCHATZ). O período no qual ocorre a concentração do elemento, depende da volatilidade, do poder de adsorção ou separação do moinho, do pré-aquecimento, do forno rotativo e do despoeiramento, sendo que para os compostos alcalinos, em particular os

halogenados e os sulfatos, se forma uma maior concentração em pouco tempo e para os metais, como o Tálio, um aumento ocorre em meses.

3.5.4. Comportamento dos Metais no Sistema-forno

REITHER e STROH (1995) realizaram o balanço dos elementos-traço no sistema forno, segundo um método publicado por SPRUNG. Um balanço é uma comparação entre a entrada e a saída do fluxo de massa e o objetivo foi obter informações sobre a permanência de determinados materiais em cada corrente.

Os dados foram obtidos de medição dos teores nas emissões, no material particulado e no clínquer, em grande número de fornos com pré-aquecimento por ciclone e por grelha. Um sumário dos resultados para as correntes de saída estão apresentados no Quadro 28.

Quadro 28 – Distribuição dos Metais nas Correntes de Entrada e de Saída do Forno de Produção de Clínquer (%)

Metal	Partição nas Correntes de Saída (%) (*)		
	Clínquer	Pó coletado no ECP	Emissão
Arsênio	83-91	-	~9-17
Cádmio	74-88	Sem dados	Sem dados
Chumbo	>	Sem dados	Sem dados
Cromo	97	~3	~0,03
Mercúrio	Sem dados	0	96
Níquel	97	~3	<0,01
Tálio	2	Sem dados	Sem dados
Zinco	80-99	7	~0,02 - 0,1

(*) Forno rotativo com pré-aquecimento por ciclone

Fonte: REITHER e STROH (1995) (dados brutos)

Em WINKLER (1995), também são apresentados os resultados de pesquisas realizadas em diferentes sistemas forno, de modo a determinar as porções de metais que ficaram retidas nas correntes de saída, com objetivo de se estimar, posteriormente, as emissões do processo em função da quantidade de metais que é alimentada ao sistema. As partições que foram observadas estão apresentadas no Quadro 29.

Os estudos conduzidos por SEEBACK e TOMPKINS (1991), apresentaram resultados que se encontram no Quadro 30, de onde foi concluído que os metais estariam na sua maior parte ligados ao clínquer e no pó coletado no ECP-Ar, representados como sólidos do processo.

SPRUNG (1985), citado em ETI (1992), investigou o comportamento do Arsênio, Cádmio, Cromo, Chumbo, Níquel, Tálio e Zinco e verificou que a maioria desses metais se encontrava retida nos sólidos do processo.

As investigações conduzidas ETI (1992) mostraram ainda que o Arsênio, o Cromo e o Níquel, como o Zinco, ficariam na sua maior parte retidos no clínquer. O Cádmio se comportaria como o Chumbo, ficando retido mais no clínquer e no pó coletado. Já o Tálio, que é mais volátil, ficaria <5% retido no clínquer, recomendando que a sua alimentação fosse monitorada com rigor.Em todos os casos, mais do que 99% dos metais estava retido nos sólidos do processo, com exceção do Selênio, cuja taxa de retenção foi > 95%.

Também não foram notadas diferenças nas emissões quando uma parcela do carvão foi substituída por resíduo. Embora as emissões fossem <1% para os metais alimentados ao forno, SEEBACK e TOMPKINS (1991) sugerem que a entrada de Antimônio, Cádmio, Chumbo, Selênio, Prata e Zinco fossem monitoradas, indiferente do combustível alimentado

Quadro 29– Grau de Ligação dos Metais nas Correntes de Saída de Fornos Rotativos de Plantas de Cimento

Metal	Grau de ligação no clínquer (%)	Grau de ligação no pó coletado (%)	Emissões (%)
As	83-91	5-10	0,01-0,03
Ba	~90	~10%	<0,1%
Be	~99	~1	<0,01
Cd	74-88	5-20	0,01-0,1
Co	~93	~7	~0,05
Cr	91-97	3-9	0,01
Cu	~88	~12	~0,05
Hg	0	60	40-60
Ni	83-97	3-13	0,01
Pb	72-96	2-25	0,00-0,05
Sb	83-91	5-17	0,01-0,03
Se	~0	95	5
Sn	~80	~20	0,03
Te	~80	~20	~0,1
Tl	0	99,9	0,1
V	90-95	2-9	0,00-0,01
Zn	80-99	1-9	0,00-0,05

Fonte: Winkler (1996)

Quadro 30 – Retenção dos Metais no Sistema-Forno

Metal	Entrada (kg/h)	Média de Retenção nos Sólidos (%)	Emissões (%)
Ag	0,0199 – 0,226	± 99,8420	0,163
As	0,007 – 2,989	≥ 99,8068	0,022
Ba	15,022 – 34,457	99,8781	0,030
Be	0,0001 – 0,325	≥ 99,8681	0,114
Cd	0,039 – 0,179	≥ 99,5550	0,440
Cr	0,256 – 4,625	99,8553	0,128
Hg	0,002 – 0,094	≥ 61,3	10-90
Ni	0,884 – 2,2798	≥ 99,9574	0,048
Pb	0,715 – 19,179	99,8531	0,167
Sb	0,160 – 0,301	≥ 99,7690	0,266
Se	0,003 – 0,608	≥ 95,4002	0,298
Tl	0,0082 – 0,334	90, 1219	10-20
V	2,249 – 14,203	≥ 99,9922	0,004
Zn	4,162 – 16,240	99,7869	0,220

Fonte: SEEBACK e TOMPKINS (1991) (modificado)

Também foram examinados os destinos do Mercúrio e do Tálio, que são mais voláteis, mas a grande variabilidade tornou os resultados de difícil interpretação. Mesmo assim, a retenção do Tálio observada foi em média 90% e do Mercúrio 61%.

Por causa da retenção mais baixa destes metais nos sólidos do processo, SEEBACK e TOMPKINS (1991) também recomendaram que a entrada desses metais no forno fosse monitorada, além de realizarem uma investigação posterior sobre o comportamento desses metais.

Para REITHER e STROH (1995), o Cromo e o Níquel mostram-se como elementos difíceis de volatilizar. O Cromo, o Níquel e até o Zinco são mais frequentemente encontrados nas matérias-primas do cimento. Até 97% do Níquel se liga no clínquer, o resto vai para a poeira do forno, não se formando uma circulação interna. Menos do que 0,01% da soma do balanço é emitido após o ECP-Ar. Proporções similares valem para o Cromo, mas cerca de 0,03% se emite na poeira dos gases após o ECP-Ar .

Segundo SEEBACK e TOMPKINS (1991), no caso do Cromo, que não é altamente volátil, a retenção nos sólidos (clínquer e poeira coletada) foi de 99,855%, enquanto que o Chumbo que é mais volátil apresentou uma retenção de 99,853% nos sólidos. A mais baixa de retenção foi do Cádmio, com 99,555%, devido a sua alta volatilidade nas faixas de temperatura do sistema forno.

Os estudos de SPRUNG (1985), citado em ETI (1992), indicam que a distribuição dos metais entre o clínquer e o material particulado coletado no ECP-Ar podem depender da quantidade de metais alimentada ao forno, do teor de cloro e do processo produtivo.

SEEBACK e TOMPKINS (1991) realizaram um ensaio para a determinação da retenção de metais nos sólidos de um sistema de forno, medida com diferentes níveis de entrada de cloro num sistema de pré-aquecimento com 4 estágios, que não era equipado com recirculação de gases quentes. Os resultados da retenção de Chumbo e Cádmio, com diferentes taxas de cloro é mostrado no Quadro 31.

Os resultados mostram que a média de retenção desses metais tem uma precisão razoável, independente da entrada de cloro. No entanto, o aumento da entrada de cloro não diminui a quantidade de Cádmio e Chumbo ligadas ao clínquer e ao pó coletado.

Quadro 31 – Retenção de Metais com diferentes Taxas de Cloro no Sistema

Metal	Retenção a 45,36 kg Cl/h	Retenção a 81,65 kg Cl/h
Cd	99,55	99,87
Pb	99,85	99,98

Fonte: SEEBACK e TOMPKINS (1991) (modificado)

SEEBACK e TOMPKINS (1991) observam que as taxas de cloro são estreitas, pois não são possíveis medições com taxas mais altas, pois o cloro em excesso não seria retirado para reciclo desse sistema e os níveis de cloro não podem exceder os níveis de operação prática. Isso é importante, pois permite a utilização de resíduos clorados em substituição a combustíveis fósseis sem exceder o nível de tolerância do sistema.

Os resultados obtidos indicaram que as emissões são diferentes para certos grupos de metais. Enquanto que de 0,004 – 0,048% é emitida como particulado (para Vanádio, Arsênio e Níquel), até 0,44% de Cádmio é emitida como particulado. SEEBACK e TOMPKINS (1991) também observaram que as emissões de Cd são as mais críticas, seguidas pelo Selênio, Antimônio, Zinco, Chumbo e Prata e que exigem mais atenção na operação do forno, seja com combustíveis convencionais ou resíduos.

Em relação ao Tálio e ao Mercúrio, os mesmos são considerados mais voláteis do que os outros e também foram incluídos nas análises e medições ocorridas nos sistemas, com balanços de entradas e saídas realizados em 6 sistemas fornos por SEEBACK e TOMPKINS (1991). Nesses testes houve dispersão de dados muito grande para esses 2 elementos, maior para o Mercúrio do que para o Tálio, devido à inclusão dos testes do forno longo à úmido e quando as emissões na chaminé indicaram valores abaixo do limite de detecção, o próprio limite de detecção foi utilizado. Alguns metais apresentam comportamento específico, o que será apresentado à seguir.

3.5.4.1. ARSÊNIO

No estudo apresentado SEEBACK e TOMPKINS (1991) foi realizado um balanço do Arsênio para um sistema forno com 4 estágios de pré-calcinação/pré-aquecimento, com a carga de entrada de Arsênio no sistema resultante da alimentação de matérias-primas, sendo que o forno não foi equipado com recirculação de gases. Todo o pó coletado retornava para alimentação no pré-aquecimento, que foi comparado ao balanço do Arsênio realizado em 2 sistemas fornos com 2 pré-aquecedores convencionais, usando resíduo líquido para substituir parte do combustível fóssil, em relação às entradas e saídas, enfocando na parcela de Arsênio que se ligaria aos sólidos do processo (clínquer e pó coletado no precipitador eletrostático).

Foi encontrado que a % de ligação de Arsênio nos sólidos foi similar em ambos os sistemas: 99,88%, sendo concluído que a retenção desse elemento nos sólidos é como se fosse uma característica do Arsênio. A origem do Arsênio não teve influência sobre esta característica física, sendo a sua retenção nos sólidos uma função do comportamento físico e químico da entrada de Arsênio nos sistemas forno.

Para REITHER e STROH (1995), uma grande parcela de Arsênio (83-91%) se liga no clínquer e o resto na poeira dos gases gerados. KIRCHARTZ (1994), citado em REITHER e STROH (1995), considera que o Arsênio não é um elemento volátil, portanto, no sistema de forno, não se forma nenhuma circulação desse elemento. A emissão resultante é praticamente na forma de particulado nos efluentes gasosos após o ECP-Ar, pela concentração em massa existente no particulado total em relação aos teores nos materiais alimentados.

3.5.4.2. CÁDMIO

O Cádmio está contido nas matérias-primas e nos resíduos alimentados. Combustíveis como o carvão e o linhito podem conter quantidades significativas de Cádmio. O grau de ligação do Cádmio perfaz nos fornos com pré-aquecimento por ciclone 74-88% e nos fornos com pré-aquecimento por grelha 25-64%, segundo KUCHNER (1985), citado em REITHER e STROH (1995). Nos fornos com pré-aquecimento por ciclone se forma uma circulação interna de Cádmio, bem como uma circulação forno - moagem à seco. Daí, uma concentração mais alta de Cádmio na farinha não leva a um alto grau de ligação no clínquer, pois a alta quantidade é transformada em circulação e pode ser relacionada ao aumento das emissões.

3.5.4.3. CHUMBO

O Chumbo se liga no clínquer e existe uma circulação interna de chumbo. A volatilidade do chumbo aumenta significativamente pela presença do cloreto. Porém, é possível a retirada do chumbo da circulação interna com um reciclo. A alta concentração de chumbo na forma de seu halogênio, realiza-se na faixa de temperatura de 800°C (também na faixa entre o estágio de ciclone inferior e a entrada no forno, do pré-aquecimento por grelha e a entrada do forno), segundo WEISWEILER (1985), citado em REITHER e STROH (1995).

Como o chumbo foi considerado o maior componente no resíduo usado como combustível e associado a efeitos adversos na saúde, os estudos conduzidos com a queima desse combustível de substituição, que tinha alto teor de Chumbo e baixo teor de halogênios, mostraram que não houve aumento das emissões de Chumbo, mas a maioria ficou retida no clínquer. Quando resíduos clorados com baixo teor de Chumbo foram queimados no processo à úmido, as emissões de Chumbo aumentaram, mas a maior parte do Chumbo ficou retida no pó coletado no precipitador eletrostático, sendo

que o mesmo resultado foi observado para um processo à seco e mais 2 à úmido, segundo BRANSCOME e MOURNIGHAM (1987), citados em ETI (1992).

Estes resultados relatados em ETI (1992) indicam que as emissões de Chumbo podem aumentar quando se queimam solventes clorados e a distribuição se deslocou do clínquer para o pó coletado por causa da maior formação de cloreto de chumbo, que é volátil. Também foi observado que a maior parte do chumbo ficaria retida nos sólidos do processo (clínquer ou pó coletado) em cerca de 99% e seria emitido cerca de 1% pela chaminé.

3.5.4.4 MERCÚRIO

O trabalho de FUKUZAKI (1986), citado em REITHER e STROH (1995), examina o fluxo de mercúrio numa fábrica de cimento. Nas correntes de entrada, foram encontrados teores de mercúrio no calcário, ardósia, escória de cobre, carvão e no óleo pesado. Nas correntes de saída foram encontrados os seguintes teores: cimento 2%, efluente gasoso da queima 96% e no efluente gasoso do resfriador 2%. No material particulado coletado da queima e do resfriador 0%.

Segundo SCHÜTTE (1990), citado em REITHER e STROH (1995), há uma indicação de que na operação direta, com o efluente gasoso sendo conduzido diretamente para a chaminé, ~50% do mercúrio no precipitador eletrostático é abatido, enquanto que na operação combinada, com o efluente gasoso sendo conduzido para aquecimento da farinha no moinho, é obtida uma taxa de abatimento de 98%. Isso significa que pode ocorrer um aumento da concentração de mercúrio entre o pré-aquecimento e o precipitador eletrostático, quando a poeira do precipitador eletrostático é misturada à farinha na operação combinada. Então, a poeira total do precipitador eletrostático moída junto com a farinha aumentaria o teor de mercúrio no clínquer.

Mas, segundo FUKUZAKI, citado em REITHER e STROH (1995), a carga de material particulado do efluente gasoso pela operação combinada é mais alta do que pela operação direta, levando a crer que a concentração de mercúrio no material particulado abatido, no caso da operação direta, é mais alta. Por isso, a retenção da poeira no precipitador eletrostático enquanto na operação direta, resultaria numa redução da emissão de mercúrio.

Dessa forma, segundo FUKUZAKI, o mercúrio não é distribuído pela poeira do precipitador eletrostático, enquanto que segundo SCHÜTTE, até 98% do mercúrio é encontrado na poeira do precipitador eletrostático. As bases para essa discrepância não são claras.

Também, segundo KIRCHARTZ, citado em REITHER e STROH (1995), ocorre um fluxo de mercúrio pela queima do clínquer. Como exemplo, poderia ser observado nos fornos com pré-aquecimento por ciclone e reutilização dos gases para pré-aquecimento, que o mercúrio seria reconduzido para moagem, a temperaturas mais baixas (abaixo de 100°C), entre o moinho de farinha e o precipitador eletrostático. Assim, tanto o efluente gasoso contendo mercúrio como a farinha abatida são reconduzidos novamente ao sistema. O elemento mercúrio de alta volatilidade, reage para formar compostos, os quais, na etapa do forno e de pré-aquecimento não são abatidos. Estes compostos podem, apesar disso, existirem em circulação dentro do sistema forno.

3.5.4.5. TALIO

O Tálio mostrava-se com a mais alta volatilidade dos elementos investigados por SPRUNG (1982), citado em REITHER e STROH (1995), pois até então, o mercúrio não havia sido investigado. Aplicado sobre o balanço interno, o grau de ligação do Tálio no clínquer é menor do que 2%. A entrada de Tálio proveniente das matérias-primas resulta em 90%. Por causa da alta volatilidade, o Tálio se concentra somente na circulação forno-pré-

aquecimento, pois, segundo WEISWEILER (1985), citado em REITHER e STROH (1995), nos fornos com pré-aquecimento por ciclone, no primeiro estágio de ciclone (nível de temperatura de 450°C) se situa a máxima concentração de Tálio. As investigações mostraram que existe uma dependência quase linear entre o teor de Tálio da poeira do precipitador eletrostático e as emissões de Tálio.

3.5.4.6. ZINCO

Foi observado por SEEBACK e TOMPKINS (1991), que a maior parte do Zinco e determinada parte do Chumbo ficavam retidos no clínquer ou no material particulado.

80-99% do Zinco, segundo SPRUNG (1988), citado em REITHER e STROH (1995), se liga no clínquer dos fornos com pré-aquecimento por ciclone. Na poeira coletado no precipitador eletrostático do pré-aquecimento por ciclone se ligam 7% do Zinco, do pré-aquecimento por grelha 2% e na poeira do gás intermediária 3%. Nos gases após o ECP-Ar, se emite ~0,02 até 0,1% de Zinco. O déficit na soma do balanço indica uma concentração na circulação interna.

Foi observado que a distribuição do zinco é insensível ao processo produtivo e ao teor de cloreto, ficando o mesmo retido na sua maior parte no clínquer, diferentemente da distribuição do chumbo nos sólidos, que depende do processo e do teor de cloretos, segundo ETI (1992).

3.5.5. Metodologias Aplicadas para Estimativa das Emissões Atmosféricas

Dos estudos realizados para previsão das emissões de metais para a atmosfera, observa-se que todos tem como base o comportamento dos metais no sistema-forno correlacionado com a volatilidade. Dos ensaios

realizados, de maneira similar, observou-se que as amostras são retiradas do sistema, das correntes de entrada e saída, que servem como base para a estimativa das emissões por meio de um balanço de massa.

SEEBACK e TOMPKINS (1991) tinham o objetivo realizar prognósticos de emissão de metais em fornos de produção de clínquer de fábricas de cimento, que queimavam tanto combustível convencional quanto proveniente de resíduos, de modo a esclarecer a preocupação da população do entorno e dos órgãos ambientais em relação às emissões, como as de metais.

Para tanto, as investigações foram conduzidas em 6 fornos com pré-aquecimento e pré-calcinação para a determinação do comportamento dos metais, tanto em fornos queimando combustíveis convencionais quanto resíduos como combustível.

Assim, foram determinadas as % das emissões de metais, considerando os valores médios das emissões dos 6 sistemas fornos, com sistema de retorno de pó coletado enclausurado. Apenas 2 dos sistemas testados queimaram resíduos em substituição a uma parte de combustível fóssil.

Os sistemas fornos de produção de clínquer apresentavam diferentes características, tanto de processos secos como úmidos. Foram retiradas amostras de todos os fluxos de massa, na entrada e na saída dos sistemas e com medição das emissões da chaminé, em condição de operação uniforme, sendo determinada o total da entrada e saída de cada metal.

Além da medição da retenção dos metais nos sólidos, distribuídos nas correntes de entrada e na saída do sistema, as emissões gasosas dos elementos foram medidas por análises realizadas no material particulado coletado ou por medição direta usando métodos da EPA para cada metal. A porção precisa do metal específico emitido foi determinada como uma % do total da entrada de metais. No caso das emissões estarem abaixo do limite

de detecção, o próprio limite foi utilizado como a emissão, representando uma aproximação conservativa.

Mesmo com a variação na entrada, a retenção de um determinado metal nos sólidos do sistema forno parece ser uma característica de cada metal. Para os metais retidos não foi relevante a origem, pois a entrada com a matéria-prima se comportou do mesmo modo que no combustível ou no resíduo usado como combustível. Era esperado que a parcela de metal retida nos sólidos pudesse ser correlacionada com a volatilidade do metal, mas para alguns metais o resultado não mostrou isso.

Mesmo assim, não foi observada diferença na emissão de metais entre o sistema de forno queimando carvão com substituição parcial de carvão por resíduo e somente carvão, o que confirma que a origem e o ponto de introdução de metais nos sistema forno é irrelevante para a retenção e emissão dos metais, conforme SEEBACK e TOMPKINS (1991).

Além disso, SEEBACK e TOMPKINS (1991) concluíram que os ensaios realizados revelaram claramente que os metais se distribuíam nos sólidos gerados no processo, ficando retidos, na sua maioria no clínquer e no material particulado coletado no ECP-Ar e nas emissões gasosas, que não foram significativamente diferentes quando uma parcela do combustível convencional foi substituída por resíduos.

Com as investigações parece válido predizer as emissões de metais de fornos de produção de clínquer baseado nas entradas de metais no forno e valores médios das emissões. Foi demonstrado que estas previsões podem ser aplicadas a sistemas forno de diferentes capacidades, sendo que a entrada de metais não deve diferir muito.

SEEBACH e TOMPKINS (1991) afirmam que as previsões de emissões são bem similares a emissões medidas em testes prévios na chaminé. Todavia,

deve ser assumido que a metodologia descrita propiciaria resultados razoavelmente precisos para as previsões das emissões de metais, chegando à conclusão de que os balanços resultaram razoavelmente precisos (± 5 a 10%).

Os cálculos de previsão, como descritos acima tem sido utilizados para predizer emissões de Arsênio, Berílio e Cádmio para um sistema forno de 4 estágios com uma capacidade de 2000 t/dia, conforme SEEBACK e TOMPKINS (1991). Também, como nos combustíveis oriundos de resíduos os teores de Chumbo e Cádmio são altos, foi ressaltada a necessidade de previsão das emissões desses metais antes de queimar esse tipo de combustível no forno, para garantir que essas emissões não produzam riscos à saúde humana ou para o ambiente.

A ETI (1992) cita os estudos realizados por SEEBACK e TOMPKINS (1991), em 3 fornos de cimento, com processo à seco e pré-calcinação, 2 fornos de cimento, com processo à seco com pré-aquecedores e 1 formo de cimento com processo à úmido, onde em apenas 2 sistemas houve queima de resíduo como combustível, com a investigação da entrada e saída dos metais (Antimônio, Arsênio, Bário, Berílio, Cádmio, Cromo, Chumbo, Mercúrio, Níquel, Selênio, Tálio, Vanádio e Zinco) dos sistemas sendo analisadas para estimar a retenção nos sólidos do processo e a concentração nas emissões.

Mas, a ETI (1992) também realizou estudos similares com retirada de amostras de material de sistemas forno diferentes, para determinação dos teores de diversos metais nas correntes de entrada e de saída dos mesmos, com os fornos queimando combustíveis convencionais ou oriundos de resíduos perigosos, com o intuito de verificar o comportamento do sistema quando é utilizado combustível convencional ou de substituição, chegando à conclusão de que os valores não variavam significativamente.

Por fim, no ensaio realizado por KRCMAR, LINNER e WEISWEILER (1994), com objetivo de se ter um quadro quantitativo, foi retirada uma amostra representativa de cada um dos fluxos de massa (entrada e saída) do sistema forno com pré-aquecimento por grelha, num modo de operação estacionário e recirculação de material particulado em circuito fechado, para determinação de cada um dos elementos.

O objetivo era investigar o teor dos mesmos nas correntes do processo e, com os resultados obtidos no balanço de cada elemento, foi dado um esclarecimento sobre o caminho de cada metal no sistema, conforme mostrado no Quadro 32.

Também, a realização da estimativa das emissões serviu para comparação com a legislação.

3.6. Uso de Modelos de Dispersão para Predição de Impactos Atmosféricos

3.6.1. Modelos de Dispersão Atmosférica

Segundo SEINFELD (1986), através de um modelo para determinação da qualidade do ar, as emissões de poluentes podem ser correlacionadas com as concentrações de poluentes na atmosfera. Tais modelos fornecem uma ligação entre as mudanças nas emissões pelo controle da fonte e as mudanças dos níveis de concentração dos poluentes na atmosfera esperadas como resultado.

Quadro 32 - Modelo do Comportamento dos Metais na Produção de Clínquer (ppm correspondendo a g/t)

Metais	Correntes de Entrada		Correntes de Saída		
	Farinha	Coque de Petróleo	Clínquer	Pó do ECP	Efluentes Gasosos
As	11,8	0,8	17,9	28,5	7,8
Ba	131,0	8,4	175,8	70,5	20,6
Cd	238,7 ppb	40,1 ppb	83,9 ppb	18,4	30,7
Co	11,3	2,5	17,6	7,9	5,8
Cr	29,6	4,3	45,8	71,5	94,1
Cs	8,2	0,1	5,8	630,2	885,0
Cu	20,4	2,4	32,0	32,3	135,9
Ni	20,8	224,8	53,2	339,8	349,1
Pb	12,0	4,7	1,7	2376,1	10684,8
Rb	54,6	0,6	58,0	2125,7	3140,3
Sb	0,9	0,6	1,5	1,4	7,9
Se	1,8	-	-	2,0	37,1
Sn	2,1	0,3	2,9	2,8	4,8
Tl	367,8 ppb	51,5 ppb	55,0 ppb	58	101,5
V	49,8	758,1	135,8	2456,6	3431,8
Zn	31,2	15,4	50,2	357,6	449,5

Fonte : KRCMAR, LINNER e WEISWEILER (1994) (modificado)

Porém, as emissões da fonte podem variar não somente pelo seu controle, mas também, em virtude de alterações no processo produtivo, como na composição e quantidade de matérias-primas e combustíveis (como no caso do coprocessamento). Dessa forma, essa alteração poderá afetar os níveis de concentração de poluentes na atmosfera.

Além disso, um modelo envolve considerações sobre cenários de emissões, meteorologia, transformações químicas e processos de remoção.

DERÍSIO (1992) define um modelo de dispersão atmosférica como a representação matemática dos mecanismos de transporte e difusão de poluentes que ocorrem na atmosfera e serve para prognosticar em que grau determinado poluente atmosférico gerado afetaria a qualidade do ar em diferentes pontos, chamados de receptores.

Uma representação esquemática simplificada do uso do modelo de dispersão é apresentada na Figura 9, à seguir.

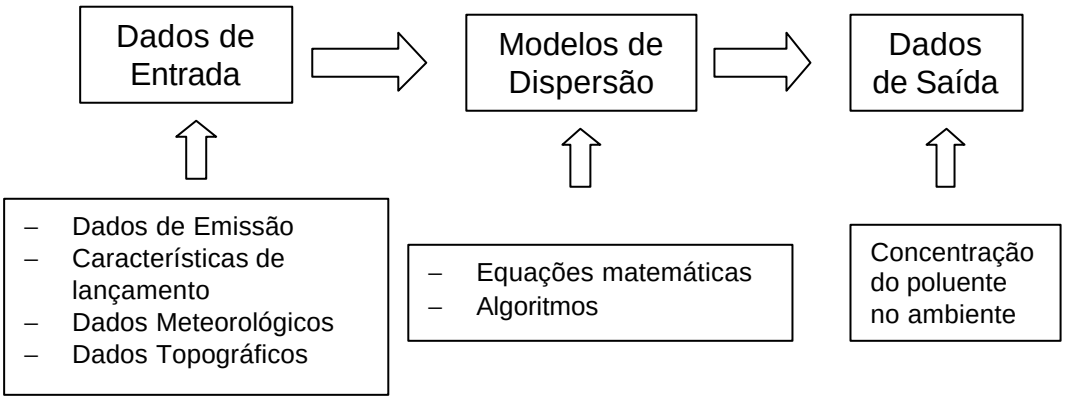


Figura 9 – Esquema Simplificado do Uso de Modelo de Dispersão para Predição das Concentrações de Poluentes na Atmosfera

Segundo SEINFELD (1986), muitas questões difíceis e debates complexos ocorrem no planejamento e controle da poluição do ar em áreas urbanas. Certos aspectos chave do plano de redução são melhores dirigidos através do uso de um modelo de qualidade do ar e em alguns casos, não há outros meios alternativos para se examinar as questões críticas.

Os tópicos abaixo apresentam a utilidade dos modelos de qualidade do ar como ferramenta de análise:

1. Estabelecimento de legislação de controle de emissões;
2. Avaliação de técnicas e estratégias de controle de emissão propostas;
3. Planejamento de localização de futuras fontes de poluição do ar;
4. Planejamento no controle de episódios críticos de poluição do ar e
5. Avaliação de responsabilidade dos níveis existentes de poluição do ar.

SEINFELD (1986) classifica os modelos de qualidade do ar ambiente em 2 grupos: físicos e matemáticos.

Os modelos físicos são entendidos como uma simulação dos processos atmosféricos que afetam os poluentes, por meio de uma representação, em pequena escala, de um problema de poluição do ar real. Um modelo físico, algumas vezes empregado para estudar a dispersão dos poluentes, consiste numa réplica em pequena escala de uma área urbana ou uma porção de um túnel de vento, mas a reprodução das escalas do movimento atmosférico real traz algumas limitações, devido a variedade de condições meteorológicas e fontes de emissão de uma área urbana.

Os modelos matemáticos são classificados em 2 tipos: aqueles baseados em análise estatística de dados de monitoramento anteriores, como os de estações operadas em rede, podendo ter resolução temporal (predição das concentrações para um dado período de tempo) ou espacial (predição das

concentrações variando a distância) e outros baseados na descrição do transporte atmosférico e processos químicos.

Segundo a EPA (2001), os modelos de dispersão atmosférica que simulam o transporte atmosférico de um poluente até seu destino, ou seja, desde o ponto de emissão até o ponto de impacto, estimam as concentrações do poluente no ar ambiente. A escolha e a aplicação de um modelo de dispersão depende de fatores, como:

* Escala espacial (nacional, regional ou local)
* Escala temporal (horária, diária ou anual)
* Tipo de poluente (gasoso, partícula, reativo)
* Terreno (simples, complexo)
* Tipo e número de receptores
* Tipo da fonte de emissão (estacionária, móvel)
* Avaliação dos dados de entrada (dados meteorológicos, censo)
* Nível de incerteza dos resultados do modelo aceitável.

A transformação de um poluente no ar, seu movimento por ventos predominantes (transporte), seu movimento horizontal e vertical devido à turbulência da atmosfera e sua quantidade removida devido a deposição seca e úmida são influenciadas pelas propriedades químicas e físicas e por condições meteorológicas e ambientais. Os fatores, tais como a distância da fonte ao receptor, meteorologia, uso do solo e a topografia, características do lançamento do poluente e concentrações de fundo do poluente, afetam a predição das concentrações do poluente no ar.

3.6.2. Fatores que influenciam na Dispersão Atmosférica

Segundo a CETESB (2003), a caracterização meteorológica é importante, sendo realizada por meio de monitoramento das condições locais para levantamento de dados, uma vez que os poluentes na atmosfera sofrem

transporte que é influenciado pelas variáveis meteorológicas. Dentre estas, podemos citar:

3.6.2.1. Temperatura

A temperatura sofre variações devido aos seguintes fatores:

(a) Temperatura Ambiente

Segundo McCORMICK e HOLZWORTH (1976), a temperatura influencia na poluição do ar com respeito ao aquecimento do espaço e na descarga dos poluentes na atmosfera. Porém, os efeitos da temperatura não são isolados dos efeitos da intensidade luminosa, de modo que as temperaturas durante as horas do dia afetam sensivelmente as plantas. Também a temperatura tem importante papel na formação da poluição do ar fotoquímica e a mudança sazonal e diurna da temperatura causa mudanças significativas na taxas de foto-oxidação.

(b) Variações espaciais

Segundo McCORMICK e HOLZWORTH (1976), as "ilhas de calor" urbanas expressam o fato de que as cidades são mais quentes do que nas vizinhanças de uso rural, em particular à noite com ventos calmos e céus claros. Tais condições favorecem a formação de parcelas de vento nas quais o ar em nível do solo convergem para o centro da ilha de calor. Dessa forma, como o ar se move através da cidade e é aquecido, ele se torna menos estável. Com isso, a ilha de calor urbana pode ter um efeito profundo no transporte e diluição dos poluentes. As áreas urbanas tem como característica serem envolvidas por massas de ar quente geradas pelos processos relativos à própria cidade e independente de sua topografia. Os processos incluem liberação de calor sensível por combustão, radiação que retorna das estruturas urbanas com alta capacidade térmica, radiação que retorna da poluição do ar, etc.

(c) Estabilidade Atmosférica

Segundo McCORMICK e HOLZWORTH (1976), a variação vertical da temperatura sobre uma região é um dos elementos mais importantes. O parâmetro é a variação da temperatura potencial com a altura ($\delta\theta/\delta Z$), mais do que a temperatura ($\delta T/\delta Z$), pois a temperatura potencial determina a condição de estabilidade da atmosfera. para atingir a estabilidade, $\delta\theta/\delta Z$ devem ser positivos e desde que $(\delta\theta/\delta Z) \approx (\delta T/\delta Z) + \Gamma$, onde Γ é a taxa de **desvio** da adiabática seca (~1 ºC/100m), é aparente que a inversão da temperatura não é necessária para uma camada ser estável.

Segundo McCORMICK e HOLZWORTH (1976), devido aos efeitos da ilha de calor, muitos dados observados pela radiosonda não se aplicam às camadas limite urbanas noturnas, sendo mais realista assumir que à noite essas camadas estão em estabilidade estática, com $\delta\theta/\delta Z= 0$, pelo menos sobre as áreas periféricas das grandes cidades.

As camadas mais baixas da atmosfera apresentam uma variação diurna marcante na estrutura térmica e altura através da qual uma mistura vigorosamente convectiva e turbulenta acontece. Esta altura pode variar de virtualmente zero à noite a vários quilômetros durante a tarde, sendo que estas **alturas de mistura** se distribuem pelas manhã e à tarde. Esta variação representa uma condição limitante na extensão vertical da mistura diurna disponível para a dispersão dos poluentes.

(c.1) Cálculo das Alturas de Mistura

Segundo PRATER (2005) é necessário um método aceitável para determinar os valores da camada superior da atmosfera, sendo a aproximação mais comum a que usa os dados de observação da superfície e a moderna teoria da Camada Limite Planetária (PBL) (teoria da similaridade de MONIN-OBUKHOV) da qual derivam os valores necessários,

pois os mesmo são utilizados para pré-processamento dos programas de modelagem, como o ISC e o AERMOD.

Porém, existe uma discussão sobre a técnica a ser empregada para estimar as alturas de mistura na ausência de dados de sondagem apropriados da atmosfera superior. A técnica proposta pode ser usada se não estão disponíveis dados de sondagem da atmosfera superior ou quando as horas locais, as quais correspondem a ascensão da radio-sonda (tipicamente 00:00 e 12:00 GMT) não ocorrem próximas ao nascer do sol; como é exigido pelos métodos em uso nos EUA.

Nesse caso, o método usa modelos semi-empíricos para estimar a similaridade na superfície de parâmetros de velocidade de fricção, fluxo de calor sensível, escala de temperatura e comprimento de MONIN-OBUKHOV usado rotineiramente para variáveis meteorológicas coletadas de cobertura de nuvens, altura teto, velocidade do vento e temperatura e estimativa da rugosidade da superfície., são usados para determinar a altura de mistura durante o dia e à noite.

3.6.3. Parametrização de Variáveis para Modelos de Dispersão

Segundo SEINFELD (1998), o maior objetivo de estudar o comportamento atmosférico das espécies traço é ser capaz de descrever matematicamente a distribuição espacial e temporal da liberação de contaminantes na atmosfera.

É muito comum se referir ao comportamento de gases e partículas no fluxo turbulento como ”difusão” turbulenta ou “difusão” atmosférica, embora os processos responsáveis pelo espalhamento observado ou dispersão em turbulência não são os mesmos que aqueles que agem numa difusão molecular comum. Um termo mais preciso seria talvez a dispersão atmosférica, mas a terminologia comum usa difusão atmosférica.

A difusão turbulenta é definida como o comportamento individual de partículas que são supostas de seguir fielmente o fluxo de ar, que, em princípio, são simplesmente determinados elementos minúsculos de ar. Por causa do caráter randômico inerente a mobilidade atmosférica, ninguém pode predizer com certeza a distribuição da concentração de determinadas partículas emitidas por uma fonte. Embora as equações básicas descrevendo a difusão turbulenta estejam disponíveis, não existe um simples modelo matemático que pode ser usado como uma maneira prática de computar as concentrações atmosféricas em todas as faixas de condições.

Porém, há 2 formas práticas de considerar o problema de difusão turbulenta: com as aproximações chamadas de Eulerianas e Lagrangianas.

- **Aproximação Euleriana**: baseia-se na execução de um balanço material sobre uma região fixa no espaço, ou seja, o comportamento das espécies é descrito relativo a um sistema de coordenada fixo.

- **Aproximação Lagrangiana**: baseia-se na consideração da mobilidade de determinadas partículas do fluido dentro de um fluxo, ou seja, as mudanças de concentração são descritas em relação ao movimento do fluido num fluxo.

As duas aproximações geram dois diferentes tipos de relação para as concentrações das espécies que podem ser relacionadas. Cada um dos dois modos é uma descrição válida da difusão turbulenta; a escolha de qual aproximação adotar numa dada situação depende de características específicas da situação.

Cada aproximação pode ser mostrada como tendo certas dificuldades que impossibilitam uma exata solução na determinação da concentração média das partículas num fluxo turbulento.

Mas, para os propósitos da prática computacional, várias teorias tem sido usadas para calcular as concentrações médias das espécies em turbulência: a teoria K, que é baseada na equação da difusão atmosférica e a teoria estatística, baseada no comportamento individual das partículas numa turbulência estacionária e homogênea.

A Teoria K ou da difusão atmosférica tem questionamentos básicos, como sob que condições de configuração de fonte e campo de turbulência ela poderia ser aplicada e em que extensão as difusividades de Eddy podem ser especificadas para medição as propriedades da turbulência, pois, em resumo, as escalas temporal e espacial da turbulência podem ser pequenas em comparação com as correspondentes escalas de concentração de tempo.

Na atmosfera, pode se esperar que a componente transversal do vento (v) da turbulência pode ser aproximadamente homogênea, desde que as variações na escala e intensidade de v com a altura são freqüentemente pequenas. Por outro lado, a componente vertical da velocidade (w) não é decididamente homogênea, desde que a característica /w aumenta com a altura acima do solo.

Portanto, a teoria estatística pode ser adequada para descrever o espalhamento da pluma na direção do vento, à menos da altura, para um espalhamento vertical de uma fonte consideravelmente elevada acima do solo somente nos estágios anteriores da trajetória.

Então, uma relação rigorosa entre as escalas de tempo Lagrangianas e Eulerianas (T_L e T_E) é desconhecida. Várias aproximações teóricas levam à conclusão de que T_L/T_E é inversamente proporcional à intensidade da turbulência. A relação $T_L = \beta\ T_E$, onde β é uma constante de proporcionalidade, é freqüentemente usada como um guia aproximado para T_L (PASQUILL, 1974).

O fator decisivo para julgar a validade da Teoria da difusão atmosférica é a comparação destas predições com dados experimentais. Deve ser mantido em mente, que as teorias discutidas devem ser baseadas na predição do conjunto das médias das concentrações (c), enquanto que uma simples observação experimental constitui somente numa amostra do hipoteticamente infinito conjunto de observações de experimentos idênticos.

Então, não se espera que qualquer hipótese deverá concordar precisamente com a concentração média prevista, se a teoria usada é aplicável ao cenário de condições sob o qual o experimento foi conduzido. No entanto, porque é praticamente impossível repetir um experimento mais do que umas poucas vezes sob idênticas condições na atmosfera, qualquer teoria disponível quando testada deve ser satisfeita com poucas realizações experimentais.

3.6.3.1. Comparação entre as Aproximações Euleriana e Lagrangiana

As técnicas para descrever as propriedades estatísticas da concentração de partículas marcadas, como gases traçadores, num fluido turbulento pode ser dividida em 2 categorias: Euleriana e Lagrangiana.

Os métodos Eulerianos tentam formular as concentrações estatísticas em termos de propriedades estatísticas das velocidades Eulerianas do fluido, que são as velocidades medidas em pontos fixos do fluido. Uma formulação deste tipo é muito útil não somente porque a estatística Euleriana é prontamente mensurável (como a determinação de um tempo contínuo de registros das velocidades dos ventos de uma rede fixa de anemômetros), mas também porque as expressões matemáticas são diretamente aplicáveis a situações nas quais as reações químicas tomam lugar. Infelizmente, a aproximação Euleriana conduz a um obstáculo matemático sério conhecido como fechamento do problema, para o qual não há, geralmente, solução válida encontrada.

Por contraste, as técnicas Lagrangianas tendem a descrever a estatística da concentração em termos de propriedades estatísticas da disposição do grupo das partículas liberadas no fluido. A matemática dessa aproximação é mais tratável do que os métodos Eulerianos, no que não se encontra fechamento do problema, mas a aplicabilidade da equação resultante é limitada por causa das dificuldades da determinação precisa da estatística das partículas exigida. Além disso, as equações não são diretamente aplicáveis aos problemas envolvendo equações quimicamente não-lineares.

Tendo demonstrado que a solução exata para a concentração média representada por <ci(x,t)> mesmo de espécies inertes num fluido turbulento não é possível, em geral, pelas aproximações Eulerianas ou Lagrangianas, considera-se as hipóteses e aproximações que podem ser utilizadas para obter descrições práticas da difusão atmosférica, para obter as equações mais comumente utilizadas, com as quais é possível a estimativa para fontes de emissão contínua.

As equações que governam a concentração média das espécies em turbulência estão apresentadas no Quadro 33. O interesse principal da comparação entre as 2 aproximações são as relações entre os coeficientes de difusividade de Eddy (K_{yy} e K_{zz}) e as variâncias (σ_y^2 e σ_z^2) da dispersão da pluma, as quais podem determinadas para uma pluma delgada empiricamente, com as relações:

$$\sigma_y^2 = 2\, K_{yy}\, x/\, u$$

$$\sigma_z^2 = 2\, K_{zz}\, x/\, u$$

onde:

σ_y^2 , σ_z^2 = variâncias da dispersão da pluma

K_{yy}, K_{zz} = coeficientes de difusividade de Eddy, respectivamente nas direções y e z

x = distância em relação ao eixo x

u = velocidade média do efluente gasoso

Quadro 33 – Comparação entre as Equações das Aproximações Eulerianas e Lagrangianas

Aproxima-ção	Solução completa	Solução empregando aproximação casos de pluma delgada
Lagrangiana σx2 = ax t σy2 = ay t σz2 = az t	$\frac{q}{2\pi (a_y a_z)^{1/2r}} \exp(-u/a_x (r-x)$ $r^2 = x^2 + (a_x/a_y)y^2 + (a_x/a_z)z^2$	$\frac{q}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp[-(y^2/2\sigma_y^2 + z^2/2\sigma_z^2)]$
Euleriana	$\frac{q \exp\{-u/2K_{xx}[(x^2/K_{xx}+y^2/K_{yy}+z^2/K_{zz})^{1/2} - x]\}}{4\pi (K_{yy}K_{zz}x^2 + K_{xx}K_{zz}y^2 + K_{xx}K_{yy}z^2)^{1/2}}$	$\frac{q}{4\pi (K_{yy}K_{zz})^{1/2}x} \exp[-u/4x(y^2/K_{yy}+z^2/K_{zz})]$

Fonte: SEINFELD (1998)

3.6.3.2. Teoria Estatística da Difusão Turbulenta

Até este ponto, haviam sido desenvolvidas 2 teorias comuns da difusão turbulenta em um modo formal. Havia sido feito uma relação dos modelos de aproximação de difusão turbulenta, tais como a teoria K (difusividade) e as fórmulas gaussianas, para que uma teoria básica fosse evidente. Quando estas relações são claras, as limitações inerentes a cada modelo podem ser apreciadas.

Tem-se aplicado em alguns casos, modelos obtidos da predição de concentrações médias resultantes de uma fonte instantânea ou contínua com turbulência idealizada estacionária e homogênea. No entanto, não foi discutido o processo físico responsável pela dispersão da nuvem ou da pluma ou outro fenômeno atribuído às flutuações de velocidade.

Um grande passo da percepção da natureza real da difusão turbulenta pode ser ganho considerando a dispersão de um puff instantâneo e uma pluma contínua do material. Tal consideração também permite predizer parâmetros estatísticos de dispersão de nuvem e pluma, tais como as variâncias σ_i^2 (t), os quais são necessários para o real uso da fórmulas de dispersão gaussianas.

3.6.3.3. Características Qualitativas da Difusão Atmosférica

Os 2 tipos de fontes idealizadas comumente usados para a difusão turbulenta da atmosfera são fonte pontual instantânea e a contínua.

Uma fonte pontual instantânea é a aproximação convencional de uma rápida liberação de quantidade de material. Obviamente, um "ponto instantâneo" é uma idealização matemática desde qualquer liberação rápida tenha dimensões espaciais finitas. Como o "puff" é carregado da fonte pelo vento, ele se dispersa sob as ação de 3 diferentes condições de turbulências:

(1) O "puff" pode ser envolvido num campo de turbulência no qual todos os "eddies" (coeficientes de difusividade) são menores do que o "puff". O "puff "se dispersa uniformemente como "eddies" de turbulência, como uma entrada limite de ar fresco.

(2) O "puff"é envolvido num campo de turbulência do qual todos os "eddies" são considerados maiores do que o "puff". Nesse caso, o "puff" aparecerá no campo de turbulência como uma pequena zona do fluido que sofrerá convecção através do campo com pequena diluição. Por fim, a difusão molecular dissipa o "puff".

(3) Um 'puff" num campo de turbulência com "eddies" de tamanho comparável ao "puff". Nesses caso, o "puff" dispersa ambos e distorce. Na atmosfera, uma nuvem de material é sempre dispersa, desde que quase sempre os "eddies" de tamanhos menores do que a nuvem.

A dispersão de um "puff" em relação ao seu centro de massa depende das escalas de extensão da turbulência. Para descrever esta dispersão relativa, deve-se considerar as estatísticas de separação de 2 partículas representativas do fluido no "puff". As análises da trajetória de uma partícula simples não são suficientes para descrever a dispersão da nuvem (Csanady, 1973).

Uma fonte contínua emite uma pluma que deve ser imaginada como um infinito número de emissão de "puffs" liberados seqüencialmente com um tempo infinitesimal de intervalo entre eles. A quantidade de material liberado é expressa em termos de taxa (ex. g/s).

As dimensões da pluma perpendiculares ao eixo da pluma são geralmente dadas em termos de desvio-padrão da distribuição da concentração média, desde que a média das distribuições da seção transversal são freqüentemente próximas da distribuição gaussiana.

A Figura 10 mostra os limites da pluma e a distribuição das concentrações como deve ser visto em uma rápida mostra instantânea e exposições de pouco minutos e várias horas.

Uma foto instantânea da pluma revela um comportamento mediano com a largura da pluma aumentando gradualmente na direção do vento da fonte. Médias de longa duração dão uma aparência mais regular à pluma e uma suavização da distribuição da concentração.

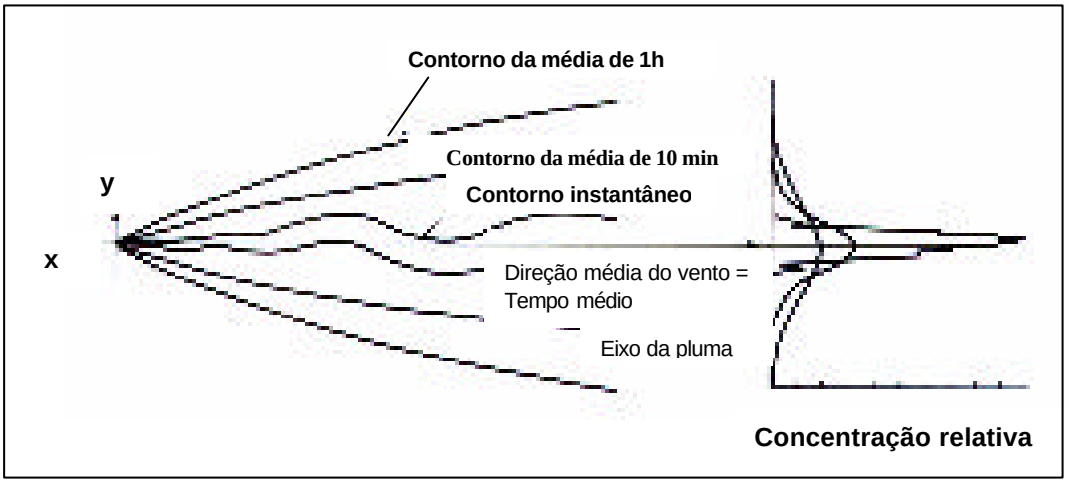


Figura 10 – Limites e Distribuição das Concentrações Médias na Pluma
Fonte: SEINFELD (1998)

3.6.3.4. Distribuição Gaussiana da Concentração

Sob certas considerações idealizadas a concentração de uma espécie emitida de uma fonte pontual tem distribuição gaussiana. Este fato, embora verdadeira somente para ocaso de uma turbulência estacionária e homogênea, servindo como base de uma série de fórmulas de difusão atmosférica de uso comum. Estas fórmulas são a expressão da concentração média das espécies emitidas de uma fonte contínua, elevada, chamada Equação Gaussiana da pluma. Para fontes contínuas, assume a forma da equação:

$$\langle c(x,y,z)\rangle = (S/2\pi\, \sigma_y\, \sigma_z\, u) \exp[-y^2/2\sigma_y^2] \{\exp[-(Z-H)^2/2\sigma_z^2] + \exp[-(Z+H)^2/2\sigma_z^2]\}$$

As expressões gaussianas não são esperadas para descrever a difusão turbulenta próxima à superfície por causa da não-homogeneidade espacial na média do vento e turbulência, devido à dependência espacial das

velocidades e coeficientes de difusividade médios, para o que seriam necessárias outras considerações para solução matemática da equação.

Quando o material é emitido de uma chaminé simples elevada, a concentração resultante ao nível do solo exibe máxima com respeito à distância à favor do vento e velocidade do vento. Ambos diretamente abaixo da chaminé, na direção do vento, e distante, onde a pluma não tem ainda tocado o solo; quando a pluma se forma muito diluída, as concentrações são aproximadamente 0.

Portanto, uma concentração máxima ao nível do solo ocorre a uma distância intermediária. Ambas, à uma alta velocidade do vento, quando a pluma é rapidamente diluída e à baixa velocidade do vento, quando o decaimento da pluma ocorre relativamente sem impedimento, a contribuição da concentração ao nível do solo é essencialmente 0; e uma concentração máxima ocorre a alguma velocidade de vento intermediária.

Para investigar as propriedades da concentração máxima ao nível do solo com a distância da fonte e velocidade do vento, deve-se aplicar na equação gaussiana da pluma as variações decorrentes, como a parametrização de σ_y e σ_z, h e as várias hipóteses de variação (x,y,z).

3.6.3.5. Parâmetros de Dispersão em Modelos Gaussianos

Muitos modelos gaussianos são derivados para estimar a concentração média de um ponto de liberação de material. As condições sob as quais a equação são altamente idealizadas e não é esperado que sejam aplicáveis a muitas situações do ambiente real. Por causa dessa simplificação, no entanto, a equação gaussiana da pluma tem sido largamente aplicada (USEPA, 1980) devido aos parâmetros de dispersão usados σ_y e σ_z derivados de concentrações medidas nos experimentos da difusão da atmosfera real sob condições próximas as da aplicação.

3.6.3.5.1. Correlação entre s_y e s_z baseados na Teoria da Similaridade

As variâncias das dimensões médias da pluma podem ser expressas em termos do movimento de partículas simples liberadas pela fonte. Num esforço para obtenção de dados para σ_y e σ_z, PASQUILL (1971), citado em SEINFELD (1998), sugeriu uma definição alternativa que contivesse as características essenciais da teoria estatística de Taylor, mas mais amena para parametrização nos termos de quantidades eulerianas realmente medidas. Como adotado por DRAXLER (1976), a AMERICAN METEOROLOGICAL SOCIETY (1977) e IRWIN (1979), a representação de PASQUILL levou a:

$$\boxed{\sigma_y = \sigma_v \, t \, F_y \;\; e \;\; \sigma_z = \sigma_w \, t \, F_z}$$

onde:

σ_y, σ_z = coeficientes de difusividade

σ_v, σ_w = desvio-padrão da velocidade do vento na direção y

F_y, F_z = funções universais de um cenário de parâmetros que especificam as características da camada limite da atmosfera, determinadas por dados com interpolação feita por Irwin (1979) para condições neutras e muito estáveis, mas com resultados desenvolvidos por Draxler (1976) sob condições neutras e estáveis.

As variâncias σ_y e σ_z são como coeficientes de dispersão empíricos, as formas funcionais dos quais são determinados pela resolução da solução gaussiana com dados. Neste caso, σ_y e σ_z realmente compensam pelos desvios de condições estacionárias e homogêneas, que são inerentes quando se assume a distribuição gaussiana.

3.6.3.5.2. Correlação para s_y e s_z baseada nas Classes de Estabilidade de Pasquill

Conforme SEINFELD (1986), os coeficientes de dispersão gaussiana são representados por σ_y e σ_z. As correlações para estabelecer σ_y e σ_z requerem o conhecimento prévio de variáveis atmosféricas que podem não estar disponíveis. Neste caso, as correlações se baseiam em dados, como as classes de estabilidade de Pasquill, de A a F, que fornecem uma base para essas correlações, que são mais utilizadas e são comumente conhecidas como curvas de Pasquill-Gifford As correlações são representadas pelas curvas de Pasquill-Gifford Figura 11 e figura 12**.**

Pasquill (1961) introduziu o conceito de classes de estabilidade devido a necessidade de desenvolver um modo facilmente utilizável para definir a estabilidade atmosférica baseada em observações de rotina, conforme mostrado na Quadro 34, que tem sido muito úteis nos cálculos de difusão atmosférica.

Para uso nas fórmulas de dispersão é conveniente Ter expressões analíticas para σ_y e σ_z como função de x. Muitas das formas de determinação empíricas podem ser representadas pelas expressões:

$$\sigma_y = R_y\, x^{ry}$$

$$\sigma_z = R_z\, x^{rz}$$

onde:

R_y, R_z, x^{ry} e x^{rz} dependem da classe de estabilidade e média de tempo. Os coeficientes de dispersão mais usados estão no Quadro 35.

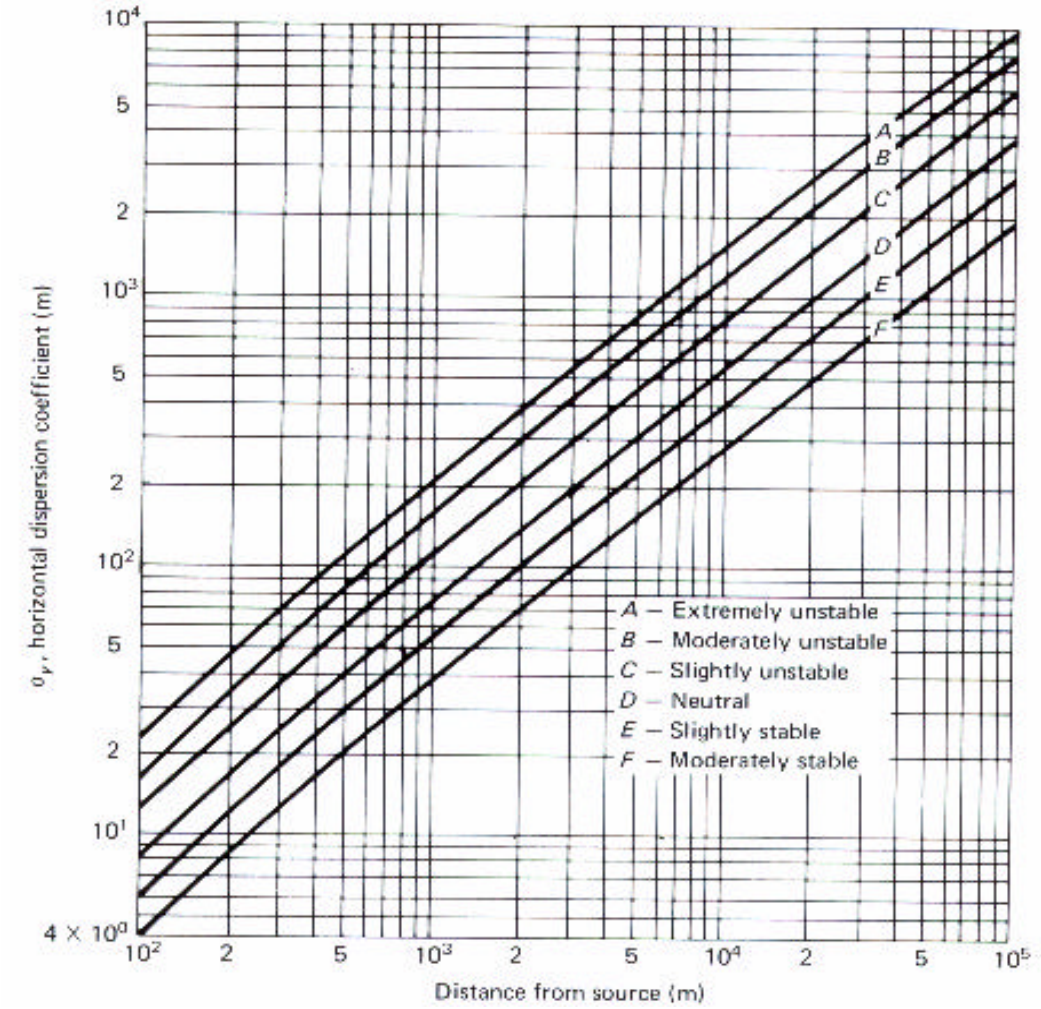


Figura 11 – Correlações para σ_y baseadas nas Classes de Estabilidade de Pasquill A-F (Gifford, 1961).

Fonte: SEINFELD (1998)

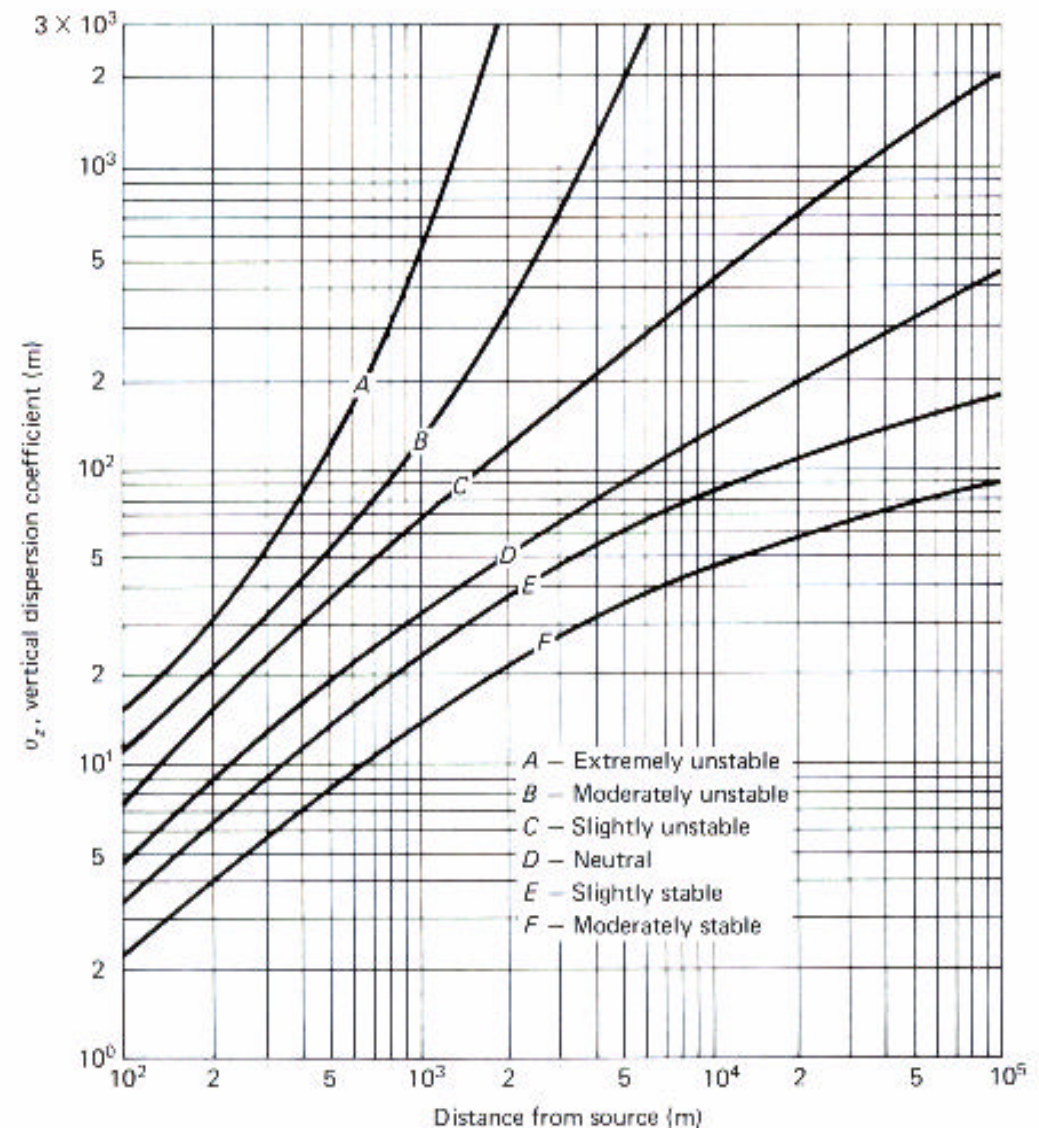


Figura 12 – Correlações para σ_z baseadas nas Classes de Estabilidade de Pasquill A-F (Gifford, 1961).

Fonte: SEINFELD (1986)

Quadro 34 – Características das Classes de Estabilidade de Pasquill [a]

Velocidade do vento na superfície a 10m (m/s)	Radiação Solar [b]			Fração de Cobertura de Nuvens Noturna		Classes	Radiação Solar		
	Forte	Moderada	Fraca	³ 4/8	£ 3/8		Categoria	(Langley/min)	(W/m²)
< 2	A	A-B	B			A: extremamente instável	Forte	I >1,0	I >700
2-3	A-B	B	C	E	F	B: moderadamente instável	Moderada	0,5≤ I ≤1,0	350≤I≤700
3-5	B	B-C	C	D	E	C: levemente instável	Fraca	I < 0,5	I < 350
5-6	C	C-D	D	D	D	D: neutra			
>6	C	D	D	D	D	E: levemente estável			
						F: moderadamente estável			

[a] Turner (1969)
[b] Radiação recebida

Fonte: SEINFELD (1986) modificado

Quadro 35 – Coeficientes para Correlação de Parâmetros de Pluma de Dispersão Gaussiana[a]

$\sigma_y (x) = R_y x^{ry}$						$\sigma_y (x) = \exp [I_y + J_y \ln x + K_y (\ln x)^2]$		
$\sigma_z (x) = R_z x^{rz}$						$\sigma_z (x) = \exp [I_z + J_z \ln x + K_z (\ln x)^2]$		
Fonte	**Tempo médio (min)**	**Coeficiente**	**Classe de Estabilidade**					
			A	**B**	**C**	**D**	**E**	**F**
Pasquill-Gifford (Turner, 1969; Martin, 1976)	10	R_y	0,443	0,324	0,216	0,141	0,105	0,071
		r_y	0,894	0,894	0,894	0,894	0,894	0,894
ASME (1973)	60	R_y	0,40	0,36		0,32		0,31
		r_y	0,91	0,86		0,78		0,71
		R_z	0,40	0,33		0,22		0,06
		r_z	0,91	0,86		0,78		0,71
Klug (1969)	10	R_y	0,469	0,306	0,230	0,219	0,237	0,273
		ry	0,903	0,885	0,855	0,764	0,691	0,594
		R_z	0,017	0,072	0,076	0,140	0,217	0,262
		rz	1,380	1,021	0,879	0,727	0,610	0,500
Pasquill-Gifford (Turner, 1969)	10	I_y	-1,104	-1,634	-2,054	-2,555	-2,754	-3,143
		J_y	0,9878	1,0350	1,0231	1,0423	1,0106	1,0148
		K_y	-0,0076	-0,0096	-0,0076	-0,0087	-0,0064	-0,0070
		I_z	4,679	-1,999	-2,341	-3,186	-3,783	-4,490
		J_z	-1,7172	0,8752	0,9477	1,1737	1,3010	1,4024
		K_z	0,2770	0,0136	-0,0020	-0,0316	-0,0450	-0,0540

[a] Aplicação restrita para distâncias na direção do vento que não excedem 10 km (Hannah et. Al., 1982)

Fonte: SEINFELD (1998) (modificado)

3.6.3.5.3. Elevação da Pluma

Segundo SEINFELD (1986), para assegurar que os gases residuais emitidos das chaminés se elevarão acima do topo, eles são emitidos numa temperatura mais alta do que o ar ambiente e com um considerável momentum inicial. Desde que a concentração média máxima depende aproximadamente do inverso do raiz quadrada da altura efetiva da chaminé, a altura de elevação da pluma obtida é um importante fator para reduzir as concentrações ao nível do solo.

A altura efetiva da pluma (H) é obtida pela soma da altura real da chaminé (hs) e da elevação da pluma (Δh), definida como a altura na qual a pluma se torna passiva e segue o movimento do ar ambiente, dada pela equação:

$$\boxed{H = hs + \Delta h}$$

O comportamento da pluma é afetado por diversos parâmetros, incluindo as condições iniciais da fonte (velocidade de saída e diferença entre a temperatura da pluma e do ar ambiente), a estratificação da atmosfera e a velocidade do vento.

Com base nas condições iniciais da fonte, as plumas podem ser classificadas da seguinte maneira:

Pluma turbulenta: turbulência inicial >> momentum inicial
Pluma forçada: turbulência inicial (momentum inicial)
Jato: turbulência inicial << momentum inicial

O interesse está em predizer a elevação de plumas turbulentas e forçadas em atmosferas em calmaria e com vento e termicamente estratificadas. Nos Quadros 36 e 37 está apresentado um resumo de várias fórmulas disponíveis para cálculo da elevação da pluma.

A caracterização da pluma em termos das propriedades dos gases de exaustão e do estado da atmosfera ambiente é um problema complexo. As aproximações mais detalhadas envolvem solução simultânea de equações de conservação de massa, momentum e energia. Esta aproximação não é geralmente utilizada nos cálculos de rotina por causa de sua complexidade. Uma equação alternativa, introduzida por MORTON et. Al. (1956) é considerar a forma integrada das equações de conservação através de uma seção normal para a trajetória da pluma (FISCHER et. Al (1979); SCHATZMANN (1979))

3.6.3.6. Modelos de Dispersão Gaussianos

Um modelo gaussiano, segundo SEINFELD (1986), é aquele que, sob certas condições ideais, a concentração média das espécies emitidas de uma fonte pontual obedecem a uma distribuição gaussiana. Este fato, embora estritamente verdadeiro somente nos casos estacionários e turbulência homogênea, tem sido utilizado como base para uma grande classe de fórmulas de difusão atmosférica de uso comum. A fórmula principal, que é a expressão da concentração média das espécies emitidas de uma fonte contínua e elevada, é chamada equação gaussiana da pluma, apresentada anteriormente:

$$\boxed{\langle C(x,y,z)\rangle = (S/2\pi\, \sigma_y\, \sigma_z\, u_s) \exp[-y^2/2\sigma_y^2] \{\exp[-(Z-H)^2/2\sigma_z^2] + \exp[-(Z+H)^2/2\sigma_z^2]\}}$$

onde:

C = Concentração (g/m^3)

S = taxa de emissão (g/s)

π = 3,141593

u_s = velocidade média do vento na altura da chaminé (m/s)

y = (m)

Z = altura do receptor ao nível do solo (m)

Quadro 36 – Fórmulas para Cálculo da Elevação da Pluma[a]

$Dh = Ex^b/u^a$					
Referência	**Estabilidade Atmosférica**	**a**	**b**	**E**	**Condições**
Pluma dominada por Forças de Turbulência					
ASME (1973)	**Neutra e instável**	1	0	$7{,}4\ (Fh_s^2)^{1/3}$	
	Estável[b]	1/3	0	$2{,}9\ (F/S_1)^{1/3}$	
Briggs (1969, 1971,1974)	**Neutra e instável**	1	2/3	$1{,}6\ F^{1/3}$	$F < 55,\ x < 49F^{5/8}$
		1	0	$21{,}4\ F^{3/4}$	$F < 55,\ x \geq 49F^{5/8}$
		1	2/3	$1{,}6\ F^{1/3}$	$F \geq 55,\ x < 119F^{2/5}$
		1	0	$38{,}7\ F^{3/5}$	$F \geq 55,\ x \geq 119F^{2/5}$
	Estável[b,c]	1/3	0	$2{,}4\ (F/S_2)^{1/3}$	
		0	0	$5\ F^{1/4}S_2^{-3/8}$	
		1	2/3	$1{,}6\ F^{1/3}$	
Pluma dominadas por Forças de Momentum					
ASME (1973)	**Todas**	1,4	0	$dVs^{1,4}$	$Vs > 10\ m\ s^{-1}$
					$Vs > u$
					$\Delta T < 50\ K$
Briggs (1969)	**Neutra[d]**	2/3	1/3	$1{,}44\ (dVs)^{2/3}$	$Vs/u \geq 4$
		1	0	$3\ dVs$	$Vs/u \geq 4$

[a] Mais informações em Hanna et. Al. (1982)
[b] Se os dados de campo apropriados não estão disponíveis para estimar S_1 e S_2, usar a Quadro 37
[c] Destas fórmulas para condições estáveis, usar aquela que prevê a mínima elevação da pluma
[d] Das 2 fórmulas para condições neutras, usar aquela que prevê a mínima elevação da pluma

onde: d = diâmetro da chaminé (m)

F = Parâmetro de fluxo turbulento $[gd^2Vs\ (Ts-Ta)/4Ts]\ (m^4s^{-3})$

g = aceleração da gravidade (9,807 $m\ s^{-2}$)

p = pressão atmosférica (kPa)

po = 101,3 kPa

$S_1 = (g\ \delta\theta/\delta z/Ta)\ (p/po)^{0,29}\ (s^{-2})$

$S_2 = (g\ \delta\theta/\delta z)/Ta(s^{-2})$[c]

Ta = temperatura ambiente na altura da chaminé (K)

Ts = temperatura na saída da chaminé na altura da chaminé (K)

$\Delta T = Ts - Ta$

Vs = velocidade de saída da chaminé ($m\ s^{-1}$)

Fonte: SEINFELD (1986) (modificado)

Quadro 37 - Relação entre as Classes de Estabilidade de Pasquill-Gifford e a Estratificação da Temperatura

Classes de estabilidade	Gradiente de Temperatura Ambiente (dT/dz) (ºC/100m)	Gradiente de Temperatura Potencial [a] ($d\theta/dz$) (ºC/100m)
A	< -1,9	< -0,9
B	-1,9 a -1,7	-0,9 a -0,7
C	-1,7 a -1,5	-0,7 a -0,5
D	-1,5 a -0,5	-0,5 a 0,5
E	-0,5 a 1,5	0,5 a 2,5
F	> 1,5	> 2,5

[a] calculado assumindo que $\delta\theta/\delta z = \delta T/\delta z$ **+ r, onde r é taxa de decaimento adiabático (0,986 ºC/100m).**

Fonte: SEINFELD (1998)

σ_y = parâmetro de dispersão lateral (m)

σ_z = parâmetro de dispersão vertical (m)

H = altura efetiva da chaminé (m)

Muitos modelos se desenvolveram com base na equação gaussiana para estimar a concentração média resultante do lançamento de um componente de uma fonte pontual, segundo SEINFELD (1986).

Tem-se observado que as condições sob as quais a equação é válida são altamente idealizadas e por isso não podem ser aplicadas a muitas situações reais. No entanto, por causa da simplicidade, a equação gaussiana da pluma é largamente utilizada (EPA 1980), tendo como justificativa para essas aplicações que os parâmetros de dispersão σ_y e σ_z tem derivado de concentrações medidas em experimentos de difusão na atmosfera real sob condições de aproximação daquelas da aplicação, conforme visto anteriormente.

Pelo entendimento das diferentes características individuais do modelo, foi possível determinar quais são as considerações mais críticas para os objetivos propostos. Como dentro de um modelo, há diferentes opções de modelagem, isso permite que o modelo siga em diferentes direções escolhidas, como pela questão de considerar efeitos de “downwash” de um prédio ou a estimativa da quantidade de poluente removida por deposição seca ou úmida. Dessa forma, pode-se selecionar as opções de modelagem mais adequadas.

A EPA disponibiliza on-line uma série de modelos matemáticos de dispersão, que podem ser utilizados para predição de impactos atmosféricos. O que mais se aproximou dos objetivos do projeto foi o modelo ISCT3.

3.6.3.7. Modelo de Dispersão ISCT3

Para aplicação no projeto foi escolhido o modelo ISCT3, que é um modelo regulatório da USEPA adotado por agências ambientais nacionais para estimar a concentração compostos no ar ambiente. Segundo THÉ e THÉ (1996), o ISCT3 foi determinado para dar suporte às opções de modelagem regulatórias determinadas pela USEPA, especificadas no “Guidelines on Air Quality Models (Revised)”.

Segundo a EPA (2001), chama-se ISCT3 pois é a terceira geração do ISC (Industrial Source Complex Model). É um modelo gaussiano de pluma, em estado estacionário, usado para calcular as concentrações de poluentes de uma grande variedade de fontes industriais complexas, a uma distância de até 50 quilômetros. Também é capaz de estimar as taxas de deposição e remoção e se adequar a terrenos simples e complexos.

Segundo a EPA (1995a), o modelo ISC pode ser executado à partir de um computador pessoal para a modelagem.

Algumas características do Modelo ISCT3 são:

- Pode ser usado para modelar poluentes primários e emissões contínuas de poluentes residuais tóxicos e perigosos.
- Pode manipular fontes múltiplas (ponto, área, volume e fontes abertas), bem como fontes linha, à partir de uma fila de fontes volume ou área.
- As taxas de emissão podem ser tratadas como sendo constantes ou variar com o mês, estação, hora do dia ou outros períodos opcionais, cujo fator de variação pode ser especificado para uma fonte simples ou múltipla.
- O modelo ainda conta com efeitos aerodinâmicos de “downwash” devido à proximidade de prédios das emissões pontuais.

- O modelo contem algoritmos para modelar os efeitos de deposição e remoção (através da deposição seca) de partículas grosseiras e para modelagem dos efeitos de precipitação varrendo gases ou partículas.
- A localização dos receptores pode ser especificado como uma grade e/ou um receptor discreto em coordenadas cartesianas ou polares.
- O modelo incorpora algoritmos do COMPLEX1 para receptores em terreno complexo.
- O modelo usa dados meteorológicos em tempo real para aplicar condições atmosféricas que afetam a distribuição dos impactos da qualidade do ar na área modelada.
- A saída dos resultados pode ser em concentração, fluxo de deposição total, fluxo de deposição seca ou úmida.

Segundo a EPA (2001), o modelo ISC possui várias opções para modelar os impactos na qualidade do ar devido a fontes de poluição, com grande variedade de aplicações. Para execução do modelo ISC, deve-se inserir dados de entrada, como as opções de modelagem selecionadas, a localização e parâmetros da fonte, localização de receptores, especificações dos dados meteorológicos e opções de informações de saída. Pode se também selecionar a opção de decaimento e deposição seca, especificar um arquivo de grade de elevações de terreno, que se utiliza para integrar a quantidade de material que sedimentou por deposição seca ao longo da rota da pluma da fonte ao receptor ou, também, especificar um arquivo separado de taxas de emissão por hora.

O modelo utilizado foi o ISC3 VIEW, desenvolvido pela Lakes Environmental Software. Segundo THÉ e THÉ (1996), esses dados são agrupados no ISCT3 em módulos, que constituem os arquivos básicos do modelo:

1. <u>Módulo de Controle (CO):</u> onde se especifica as opções adotadas para modelagem e o controle global para rodar o modelo.

2. Módulo da Fonte (SO): onde se define as fontes de emissão de poluentes.
3. Módulo de Receptor (RE): onde se define os receptores para determinar o impacto da qualidade do ar na localização especificada.
4. Módulo Meteorológico (ME): onde se define as condições atmosféricas da área que está sendo modelada para determinação da distribuição dos impactos da poluição do ar.
5. Módulo da Grade do Terreno (TG): opção para a especificação de dados da grade do terreno para ser usado no cálculo da deposição seca em terreno elevado ou complexo.
6. Módulo de Saída de Resultados (OU): onde se define a saída dos resultados necessárias para a análise da modelagem da qualidade do ar.

No ANEXO 1, faz-se uma descrição das opções dos módulos utilizados para modelagem. Segue uma descrição básica das opções utilizadas neste trabalho.

3.6.3.7.1. Características Básicas do Módulo de Controle

No Módulo de Controle, são fornecidas ao programa os dados de entrada básicos para caracterização e controle da modelagem, sucintamente descritos como:

- Descrição do Problema: primeiro é necessário caracterizar o problema de forma sumária. Nesse trabalho, o modelo está sendo utilizado para a determinação da concentração de metais pesados na atmosfera à partir da emissão estimada de metais no coprocessamento em uma fábrica de cimento, para comparação com padrões de referência internacionais.

- Cálculo da Concentração, Deposição Total, Seca e/ou Úmida: no caso do trabalho foi selecionada a opção de cálculo de concentração, uma vez que não havia disponibilidade de dados de densidade de partícula

característica para cada metal. Neste caso, foram consideradas partículas em suspensão na atmosfera.

- Área Rural ou Urbana: esta opção se refere à localização da unidade industrial, para definição dos coeficientes de dispersão para área urbana ou rural, baseada no uso do solo ou na densidade da população. Dos dois métodos, segundo o manual, o procedimento de uso do solo é considerado mais representativo. A densidade da população deve ser usada com precaução e não deve ser aplicada em áreas altamente industrializadas, onde a mesma pode ser baixa e a classificação rural pode ser mais adequada. Mas se a área é suficientemente construída, então o uso do solo urbano pode ser satisfatório. Nesse caso, a classificação deve ser urbana e os parâmetros de dispersão urbana devem ser usados. No caso do trabalho, a opção utilizada foi área rural devido ao uso do solo (agricultura).

- Aplicação Regulatória (obrigatória): esta opção indica que o modelo vai utilizar as opções regulatórias, uma vez que foi desenvolvido para cumprir com os programas de modelagem regulatórios da EPA. Estas especificações incluem: “downwash” (caída do fluxo) típico desde o topo da chaminé; dispersão por turbulência induzida; ascensão final da pluma (exceto para “downwash” por edifícios); rotina para processar médias quando ocorrem calmarias de vento; uso de concentrações superestimadas para “downwash” por edifícios muito baixos e extensos, que tem influência na dispersão lateral da pluma e valores pré-determinados para expoentes de perfil de vento e gradiente térmico vertical (“default”).

- Período médio de interesse: No modelo existem 5 períodos de tempo para modelagem (1, 2, 3, 4, 6, 8, 12, 24 horas ou por mês, para médias mensais) em adição à média do período (média do período dos dados de entrada) ou média anual (referente à média anual). No caso do trabalho

foram escolhidos os períodos de 1, 8, 24 horas e anual, para facilitar a comparação com padrões de referência internacionais, que utilizam esses períodos como base.

- Poluente modelado: no caso da aplicação do trabalho, os poluentes modelados são os metais, cujas taxas de emissão foram estimadas no coprocessamento de resíduos numa fábrica de cimento.

- Elevação do terreno: existem no modelo duas opções de altura de terreno: plano ou elevado. No caso da aplicação do trabalho, foi escolhida a opção elevado, onde é assumido como aquele excede a elevação da base da chaminé. Além disso, foi selecionada a opção para terreno simples, sem complexidades (grandes desníveis).

- Altura do “flagpole”: Há duas opções: não e sim. No trabalho foi escolhida a opção Não, ou seja: indica que as alturas dos receptores “flagpole” acima do nível do solo local não são especificadas no módulo Receptor (RE), sendo uma opção de “default” e assumindo uma altura para o receptor de 0,0 m.

Arquivos opcionais:

- Arquivo de entrada de EVENTO: o modelo gera um arquivo de entrada que pode ser usado diretamente com o evento do modelo. Não foi selecionado no trabalho.

- Arquivo de Saída de Evento: especifica o nível de detalhes no arquivo de saída dos eventos. Foi selecionada a opção para saída das tabelas das médias anuais e de valores mais altos de curta duração para os receptores.

- Arquivo de Reiniciar: o modelo tem a capacidade de armazenar resultados intermediários num arquivo sem formatação, que o modelo poderá gera mais tarde no caso de uma falha de energia ou interrupção pelo usuário. Não foi selecionado no trabalho.

- Arquivo de Múltiplos Anos: esta opção é para determinar as “6 máximas mais altas em 5 anos”, valor projetado para determinar os impactos do PM-10. Esta opção não é compatível com a opção de Reinício, pois utiliza de configurações da mesma, acumulando os resultados de médias altas do ano através de um mecanismo de salvar o arquivo de Reinício. Não foi selecionado no trabalho.

- Arquivo de Lista de Erros: se for necessária, uma lista detalhada das mensagens de erro geradas pelo modelo. Não foi selecionado no trabalho.

3.6.3.7.2. Características Básicas do Módulo de Fonte

No Módulo de Fonte, são fornecidas ao programa os dados de entrada básicos para caracterização da fonte a ser modelada, sucintamente descritos como:

- Identidade da Fonte: O modelo trabalha com 4 tipos de fontes, identificadas como ponto, volume, área e aberta. Os parâmetros de entrada variam dependendo do tipo de fonte. No caso do trabalho, a fonte foi classificada como ponto.

- Tipo da Fonte: No caso do trabalho, a fonte foi classificada como ponto.

- Localização da Fonte (X, Y, Z): a fonte foi localizada pelas coordenadas UTM como (244000, 7384000).

- Taxa de Emissão da Fonte: 1g/s (este taxa foi tomada como base para estimativa das outras).

- Altura física de lançamento: No caso do trabalho, eqüivale a altura da chaminé, que é de 80m.

Outros parâmetros da fonte:

- Temperatura de saída: se refere a temperatura de saída dos gases da chaminé. No caso do trabalho é de 388 K.

- Velocidade de saída: se refere a velocidade de saída dos gases da chaminé. A velocidade de saída pode ser determinada pela fórmula:

$$V_s = 4V / \pi\, d_s^2$$

onde:

V_s = velocidade de saída

V = vazão

d_s = diâmetro interno da chaminé

No caso do trabalho, a velocidade dos gases foi medida e é de 12 m/s.

- Diâmetro da Chaminé: se refere ao diâmetro interno da chaminé. No caso do trabalho é de 2,85 m.

- Grupo de fonte: para cada modelagem, deve haver um grupo de fontes, o qual constitui todas as fontes. Podem ser especificados 4 grupos de fontes. Se não se define o grupo, o programa automaticamente define um grupo contendo as fontes que já foram definidas para uma modelagem anterior. Então, a identificação (ID) ficaria como “Todas”. No caso do trabalho, foi selecionada a opção “todas” , para uma única fonte, num único grupo

Informação opcional:

- Prédio envolvido: o modelo ISCT3 inclui algoritmos para modelar os efeitos do “downwash” de prédios nas emissões próximas ou adjacentes à fonte pontual. No caso do presente trabalho, esta opção foi selecionada e os dados de entrada dos prédios foram importados do programa BPIP.

- Inclusão de cálculo de deposição e remoção: o ISCT3 inclui algoritmos que permitem trabalhar com a sedimentação gravitacional e a remoção por deposição seca de partículas grandes. No caso do trabalho essa opção não foi selecionada, pois não haviam disponíveis dados sobre a densidade e tamanho de partícula referente a cada metal utilizado para modelagem.

- Fator de emissão varia com o tempo: no ISCT3, pode-se especificar os fatores de taxa de emissão variáveis. Os fatores de emissão variáveis podem ser definidos entre 0 e 1. Um fator 0,0 significa que fonte não está emitindo; um fator de 0,5 significa que a fonte emite 50% da taxa de emissão especificada; um fator de 1,0 significa que a taxa de emissão especificada está sendo emitida em 100%. Esta opção não foi selecionada, pois a taxa de emissão não foi considerada variável no tempo.

- Dados faltantes: se a taxa de emissão, temperatura de saída dos gases e a velocidade de saída dos gases não foram incluídas numa hora em particular, o modelo interpreta os dados de emissão para aquelas horas perdidas e executa os parâmetros como zero. Desde que as taxas de emissão sejam zero, não será realizado o cálculo para aquela hora da fonte. No trabalho, essa opção não foi utilizada, porque conforme a estimativa de emissão realizada os dados de taxa de missão estavam todos disponíveis.

3.6.3.7.3. Características Básicas do Módulo de Receptor

No Módulo de Receptor, são fornecidos ao programa os dados de entrada básicos para definição das grades de modelagem e do tipo de receptores, sucintamente descritos como:

- Grade cartesiana ou polar ou receptores discretos: nesse módulo, pode ser definida uma rede de receptores em grades em coordenadas cartesianas ou polares, com espaçamento uniforme ou não até um número de 5 receptores em cada grade ou em ambos os tipos numa só modelagem. No caso do trabalho, foi especificada uma grade cartesiana de 500 x 500 m dentro de 100 km da fonte. Não foram locados receptores discretos.

- Receptores polares discretos localizados na planta na fronteira de uma fonte em particular: podem ser também especificada a localização de receptores discretos para modelagem de impactos em locais de interesse específico, par modelar receptores críticos, tais como escolas ou casas, nas proximidades de áreas Classe I ou identificadas como tendo altas concentrações por análise prévia de modelagem. Não foi selecionada esta opção no trabalho.

- Elevação de terreno especificada no Cenário de Controle: se é selecionada a opção “Plano”, não é permitido definir a elevação do terreno. As elevações do terreno podem ser especificadas para cada ponto da grade. Se não há elevação de terreno definida, na modelagem com elevação de terreno o “default” é de 0,0 metros. No trabalho, foi definida a elevação do terreno para cada ponto de grade.

- Altura da “flagpole” especificada no Cenário de Controle: se a opção “não” é selecionada, não é permitido colocar as alturas. Podem ser especificadas alturas para cada ponto de grade. Se não há alturas

definidas e a modelagem é com a opção das alturas, senão há altura definida no “default”, então a altura será de 0,0 metros. No trabalho não foi definida a altura de “flagpole”.

3.6.3.7.4. Características Básicas do Módulo de Meteorologia

No Módulo de Meteorologia, são fornecidos ao programa os dados de entrada básicos para determinação das variáveis e coeficientes que caracterizam a atmosfera local, sucintamente descritos como:

- Nome e formato dos arquivos de dados meteorológicos: dados meteorológicos do aeroporto de Congonhas.
- Altura do anemômetro: é a altura acima do solo na qual a velocidade do vento foi medida. Desde que o modelo ajuste os dados de entrada da altura do anemômetro com a altura de emissão, a especificação precisa da altura do anemômetro é importante para obter os resultados corretos do modelo. No trabalho, foi utilizada uma altura de 10 m.
- Número da Estação de Superfície neste arquivo: a estação tem o número 83780.
- Ano dos dados meteorológicos: 1999, 2000 e 2001
- Número da Estação de Sondagem área mais alta neste arquivo: 83780

Considerações opcionais:

- Começo e fim do dia para os dados meteorológicos de entrada: deve ser definido o dia do primeiro arquivo e do último arquivo a ser lido do arquivo de dados meteorológicos, conforme especificado no programa.

- Categorias da velocidade do vento (para opção de “non-default”): o modelo usa 6 categorias de velocidade de ventos, as quais são definidas pelo limite superior da velocidade de vento para as primeiras 5 categorias, sendo a sexta assumida sem limite superior. O modelo usa valores de “default” para categorias de velocidade do vento, mas também

permite que sejam definidas as fronteiras das diferentes categorias ("non-default"). No trabalho foram utilizadas as especificações de "default".

- Expoentes do perfil de vento (para opção de "non-default"): são os valores de expoente usados para especificar o perfil de velocidade de vento de acordo com altura. O modelo usa o "default" de expoentes de perfil de vento, se essa opção regulatória for selecionada. Se a opção "não-default" for selecionada, então especifica-se os valores dos expoentes do perfil de velocidade de vento. No trabalho, foi utilizado o "default" do programa.

3.6.3.7.5. Características Básicas do Módulo de Grade de Terreno

No Módulo de Grade do Terreno, são fornecidas ao programa os dados de básicos sobre opção de cálculo de deposição e de elevação do terreno, sucintamente descritos como:

- Consideração da deposição seca e elevação do terreno: se a opção de deposição seca não estiver selecionada, os dados de entrada e opções são omitidos. Se esta opção estiver selecionada e os dados forem omitidos, o modelo faz uma interpolação linear entre a base de elevação da fonte e a elevação do receptor quando calcula a deposição seca. No trabalho, não foi considerada a deposição seca.

3.6.3.7.6. Características Básicas do Módulo de Saída

No Módulo de Saída, são fornecidas ao programa os dados de saída básicos de acordo com a necessidade do usuário, sucintamente descritos como:

- Valores máximos por receptor: opção de saída que controla as tabelas-resumo de valores colocando os valores mais altos para o receptor (RECTABLE). No trabalho, esta opção foi selecionada.

- Valores máximos globais: opção de saída que controla as tabelas-resumo de todos os valores máximos(MAXTABLE). Esta opção foi selecionada.

- Tabelas diárias: opção de saída que controla as tabelas de valores sumarizados para o receptor para cada dia processado (DAYTABLE). Não foi selecionada esta opção.

Dados específicos de saída para propósitos especiais:

- Arquivo de valores de violação: esta opção gera arquivos com todas as ocorrências de ultrapassagens iguais ou acima dos valores padrões especificados pelos usuário (MAXFILE). Não foi selecionada esta opção.

- Arquivos de pós-processamento: gera arquivos de saída com propósitos específicos, com resultados para cada receptor, adequados para pós-processamento (POSTFILE). Esta opção não foi selecionada.

- Arquivos de plotagem do contorno: gera arquivos de saída com propósitos específicos, com valores projetados que podem ser importados para pacotes gráficos, para produzir a plotagem dos contornos(**PLOTFILE**). Esta opção foi selecionada.

- Arquivos de entrada do Modelo TOXX : gera arquivos de saída com propósitos específicos, sem formatação, com resultados brutos sobre um valor padrão, com uma estrutura especial para uso no modelo TOXX componente do TOXST (**TOXXFILE**). Esta opção não foi selecionada.

4. Metodologia

Na metodologia proposta, o enfoque predominante da pesquisa é um estudo analítico, conforme classificação da USP (2001), com a investigação de critérios para desenvolver uma proposta de cálculo com base nos princípios do balanço de massa para determinação das variáveis que possibilitam as estimativas das emissões de metais no coprocessamento de resíduos em fornos de produção de clínquer em fábricas de cimento. Para verificação da validade da proposta, será realizado um estudo de caso para aplicação dos procedimentos metodológicos de cálculo propostos, onde serão utilizados dados secundários, gerados em ensaios já realizados no coprocessamento de resíduo em substituição parcial de combustível.

Segundo GIL (1999), o estudo de caso tem como característica estudar profunda e exaustivamente um ou poucos objetos, com o objetivo de ampliar e detalhar o conhecimento. Já YIN (1981), citado pelo mesmo autor, define estudo de caso como um estudo empírico para investigar um fenômeno atual dentro de sua própria realidade, sem as fronteiras entre fenômeno e contexto estarem claramente definidas e com várias fontes de evidências.

O estudo de caso permite a exploração de situações reais com limites que não estão claramente definidos, descrever uma situação dentro de um determinado contexto de investigação e explicar as variáveis que interferem num determinado fenômeno em situações complexas, que não permitem levantamentos ou experimentos.

Mas, está sujeito a algumas críticas, que podem ser contornáveis, como a falta de rigor metodológico, pois não é definido um procedimento metodológico rígido, o que leva a vieses que podem comprometer os resultados, o que pode ser contornado com o planejamento mais cuidadoso na coleta e análise de dados. Outro aspecto crítico é a dificuldade de generalização, pois a análise de um ou múltiplos casos pode não permitir

embasamento para generalizações, mas o estudo de caso é válido para a expansão e generalização de propostas teóricas, encurtando o tempo destinado à pesquisa, que poderia ser extremamente longo. Com o estudo de caso é possível utilizar um tempo mais curto e comprovar os resultados por outros estudos.

Dessa forma, a quantificação das concentrações de metais é realizada pela coleta e análise de amostras retiradas dos pontos mais representativos do processo produtivo para caracterização das quantidades e composição das correntes de entrada e saída do sistema. Tanto a coleta como a análise dos materiais para determinação do teor de metais devem seguir os métodos de referência para cada elemento em questão.

Com os resultados obtidos pela estimativa das emissões atmosféricas, além de verificar o atendimento aos padrões de emissão, com a aplicação dos valores estimados num modelo de dispersão atmosférica, em conjunto com dados de meteorologia e topografia, pode-se estimar as concentrações de metais no ar ambiente, que possam impactar a atmosfera local, a qual está exposta a população existente no entorno do empreendimento, com a verificação do atendimento aos padrões de qualidade do ar. A representação gráfica do projeto proposto está apresentada na Figura 13**.**

4.1. Procedimento Metodológico para Estimativa de Emissões de Metais

Uma vez que os metais estão presentes nas correntes de entrada (matérias-primas, combustíveis e resíduos) e nas correntes de saída (clínquer, poeira retida no ECP-Ar e emissões gasosas) do processo de produção de clínquer e, como para a solução da equação do balanço de massa do sistema forno devem ser utilizadas quantidades e composições conhecidas, as mesmas são determinadas por amostras retiradas de cada uma das correntes de entrada e saída do sistema.

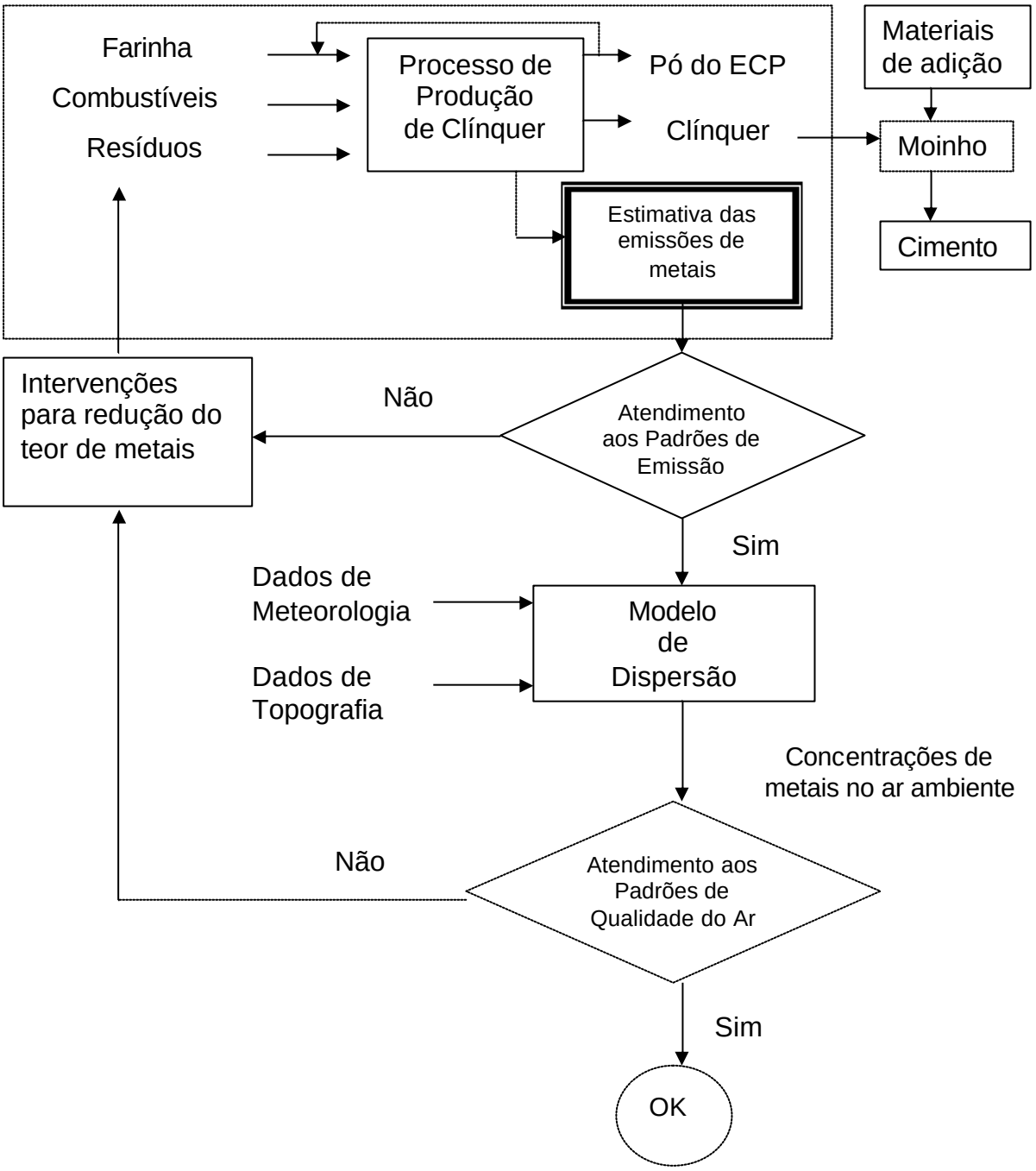


Figura 13 - Esquema do Projeto Proposto

Os passos metodológicos incluem:

1. Caracterização do processo de fabricação de cimento.
2. Levantamento de dados para estimativa de emissões.
3. Aplicação do balanço de massa para determinação das variáveis de estudo (emissões de metais para a atmosfera).
4. Comparação das emissões atmosféricas estimadas com padrões de emissão da legislação para decisão de intervenção.
5. Aplicação dos valores estimados num modelo de dispersão atmosférica.
6. Comparação das concentrações estimadas no ar ambiente com valores de referência de qualidade do ar, para decisão de intervenção.
7. Avaliação do procedimento e proposta de ajustes.

4.1.1. Caracterização do Processo de Fabricação de Cimento com Coprocessamento

Nesta fase, deve ser feito um levantamento do processo produtivo desde a entrada de matérias-primas até a obtenção do clínquer para o entendimento das operações envolvidas (como trituração, moagem, pré-aquecimento, pré-calcinação, clinquerização), parâmetros de operação (como pressão, temperatura, rotação do forno, tempo de residência dos gases e dos materiais dentro do forno, excesso de ar) e pontos de entrada e saída de materiais, além de possíveis, reciclos, como dos gases quentes quanto do pó coletado no ECP-Ar.

Após o levantamento desses dados é possível a construção de um fluxograma, como apresentado na Figura 14, para determinação dos pontos mais significativos para a estimativa das emissões.

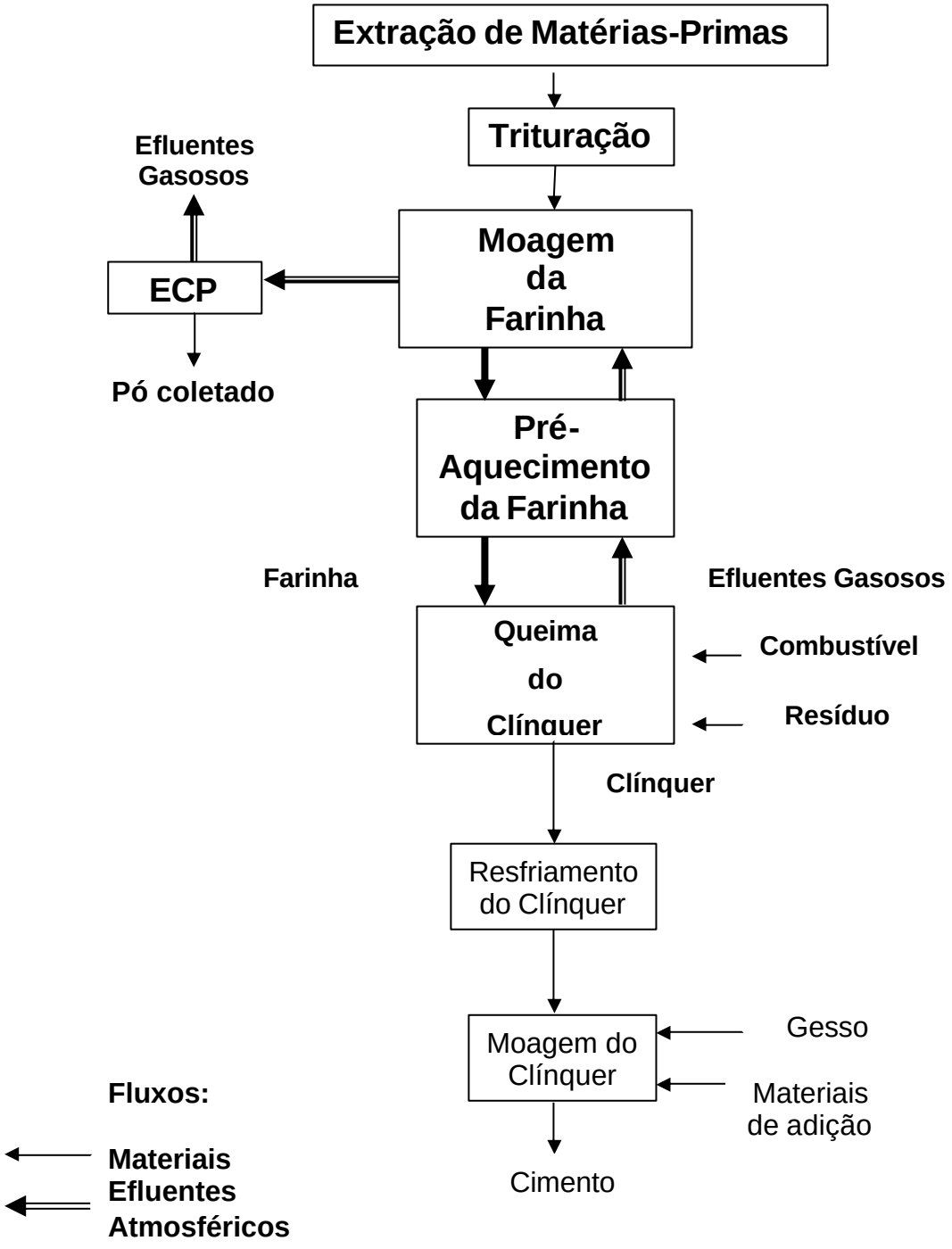


Figura 14 – Exemplo de Fluxograma do Processo Produtivo

4.1. 2. Levantamento de Dados para Estimativa de Emissões

Para todos os cálculos a serem desenvolvidos na estimativa das emissões podem ser utilizados dados primários ou secundários, coletados no processo produtivo. No presente trabalho foram utilizados os dados secundários, coletados por técnicos, durante um teste de queima de resíduo realizado numa cimenteira com a finalidade de licenciamento, conforme previsto na Resolução CONAMA 264 (1999).

As amostras foram coletadas nos pontos críticos do processo, por serem os mais representativos para a obtenção de dados. Tendo como exemplo o fluxograma de processo exemplificado na Figura 15, os pontos devem representar cada uma das correntes de entrada de materiais no processo (matérias-primas (farinha), combustíveis e resíduos) e de saída (clínquer, pó do ECP e efluentes atmosféricos). Ressalta-se que o melhor ponto de coleta de matérias-primas é no ponto de mistura, onde as mesmas já foram trituradas, classificadas e moídas em conjunto com possível reciclo de pó do ECP-Ar, que pode ser periódico. Dessa forma, evita-se a contagem dupla da corrente de reciclo.

Devem ser seguidos os procedimentos de análise dos métodos de referência para determinação da composição e das quantidades das correntes de entrada e saída para cada metal de interesse. Para os efluentes atmosféricos, devem ser utilizadas metodologias específicas para amostragem em chaminé. As amostras dos materiais retirados do sistema devem ser compostas e feitas em triplicata, visando à representatividade dos resultados obtidos.

Com o levantamento desses dados é possível a quantificação de cada metal nas correntes de entrada e saída do processo para aplicação do balanço de massa.

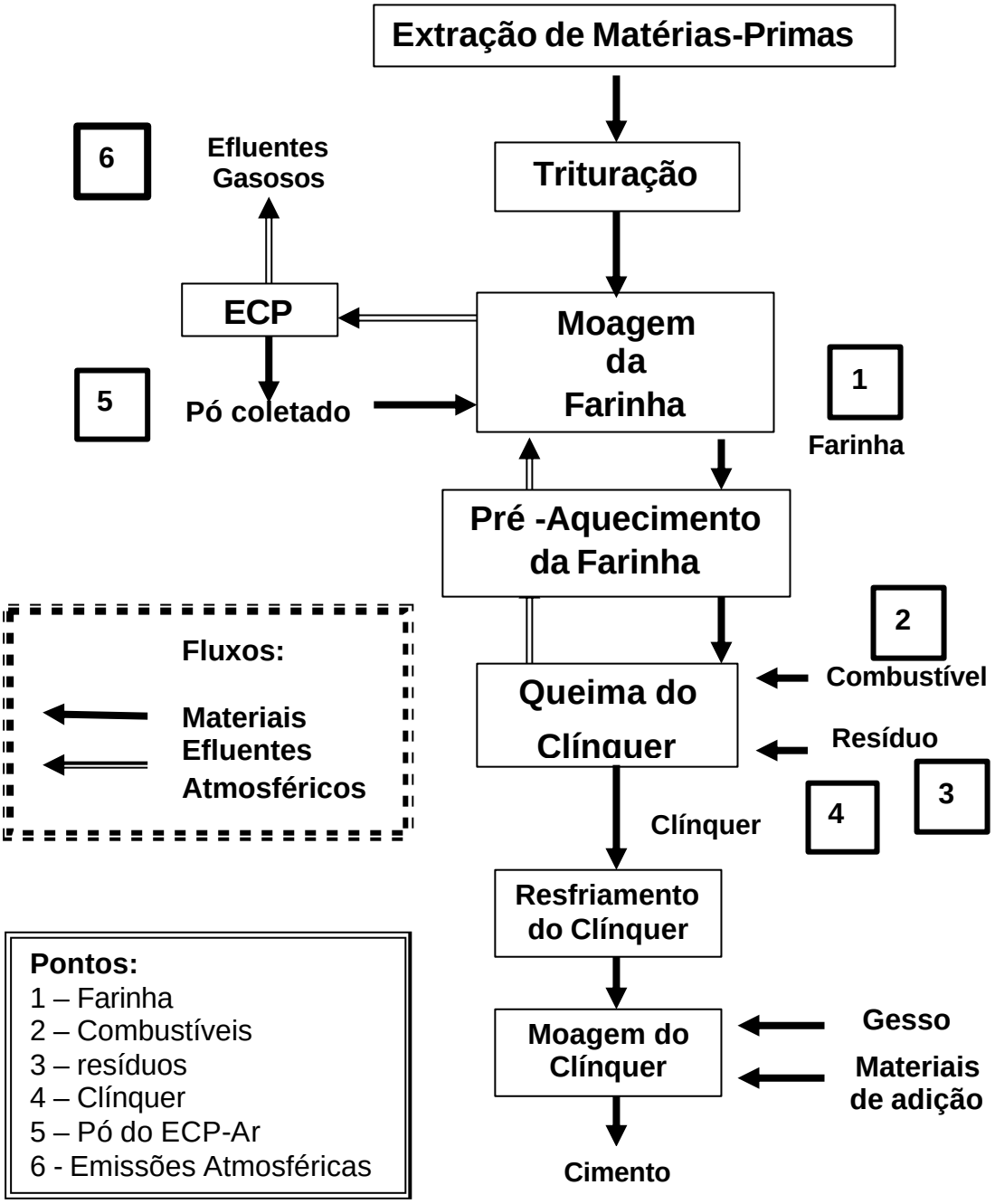


Figura 15 – Exemplo de Fluxograma do Processo Produtivo e Pontos de Coleta de Materiais

4.1.3. Aplicação do Balanço de Massa para Determinação das Emissões de Metais para Atmosfera

Os metais presentes no processo produtivo são provenientes das matérias-primas, dos combustíveis e resíduos alimentados durante o coprocessamento para a produção de clínquer. Esses elementos tem um comportamento específico no sistema forno, ficando retidos nas correntes de saída, como no clínquer, material particulado retido no ECP-Ar e nas emissões gasosas.

A volatilidade de cada um dos elementos foi um dos fatores que fundamentaram a base teórica sobre a tendência de cada elemento ligar-se aos sólidos do processo ou nas emissões atmosféricas, conforme encontrado nos trabalhos de diversos autores apresentados no referencial teórico. Esses autores chegaram a determinar as frações de massa dos metais em cada corrente de entrada e de saída do processo de produção de clínquer e a partir de um balanço de massa realizado com dados coletados nessas correntes, foi possível determinar a partição correspondente às emissões de metais e estimar a respectiva emissão dos mesmos para a atmosfera.

4.1.3.1. Balanço de Massa para Determinação de Variáveis de Estudo

Segundo HIMMELBLAU (1984), um enunciado para a lei de conservação da matéria é que "a massa ou energia de qualquer sistema isolado é constante".

A validade da lei de conservação de massa está baseada em experiências que demonstram que a soma das massas das substâncias que entram numa reação é igual à soma das massas dos produtos dessa reação (salvo reações nucleares).

Para explicar o fluxo de materiais dentro e fora de um sistema, a lei geral de conservação de massa é expressa na forma de balanço material, que é uma contabilidade de fluxos que entram e saem do sistema, conforme mostrado na Figura 16.

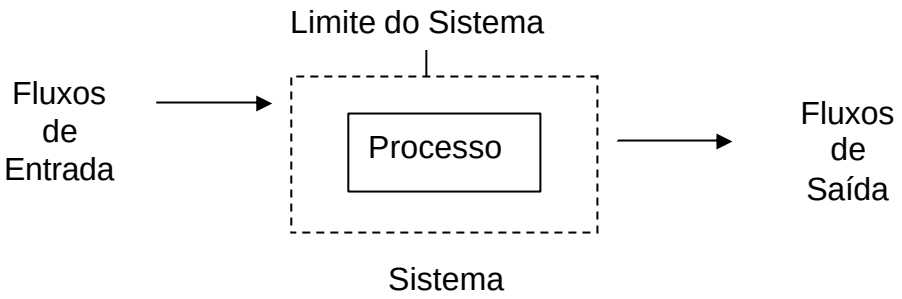


Figura 16 - Representação de um Balanço Total de Massa

Processo é definido como uma série de operações físicas ou alterações físicas e químicas que ocorrem em algum material.

Por sistema entende-se qualquer porção ou todo de um processo escolhido arbitrariamente para análise, cujo limite está circunscrito em torno do próprio processo para determinar o problema a ser considerado. O sistema pode ser aberto ou fechado. Sistema aberto é aquele no qual o material é transferido além dos limites do sistema e Sistema fechado é aquele onde não ocorre transferência de materiais (entrada ou saída) durante o intervalo de tempo considerado, focalizando o processo de reação após a carga de materiais e antes da retirada de produtos.

Segundo HIMMELBLAU (1984), no ambiente industrial não é possível fechar um balanço de massa com precisão melhor do que 99,9%, pois muitos fatores impedem essa precisão, tais como:

- Erros de pesagem ou medição da quantidade de materiais;
- Obtenção de amostras representativas;
- Análise de amostras;

- Determinação do destino das matérias-primas adicionadas ao sistema e dos produtos obtidos.

Um balanço de massa pode ser descrito como na Figura 17.

Acúmulo de massa dentro do sistema	=	Entrada de massa nos limites do sistema	-	Saída de massa nos limites do sistema	+	Geração de massa dentro do sistema	-	Consumo de massa dentro do sistema

Figura 17 - Descrição de um Balanço de Massa
Fonte: HIMMELBLAU (1984)

Para simplificar o balanço, pode-se considerar que dentro do sistema não há geração (ou consumo) de material e que o mesmo está em estado estacionário, onde o acúmulo é igual a zero. Portanto, nesse caso considera-se para a massa, nos limites do sistema, que:

ENTRADA = SAÍDA

Os balanços materiais também são usados caso existam um ou mais pontos do processo para os quais não seja possível a obtenção de dados, mas há disponibilidade de informações sobre quantidades e composição de matérias-primas, produtos intermediários, efluentes gerados, produtos e subprodutos, que, integrados, tornam possível a realização do balanço material do processo para obtenção do dado desejado.

Para se realizar um balanço material, trabalha-se basicamente com:

(a) A massa total de todos os fluxos de materiais que entram e saem do sistema; e
(b) A composição de todos os fluxos de materiais que entram e saem do sistema.

Ainda, devem ser considerados:

- Reações químicas decorrentes, cujas equações são fontes adicionais de informação;
- Processo ocorre em estado estacionário (não há acúmulo ou consumo de material) e
- Não há fluxo saindo ou entrando mesmo que seja um processo por batelada. O material é alimentado e depois removido, convertendo o processo num fictício fluxo de correntes de entrada e de saída, embora isso não ocorra no processo real.

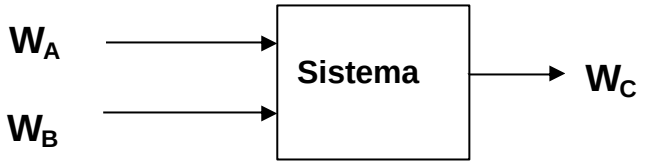
Os problemas podem ser formulados de diferentes modos, dependendo do tipo de informação sobre as correntes de processo e suas respectivas combinações. Dessa forma, os balanços materiais podem ser resolvidos escrevendo-se o balanço e atribuindo-se letras ou símbolos para representar as quantidades. A cada corrente (ou componente) desconhecido, é atribuída uma letra para substituir o valor desconhecido no balanço total de massa do componente. Para cada incógnita introduzida, terá que ser escrito um balanço material independente para que o conjunto de equações forneça uma resposta única.

Uma equação é um conjunto de parâmetros (coeficientes e variáveis) com valores conhecidos e uma ou mais variáveis cujo valor será determinado pela resolução da equação. Porém, deve-se certificar que o número de equações independentes é igual ao número de variáveis cujos valores serão determinados pela resolução das equações.

Pode ser escrita uma equação de balanço material independente, para cada uma das espécies envolvidas no processo definido pelo limite do sistema, equivalente à equação:

ENTRADA = SAÍDA

Baseado em HOUGEN, WATSON e RAGATZ (1972) e considerando-se um sistema:



sendo:

W_A = corrente de entrada A

W_B = corrente de entrada B

W_C = corrente de saída C

A corrente total de entrada (W_E) pode ser descrita como:

$$\mathbf{W_E = W_A + W_B}$$

A corrente total de saída (W_S) pode ser descrita como:

$$\mathbf{W_S = W_C}$$

Para uma equação de balanço de massa total, supondo-se que não há acúmulo, geração ou esgotamento de material no sistema, tem-se:

$$\mathbf{W_E = W_S}$$

Portanto:

$$\mathbf{W_A + W_B = W_C}$$

Segundo HIMMELBLAU (1984), em qualquer problema pode-se substituir o balanço material total por quaisquer balanços materiais dos componentes, para solução simultânea das equações.

Portanto, seja x_A a fração de massa de um componente nas correntes representadas por W_A, W_B E W_C. O balanço de cada componente (como por exemplo A e B) teria a forma:

$$\mathbf{x_{AA}\, W_A + x_{AB}\, W_B = x_{AC}\, W_C}$$
$$\mathbf{x_{BA}\, W_A + x_{BB}\, W_B = x_{BC}\, W_C}$$

e assim sucessivamente.

Sendo:
x_{AA} = fração de massa do componente A na corrente de entrada A
x_{AB} = fração de massa do componente A na corrente de entrada B
x_{AC} = fração de massa do componente A na corrente de saída C
x_{BA} = fração de massa do componente B na corrente de entrada A
x_{BB} = fração de massa do componente B na corrente de entrada B
x_{BC} = fração de massa do componente B na corrente de saída C

Sempre que possível, deve-se inserir os valores conhecidos de taxas de fluxo e frações de massa em substituição aos símbolos.

Além disso, pode-se escrever um balanço para o total de material que entra e sai em relação a um determinado componente (como A e B, por exemplo):

$$\mathbf{(x_{AA} + x_{BA})\, W_A + (x_{AB} + x_{BB})\, W_B = (x_{AC} + x_{BC})\, W_C}$$

Ainda existem relações implícitas (equações) na formulação devido à definição de fração de massa, ou seja, a soma das frações de massa do componente em cada corrente é igual a 1, como por exemplo, o componente A nas correntes de entrada:

$$\mathbf{x_{AA} + x_{AB} + \ldots = 1}$$

As frações de massa conhecidas das correntes auxiliam na descrição das frações. Dessa forma, as especificações do problema devem ser de tal forma que o número de equações independentes seja igual ao número de variáveis desconhecidas.

Nos problemas onde não é mencionada a base de cálculo, pode-se escolher uma base arbitrária que auxilie na solução dos problemas.

Quando ocorrerem reações químicas, os moles de uma espécie e totais não se conservam os mesmos na entrada e na saída, mas deve-se calcular os balanços sobre a massa total e sobre a massa de cada espécie.

Os problemas nos quais a massa e a composição de uma corrente são desconhecidos, podem ser resolvidos sem dificuldade por adição ou subtração direta.

4.1.3.2. Balanço de Massa para a Estimativa das Emissões de Metais

Com o levantamento de dados, obteve-se a quantidade de metais alimentada ao sistema e a tendência de cada elemento a se localizar nos sólidos do processo (clínquer ou pó coletado no ECP) ou nas emissões gasosas, definindo-se o modelo de comportamento pela partição de cada elemento nas correntes de processo. Dessa forma, tomando-se como exemplo a realização de coprocessamento pela substituição de combustível por uma parcela de resíduo, sem reciclo de pó coletado no ECP, são definidas as correntes de entrada e saída, como mostrado no diagrama:

Sendo:

W_F = corrente de entrada de farinha F

W_C = corrente de entrada de combustível C

W_R = corrente de entrada de resíduo R

W_K = corrente de saída de clínquer K

W_P = corrente de saída de pó coletado no ECP

W_M = corrente de saída de emissão de metais

A corrente total de entrada (W_E) pode ser descrita como:

$$\mathbf{W_E = W_F + W_C + W_R}$$

A corrente total de saída (W_S) pode ser descrita como:

$$\mathbf{W_S = W_K + W_P + W_M}$$

Para uma equação de balanço de massa total, supondo-se que não há acúmulo, geração ou esgotamento de material no sistema:

$$\mathbf{W_E = W_S}$$

Portanto:

$$\mathbf{W_F + W_C + W_R = W_K + W_P + W_M}$$

Segundo HIMMELBLAU (1984), como em qualquer problema, pode-se substituir o balanço material total por quaisquer balanços materiais dos componentes, para solução simultânea das equações e como os componentes de interesse são os metais, para estimar a emissão de Arsênio, por exemplo, seja o balanço geral feito para o Arsênio:

$$\mathbf{W_{AsE} = W_{AsS}}$$

Portanto:

$$\mathbf{W_{AsF} + W_{AsC} + W_{AsR} = W_{AsK} + W_{AsP} + W_{AsM}}$$

Também, seja x_{As} a fração de massa de Arsênio nas correntes representadas por W_F, W_C, W_R, W_K, W_P e W_M, o balanço desse componente teria a forma:

$$\mathbf{x_{AsF}\, W_F + x_{AsC}\, W_C + x_{AsR}\, W_R = x_{AsK}\, W_K + x_{AsP}\, W_P + x_{AsM}\, W_M}$$

Sendo:

x_{AsF} = fração de massa do Arsênio na corrente F (farinha)
x_{AsC} = fração de massa do Arsênio na corrente C (combustível)
x_{AsR} = fração de massa do Arsênio na corrente R (resíduo)
x_{AsK} = fração de massa do Arsênio na corrente K (clínquer)
x_{AsP}= fração de massa do Arsênio na corrente P (pó coletado no ECP)
x_{AsM} = fração de massa do Arsênio na corrente M (emissão)

ou

$$\mathbf{W_{AsE} = x_{AsK}\, W_K + x_{AsP}\, W_P + x_{AsM}\, W_M}$$

e, ainda, teríamos as seguintes equações decorrentes:

$$\mathbf{x_{AsK} + x_{AsP} + x_{AsM} = 1}$$

Como é possível determinar as quantidades e fração de Arsênio nas correntes de processo (farinha, combustível, resíduo, pó coletado no ECP e clínquer), pela aplicação das equações descritas, é possível determinar a partição de Arsênio na corrente de saída de emissão e calcular a emissão de Arsênio para a atmosfera, ou seja, as correntes $\mathbf{W_{AsF}}$, $\mathbf{W_{AsC}}$, $\mathbf{W_{AsR}}$, $\mathbf{W_{AsK}}$ **e** $\mathbf{W_{AsP}}$, bem como as frações $\mathbf{x_{AsF}}$, $\mathbf{x_{AsC}}$, $\mathbf{x_{AsR}}$, $\mathbf{x_{AsK}}$ e $\mathbf{x_{AsP}}$, são determinadas por amostras retiradas do sistemas, mas temos 2 variáveis indeterminadas: a corrente $\mathbf{W_{AsM}}$ e a fração $\mathbf{x_{AsM}}$.

Efetuando-se os cálculos com as equações de balanço de massa, como a corrente de entrada total de Arsênio $\mathbf{W_{AsE}}$ é conhecida, considera-se:

$$\mathbf{W_{AsE} = W_{AsS} = W_{AsK} + W_{AsP} + W_{AsM}}$$

Portanto, determina-se $\mathbf{W_{AsM}}$ por diferença:

$$\mathbf{W_{AsM} = W_{AsE} - W_{AsK} - W_{AsP}}$$

Como:

$$\mathbf{x_{AsK} + x_{AsP} + x_{AsM} = 1}$$

sendo $\mathbf{x_{AsK}}$ e $\mathbf{x_{AsP}}$ conhecidos, determina-se $\mathbf{x_{AsM}}$ por diferença.

Assim,

$$\mathbf{x_{AsM} = 1 - x_{AsK} - x_{AsP}}$$

dessa forma, pode-se calcular $\mathbf{M_{As}}$, que é a taxa de emissão do Arsênio, por:

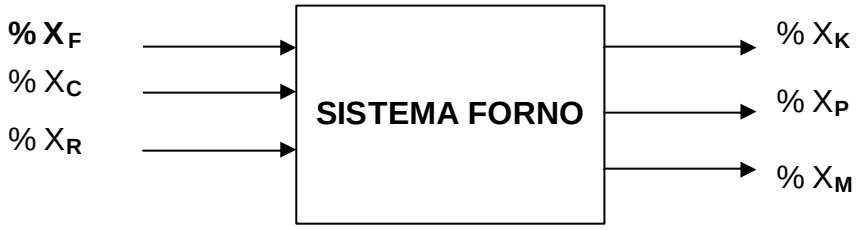
$$\mathbf{M_{As} = x_{AsM} \times W_{AsM}}$$

Assim, aplicando-se o mesmo tipo de cálculo para cada metal identificado no processo, definem-se as taxas de emissão dos mesmos.

Para melhor visualização dos cálculos, pode-se construir um quadro como apresentado no Quadro 38, que representa o comportamento dos metais no sistema-forno em relação à distribuição em massa, em cada corrente de entrada e saída do sistema. Já o Quadro 39 representa a estimativa geral da distribuição dos metais nas correntes do sistema-forno. A forma de cálculo da estimativa do valor porcentual (%) para cada uma das correntes está apresentada no Quadro 40.

Segundo KRCMAR, LINNER e WEISWEILER (1994) com a retirada de amostras representativas de cada uma das correntes de entrada e saída do sistema forno para determinação do teor de cada um dos metais considerados e a aplicação no balanço de massa de cada elemento, é possível determinar o caminho de cada metal no sistema.

Dessa forma, determinado-se a concentração total do elemento nas correntes de entrada (W_{xE}) e de saída (W_{xS}) é possível estimar qual a parcela que ficará retida em cada corrente, bem como a taxa de emissão do elemento para a atmosfera, conforme mostrado no diagrama à seguir.



onde:

% X_F = parcela do elemento presente na Farinha

% X_C = parcela do elemento presente no Combustível

% X_R = parcela do elemento presente no Resíduo

% X_K = parcela do elemento retida no Clínquer

% X_P = parcela do elemento retida no Pó do ECP-Ar

% X_M = parcela do elemento liberada nas emissões atmosféricas

Quadro 38 – Estimativa da Distribuição dos Metais nas Correntes de Entrada e Saída do Sistema-Forno

Metal	Correntes de Entrada			Correntes de Saída		
	Farinha (F)	Combustível(C)	Resíduo (R)	Clínquer (K)	Pó do ECP (P)	Emissão (M)
Ag	$F_{Ag} = x_{AgF} \times W_{AgF}$	$C_{Ag} = x_{AgC} \times W_{AgC}$	$R_{Ag} = x_{AgR} \times W_{AgR}$	$K_{Ag} = x_{AgK} \times W_{AgK}$	$P_{Ag} = x_{AgP} \times W_{AgP}$	$M_{Ag} = x_{AgM} \times W_{AgM}$
As	$F_{As} = x_{AsF} \times W_{AsF}$	$C_{As} = x_{AsC} \times W_{AsC}$	$R_{As} = x_{AsR} \times W_{AsR}$	$K_{As} = x_{AsK} \times W_{AsK}$	$P_{As} = x_{AsP} \times W_{AsP}$	$M_{As} = x_{AsM} \times W_{AsM}$
Ba	$F_{Ba} = x_{BaF} \times W_{BaF}$	$C_{Ba} = x_{BaC} \times W_{BaC}$	$R_{Ba} = x_{BaR} \times W_{BaR}$	$K_{Ba} = x_{BaK} \times W_{BaK}$	$P_{Ba} = x_{BaP} \times W_{BaP}$	$M_{Ba} = x_{BaM} \times W_{BaM}$
Be	$F_{Be} = x_{BeF} \times W_{BeF}$	$C_{Be} = x_{BeC} \times W_{BeC}$	$R_{Be} = x_{BeR} \times W_{BeR}$	$K_{Be} = x_{BeK} \times W_{BeK}$	$P_{Be} = x_{BeP} \times W_{BeP}$	$M_{Be} = x_{BeM} \times W_{BeM}$
Cd	$F_{Cd} = x_{CdF} \times W_{CdF}$	$C_{Cd} = x_{CdC} \times W_{CdC}$	$R_{Cd} = x_{CdR} \times W_{CdR}$	$K_{Cd} = x_{CdK} \times W_{CdK}$	$P_{Cd} = x_{CdP} \times W_{CdP}$	$M_{Cd} = x_{CdM} \times W_{CdM}$
Co	$F_{Co} = x_{CoF} \times W_{CoF}$	$C_{Co} = x_{CoC} \times W_{CoC}$	$R_{Co} = x_{CoR} \times W_{CoR}$	$K_{Co} = x_{CoK} \times W_{CoK}$	$P_{Co} = x_{CoP} \times W_{CoP}$	$M_{Co} = x_{CoM} \times W_{CoM}$
Cr	$F_{Cr} = x_{CrF} \times W_{CrF}$	$C_{Cr} = x_{CrC} \times W_{CrC}$	$R_{Cr} = x_{CrR} \times W_{CrR}$	$K_{Cr} = x_{CrK} \times W_{CrK}$	$P_{Cr} = x_{CrP} \times W_{CrP}$	$M_{Cr} = x_{CrM} \times W_{CrM}$
Cu	$F_{Cu} = x_{CuF} \times W_{CuF}$	$C_{Cu} = x_{CuC} \times W_{CuC}$	$R_{Cu} = x_{CuR} \times W_{CuR}$	$K_{Cu} = x_{CuK} \times W_{CuK}$	$P_{Cu} = x_{CuP} \times W_{CuP}$	$M_{Cu} = x_{CuM} \times W_{CuM}$
Hg	$F_{Hg} = x_{HgF} \times W_{HgF}$	$C_{Hg} = x_{HgC} \times W_{HgC}$	$R_{Hg} = x_{HgR} \times W_{HgR}$	$K_{Hg} = x_{HgK} \times W_{HgK}$	$P_{Hg} = x_{HgP} \times {}_{HgP}$	$M_{Hg} = x_{HgM} \times W_{HgM}$
Mn	$F_{Mn} = x_{MnF} W_{MnF}$	$C_{Mn} = x_{MnC} \times W_{MnC}$	$R_{Mn} = x_{MnR} \times W_{MnR}$	$K_{Mn} = x_{MnK} \times W_{MnK}$	$P_{Mn} = x_{MnP} \times W_{MnP}$	$M_{Mn} = x_{MnM} \times W_{MnM}$
Ni	$F_{Ni} = x_{NiF} \times W_{NiF}$	$C_{Ni} = x_{NiC} \times W_{NiC}$	$R_{Ni} = x_{NiR} \times W_{NiR}$	$K_{Ni} = x_{NiK} \times W_{NiK}$	$P_{Ni} = x_{NiP} \times W_{NiP}$	$M_{Ni} = x_{NiM} \times W_{NiM}$
Pb	$F_{Pb} = x_{PbF} \times W_{PbF}$	$C_{Pb} = x_{PbC} \times W_{PbC}$	$R_{Pb} = x_{PbR} \times W_{PbR}$	$K_{Pb} = x_{PbK} \times W_{PbK}$	$P_{Pb} = x_{PbP} \times W_{PbP}$	$M_{Pb} = x_{PbM} \times W_{PbM}$
Sb	$F_{Sb} = x_{SbF} \times W_{SbF}$	$C_{Sb} = x_{SbC} \times W_{SbC}$	$R_{Sb} = x_{SbR} \times W_{SbR}$	$K_{Sb} = x_{SbK} \times W_{SbK}$	$P_{Sb} = x_{SbP} \times W_{SbP}$	$M_{Sb} = x_{SbM} \times W_{SbM}$
Se	$F_{Se} = x_{SeF} \times W_{SeF}$	$C_{Se} = x_{SeC} \times W_{SeC}$	$R_{Se} = x_{SeR} \times W_{SeR}$	$K_{Se} = x_{SeK} \times W_{SeK}$	$P_{Se} = x_{SeP} \times W_{SeP}$	$M_{Se} = x_{SeM} \times W_{SeM}$
Sn	$F_{Sn} = x_{SnF} \times W_{SnF}$	$C_{Sn} = x_{SnC} \times W_{SnC}$	$R_{Sn} = x_{SnR} \times W_{SnR}$	$K_{Sn} = x_{SnK} \times W_{SnK}$	$P_{Sn} = x_{SnP} \times W_{SnP}$	$M_{Sn} = x_{SnM} \times W_{SnM}$
Te	$F_{Te} = x_{TeF} \times W_{TeF}$	$C_{Te} = x_{TeC} \times W_{TeC}$	$R_{Te} = x_{TeR} \times W_{TeR}$	$K_{Te} = x_{TeK} \times W_{TeK}$	$P_{Te} = x_{TeP} \times W_{TeP}$	$M_{Te} = x_{TeM} \times W_{TeM}$
Tl	$F_{Tl} = x_{TlF} \times W_{TlF}$	$C_{Tl} = x_{TlC} \times W_{TlC}$	$R_{Tl} = x_{TlR} \times W_{TlR}$	$K_{Tl} = x_{TlK} \times W_{TlK}$	$P_{Tl} = x_{TlP} \times W_{TlP}$	$M_{Tl} = x_{TlM} \times W_{TlM}$
V	$F_{V} = x_{VF} \times W_{VF}$	$C_{V} = x_{VC} \times W_{VC}$	$R_{V} = x_{VR} \times W_{VR}$	$K_{V} = x_{VK} \times W_{VK}$	$P_{V} = x_{VP} \times W_{VP}$	$M_{V} = x_{VM} \times W_{VM}$
Zn	$F_{Zn} = x_{ZnF} \times W_{ZnF}$	$C_{Zn} = x_{ZnC} \times W_{ZnC}$	$R_{Zn} = x_{ZnR} \times W_{ZnR}$	$K_{Zn} = x_{ZnK} \times W_{ZnK}$	$P_{Zn} = x_{ZnP} \times W_{ZnP}$	$M_{Zn} = x_{ZnM} \times W_{ZnM}$

Quadro 39 – Estimativa das Partições de Metais nas Correntes do Sistema-Forno

Correntes		Forma de Cálculo	Variáveis	Significado
Entrada	**Farinha**	$\% X_F = F_X/W_{XE}$	$\% X_F$	Parcela do elemento presente na farinha
			F_X	Massa do elemento presente na farinha
			W_{XE}	Massa total do elemento na corrente de entrada
	Combustível	$\%X_C = C_X/W_{XE}$	$\%X_C$	Parcela do elemento presente no combustível
			C_X	Massa do elemento presente no combustível
			W_{XE}	Massa total do elemento na corrente de entrada
	Resíduo	$\%X_R = R_X/W_{XE}$	$\%X_R$	Parcela do elemento presente no resíduo
			R_X	Massa do elemento presente no resíduo
			W_{XE}	Massa total do elemento na corrente de entrada
Saída	**Clínquer**	$\%X_K = K_X/W_{XS}$	$\%X_K$	Parcela do elemento retida no clínquer
			K_X	Massa do elemento retida no clínquer
			W_{XS}	Massa total do elemento na corrente de saída
	Pó do ECP-Ar	$\%X_P = P_X/W_{XS}$	$\%X_P$	Parcela do elemento retida no pó do ECP-Ar
			P_X	Massa do elemento retida no pó do ECP-Ar
			W_{XS}	Massa total do elemento na corrente de saída
	Emissões Atmosféricas	$\%X_M = M_X/W_{XS}$	$\%X_M$	Parcela do elemento liberada na emissão atmosférica
			M_X	Massa do elemento liberada na emissão atmosférica
			W_{XS}	Massa total do elemento na corrente de saída

Quadro 40 – Estimativa da Distribuição dos Metais nas Correntes de Entrada e Saída do Sistema-Forno (%)

Metal	Correntes de Entrada			Correntes de Saída		
	Farinha (%Fx)	Combustível (%Cx)	Resíduo (%Rx)	Clínquer (%Kx)	Pó do ECP (%Px)	Emissão (%Mx)
Ag	$\%Ag_F = F_{Ag}/W_{AgE}$	$\%Ag_C = C_{Ag}/W_{AgE}$	$\%Ag_R = R_{Ag}/W_{AgE}$	$\%Ag_K = K_{Ag}/W_{AgS}$	$\%Ag_P = P_{Ag}/W_{AgS}$	$\%Ag_M = M_{Ag}/W_{AgS}$
As	$\%As_F = F_{As}/W_{AsE}$	$\%As_C = C_{As}/W_{AsE}$	$\%As_R = R_{As}/W_{AsE}$	$\%As_K = K_{As}/W_{AsS}$	$\%As_P = P_{As}/W_{AsS}$	$\%As_M = M_{As}/W_{AsS}$
Ba	$\%Ba_F = F_{Ba}/W_{BaE}$	$\%Ba_C = C_{Ba}/W_{BaE}$	$\%Ba_R = R_{Ba}/W_{BaE}$	$\%Ba_K = K_{Ba}/W_{BaS}$	$\%Ba_P = P_{Ba}/W_{BaS}$	$\%Ba_M = M_{Ba}/W_{BaS}$
Be	$\%Be_F = F_{Be}/W_{BeE}$	$\%Be_C = C_{Be}/W_{BeE}$	$\%Be_R = R_{Be}/W_{BeE}$	$\%Be_K = K_{Be}/W_{BeS}$	$\%Be_P = P_{Be}/W_{BeS}$	$\%Be_M = M_{Be}/W_{BeS}$
Cd	$\%Cd_F = F_{Cd}/W_{CdE}$	$\%Cd_C = C_{Cd}/W_{CdE}$	$\%Cd_R = R_{Cd}/W_{CdE}$	$\%Cd_K = K_{Cd}/W_{CdS}$	$\%Cd_P = P_{Cd}/W_{CdS}$	$\%Cd_M = M_{Cd}/W_{CdS}$
Co	$\%Co_F = F_{Co}/W_{CoE}$	$\%Co_C = C_{Co}/W_{CoE}$	$\%Co_R = R_{Co}/W_{CoE}$	$\%Co_K = K_{Co}/W_{CoS}$	$\%Co_P = P_{Co}/W_{CoS}$	$\%Co_M = M_{Co}/W_{CoS}$
Cr	$\%Cr_F = F_{Cr}/W_{CrE}$	$\%Cr_C = C_{Cr}/W_{CrE}$	$\%Cr_R = R_{Cr}/W_{CrE}$	$\%Cr_K = K_{Cr}/W_{CrS}$	$\%Cr_P = P_{Cr}/W_{CrS}$	$\%Cr_M = M_{Cr}/W_{CrS}$
Cu	$\%Cu_F = F_{Cu}/W_{CuE}$	$\%Cu_C = C_{Cu}/W_{CuE}$	$\%Cu_R = R_{Cu}/W_{CuE}$	$\%Cu_K = K_{Cu}/W_{CuS}$	$\%Cu_P = P_{Cu}/W_{CuS}$	$\%Cu_M = M_{Cu}/W_{CuS}$
Hg	$\%Hg_F = F_{Hg}/W_{HgE}$	$\%Hg_C = C_{Hg}/W_{HgE}$	$\%Hg_R = R_{Hg}/W_{HgE}$	$\%Hg_K = K_{Hg}/W_{HgS}$	$\%Hg_P = P_{Hg}/W_{HgS}$	$\%Hg_M = M_{Hg}/W_{HgS}$
Mn	$\%Mn_F = F_{Mn}/W_{MnE}$	$\%Mn_C = C_{Mn}/W_{MnE}$	$\%Mn_R = R_{Mn}/W_{MnE}$	$\%Mn_K = K_{Mn}/W_{MnS}$	$\%Mn_P = P_{Mn}/W_{MnS}$	$\%Mn_M = M_{Mn}/W_{MnS}$
Ni	$\%Ni_F = F_{Ni}/W_{NiE}$	$\%Ni_C = C_{Ni}/W_{NiE}$	$\%Ni_R = R_{Ni}/W_{NiE}$	$\%Ni_K = K_{Ni}/W_{NiS}$	$\%Ni_P = P_{Ni}/W_{NiS}$	$\%Ni_M = M_{Ni}/W_{NiS}$
Pb	$\%Pb_F = F_{Pb}/W_{PbE}$	$\%Pb_C = C_{Pb}/W_{PbE}$	$\%Pb_R = R_{Pb}/W_{PbE}$	$\%Pb_K = K_{Pb}/W_{PbS}$	$\%Pb_P = P_{Pb}/W_{PbS}$	$\%Pb_M = M_{Pb}/W_{PbS}$
Sb	$\%Sb_F = F_{Sb}/W_{SbE}$	$\%Sb_C = C_{Sb}/W_{SbE}$	$\%Sb_R = R_{Sb}/W_{SbE}$	$\%Sb_K = K_{Sb}/W_{SbS}$	$\%Sb_P = P_{Sb}/W_{SbS}$	$\%Sb_M = M_{Sb}/W_{SbS}$
Se	$\%Se_F = F_{Se}/W_{SeE}$	$\%Se_C = C_{Se}/W_{SeE}$	$\%Se_R = R_{Se}/W_{SeE}$	$\%Se_K = K_{Se}/W_{SeS}$	$\%Se_P = P_{Se}/W_{SeS}$	$\%Se_M = M_{Se}/W_{SeS}$
Sn	$\%Sn_F = F_{Sn}/W_{SnE}$	$\%Sn_C = C_{Sn}/W_{SnE}$	$\%Sn_R = R_{Sn}/W_{SnE}$	$\%Sn_K = K_{Sn}/W_{SnS}$	$\%Sn_P = P_{Sn}/W_{SnS}$	$\%Sn_M = M_{Sn}/W_{SnS}$
Te	$\%Te_F = F_{Te}/W_{TeE}$	$\%Te_C = C_{Te}/W_{TeE}$	$\%Te_R = R_{Te}/W_{TeE}$	$\%Te_K = K_{Te}/W_{TeS}$	$\%Te_P = P_{Te}/W_{TeS}$	$\%Te_M = M_{Te}/W_{TeS}$
Tl	$\%Tl_F = F_{Tl}/W_{TlE}$	$\%Tl_C = C_{Tl}/W_{TlE}$	$\%Tl_R = R_{Tl}/W_{TlE}$	$\%Tl_K = K_{Tl}/W_{TlS}$	$\%Tl_P = P_{Tl}/W_{TlS}$	$\%Tl_M = M_{Tl}/W_{TlS}$
V	$\%V_F = F_V/W_{VE}$	$\%V_C = C_V/W_{VE}$	$\%V_R = R_V/W_{VE}$	$\%V_K = K_V/W_{VS}$	$\%V_P = P_V/W_{VS}$	$\%V_M = M_V/W_{VS}$
Zn	$\%Zn_F = F_{Zn}/W_{ZnE}$	$\%Zn_C = C_{Zn}/W_{ZnE}$	$\%Zn_R = R_{Zn}/W_{ZnE}$	$\%Zn_K = K_{Zn}/W_{ZnS}$	$\%Zn_P = P_{Zn}/W_{ZnS}$	$\%Zn_M = M_{Zn}/W_{ZnS}$

4.1.4. Comparação das Emissões Atmosféricas Estimadas com Padrões da Legislação e Decisão de Intervenção

Para comparar as taxas de emissão dos elementos estimadas, conforme apresentado no quadro anterior, com padrões de emissão vigentes para determinar o atendimento à legislação em vigor, deve-se transformá-las em concentração pela fórmula:

$$Cx = \frac{Mx}{Q_E} \times 10^6$$

onde:

Cx = Concentração do elemento x na condição considerada (mg/Nm^3)
Mx = Taxa de emissão do elemento x na condição considerada (kg/h)
Q_E = Vazão do efluente gasoso na condição considerada (Nm^3/h) (Condição Normal: 0°C e 1 atm)

As concentrações variam de acordo com o teor de Oxigênio existente nas condições do fluxo gasoso, que é medido. Como a regulamentação fixa outros valores, os mesmos devem ser corrigidos para comparação.

Para o PROESP (2003), que fixa 10%: $C = C_M \times (21-y)/(21-10)$
Para a Resolução CONAMA 264 (1999), que fixa 7%: $C = C_M \times (21-y)/(21-7)$

onde:
y = teor de O_2 medido nas condições do fluxo gasoso
C = concentração no teor de O_2 considerado
C_M = concentração no teor de O_2 nas condições do fluxo gasoso

Se os valores ultrapassarem os padrões vigentes na legislação, deve ser realizada uma intervenção no processo produtivo para redução das emissões atmosféricas.

4.1.5. Aplicação dos Valores Estimados num Modelo de Dispersão Atmosférica

As emissões estimadas, em conjunto com dados meteorológicos e topográficos da região, são aplicadas a um modelo de dispersão selecionado, pois de acordo com a sua aplicação seria o mais adequado para determinação das concentrações dos metais no ar ambiente e avaliar se essas concentrações estariam acima de valores de referência.

4.1.6. Comparação das Concentrações estimadas na Atmosfera com Valores de Referência para Decisão de Intervenção

Como não há padrões de qualidade do ar para metais, estabelecidos na legislação vigente, compara-se as concentrações encontradas pela aplicação do modelo de dispersão com os padrões estabelecidos para outros países, de modo que estes valores sirvam como referência. Se os valores ultrapassarem os valores de referência, existe um indicativo de que deve ser realizada uma intervenção para redução das concentrações de metais no ar ambiente.

4.1.7. Avaliação do Procedimento e Proposta de Ajuste

Comparando os resultados encontrados nas várias etapas do trabalho com valores de referência ou orientativos, pode-se avaliar a necessidade de ajustes para a metodologia proposta, de modo a determinar numericamente o comportamento dos metais nas correntes de entrada e saída do forno e determinar as emissões desses poluentes.

5. Estudo de Caso

Para aplicação do procedimento proposto para estimativa das emissões de metais durante o coprocessamento de resíduos em fornos de produção de clínquer, foi desenvolvido um estudo de caso, que aborda uma empresa de fabricação de cimento que se utiliza de coprocessamento para substituição parcial de combustível por resíduo.

Primeiro, é feita uma caracterização sucinta do processo, para melhorar a visualização do fluxo de materiais.

Depois, a determinação das quantidades de cada metal em cada uma das diferentes correntes de entrada e de saída, para se determinar a distribuição de cada metal no processo por meio de balanço de massa. Para o presente trabalho, os dados com os quais foi realizado o balanço de massa, referem-se a dados secundários coletados por técnicos, durante testes de queima realizados numa fábrica de cimento com a finalidade de licenciamento para o coprocessamento de resíduo em fornos de produção de clínquer. Os testes foram realizados em 2 situações: teste em branco, representando a fabricação de cimento sem uso de resíduo e teste com resíduo, representando a fabricação de cimento com substituição parcial de combustível por resíduo

No Teste com um Novo Resíduo utiliza-se o resultado da distribuição de metais pela aplicação do balanço de massa nos dados do teste com resíduo e determina-se as emissões de cada metal para a atmosfera. Com os resultados obtidos são realizados dois tipos de análise: verifica-se se existe ultrapassagem dos padrões de emissão vigentes na regulamentação e aplicando-se as emissões de cada metal num modelo de dispersão (ISCT3), verifica-se se os mesmos impactam a qualidade do ar local pela comparação com padrões de referência internacionais, uma vez que não há padrões de qualidade do ar para metais na legislação vigente.

Com isso, pode-se avaliar se existe a viabilidade ambiental de se utilizar um novo resíduo como combustível, sem que o mesmo cause impactos na qualidade do ar local. Ressalta-se que no presente caso, foi observada a necessidade de uma intervenção para diminuição do nível de metais emitidos para a atmosfera devido a ultrapassagem dos padrões.

5.1. Caracterização do Processo de Fabricação de Cimento

A caracterização do processo de fabricação de cimento que utiliza o coprocessamento, em linhas gerais, está resumida resume a:

As matérias-primas, como calcário, argila e minério de ferro permanecem em silos até serem trituradas em moinhos de bolas, antes de sua entrada no processo. Após essa etapa, são transferidas para um moinho onde ocorre a homogeneização da farinha. Neste ponto, o material particulado que ficou retido no ECP- Ar proveniente dos gases quentes do forno, que realizaram pré-aquecimento dos materiais no moinho de homogeneização, cedendo calor ao material que vai ser alimentado, é adicionado totalmente. O transporte de material é realizado por correias transportadoras. A mistura seca é estocada em silos até ser alimentada ao forno.

A farinha estocada é então alimentada no sistema de pré-aquecimento por ciclone onde é aquecida pelos gases quentes que estão em contracorrente com o fluxo de materiais, entrando no forno a uma temperatura de ~900°C no ciclone de nível inferior.

O processo é realizado a seco, ou seja, a farinha entra no sistema forno com a umidade já bastante reduzida pela troca de calor com os gases quentes provenientes do sistema de combustão. O forno chega a uma temperatura de 1450°C, na sua região mais quente e aproximadamente 2000°C, na zona de chama. O material desloca-se pelo forno e na metade do mesmo começa o processo de clinquerização.

A empresa utiliza óleo combustível no forno de produção de clínquer, porém, com o objetivo de realizar o coprocessamento substitui parte do óleo combustível por resíduo, para gerar a mesma quantidade de energia necessária na produção do clínquer.

Os gases quentes gerados no processo de combustão seguem em contracorrente com os materiais e atravessam o sistema de pré-aquecimento por ciclone. Parte dos gases é direcionada para passar pelo moinho para aquecimento da farinha antes de ser conduzida para a entrada no ECP-Ar e a outra parte passa diretamente por uma torre de condicionamento antes da entrada no precipitador eletrostático, onde é realizada a coleta de material particulado, com 99,98% de eficiência de retenção. O lançamento dos gases para a atmosfera é realizado por meio de chaminé.

O clínquer formado atinge a entrada do resfriador planetário a 1100°C e na saída chega a 250°C. O clínquer é transferido para um silo. Do silo, o clínquer é transportado para a unidade de composição de cimento, sendo moído com outros materiais (adição ativa) que conferem ao cimento as diferentes características desejadas, seguindo para a expedição.

5.2. Aplicação do Balanço de Massa para Determinação das Emissões

Os metais estão presentes nas correntes de entrada e nas correntes de saída do processo de produção de clínquer. Para a realização do balanço de massa do sistema forno para determinação da partição dos elementos nos fluxos de cada corrente, devem ser utilizadas quantidades e composições conhecidas, determinadas pela coleta e análise de amostras retiradas de cada uma das correntes de entrada e saída do sistema e analisadas para determinação do teor de cada metal.

5.2.1. Determinação da Distribuição dos Elementos nas Correntes de Processo sem Coprocessamento

Os metais estão presentes nas correntes de entrada (farinha e combustível) e nas correntes de saída (clínquer, pó do ECP-Ar e emissões gasosas) do processo de produção de clínquer.

As quantidades de materiais das correntes de entrada e saída apresentadas no Quadro 41 foram obtidas por:

- **Farinha:** medições no processo
- **Óleo:** medições no processo
- **Clínquer:** medições no processo
- **Pó coletado no ECP**: foi estimada a quantidade de material particulado retida para 99,98% de eficiência do ECP, a partir da taxa de emissão medida de material particulado determinada por amostragem em chaminé.
- **Taxa de Emissão de MP**: foi determinada por amostragem em chaminé.

A distribuição porcentual (%) de cada metal em cada corrente foi estimada dividindo-se a massa do elemento na respectiva corrente pela massa total do elemento na corrente de entrada ou de saída. As quantidades estimadas de cada metal em cada um dos fluxos das correntes de entrada e saída está apresentada na Tabela 1.

As considerações adotadas para realização do balanço para cada metal estão apresentadas no Quadro 42.

Quadro 41 - Quantidade de Materiais nas Correntes de Entrada e de Saída sem Coprocessamento

Correntes	Farinha Alimentada (*)	Óleo Combustível (*) PCI 9512 kcal/kg Densidade = 0,95 kg/l	Clínquer produzido (*)	Pó do ECP-Ar (*)(**)	Taxa de Emissão de Material Particulado (*)
(kg/h)	95433	5833	57466,7	47790	9,96

(*) Valores médios
(**) Estimada a partir da quantidade retida de material particulado para 99,98% de eficiência do ECP.
Fonte: CETESB (dados brutos)

Tabela 1 – Estimativa da Distribuição dos Metais no Sistema-Forno sem Coprocessamento

Metal	Correntes de Entrada						Total Entrada	Correntes de Saída						Total Saída *
	Farinha		Óleo combustível		Resíduo			Clínquer		Pó do ECP		Emissão		
	g/h	%	g/h	%	g/h	%	g/h	g/h	%	g/h	%	g/h	%	g/h
Ag	95,4	94,3	5,8	5,7	-	-	101,2	57,5	56,8	43,7	43,18	0,018	0,02	101,2
As	95,4	94,3	5,8	5,7	-	-	101,2	57,5	56,8	43,33	42,83	0,374	0,37	101,2
Ba	8589	97,4	233,3	2,6	-	-	8822,3	9769,3	99,4	47,8	0,49	10,35	0,11	9827,5
Be	95,4	94,3	5,8	5,7	-	-	101,2	57,5	56,8	43,7	43,18	0,019	0,02	101,2
Cd	381,7	97,0	11,7	3,0	-	-	393,4	114,9	29,2	278,3	70,74	0,242	0,06	393,4
Cr	1240,6	99,5	5,8	0,5	-	-	1246,4	517,2	41,5	728,9	58,48	0,224	0,02	1246,4
Cu	1145,2	98,0	23,3	2,0	-	-	1168,5	574,7	49,2	444,3	38,0	149,5	12,8	1168,5
Hg	95,4	94,3	5,8	5,7	-	-	101,2	57,5	56,8	37,4	36,95	6,33	6,25	101,2
Mn	95,4	94,3	5,8	5,7	-	-	101,2	57,5	44,2	47,8	36,8	24,7	19,0	130,0
Pb	95,4	94,3	5,8	5,7	-	-	101,2	57,5	56,8	23,0	22,7	20,7	20,5	101,2
Sb	95,4	94,3	5,8	5,7	-	-	101,2	57,5	(*)	47,8	(*)	(*)	(*)	(*)
Se	95,4	94,3	5,8	5,7	-	-	101,2	57,5	52,5	47,8	43,6	4,31	3,9	109,6
Tl	95,4	94,3	5,8	5,7	-	-	101,2	57,5	56,8	43,5	43,05	0,155	0,15	101,2
Zn	95,4	94,3	5,8	5,7	-	-	101,2	57,5	47,0	47,8	39,6	15,5	12,8	120,8

(*) Balanço prejudicado por falta de dados
Fonte: CETESB (dados brutos)

Quadro 42 - Critérios para Determinação dos Teores de Metais nas Correntes de Entrada e de Saída sem Coprocessamento

Metal	Correntes de Entrada			Correntes de Saída		
	Farinha	Óleo combustível	Resíduo	Clínquer	Pó do ECP	Emissão
Antimônio	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	-	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois não havia dados disponíveis para estimativa.	Não foi realizada a estimativa da emissão, pois a amostragem em chaminé não foi possível, não havia fator de emissão e o teor total na saída era maior do que o total das correntes de entrada, não sendo possível igualar a corrente de saída à de entrada e determinar o teor por diferença.
Arsênio	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	-	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado pela diferença de balanço [Teor no pó do ECP-Ar = Total da saída (= total da entrada) – Teor no clínquer – Teor na emissão].	Estimada pelo fator de emissão, conforme Quadro 23, pois não foi possível a realização de amostragem em chaminé.
Bário	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	-	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Não foi possível determinar o teor pela diferença de balanço, pois o total da entrada era maior do que na saída, sendo então considerado o limite de detecção (1ppm).	Estimada pelo fator de emissão, conforme Quadro 23, pois não foi possível a realização de amostragem em chaminé.

Quadro 42 – Critérios para Estimativa dos Teores de Metais nas Correntes de Entrada e de Saída sem Coprocessamento (continuação)

Metal	Correntes de Entrada			Correntes de Saída		
	Farinha	Óleo combustível	Resíduo	Clínquer	Pó do ECP	Emissão
Berílio	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	-	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado pela diferença de balanço [Teor no pó do ECP-Ar = Total da saída (= total da entrada) – Teor no clínquer – Teor na emissão].	Estimada pelo fator de emissão, conforme Quadro 23, pois não foi possível a realização de amostragem em chaminé.
Cádmio	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	-	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado pela diferença de balanço [Teor no pó do ECP-Ar = Total da saída (= total da entrada) – Teor no clínquer – Teor na emissão].	Estimada pelo fator de emissão, conforme Quadro 23, pois não foi possível a realização de amostragem em chaminé.
Chumbo	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	-	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado pela diferença de balanço [Teor no pó do ECP-Ar = Total da saída (= total da entrada) – Teor no clínquer – Teor na emissão].	Estimada pelo fator de emissão, conforme Quadro 23, pois não foi possível a realização de amostragem em chaminé.
Cobre	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	-	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado pela diferença de balanço [Teor no pó do ECP-Ar = Total da saída (= total da entrada) – Teor no clínquer – Teor na emissão].	Estimada pelo fator de emissão, conforme Quadro 23, pois não foi possível a realização de amostragem em chaminé.

Quadro 42 – Critérios para Estimativa dos Teores de Metais nas Correntes de Entrada e de Saída sem Coprocessamento (continuação)

Metal	Correntes de Entrada			Correntes de Saída		
	Farinha	Óleo combustível	Resíduo	Clínquer	Pó do ECP	Emissão
Cromo	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	-	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado pela diferença de balanço [Teor no pó do ECP-Ar = Total da saída (= total da entrada) – Teor no clínquer – Teor na emissão].	Estimada pelo fator de emissão, conforme Quadro 23, pois não foi possível a realização de amostragem em chaminé.
Manganês	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois não havia dados disponíveis para estimativa.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois não havia dados disponíveis para estimativa.	-	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois não havia dados disponíveis para estimativa.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois não havia dados disponíveis para estimativa.	Estimada pelo fator de emissão, conforme Quadro 23, pois não foi possível a realização de amostragem em chaminé.
Mercúrio	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	-	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado pela diferença de balanço [Teor no pó do ECP-Ar = Total da saída (= total da entrada) – Teor no clínquer – Teor na emissão].	Estimada pelo fator de emissão, conforme Quadro 23, pois não foi possível a realização de amostragem em chaminé.

Quadro 42– Critérios para Estimativa dos Teores de Metais nas Correntes de Entrada e de Saída sem Coprocessamento (continuação)

Metal	Correntes de Entrada			Correntes de Saída		
	Farinha	Óleo comb.	Resíduo	Clínquer	Pó do ECP	Emissão
Prata	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	-	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado pela diferença de balanço [Teor no pó do ECP-Ar = Total da saída (= total da entrada) – Teor no clínquer – Teor na emissão].	Estimada pelo fator de emissão, conforme Quadro 23, pois não foi possível a realização de amostragem em chaminé.
Selênio	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois não havia dados disponíveis para estimativa.	Considerado o limite de detecção(1ppm), pois não havia dados disponíveis para estimativa.	-	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois não havia dados disponíveis para estimativa.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois não havia dados disponíveis para estimativa.	Estimada pelo fator de emissão, conforme Quadro 23, pois não foi possível a realização de amostragem em chaminé.
Tálio	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	-	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado pela diferença de balanço [Teor no pó do ECP-Ar = Total da saída (= total da entrada) – Teor no clínquer – Teor na emissão].	Estimada pelo fator de emissão, conforme Quadro 23, pois não foi possível a realização de amostragem em chaminé.
Zinco	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois não havia dados disponíveis para estimativa.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois não havia dados disponíveis para estimativa.	-	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois não havia dados disponíveis para estimativa.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois não havia dados disponíveis para estimativa.	Estimada pelo fator de emissão, conforme Quadro 23, pois não foi possível a realização de amostragem em chaminé.

5.2.2. Determinação da Distribuição dos Elementos nas Correntes de Processo com Coprocessamento

Os metais estão presentes nas correntes de entrada (farinha, combustível e resíduo) e nas correntes de saída (clínquer, pó do ECP-Ar e emissões gasosas) do processo de produção de clínquer.

As quantidades de materiais das correntes de entrada e saída apresentadas no Quadro 43 foram obtidas por:

- **Farinha:** medições no processo
- **Óleo:** medições no processo
- **Resíduo:** medições no processo
- **Clínquer:** medições no processo
- **Pó coletado no ECP**: foi estimada a quantidade de material particulado retida para 99,98% de eficiência do ECP, à partir da taxa de emissão medida de material particulado determinada por amostragem em chaminé.
- **Taxa de Emissão de MP**: foi determinada por amostragem em chaminé.

As quantidades estimadas de cada metal em porcentual (%), em cada um dos fluxos das correntes de entrada e saída, estão apresentadas na Tabela 2. As considerações adotadas para realização do balanço para cada metal estão apresentadas no Quadro 44.

5.2.3. Aplicação do Balanço de Massa para Estimativa de Emissões

A empresa estudada necessita realizar o licenciamento de um outro resíduo para substituição de parte do combustível em quantidade e com poder calorífico diferentes do anterior.

Aplicando a metodologia apresentada anteriormente, são determinadas as taxas de emissão do coprocessamento do novo resíduo, para posteriormente serem comparadas com padrões de emissão e obtenção das

concentrações na atmosfera, para comparação com padrões de qualidade do ar de referência. Dessa maneira, é possível avaliar a viabilidade ambiental do seu uso para coprocessamento.

As quantidades de materiais das correntes de entrada e saída apresentadas no Quadro 45 foram obtidas por:

- **Farinha:** considerada a mesma quantidade utilizada anteriormente.

- **Óleo:** alimentação calculada à partir da nova alimentação de resíduo.

- **Resíduo:** calculada em função da parcela de óleo substituída e do novo Poder calorífico

- **Clínquer:** considerada a mesma quantidade utilizada anteriormente.

- **Pó coletado no ECP**: considerada a mesma quantidade utilizada anteriormente.

- **Taxas de emissão**: a distribuição do percentual (%) de cada metal apresentada na Tabela 3, em cada um dos fluxos da corrente de entrada e saída, para determinação da taxa de emissão, foi considerada como sendo a mesma obtida anteriormente pelas estimativas realizadas na Tabela 2, para os mesmos metais que aparecem na composição do novo resíduo. Em relação aos elementos Cobalto, Estanho e Mercúrio, os mesmos estavam presentes na composição do novo resíduo, mas suas taxas de emissão não foram estimadas anteriormente e, portanto, os critérios para determinação das suas taxas de emissão estão apresentados no Quadro 46.

Quadro 43 - Quantidade de Materiais nas Correntes de Entrada e de Saída com Coprocessamento

Correntes	Farinha Alimentado (*)	Óleo Combustível (*) PCI 9512 kcal/kg Densidade = 0,95 kg/l	Resíduo (*) PCI 8041 kcal/kg	Clínquer produzido (*)	Pó do ECP-Ar (*) (**)	Taxa de Emissão de Material Particulado (*)
(kg/h)	98500	5035	1049	59297	21529	4,31

(*) Valores médios
(**) Estimada a partir da quantidade retida de material particulado para 99,98% de eficiência do ECP.
Fonte: CETESB (dados brutos)

Tabela 2 – Estimativa da Distribuição dos Metais no Sistema-Forno com Coprocessamento

Metal	Farinha		Óleo combustível		Resíduo		Total Entrada	Clínquer		Pó do ECP		Emissão		Total Saída
	g/h	%	g/h	%	g/h	%	g/h	g/h	%	g/h	%	g/h	%	g/h
Ag	98,5	94,2	5,04	4,8	1,05	1,0	104,59	59,3	72,3	21,5	26,2	1,25	1,5	82,05
As	98,5	94,2	5,04	4,8	1,05	1,0	104,59	59,3	72,3	21,5	26,2	1,25	1,5	82,05
Ba	3743	87,6	5,04	0,1	524,5	12,3	4272,54	12808,2	87,1	1076,5	12,5	31,24	0,4	13915,94
Be	98,5	94,2	5,04	4,8	1,05	1,0	104,59	59,3	56,7	21,5	20,6	23,79	22,7	104,59
Cd	4925	99,88	5,04	0,1	1,05	0,02	4931,09	2964,9	73,35	1076,5	26,63	0,73	0,02	4042,13
Cr	2462,5	95,7	5,04	0,2	104,9	4,1	2572,44	2964,9	73,34	1076,5	26,62	1,51	0,04	4042,91
Cu	4925	99,88	5,04	0,1	1,05	0,02	4931,09	59,3	72,3	21,5	26,2	1,25	1,5	82,05
Mn	98,5	94,2	5,04	4,8	1,05	1,0	104,59	59,3	72,3	21,5	26,2	1,22	1,5	82,05
Ni	98,5	24,5	302,1	75,2	1,05	0,3	401,65	1482,4	98,44	21,5	1,43	1,92	0,13	1505,82
Pb	98,5	13,4	5,04	0,7	629,4	85,9	732,94	2964,9	84,6	538,2	15,36	1,25	0,04	3504,35
Sb	98,5	94,2	5,04	4,8	1,05	1,0	104,59	59,3	72,3	21,5	26,2	1,25	1,5	82,05
Se	98,5	94,2	5,04	4,8	1,05	1,0	104,59	59,3	72,3	21,5	26,2	1,25	1,5	82,05
Te	98,5	94,2	5,04	4,8	1,05	1,0	104,59	59,3	72,3	21,5	26,2	1,25	1,5	82,05
Tl	98,5	47,3	5,04	2,4	104,9	50,3	208,44	2964,9	99,27	21,5	0,72	0,16	0,01	2986,6
Zn	98,5	94,2	5,04	4,8	1,054	1,0	104,59	59,3	47,8	21,5	17,4	43,14	34,8	123,83

Fonte: CETESB (dados brutos)

Quadro 44 - Critérios para Determinação dos Teores de Metais nas Correntes de Entrada e de Saída com Coprocessamento

Metal	Correntes de Entrada			Correntes de Saída		
	Farinha	Óleo combustível	Resíduo	Clínquer	Pó do ECP	Emissão
Antimônio	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Emissão determinada por amostragem em chaminé.
Arsênio	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Emissão determinada por amostragem em chaminé.
Bário	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Emissão determinada por amostragem em chaminé.
Berílio	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na entrada.	Emissão determinada pela diferença de balanço [Taxa de emissão = Total da saída (= total da entrada) – Teor no clínquer – Teor no pó do ECP-Ar].

Quadro 44 – Critérios para Estimativa dos Teores de Metais nas Correntes de Entrada e de Saída com Coprocessamento (continuação)

Metal	Correntes de Entrada			Correntes de Saída		
	Farinha	Óleo combustível	Resíduo	Clínquer	Pó do ECP	Emissão
Cádmio	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois não havia dados disponíveis para estimativa.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois não havia dados disponíveis para estimativa.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na entrada	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na entrada	Emissão determinada por amostragem em chaminé.
Chumbo	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Emissão determinada por amostragem em chaminé.
Cobre	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na entrada e na emissão.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na entrada e na emissão.	Emissão determinada por amostragem em chaminé

Quadro 44 – Critérios para Estimativa dos Teores de Metais nas Correntes de Entrada e de Saída com Coprocessamento (continuação)

Metal	Correntes de Entrada			Correntes de Saída		
	Farinha	Óleo combustível	Resíduo	Clínquer	Pó do ECP	Emissão
Cromo	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Emissão determinada por amostragem em chaminé
Manganês	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na emissão.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na emissão.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na emissão.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na emissão.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na emissão.	Emissão determinada por amostragem em chaminé
Níquel	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na entrada e na emissão.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na entrada e na emissão.	Emissão determinada por amostragem em chaminé.
Prata	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na emissão.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na emissão.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na emissão.	Emissão determinada por amostragem em chaminé.

Quadro 44 – Critérios para Estimativa dos Teores de Metais nas Correntes de Entrada e de Saída com Coprocessamento (continuação)

Metal	Correntes de Entrada			Correntes de Saída		
	Farinha	Óleo combustível	Resíduo	Clínquer	Pó do ECP	Emissão
Selênio	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Emissão determinada por amostragem em chaminé.
Tálio	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Estimada pelo fator de emissão, conforme Quadro 23, pois não foi possível a realização de amostragem em chaminé e por diferença entre a saída e a entrada.
Telúrio	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na emissão.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na emissão.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na emissão.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na emissão.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na emissão.	Emissão determinada por amostragem em chaminé.
Zinco	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na emissão.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na emissão.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na emissão.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na emissão.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na emissão.	Emissão determinada por amostragem em chaminé.

Quadro 45 - Quantidade estimada de Materiais nas Correntes de Entrada e Saída para Coprocessamento de outro Resíduo

Correntes	Farinha Alimentada (*)	Óleo Combustível (*) PCI 9512 kcal/kg	Resíduo (*) PCI 5000 kcal/kg	Clínquer produzido (*)	Pó do ECP-Ar (*)(**)
(kg/h)	98400	4060	3310	59297	21529

(*) Valores médios
(**) Estimada a partir da quantidade retida de material particulado para 99,98% de eficiência do ECP.
Fonte: CETESB (dados brutos)

Tabela 3 – Estimativa da Distribuição dos Metais no Sistema Forno com Coprocessamento de outro Resíduo

Metal	Farinha		Óleo combustível		Resíduo		Total Entrada	Clínquer(*)		Pó do ECP(*)		Taxas de Emissão(*)		Total Saída
	g/h	%	g/h	%	g/h	%	g/h	g/h	%	g/h	%	g/h	%	g/h
Ag	98,4	5,6	4,06	0,2	1655	94,2	1757,6	1270,7	72,3	460,5	26,2	26,4	1,5	1757,6
As	98,4	5,6	4,06	0,2	1655	94,2	1757,6	1270,7	72,3	460,5	26,2	26,4	1,5	1757,6
Ba	3739,2	10,15	4,06	0,01	33100	89,84	36843,3	32090,5	87,1	4605,4	12,5	147,4	0,4	36843,3
Be	98,4	93,03	4,06	3,84	3,31	3,13	105,77	59,97	56,7	21,8	20,6	24,6	22,7	105,77
Cd	4920,0	85,54	4,06	0,07	827,5	14,4	5751,6	4218,8	73,35	1531,67	26,63	1,1	0,02	5751,6
Co	98,4	94,2	4,06	3,9	1,99	1,9	104,45	59,3	56,8	21,5	20,6	23,65	22,6	104,45
Cr	2460,0	27,1	4,06	0,04	6620	72,9	9084,6	6662,7	73,34	2418,3	26,62	3,6	0,04	9084,6
Cu	4920,0	22,9	4,06	0,02	16550	77,1	21474,06	15525,7	72,3	5626,21	26,2	322,21	1,5	21474,0
Hg	98,4	94,2	4,06	3,9	1,99	1,9	104,45	59,3	56,8	21,5	20,6	23,65	22,6	104,45
Mn	98,4	5,6	4,06	0,2	1655	94,2	1757,6	1270,7	72,3	460,5	26,2	26,4	1,5	1757,6
Ni	2460,0	40,91	243,6	4,05	3310	55,04	6013,6	5919,8	98,44	86,0	1,43	7,8	0,13	6013,6
Pb	98,4	1,46	4,06	0,06	6620	98,48	6722,46	5687,2	84,6	1032,56	15,36	2,7	0,04	6722,46
Sb	98,4	6,9	4,06	0,23	1324	92,8	1426,46	1031,33	72,3	373,73	26,2	21,4	1,5	1426,46
Se	98,4	94,2	4,06	3,9	1,99	1,9	104,45	75,52	72,3	27,37	26,2	1,67	1,5	104,45
Sn	98,4	74,4	4,06	3,1	29,8	22,5	132,26	59,3	44,8	21,5	16,3	51,46	38,9	132,26
Te	98,4	94,2	4,06	3,9	1,99	1,9	104,45	75,52	72,3	27,37	26,2	1,67	1,5	104,45
Tl	98,4	8,98	4,06	0,42	993,0	90,6	1095,46	1087,46	99,27	7,89	0,72	0,11	0,01	1095,46
Zn	98,4	2,9	4,06	0,1	3310	97,0	3412,46	1631,16	47,8	593,8	17,4	1187,5	34,8	3412,46

(*) Mesma distribuição do ensaio anterior
Fonte: CETESB (dados brutos)

Quadro 46 - Critérios para Determinação dos Teores de Metais nas Correntes de Entrada e de Saída com Coprocessamento de outro Resíduo

Metal	Correntes de Entrada			Correntes de Saída		
	Farinha	Óleo combustível	Resíduo	Clínquer	Pó do ECP	Emissão
Cobalto	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois não havia dados disponíveis para estimativa.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois não havia dados disponíveis para estimativa.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na entrada.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na entrada.	Emissão determinada pela diferença de balanço [Taxa de emissão = Total da saída (= total da entrada) – Teor no clínquer – Teor no pó do ECP-Ar].
Estanho	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois não havia dados disponíveis para estimativa.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois não havia dados disponíveis para estimativa.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na entrada.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na entrada.	Emissão determinada pela diferença de balanço [Taxa de emissão = Total da saída (= total da entrada) – Teor no clínquer – Teor no pó do ECP-Ar].
Mercúrio	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois não havia dados disponíveis para estimativa.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois não havia dados disponíveis para estimativa.	Teor determinado por coleta e análise de amostra retirada do processo.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na entrada.	Considerado o limite de detecção (1ppm), pois havia presença do elemento na entrada.	Emissão determinada pela diferença de balanço [Taxa de emissão = Total da saída (= total da entrada) – Teor no clínquer – Teor no pó do ECP-Ar].

5.3. Aplicação das Emissões Estimadas num Modelo de Dispersão Atmosférica

5.3.1. Caracterização da Área de Modelagem

A empresa em estudo está situada em área rural. As coordenadas de elevação do terreno foram obtidas em mapa com base em Aerofotogrametria na escala 1:100000.

Para o estudo foi definida área de modelagem de 5 x 5 km, onde foi estabelecida uma grade para a definição de receptores, com espaçamento de 500 m. Os receptores são representados pelos nós da malha de modelagem e caracterizados pelas coordenadas x-y e elevação z, perfazendo um total de 1521 receptores.

5.3.2. Caracterização da Fonte de Emissão

Para a modelagem foi definido um ponto como fonte de emissão atmosférica na forma de uma chaminé emitindo todos os efluentes gasosos que contem metais, provenientes do forno de produção de clínquer da indústria estudada.

As características dos efluentes gasosos e da chaminé são apresentados nos Quadro 47 e no Quadro 48 as taxas de emissão dos metais considerados.

Quadro 47 - Caracterização da Fonte de Emissão

Fonte	Coordenadas UTM da base da chaminé			Altura (m)	Temperatura (ºC)	Velocidade (m/s)	Diâmetro (m)
	X	Y	Z				
Chaminé do forno de clínquer	244000	7384000	0	80	388	12	2,85

Quadro 48 - Taxas de Emissão de Metais resultantes do Coprocessamento do Novo Resíduo

Metal	Taxa de Emissão (g/h)	Taxa de Emissão (g/s)
Ag	26,4	0,0073
As	26,4	0,0073
Ba	147,4	0,0409
Be	24,6	0,0068
Cd	1,1	0,0003
Co	23,65	0,0066
Cr	3,6	0,0010
Cu	322,2	0,0895
Hg	23,65	0,066
Mn	26,4	0,0073
Ni	7,8	0,0022
Pb	2,7	0,0008
Sb	21,4	0,0059
Se	1,67	0,0005
Sn	51,46	0,0143
Te	1,67	0,0005
Tl	0,11	0,00003
Zn	1187,5	0,3299

5.3.3. Caracterização dos Prédios Próximos à Chaminé - Efeito Downwash

A dispersão atmosférica é influenciada pelos efeitos dos prédios próximos à chaminé, chamado “downwash”, devido à turbulência causada pelos ventos na passagem pelos prédios, que reduz a dimensão relativa vertical efetiva da pluma. Na modelagem, foram considerados os aspectos dimensionais dos prédios/ equipamentos apresentados no Quadro 49 .

As coordenadas dos prédios e da chaminé da planta foram processadas com a utilização do software BPIP - "Building Input Profile Program" da USEPA, compatível com o ISCT3, para geração das alturas e larguras equivalentes dos prédios como parâmetros de entrada para o ISCT3.

5.3.4. Caracterização dos Dados Meteorológicos

Os dados meteorológicos utilizados para modelagem foram obtidos da estação meteorológica do Aeroporto de Congonhas, localizado na cidade de São Paulo, que é identificada pela Organização Meteorológica Mundial pelo nº 83780, com as seguintes coordenadas: latitude 23 37' Sul, longitude 46 39' Oeste (em UTM ~X= 330750 e y = 7386000) e elevação de 803 m. A estação foi escolhida por não haver dados de medições específicas no município em questão e pela disponibilidade de dados do Aeroporto de Congonhas.

Os dados da estação meteorológica foram processados pela Trinity Consultants Inc, Texas-USA, em dados horários em arquivos eletrônicos formatados para aplicação em modelos ISCTS3 de dispersão da USEPA.

O período considerado no estudo compreende os anos de 1999 até 2001. Os dados horários utilizados incluem direção e velocidade dos ventos, temperatura ambiente e classes de estabilidade atmosférica.

Quadro 49 - Coordenadas das Edificações da Fábrica de Cimento para aplicação do Modelo de Dispersão dos Efluentes Atmosféricos

Item	Sigla	Edificação	Ponto	Coordenadas UTM		Altura (m)	Diâ-metro (m)
				X	Y		
0	**CH**	Chaminé	**Centro A**	244.000,0	7.384.000,0	80	2,85
1	**TPC**	Torre de Pré-calcinação	**A**	243.987,5	7.384.003,5	70	-
			B	243.987,5	7.384.023,5		
			C	244.002,5	7.384.023,5		
			D	244.002,5	7.384.003,5		
2	**SC1**	Silo de Cimento	**Centro A**	244.100,0	7.384.070,0	50	25
3	**SC2**	Silo de Cimento	**Centro B**	244.100,0	7.384.100,0	50	25
4	**SCC**	Silos de Composi-ção do Cimento	**A**	243.985,0	7.384.075,0	50	-
			B	243.985,0	7.384.110,0		
			C	243.995,0	7.384.110,0		
			D	243.995,0	7.384.075,0		
5	**MC1**	Moagem do Cimento (1)	**A**	244.006,0	7.384.065,0	40	-
			B	244.006,0	7.384.080,0		
			C	244.051,0	7.384.080,0		
			D	244.051,0	7.384.065,0		
6	**MC2**	Moagem do Cimento (2)	**A**	244.026,0	7.384.090,0	40	-
			B	244.026,0	7.384.105,0		
			C	244.061,0	7.384.105,0		
			D	244.061,0	7.384.090,0		
7	**PMC**	Pré-Moagem do Cimento	**A**	243.995,0	7.384.090,0	40	-
			B	243.995,0	7.384.110,0		
			C	244.015,0	7.384.110,0		
			D	244.015,0	7.384.090,0		
8	**MC**	Moagem de Cru	**A**	244.045,0	7.383.972,5	50	-
			B	244.045,0	7.383.982,5		
			C	244.060,0	7.383.982,5		
			D	244.060,0	7.383.972,5		
9	**SF1**	Silo de Farinha	**Centro A**	244.013,0	7.384.022,5	60	15
10	**SF2**	Silo de Farinha	**Centro B**	244.013,0	7.383.996,5	60	15
11	**TC**	Torre de Condicio-namento	**Centro A**	244.036,0	7.384.030,0	50	10
12	**SCL**	Silo de Clínquer	**Centro A**	243.035,0	7.384.010,0	80	25

5.3.5. Módulos de Trabalho do ISCST3

Para a entrada de dados no ISCST3, existe um cenário de trabalho que organiza as informações necessárias, que estão distribuídas em 6 módulos: de controle, da fonte, do receptor, de meteorologia, grade de terreno e saída, os quais tem interfaces que possibilitam o uso como uma estrutura única para modelagem.

Nos Quadros 50, 51, 52, 53, 54 e 55 estão resumidos os dados de entrada utilizados no modelo ISCST3.

5.3.6. Considerações sobre as Entradas e Saídas do Modelo

Ressalta-se que a modelagem foi realizada para uma taxa de emissão de 1 g/s e para cada metal foi estimada uma concentração de saída proporcional à emissão, pois as condições não variaram, obedecendo as opções de modelagem já especificadas.

Não foi considerada a opção de deposição total, seca ou úmida devido a não disponibilidade de dados sobre a densidade das partículas para cada metal, pois as deposições seriam diferentes. Foi considerado que no pior caso, as partículas estariam suspensas na atmosfera.

Nos Quadros 56, 57, 58 e 59 estão apresentadas as 10 concentrações máximas obtidas nos períodos modelados de 0,5h (1h), 8h, 24 h e anual, além das máximas horárias para cada metal.

Quadro 50 – Dados de Entrada do Módulo de Controle

Item	Parâmetro		Dados de Entrada
1	Descrição do Problema		Impacto das Emissões de Metais da Fábrica de Cimento
2	Cálculo da Concentração, Deposição Total, Seca e/ou Ümida		Concentração
3	Área Rural ou Urbana		Área Rural
4	Aplicação Regulamentar		Default
5	Período médio de interesse		1 hora; 8 horas; 24 horas; anual
6	Poluente modelado		Metais
7	Envolve elevação do terreno		Sim
8	Envolve altura do “flagpole”		Não
9	Arquivos opcionais serão especificados ?	Arquivo de entrada de EVENTO	Não
		Arquivo de Reiniciar	Não
		Arquivo de Múltiplos Anos	Não
		Arquivo de Lista de Erros	Não

Quadro 51 – Dados de Entrada do Módulo de Fonte

Item	Parâmetro		Dados de Entrada
1	Identidade da Fonte		Chaminé 1
2	Tipo da Fonte		Pontual (chaminé)
3	Localização da Fonte (X, Y, Z)		(244000,7384000,0)
4	Taxa de Emissão da Fonte		1 g/s
5	Altura física de lançamento		80 m
6	Outros parâmetros da fonte:	Temperatura de saída	388 K
		Velocidade de saída	12 m/s
		Diâmetro da Chaminé	2,85 m
7	Grupo de fonte		Todas (em um grupo)
8	Informação opcional	Algum prédio envolvido	Sim
		O fator de emissão varia com o tempo	Não
		Inclusão de cálculo de deposição e remoção	Não

Quadro 52 – Dados de Entrada do Módulo de Receptor

Item	Parâmetro	Dados de Entrada
1	Grade cartesiana ou polar ou receptores discretos devem ser montados	Grade de 500 x 500m dentro de 100 km da fonte
2	Os receptores polares discretos devem ser localizados na planta na fronteira de uma fonte em particular	Não
3	A elevação de terreno foi especificada no Cenário de Controle	Sim
4	A altura da “flagpole” foi especificada no Cenário de Controle	Não

Quadro 53 – Dados de Entrada do Módulo de Meteorologia

Item	Parâmetro		Dados de Entrada
1	O nome formato dos arquivos de dados meteorológicos		Dados meteorológicos do aeroporto de Congonhas
2	Altura do anemômetro		10 m
3	Número da Estação de Superfície neste arquivo		83780
4	Ano dos dados meteorológicos		1999, 2000 e 2001
5	Número da Estação de Sondagem área mais alta neste arquivo		83780
6	Consideraçõe s opcionais	Começo e fim do dia para os dados meteorológicos de entrada	Não
		Expoentes do perfil de vento (para opção de Non-Default)	Não
		Categorias da velocidade do vento (para opção de Non-Default)	Não

Quadro 54 – Dados de Entrada do Módulo de Grade de Terreno

Item	Parâmetro	Parâmetros Adotados
1	Estão sendo considerados deposição seca e elevação do terreno	Não

Quadro 55 – Dados de Entrada do Módulo de Saída

Item	Parâmetro		Dados de Entrada
1	Valores máximos por receptor		Tabelas com os 10 máximas por receptor para todas médias dos períodos de interesse
2	Valores máximos globais		Tabelas dos 50 máximas globais para todas médias dos períodos de interesse
3	Tabelas diárias		Sim
4	Dados específicos de saída para propósitos especiais	Arquivo de valores de violação	Sim
		Arquivos de pós-processamento	Não
		Arquivos de plotagem do contorno	Sim, serão construídos arquivos de plotagem apropriados para produzir o contorno da plotagem que podem ser visualizados no ISC3 após processamento.
		Arquivos de entrada do Modelo TOXX	Não

Quadro 56 – Concentrações Máximas na Atmosfera no Período de 0,5h (1h)

Metal	1ª máx.	2ª máx.	3ªmáx.	4ª máx.	5ª máx.	6ª máx.	7ª máx.	8ª máx.	9ª máx.	10ª máx.
Ag	0,67	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66
As	0,67	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66
Ba	0,37	0,37	0,37	0,37	0,37	0,37	0,37	0,37	0,37	0,37
Be	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66
Cd	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003
Co	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66
Cr	0,009	0,009	0,009	0,009	0,009	0,009	0,009	0,009	0,009	0,009
Cu	0,82	0,81	0,81	0,81	0,81	0,81	0,81	0,80	0,80	0,80
Hg	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,59	0,59	0,59
Mn	0,67	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66
Ni	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Pb	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007
Sb	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Se	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
Sn	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
Te	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
Tl	0,0003	0,0003	0,0003	0,0003	0,0003	0,0003	0,0003	0,0003	0,0003	0,0003
Zn	3,00	2,99	2,99	2,99	2,98	2,98	2,98	2,97	2,97	2,97

Quadro 57 – Concentrações Máximas na Atmosfera no Período de 8 h

Metal	1ª máx.	2ª máx.	3ªmáx.	4ª máx.	5ª máx.	6ª máx.	7ª máx.	8ª máx.	9ª máx.	10ª máx.
Ag	0,30	0,27	0,25	0,25	0,24	0,24	0,24	0,23	0,22	0,21
As	0,30	0,27	0,25	0,25	0,24	0,24	0,24	0,23	0,22	0,21
Ba	0,17	0,15	0,14	0,14	0,14	0,13	0,13	0,13	0,12	0,12
Be	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Cd	0,0012	0,0011	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0009	0,0009	0,0009
Co	0,027	0,024	0,023	0,022	0,022	0,022	0,022	0,021	0,020	0,019
Cr	0,0041	0,0036	0,0034	0,0034	0,0033	0,0033	0,0033	0,0031	0,0030	0,0029
Cu	0,37	0,33	0,31	0,30	0,30	0,29	0,29	0,28	0,27	0,26
Hg	0,27	0,24	0,23	0,22	0,22	0,22	0,22	0,21	0,20	0,19
Mn	0,30	0,27	0,25	0,25	0,24	0,24	0,24	0,23	0,22	0,21
Ni	0,009	0,008	0,008	0,008	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007	0,006
Pb	0,0033	0,0029	0,0028	0,0027	0,0027	0,0026	0,0026	0,0025	0,0024	0,0023
Sb	0,024	0,022	0,020	0,020	0,020	0,019	0,019	0,019	0,018	0,017
Se	0,0021	0,0018	0,0017	0,0017	0,0017	0,0016	0,0016	0,0016	0,0015	0,0015
Sn	0,059	0,052	0,049	0,049	0,048	0,047	0,047	0,045	0,043	0,042
Te	0,0021	0,0018	0,0017	0,0017	0,0017	0,0016	0,0016	0,0016	0,0015	0,0015
Tl	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
Zn	1,36	1,20	1,14	1,12	1,09	1,08	1,08	1,04	0,98	0,96

Quadro 58 – Concentrações Máximas na Atmosfera no Período de 24 h

Metal	1ª máx.	2ª máx.	3ªmáx.	4ª máx.	5ª máx.	6ª máx.	7ª máx.	8ª máx.	9ª máx.	10ª máx.
Ag	0,107	0,104	0,099	0,098	0,096	0,090	0,089	0,088	0,083	0,083
As	0,107	0,104	0,099	0,098	0,096	0,090	0,089	0,088	0,083	0,083
Ba	0,060	0,059	0,056	0,055	0,054	0,050	0,050	0,049	0,047	0,046
Be	0,0100	0,0097	0,0092	0,0091	0,0090	0,0084	0,0083	0,0082	0,0078	0,0077
Cd	0,0004	0,0004	0,0004	0,0004	0,0004	0,0004	0,0004	0,0004	0,0003	0,0003
Co	0,0097	0,0094	0,0090	0,0088	0,0087	0,0081	0,0081	0,0080	0,0075	0,0075
Cr	0,0015	0,0014	0,0014	0,0013	0,0013	0,0012	0,0012	0,0012	0,0011	0,0011
Cu	0,132	0,128	0,122	0,120	0,118	0,110	0,109	0,108	0,102	0,101
Hg	0,097	0,094	0,090	0,088	0,087	0,081	0,080	0,080	0,075	0,075
Mn	0,107	0,104	0,099	0,098	0,096	0,090	0,089	0,088	0,083	0,083
Ni	0,0032	0,0031	0,0030	0,0029	0,0029	0,0027	0,0027	0,0027	0,0025	0,0025
Pb	0,0012	0,0011	0,0011	0,0011	0,0011	0,0010	0,0010	0,0010	0,0009	0,0009
Sb	0,0087	0,0084	0,0080	0,0079	0,0078	0,0073	0,0072	0,0071	0,0067	0,0067
Se	0,0007	0,0007	0,0007	0,0007	0,0007	0,0006	0,0006	0,0006	0,0006	0,0006
Sn	0,0210	0,0204	0,0194	0,0192	0,0189	0,0176	0,0174	0,0173	0,0163	0,0162
Te	0,0007	0,0007	0,0007	0,0007	0,0007	0,0006	0,0006	0,0006	0,0006	0,0006
Tl	0,000044	0,000043	0,000041	0,000040	0,000040	0,000037	0,000037	0,000036	0,000034	0,000034
Zn	0,485	0,472	0,449	0,442	0,436	0,406	0,402	0,399	0,376	0,373

Quadro 59 – Concentrações Máximas na Atmosfera no Período Anual

Metal	1ª máx.	2ª máx.	3ªmáx.	4ª máx.	5ª máx.	6ª máx.	7ª máx.	8ª máx.	9ª máx.	10ª máx.
Ag	0,0146	0,0131	0,0117	0,0110	0,0110	0,0102	0,0102	0,0095	0,0095	0,0085
As	0,0146	0,0131	0,0117	0,0110	0,0110	0,0102	0,0102	0,0095	0,0095	0,0085
Ba	0,0082	0,0074	0,0065	0,0061	0,0061	0,0057	0,0057	0,0053	0,0053	0,0049
Be	0,0014	0,0012	0,0011	0,0010	0,0010	0,0010	**0,0010**	**0,0009**	**0,0009**	**0,0008**
Cd	0,0001	0,0001	0,000048	0,000045	0,000045	0,000042	**0,000042**	**0,000039**	0,000039	0,000036
Co	0,0013	0,0012	0,0011	0,0010	0,0010	0,0009	0,0009	**0,0009**	0,0009	0,0008
Cr	0,00020	0,00018	0,00016	0,00015	0,00015	0,00014	0,00014	0,00013	0,00013	0,00012
Cu	0,0179	0,0161	0,0143	0,0134	0,0134	0,0125	0,0125	0,0116	0,0116	0,0107
Hg	0,0132	0,0119	0,0106	0,0099	0,0099	0,0092	0,0092	0,0086	0,0086	0,0079
Mn	0,0146	0,0131	0,0117	0,0110	0,0110	0,0102	0,0102	0,0095	0,0095	0,0085
Ni	0,0004	**0,0004**	**0,0004**	**0,0003**	**0,0003**	**0,0003**	0,0003	0,0003	0,0003	0,0003
Pb	**0,0002**	**0,0001**	**0,0001**	**0,0001**	**0,0001**	**0,0001**	**0,0001**	**0,0001**	**0,0001**	**0,0001**
Sb	0,0012	0,0011	0,0009	0,0009	0,0009	0,0008	0,0008	0,0008	0,0008	0,0007
Se	0,0001	**0,0001**	**0,0001**	**0,0001**	**0,0001**	**0,0001**	**0,0001**	**0,0001**	**0,0001**	**0,0001**
Sn	0,0029	0,0026	0,0023	0,0021	0,0021	0,0020	0,0020	0,0019	0,0019	0,0017
Te	**0,0001**	**0,0001**	**0,0001**	**0,0001**	**0,0001**	**0,0001**	**0,0001**	**0,0001**	**0,0001**	**0,0001**
Tl	**0,0000060**	0,0000054	0,0000048	0,0000045	0,0000045	0,0000042	0,0000042	**0,0000039**	0,0000039	0,0000036
Zn	0,0660	0,0594	**0,0528**	**0,0495**	0,0495	0,0462	0,0462	0,0429	**0,0429**	0,0396

Quadro 60 – Concentrações Máximas Horárias na Atmosfera

Metal	1ª máx.	2ª máx.	3ª máx.
Ag	0,67	0,66	0,66
As	0,67	0,66	0,66
Ba	0,37	0,37	0,37
Be	0,06	0,06	0,06
Cd	0,003	0,003	0,003
Co	0,06	0,06	0,06
Cr	0,009	0,009	0,009
Cu	0,82	0,81	0,81
Hg	0,60	0,60	0,60
Mn	0,67	0,66	0,66
Ni	0,02	0,02	0,02
Pb	0,007	0,007	0,007
Sb	0,05	0,05	0,05
Se	0,005	0,005	0,005
Sn	0,13	0,13	0,13
Te	0,005	0,005	0,005
Tl	0,0003	0,0003	0,0003
Zn	3,00	2,99	2,98

5.4. Discussão dos Resultados

5.4.1. Comparação da Distribuição dos Metais nas Correntes de Saída do Sistema-Forno nos Ensaios Sem e Com Coprocessamento

A comparação do resultado para a retenção dos metais em cada uma das correntes de saída dos ensaios sem e com coprocessamento realizados está apresentada no Quadro 61.

Quadro 61 – Comparação da Distribuição dos Metais Sem e Com Coprocessamento

Metal	Clínquer		Pó do ECP-Ar		Emissões	
	Sem Coproces-samento	Com Coproces-samento	Sem Coproces-samento	Com Coproces-samento	Sem Coproces-samento	Com Coproces-samento
Ag	56,8	72,3	43,18	26,2	0,02	1,5
As	56,8	72,3	42,83	26,2	0,37	1,5
Ba	99,4	87,1	0,49	12,5	0,11	0,4
Be	56,8	56,7	43,18	20,6	0,02	22,7
Cd	29,2	73,35	70,74	26,63	0,06	0,02
Cr	41,5	73,34	58,48	26,62	0,02	0,04
Cu	49,2	72,3	38,0	26,2	12,8	1,5
Hg	56,8	-	36,95	-	6,25	-
Mn	44,2	72,3	36,8	26,2	19,0	1,5
Ni	-	98,44	-	1,43	-	0,13
Pb	56,8	84,6	22,7	15,36	20,5	0,04
Sb	(*)	72,3	(*)	26,2	(*)	1,5
Se	52,5	72,3	43,6	26,2	3,9	1,5
Te	-	72,3	-	26,2	-	1,5
Tl	56,8	99,27	43,05	0,72	0,15	0,01
Zn	47,0	47,8	39,6	17,4	12,8	34,8

Para cada metal, foi observado que:

ANTIMÔNIO (Sb): Como só foram determinados os teores do Antimônio no ensaio com coprocessamento e o balanço sem coprocessamento ficou prejudicado por falta de dados, a comparação não pode ser realizada.

ARSÊNIO (As): Comparando-se o ensaio sem e com coprocessamento, observa-se que a retenção do Arsênio no ensaio sem coprocessamento estava dividida entre o clínquer e o pó do ECP-Ar. Com o coprocessamento houve um deslocamento da retenção do metal para o clínquer e para as emissões, aumentando-as.

BÁRIO (Ba): Comparando-se o ensaio sem e com coprocessamento, observa-se que o Bário fica quase que totalmente retido no clínquer. No ensaio com coprocessamento, a retenção se desloca um pouco para o pó do ECP-Ar aumentando também um pouco as emissões.

BERÍLIO (Be): Comparando-se o ensaio sem e com coprocessamento, observa-se que a retenção do Berílio no clínquer é similar nos dois ensaios. Porém, a retenção no pó do ECP-Ar é maior sem coprocessamento (~o dobro). Com o coprocessamento, a parcela que não fica retida no clínquer desloca-se, distribuindo-se quase igualmente entre o pó do ECP-Ar e as emissões, aumentando-as.

CÁDMIO (Cd): Comparando-se os ensaios sem e com coprocessamento, observa-se que no ensaio sem coprocessamento, a maior parte do Cádmio fica retida no pó do ECP-Ar. Com o coprocessamento, há um deslocamento da retenção do Cádmio para o clínquer. As emissões não sofrem grandes alterações.

CHUMBO (Pb): Comparando-se os ensaios sem e com coprocessamento, observa-se que no ensaio sem coprocessamento, a maior parte do Chumbo fica retida no clínquer e parcela restante se divide igualmente entre o pó do ECP-Ar e as emissões. Com o coprocessamento, há um deslocamento da

retenção do Cádmio para o clínquer, diminuindo um pouco a retenção no pó do ECP-Ar. As emissões diminuíram significativamente com o coprocessamento.

COBRE (Cu): Comparando-se o ensaio sem e com coprocessamento, observa-se que a retenção do Cobre no ensaio sem coprocessamento estava dividida entre o clínquer e o pó do ECP-Ar, sendo ligeiramente maior no clínquer. Com o coprocessamento houve um deslocamento da retenção do metal para o clínquer, diminuindo pela metade a retenção no pó do ECP-Ar. As emissões eram maiores no ensaio sem coprocessamento, diminuindo significativamente com coprocessamento.

CROMO (Cr): Comparando-se o ensaio sem e com coprocessamento, observa-se que a retenção do Cromo no ensaio sem coprocessamento estava dividida entre o clínquer e o pó do ECP-Ar, sendo ligeiramente maior no último. Com o coprocessamento houve um deslocamento da retenção do metal para o clínquer, diminuindo pela metade a retenção no pó do ECP-Ar. As emissões, no entanto, não sofreram variações significativas.

MANGANÊS (Mn): Comparando-se o ensaio sem e com coprocessamento, observa-se que a retenção do Manganês no ensaio sem coprocessamento estava dividida entre o clínquer e o pó do ECP-Ar, sendo ligeiramente maior no clínquer. Com o coprocessamento houve um deslocamento da retenção do metal para o clínquer, diminuindo pela metade a retenção no pó do ECP-Ar. As emissões eram maiores no ensaio sem coprocessamento, diminuindo significativamente com coprocessamento.

MERCÚRIO (Hg): Como só foram determinados os teores do Mercúrio no ensaio sem coprocessamento, a comparação ficou prejudicada.

NÍQUEL (Ni): Como só foram determinados os teores do Mercúrio no ensaio com coprocessamento, a comparação ficou prejudicada.

PRATA (Ag): Comparando-se o ensaio sem e com coprocessamento, observa-se que a retenção da Prata no ensaio sem coprocessamento estava dividida entre o clínquer e o pó do ECP-Ar. Com o coprocessamento houve um deslocamento da retenção do metal para o clínquer e para as emissões, aumentando-as.

SELÊNIO (Se): Comparando-se o ensaio sem e com coprocessamento, observa-se que a retenção do Selênio no ensaio sem coprocessamento estava dividida entre o clínquer e o pó do ECP-Ar. Com o coprocessamento houve um deslocamento da retenção do metal para o clínquer, caindo pela metade no pó do ECP-Ar, porém com uma diminuição das emissões, que eram maiores sem coprocessamento.

TÁLIO (Tl): Comparando-se o ensaio sem e com coprocessamento, observa-se que a retenção do Tálio no ensaio sem coprocessamento estava dividida entre o clínquer e o pó do ECP-Ar. Com o coprocessamento houve um deslocamento da retenção do metal quase totalmente para o clínquer, caindo significativamente no pó do ECP-Ar e nas emissões, que eram maiores sem coprocessamento.

TELÚRIO (Te): Como só foram determinados os teores do Telúrio no ensaio com coprocessamento, a comparação ficou prejudicada.

ZINCO (Zn): Comparando-se o ensaio sem e com coprocessamento, observa-se que a retenção do Zinco no clínquer é similar nos dois ensaios. Porém, a retenção no pó do ECP-Ar é maior sem coprocessamento (~o dobro). Com o coprocessamento, diminui a parcela retida no pó do ECP-Ar e se desloca para as emissões, aumentando-as.

5.4.2. Comparação da Retenção Estimada de Cada Metal com Dados de Literatura

Comparando-se o resultado dos ensaios realizados para a retenção dos metais em cada uma das correntes de saída, nos ensaios sem e com coprocessamento, com os resultados obtidos por outros autores, conforme apresentado no Quadro 62, para cada metal foi observado que:

ANTIMÔNIO (Sb): a maior retenção de Antimônio ocorre no clínquer. No pó do ECP-Ar foi encontrada uma quantidade aproximadamente 3 vezes maior do que nas referências encontradas. As emissões foram maiores do que as referências indicaram.

ARSÊNIO (As): a maior retenção de Arsênio ocorre no clínquer, com os resultados dos ensaios abaixo da faixa encontrada na literatura. No pó do ECP-Ar, nos dois ensaios, foi encontrada uma quantidade maior do que na referência utilizada. As emissões estimadas foram maiores do que aquelas indicadas nas referências.

BÁRIO (Ba): os resultados obtidos nos 2 ensaios estão próximos da referência utilizada para comparação da retenção no clínquer. Para a poeira do ECP-Ar, a retenção estimada com coprocessamento ficou mais próxima da referência, enquanto que as emissões sem coprocessamento ficaram similares às emissões de uma das referências.

BERÍLIO (Be): nos resultados obtidos tanto sem como com coprocessamento foi observado que aproximadamente a metade da quantidade de Berílio fica retida no clínquer, embora nos valores de referência encontrados, o Berílio fica retido no clínquer na sua quase totalidade (99%). Com coprocessamento, o restante divide-se quase igualmente entre o pó do ECP-Ar e as emissões atmosféricas, sendo essas quantidades maiores do que o encontrado na literatura. Sem

coprocessamento, a parcela restante do Berílio fica na sua maior parte retida no pó do ECP-Ar, acima da referência e pouco nas emissões, mas abaixo da referência.

CÁDMIO (Cd): Com coprocessamento a maior retenção de Cádmio ocorre no clínquer, sendo o resultado obtido quase similar ao limite inferior da faixa de resultados usada como referência. No pó do ECP-Ar foi encontrada uma quantidade um pouco maior do que o limite superior da faixa de resultados utilizada como referência. As emissões situam-se na faixa de uma das referências, mas muito abaixo da outra. Em relação ao ensaio sem coprocessamento, a retenção de Cádmio no clínquer é muito mais baixa do que a referência, sendo a retenção no pó do ECP-Ar muito maior do que a literatura e as emissões estão dentro da faixa de uma das referências e muito abaixo da outra.

CHUMBO (Pb): a maior retenção de Chumbo ocorre no clínquer, com resultado praticamente coincidente com a média da faixa encontrada na literatura de referência. No pó do ECP-Ar foi encontrada uma quantidade retida dentro da faixa de referência encontrada. As emissões estão dentro da faixa encontrada numa das referências, mas muito menor do que da outra.

COBRE (Cu): a maior retenção de Cobre ocorre no clínquer, mas com resultado um pouco inferior ao da literatura de referência. No pó do ECP-Ar foi encontrada uma quantidade retida aproximadamente 2 vezes maior do que na referência encontrada. As emissões foram maiores do que as referências indicaram.

CROMO (Cr): Tanto no ensaio sem e com coprocessamento, a maior retenção de Cromo ocorre no clínquer, mas com resultado abaixo ao da literatura. No pó do ECP-Ar foi encontrada uma quantidade retida maior do que na referência encontrada. As emissões foram maiores do que uma das referências indicaram, por um lado e menores do que a outra.

MANGANÊS (Mn): não foram encontrados dados de referência para comparação dos resultados obtidos.

NÍQUEL (Ni): a maior retenção de Níquel ocorre no clínquer, mas com resultado um pouco maior do que o limite superior encontrado na literatura de referência. No pó do ECP-Ar foi encontrada uma quantidade retida menor do que na referência encontrada. As emissões foram maiores do que as referências indicaram.

PRATA (Ag): não foram encontrados dados de referência para comparação dos resultados obtidos para o clínquer e pó do ECP-Ar. As emissões encontradas para o ensaio sem coprocessamento foram menores do que a referência, enquanto que para com coprocessamento foram muito maiores.

SELÊNIO (Se): a maior retenção de Selênio ocorre no clínquer, sendo que o valor utilizado como referência indica que praticamente não há retenção deste elemento no clínquer. No pó do ECP-Ar foi encontrada uma quantidade menor do que na referência utilizada, que indica que a maior parte do Selênio fica retida no pó do ECP-Ar (95%). As emissões foram maiores do que uma das referências indicaram e maior que a outra.

TÁLIO (Tl): a maior retenção de Tálio ocorre no clínquer, sendo que o valor utilizado como referência indica que praticamente não há retenção deste elemento no clínquer. No pó do ECP-Ar foi encontrada uma quantidade muito pequena do que na referência utilizada, que indica que a maior parte do Tálio fica retida no pó do ECP-Ar (99,9%). As emissões foram menores do que as referências indicaram.

TELÚRIO (Te): a maior retenção de Telúrio ocorre no clínquer, sendo o resultado obtido um pouco inferior ao valor usado como referência. No pó do ECP- Ar foi encontrada uma quantidade um pouco superior ao valor utilizado

como referência. As emissões foram maiores do que o valor usada como referência.

ZINCO (Zn): a maior retenção de Zinco ocorre no clínquer, com resultado que indica a metade da faixa encontrada na literatura de referência. No pó do ECP-Ar foi encontrada uma quantidade retida muito superior à faixa de referência encontrada. As emissões são muito maiores do que o encontrado nas referências.

5.4.3. Comparação da Retenção dos Metais nos Sólidos do Processo com Dados de Literatura

O Quadro 63 mostra uma comparação dos resultados dos ensaios realizados sem e com coprocessamento com os resultados obtidos por SEEBACK e TOMPKINS (1991), somando-se a parcela retida no clínquer e no pó do ECP-Ar, que são consideradas os sólidos do processo.

De uma maneira geral, os resultados indicaram que os metais tem uma tendência a ficarem retidos nos sólidos do processo, como observado por SEEBACK e TOMPKINS (1991). Nos ensaios sem coprocessamento foi encontrada a mesma tendência, embora para o Pb e Zn, a média de retenção tenha ficado abaixo da encontrada por esses autores, enquanto que para o Hg foi mais alta.

Já nos ensaios com coprocessamento, também foi encontrada a mesma tendência, embora para o Be e o Zn, a média de retenção desses metais nos sólidos ficou abaixo da encontrada por esses autores.

Comparando-se os 2 ensaios, observa-se que a maior parte dos metais tem retenção similar nos sólidos do processo, com exceção do Be e do Zn, onde a maior retenção é sem coprocessamento e o Cu, Mn e Pb, com coprocessamento.

5.4.4. Caracterização da Volatilidade dos Metais

Com o resultado dos ensaios realizados estimou-se a volatilidade dos metais, tanto no ensaio sem coprocessamento quanto no ensaio com coprocessamento, conforme metodologia de KRCMAR, LINNER e WEISWEILER (1994) e os resultados estão apresentados no Quadro 64.

Comparando-se os resultados, foi observado que:

Os metais Ag, As, Be, Mn, Sb, Se e Zn mantiveram a sua semi-volatilidade; o Ba manteve-se como um elemento de difícil volatilidade e o Cu manteve a alta volatilidade em ambos os ensaios. O Cd no ensaio sem coprocessamento mostrou uma volatilidade alta e com coprocessamento essa volatilidade diminuiu, passando para mediana.

Já o Cr, que também tinha uma volatilidade alta no ensaio sem coprocessamento, passou a ter sua volatilidade mais difícil. O Pb e Tl passaram de uma volatilidade mediana para difícil.

No ensaio sem coprocessamento não foram determinados teores de Ni e Te e no ensaio com coprocessamento não foi realizada a determinação dos teores de Hg, ficando a comparação prejudicada.

Os resultados parecem apontar que a prática de coprocessamento interfere nas volatilidades dos elementos, pois algumas características do processo também são alteradas pela alimentação de resíduos no sistema. O que se observa é que a volatilidade de alguns elementos tende a diminuir, enquanto que a de outros permanece a mesma.

Quadro 62 – Comparação da Distribuição dos Metais nas Correntes de Saída do Sistema-Forno

Ele-mento	Clínquer			Pó do ECP-Ar			Emissões			
	%(*)	% (**)	**% (***)**	%(*)	% (**)	**% (***)**	%(*)	% (**)	% (***)	% (****)
Ag	56,8	72,3	-	43,18	26,2	-	0,02	1,5	-	0,163
As	56,8	72,3	83-91(87)	42,83	26,2	5-10 (7,5)	0,37	1,5	0,01-0,03 (0,02)	0,022
Ba	99,4	87,1	90	0,49	12,5	10	0,11	0,4	0,1	0,030
Be	56,8	56,7	~99	43,18	20,6	~1	0,02	22,7	<0,01	0,114
Cd	29,2	73,35	74-88 (81)	70,74	26,63	5-20 (12,5)	0,06	0,02	0,01-0,1 (0,055)	0,440
Cr	41,5	73,34	91-97 (94)	58,48	26,62	3-9 (6)	0,02	0,04	0,01	0,128
Cu	49,2	72,3	~88	38,0	26,2	~12	12,8	1,5	~0,05	-
Hg	56,8	-	0	36,95		60-40	6,25		40-60	10-90
Mn	44,2	72,3	-	36,8	26,2	-	19,0	1,5	-	-
Ni	-	98,44	83-97 (90)	-	1,43	3-13 (8)	-	0,13	0,01	0,048
Pb	56,8	84,6	72-96 (84)	22,7	15,36	2-25 (13,5)	20,5	0,04	0,00-0,05 (0,025)	0,167
Sb	(*)	72,3	83-91 (87)	(*)	26,2	5-17 (11)	(*)	1,5	0,01-0,03 (0,02)	0,266
Se	52,5	72,3	~0	43,6	26,2	95	3,9	1,5	5	0,298
Te	-	72,3	~80	-	26,2	~20	-	1,5	~0,1	-
Tl	56,8	99,27	0	43,05	0,72	99,9	0,15	0,01	0,1	10-20 (15)
Zn	47,0	47,8	80-99 (89,5)	39,6	17,4	1-9 (5)	12,8	34,8	0,00-0,05 (0,025)	0,220

(*) Fonte: Tabela 2 - Estimativa da Distribuição dos Metais no Sistema-Forno com Coprocessamento
(**) Fonte: Tabela 3 - Estimativa da Distribuição dos Metais no Sistema Forno com Coprocessamento de outro Resíduo
(***) Fonte: WINKLER (1996) (médias entre parênteses)
(****) Fonte : SEEBACK e TOMPKINS (1991)

Quadro 63 – Distribuição dos Metais nos Sólidos do Processo sem Coprocessamento

Metal	Sem Coprocessamento			Com Coprocessamento			Média de Retenção nos sólidos (%) (**)
	Clínquer (%)	Pó do ECP-Ar (%)	Média de Retenção nos sólidos (%)	Clínquer (%)	Pó do ECP-Ar (%)	Média de Retençãonos sólidos (%)	
Ag	56,8	43,18	99,98	72,3	26,2	98,5	± 99,8420
As	56,8	42,83	99,63	72,3	26,2	98,5	≥ 99,8068
Ba	99,4	0,49	99,89	87,1	12,5	99,6	99,8781
Be	56,8	43,18	99,98	56,7	20,6	77,3	≥ 99,8681
Cd	29,2	70,74	99,94	73,35	26,63	99,98	≥ 99,5550
Cr	41,5	58,48	99,98	73,34	26,62	99,96	99,8553
Cu	49,2	38,0	87,2	72,3	26,2	98,5	-
Hg	56,8	36,95	93,75	-	-	-	≥ 61,3
Mn	44,2	36,8	81,00	72,3	26,2	98,5	-
Ni	-	-	-	98,44	1,43	99,87	≥ 99,9574
Pb	56,8	22,7	79,50	84,6	15,36	99,96	99,8531
Sb	(*)	(*)	(*)	72,3	26,2	98,5	≥ 99,7690
Se	52,5	43,6	96,10	72,3	26,2	98,5	≥ 95,4002
Te	-	-	-	72,3	26,2	98,5	-
Tl	56,8	43,05	99,85	99,27	0,72	99,99	90, 1219
Zn	47,0	39,6	86,60	47,8	17,4	65,2	99,7869

(*) Balanço prejudicado por falta de dados
(**) **Fonte**: SEEBACK e TOMPKINS (1991)

Quadro 64 – Estimativa das Volatilidades dos Metais Sem e Com Coprocessamento

	Ensaio sem Coprocessamento				Ensaio com Coprocessamento			
Metal	**Teor na Farinha (ppm)**	**Teor no Clínquer (ppm)**	**f = teor no clínquer/ teor na farinha (*)**	**Classificação da Volatilidade**	**Teor na Farinha (ppm)**	**Teor no Clínquer (ppm)**	**f = teor no clínquer/teor na farinha (*)**	**Classificação da Volatilidade**
Ag	1	1	1	mediana	1	1	1	mediana
As	1	1	1	mediana	1	1	1	mediana
Ba	90	170	1,89	difícil	38	216	5,68	difícil
Be	1	1	1	mediana	1	1	1	mediana
Cd	4	2	0,5	alta	50	50	1	mediana
Cr	13	9	0,69	alta	25	50	2	difícil
Cu	12	10	0,83	alta	50	1	0,02	alta
Hg	1	1	1	mediana	-	-	-	-
Mn	1	1	1	mediana	1	1	1	mediana
Ni	-	-	-	-	1	25	25	difícil
Pb	1	1	1	mediana	1	50	50	difícil
Sb	1	1	1	mediana	1	1	1	mediana
Se	1	1	1	mediana	1	1	1	mediana
Te	-	-	-	-	1	1	1	mediana
Tl	1	1	1	mediana	1	50	50	difícil
Zn	1	1	1	mediana	1	1	1	mediana

(*) Critérios para estimativa da volatilidade, segundo KRCMAR, LINNER e WEISWEILER (1994):

f<1: altamente volátil; f=1: medianamente volátil: f>1: dificilmente volátil

Comparou-se os resultados obtidos na classificação da volatilidade dos metais por KRCMAR, LINNER e WEISWEILER (1994) com a classificação de outros autores e os resultados estão apresentados no Quadro 65. Ressalta-se que a estimativa de volatilidade proposta por KRCMAR, LINNER e WEISWEILWER (1994) é uma relação entre o teor do metal no clínquer (corrente de saída) e na farinha (corrente de entrada), enquanto que outros critérios utilizados consideram somente se o elemento tem a sua maior parcela de retenção no clínquer (dificilmente voláteis), ligam-se parcialmente ao clínquer (semi-voláteis) ou são preponderantes na fase gasosa (voláteis) (ACHTERNBOSCH e BRÄUTIGAM (2000)).

No entanto, mesmo com critérios diferentes, foi observado que:

ANTIMÔNIO (Sb): Os resultados da estimativa da volatilidade para ambos os ensaios estão de acordo com a referência que considera o Antimônio semi-volátil. No entanto, a outra referência que o classifica como dificilmente volátil está relacionada a alta retenção no clínquer.

ARSÊNIO (As): Os resultados indicaram que o Arsênio tem volatilidade mediana, enquanto que a referência utilizada indica difícil volatilidade. As causas poderiam ser encontradas no próprio processo de fabricação de clínquer. Nos ensaios realizados, a maior parte do Arsênio ficou retida no clínquer.

BARIO (Ba): Tanto nos ensaios realizados quanto nas referências de literatura, o Bário é apontado como um elemento de difícil volatilidade (refratário).

BERÍLIO (Be): Nos ensaios realizados, a volatilidade do Berílio foi estimada como mediana, mas não foram encontrados dados de literatura para comparação.

CÁDMIO (Cd): Na literatura o Cádmio aparece como um elemento volátil ou semi-volátil. Na estimativa de volatilidade realizada, também foi classificada com alta (sem coprocessamento) e mediana (com coprocessamento), mas nos ensaios a maior parte ficou retida no clínquer.

CHUMBO (Pb): a variação da volatilidade do Chumbo também foi observada por ACHTERNBOSCH e BRÄUTIGAM (2000), pois em alguns trabalhos os autores relatam que o chumbo aparece com difícil volatilidade e em outros com alta. Segundo a ETI (1992) os teores de cloro influenciam na retenção do chumbo: com altos teores de chumbo e baixos teores de cloro não há aumento das emissões e a maior parte fica retida no clínquer. Com altos teores de cloro e baixo teor de chumbo há um aumento das emissões e a maior parte do chumbo deslocar-se-ia do clínquer, ficando retida no pó do ECP-Ar.

COBRE (Cu): Nos ensaios realizados a volatilidade estimada do Cobre é alta, no entanto, dados de literatura apontam que o Cobre é de difícil volatilidade.

CROMO (Cr): o Cromo mostrou-se um elemento de difícil volatilidade, tanto no ensaio com coprocessamento realizado, quanto nas referências de literatura utilizadas. Apenas no ensaio sem coprocessamento a sua volatilidade foi considerada alta.

MANGANÊS (Mn): a volatilidade do Manganês foi estimada e classificada como mediana, em ambos os ensaios. No entanto, dados de literatura apontam como um elemento não-volátil.

MERCÚRIO (Hg): a volatilidade do Mercúrio só foi estimada para o ensaio sem coprocessamento, sendo classificada como mediana, enquanto dados de literatura apontam como um elemento volátil.

NÍQUEL (Ni): Tanto nos ensaios realizados quanto nas referências de literatura, o Níquel é apontado como um elemento de difícil volatilidade (refratário).

PRATA (Ag): Embora nos ensaios realizados a volatilidade da prata seja classificada como semi-volátil, na referência ela é considerado dificilmente volátil. Muitas das variações consideradas nas condições de processo durante os ensaios realizados podem levar a essa interpretação, porém a maior parte ficou retida no clínquer.

SELÊNIO (Se): O resultado dos ensaios realizados estão de acordo com a referência que considera o Selênio semi-volátil. No entanto, há outra referência que o classifica como altamente volátil.

TÁLIO (Tl): o Tálio é considerado volátil ou semi-volátil em algumas referências, devido à sua retenção na poeira do ECP-Ar, porém nos ensaios realizados a volatilidade foi considerada mediana (sem coprocessamento) e difícil (com coprocessamento), apontando que as condições de processo podem ter influenciado na retenção do Tálio nos sólidos do processo.

TELÚRIO (Te): A volatilidade foi estimada como mediana, porém não foram encontrados dados de literatura para comparação.

ZINCO (Zn): o Zinco nas referências foi considerado tanto semi-volátil, que é o mesmo resultado dos ensaios, quanto dificilmente volátil. A ETI (1992) comenta que o Zinco é insensível às variações no processo produtivo, mas tem tendência a ficar retido no clínquer.

Quadro 65 – Comparação entre Volatilidades dos Metais Sem e Com Coprocessamento

Metal	Classificação da Volatilidade				
	Sem Coprocessamento	Com Coprocessamento	(*)	(**)	(***)
Ag	Mediana	Mediana	-	Não-volátil	-
As	Mediana	Mediana	Difícil	Não-volátil	Difícil
Ba	Difícil	Difícil	Difícil	Não-volátil	-
Be	Mediana	Mediana	-	-	-
Cd	Alta	Mediana	Alta	Semi-volátil	Semi-volátil
Cr	Alta	Difícil	Difícil	Não-volátil	Difícil
Cu	Alta	Alta	Difícil	Não-volátil	Difícil
Hg	Mediana	-	-	Volátil	Volátil
Mn	Mediana	Mediana	-	Não-volátil	-
Ni	-	Difícil	Difícil	Não-volátil	Difícil
Pb	Mediana	Difícil	Alta	Semi-volátil	Difícil
Sb	Mediana	Mediana	Difícil	Semi-volátil	-
Se	Mediana	Mediana	Alta	Semi-volátil	-
Te	-	Mediana	-	-	-
Tl	Mediana	Difícil	Alta	Volátil	Semi-volátil
Zn	Mediana	Mediana	Difícil	Semi-volátil	Difícil

(*) Fonte: KRCMAR, LINNER e WEISWEILER (1994)
(**) **Fonte**: EPA (1995)
(***) Fonte: ACHTERNBOSCH e BRÄUTIGAM (2000)

5.4.5. Comparação das Emissões Estimadas com Padrões da Legislação

Para comparação com os padrões da legislação vigente, é necessário calcular as concentrações de saída para os parâmetros estabelecidos, utilizando-se os dados de lançamento do efluente gasoso e das taxas de emissão, os quais estão apresentados nos Quadros 66 e 67.

Os cálculos das concentrações tanto para comparação com o PROESP (2003) quanto com a Resolução CONAMA 264 (1999), estão apresentados nos Quadros 68 e 69. A comparação com a Legislação está apresentada no Quadro 70.

Pela comparação, pode-se observar que o coprocessamento do resíduo proposto não teria viabilidade pois a concentração de Hg estimada em 0,1519 mg/Nm^3 a 10% de O_2, base seca ultrapassa o padrão do PROESP (2003), que é de 0,04 mg/Nm^3 a 10% de O_2, base seca, bem como a concentração da somatória dos seguintes metais: Pb + As + Co + Ni + Se + Te + Be + Cr + Mn + Sb + Sn + Zn estimada em 8, 859 mg/Nm^3 a 10% de O_2, base seca também ultrapassa o padrão do PROESP (2003), que é de 5,0 mg/Nm^3 a 10% de O_2, base seca.

Em relação à Resolução CONAMA 264 (1999), a concentração de Hg estimada em 0,1194 mg/Nm^3 a 7% de O_2, base seca ultrapassa o padrão que é de 0,05 mg/Nm^3 a 7% de O_2, base seca e também a concentração da somatória dos seguintes metais: As + Be + Co + Cr + Cu + Mn + Ni + Pb + Sb + Se + Sn + Te + Zn, que é de 8, 5869 mg/Nm^3 a 7% de O_2, base seca, também ultrapassa o padrão estabelecido que é de 7,0 mg/Nm^3 a 7% de O_2, base seca.

5.4.6. Comparação das Concentrações Estimadas com Valores de Referência de Padrões de Qualidade do Ar

Os resultados obtidos no estudo de dispersão foram comparados com valores de referência da literatura dos padrões de qualidade do ar para cada metal incluído no coprocessamento, conforme apresentado nos Quadros de 71 a 88.

No Quadro 89 é apresentado um resumo das comparações entre a concentração de metal estimada com os valores de referência de qualidade do ar.

5.4.7. Análise dos Resultados em relação a Emissões Atmosféricas e aos Impactos na Qualidade do Ar

5.4.7.1. Em relação a Emissões Atmosféricas

A concentração de Hg estimada em 0,1519 mg/Nm^3 a 10% de O_2, base seca bem como a concentração da somatória dos seguintes metais: Pb + As + Co + Ni + Se + Te + Be + Cr + Mn + Sb + Sn + Zn estimada em 8, 859 mg/Nm^3 a 10% de O_2, base seca ultrapassam o padrão do PROESP (2003), que é de 0,04 mg/Nm^3 a 10% de O_2, base seca e de 5,0 mg/Nm^3 a 10% de O_2, base seca, respectivamente.

Também, em relação à Resolução CONAMA 264 (1999), a concentração de Hg estimada em 0,1194 mg/Nm^3 a 7% de O_2, base seca, bem como a concentração da somatória dos seguintes metais: As + Be + Co + Cr + Cu + Mn + Ni + Pb + Sb + Se + Sn + Te + Zn, que é de 8, 5869 mg/Nm^3 a 7% de O_2, base seca, também ultrapassam o padrão que é de 0,05 mg/Nm^3 a 7% de O_2, base seca e 7,0 mg/Nm^3 a 7% de O_2, base seca, respectivamente.

Quadro 66 – Condições de Lançamento do Efluente Gasoso

Parâmetros	Sem Coprocessamento	Com Coprocessamento
Vazão (m^3/h) b.s.	291.171,7	275.000
Vazão (Nm^3/h) b.s.	160.322	151.405
Velocidade dos gases (m/s)	12,7	12
Temperatura dos gases (K)	217	388
Teor de O_2 (%)	10,1	10,3
Diâmetro da chaminé (m)	2,85	2,85
Altura da chaminé (m)	80	80

Quadro 67 – Emissões Estimadas pelo Coprocessamento do novo Resíduo

Metal	Emissões	
	g/h	mg/h
Ag	26,4	26400
As	26,4	26400
Ba	147,4	147400
Be	24,6	24600
Cd	1,1	1100
Co	23,65	23650
Cr	3,6	3600
Cu	322,21	322210
Hg	23,65	23650
Mn	26,4	26400
Ni	7,8	7800
Pb	2,7	2700
Sb	21,4	21400
Se	1,67	1670
Sn	51,46	51460
Te	1,67	1670
Tl	0,11	110
Zn	1187,5	1187500

Quadro 68 – Cálculo da Correção da Concentração para as condições do PROESP (2003)

Metal	Taxa de Emissão (mg/h)	Vazão (Nm^3/h)	Concentração (mg/Nm^3)	
			à 10,3%O_2 (****)	à 10% de O_2 (*****)
Hg	23.650	151.405	0,1562	0,1519
Pb	2.700	151.405	0,0178	0,0173
Cd + Tl (*)	1.200	151.405	0,0080	0,0078
(As+Be+Co +Ni+Se+Te) (**)	85.790	151.405	0,5666	0,5511
(Pb+As+Co+Ni+Se +Te+Be+Cr+Mn+Sb +Sn+Zn) (***)	1.378.850	151.405	9,107	8,859

(*) Somatória das Taxas de Emissão de Cd + Tl (1100 + 110)
(**) Somatória das Taxas de Emissão de As+Be+Co+Ni+Se+Te (26400+24600+ 23650 + 7800+1670+1670)
(***)Somatória das Taxas de Emissão de Pb+As+Co+Ni+Se+Te+Be+Cr+Mn+Sb+Sn+Zn (2700+26400+23650+7800+1670 +1670+24600+3600+26400+21400 +51460 +1187500)
(****) $C_{(10,3\%)}$ = Taxa de Emissão/Vazão
(*****) $C_{(10\%)} = C_{(10,3\%)} \times [(21-10,3)/(21-10)]$ (PROESP (2003))

Quadro 69 – Cálculo da Correção da Concentração para as condições da Resolução CONAMA 264 (1999)

Metal	Taxa de Emissão (mg/h)	Vazão (Nm^3/h)	Concentração (mg/Nm^3)	
			à 10,3%O_2 (***)	à 7% de O_2 (****)
Cd	1.100	151.405	0,0073	0,0056
Hg	23.650	151.405	0,1562	0,1194
Pb	2.700	151.405	0,0178	0,0136
Tl	110	151.405	0,0007	0,0005
(As+Be+Co+Ni+Se+Te) (*)	85.790	151.405	0,5666	0,4330
(As+Be+Co+Cr+Cu+Mn+Ni +Pb+Sb+Se+Sn+Te+Zn)(**)	1.701.060	151.405	11,2352	8,5869

(*)Somatória das Taxas de Emissão de As+Be+Co+Ni+Se+Te (26400+24600+ 23650 + 7800+1670+1670)
(**) Somatória das Taxas de Emissão de As+Be+Co+Cr+Cu+Mn+Ni+ Pb+Sb+Se+Sn+Te+Zn(26400+24600+23650+3600+322210+26400+7800+ 2700+ 21400+1670 +51460 +1670+1187500)
(***) $C_{(10,3\%)}$ = Taxa de Emissão/Vazão
(****) $C_{(7\%)} = C_{(10,3\%)} \times [(21-10,3)/(21-7)]$ (Resolução CONAMA 264 (1999))

Quadro 70 – Comparação com Padrões de Emissão da Legislação

Metal	Resultados Obtidos (mg/ Nm^3) (a 10% de O_2, base seca)	Limites de Emissão (mg/ Nm^3) (a 10% de O_2, base seca) (PROESP - 2003)	Resultados Obtidos (mg/ Nm^3) (a 7% de O_2, base seca)	Limites de Emissão (mg/ Nm^3) (a 7% de O_2, base seca) CONAMA 264 (1999)
Cd	**-**	-	0,0056	0,10
Cd + Tl	0,0078	0,04	-	-
(As+Be+Co+Ni+Se+Te)	0,5511	1,0	0,4330	1,4
Hg	**0,1519**	0,04	**0,1194**	0,05
As+Be+Co+Cr+Cu+Mn+Ni+ Pb+Sb+Se+Sn +Te + Zn	**-**	-	**8,5869**	7,0
Pb+As+Co+Ni+Se+Te+Be+ Cr+Mn+Sb+Sn+Zn	8,859	5,0	**-**	**-**
Pb	0,0173	0,275	0,0136	0,35
Tl	**-**	-	0,0005	0,10

Quadro 71 – Comparação da Estimativa da Concentração de Antimônio no Ar Ambiente com Valores de Referência

Concentração na Atmosfera (µg/m³)				Padrões de Qualidade do Ar (Localidade) (µg/m³) (*)			
0,5 (1h)	**8h**	**24h**	**Anual**	**0,5 (1h)**	**8h**	**24h**	**Anual**
0,05	0,024	0,0087	0,0012	15 (1h) (EUA Arizona)	10 (EUA – Connecticut)	4 (EUA – Arizona)	0,3 (EUA – Florida)
0,05	0,022	0,0084	0,0011		5 (EUA -Dakota do Norte)	4 (EUA – Florida)	1,19 (EUA – Kansas)
0,05	0,020	0,0080	0,0009		4 (EUA – Florida)	10 (EUA-Oklahoma)	1,2 (EUA - New York)
0,05	0,020	0,0079	0,0009		11,9 (EUA – Louisiana)	8,3 (EUA – Virginia)	1,2 (EUA-Pensilvania)
0,05	0,020	0,0078	0,0009		12 (EUA – Nevada)		40 (EUA - Rhode Island)
0,05	0,019	0,0073	0,0008		8,3 (EUA – Vermont)		0,5 (EUA – Texas)
0,05	0,019	0,0072	0,0008		1,7 (EUA – Washington)		
0,05	0,019	0,0071	0,0008				
0,05	0,018	0,0067	0,0008				
0,05	0,017	0,0067	0,0007				

(*) SITTIG (1995) (dados brutos)

Quadro 72 – Comparação da Estimativa da Concentração de Arsênio no Ar Ambiente com Valores de Referência

Concentração na Atmosfera ($\mu g/m^3$)				Padrões de Qualidade do Ar (Localidade) ($\mu g/m^3$) (*)			
0,5 (1h)	**8h**	**24h**	**Anual**	**0,5 (1h)**	**8h**	**24h**	**Anual**
0,67	0,30	0,107	0,0146	3 (China)	**0,05 (EUA – Connecticut)**	3,0 (Antiga URSS)	**0,00023 (EUA – Arizona)**
0,66	0,27	0,104	0,0131	**0,32 (1 h) (EUA-Arizona)**	2,0 (EUA-Dakota do Norte)	**0,084 (EUA -Arizona)**	**0,00023 (EUA-Carolina do Norte**
0,66	0,25	0,099	0,0117	5,0 (EUA – Texas)	2,0 (EUA – Florida)	1,0 (EUA -Carolina do Sul)	**0,00023 (EUA – Florida)**
0,66	0,25	0,098	0,0110		5,0 (EUA – Nevada)	0,48 (EUA – Florida)	**0,000233 (EUA – Kansas)**
0,66	0,24	0,096	0,0110			0,39 (EUA – Montana)	0,2 (EUA – Louisiana)
0,66	0,24	0,090	0,0102			**0,02 (EUA-Oklahoma)**	**0,00023 (EUA – Michigan)**
0,66	0,24	0,089	0,0102			3,3 (EUA – Virginia)	0,07 (EUA – Montana)
0,66	0,23	0,088	0,0095				**0,00023 (EUA - New York)**
0,66	0,22	0,083	0,0095				0,024 (EUA – Pensilvania)
0,66	0,21	0,083	0,0085				**0,0002 (EUA- Rhode Island)**
							0,5 (EUA – Texas)
							0,00023 (EUA – Vermont)
							0,00023 (EUA – Washington)

(*) SITTIG (1995) (dados brutos)

Quadro 73 – Comparação da Estimativa da Concentração de Bário no Ar Ambiente com Valores de Referência

Concentração na Atmosfera (mg/m^3)				Padrões de Qualidade do Ar (Localidade) (mg/m^3) (*)			
0,5 (1h)	**8h**	**24h**	**Anual**	**0,5 (1h)**	**8h**	**24h**	**Anual**
0,37	0,17	0,060	0,0082	40 (Antiga URSS)	5,0 (EUA - Dakota do Norte	1,2 (EUA – Florida)	50 (EUA – Florida)
0,37	0,15	0,059	0,0074	15 (1h) (EUA – Arizona)	11,9 (EUA – Louisiana)	10,0 (EUA – Oklahoma)	0,5 (EUA - New York)
0,37	0,14	0,056	0,0065	5,0 (EUA – Texas)	12,0 (EUA – Nevada)	8,3 (EUA – Virginia)	0,5 (EUA – Texas)
0,37	0,14	0,055	0,0061			1,7 (EUA – Washington)	11,9 (EUA – Vermont)
0,37	0,14	0,054	0,0061				
0,37	0,13	0,050	0,0057				
0,37	0,13	0,050	0,0057				
0,37	0,13	0,049	0,0053				
0,37	0,12	0,047	0,0053				
0,37	0,12	0,046	0,0049				

(*) SITTIG (1995) (dados brutos)

Quadro 74 – Comparação da Estimativa da Concentração de Berílio no Ar Ambiente com Valores de Referência

Concentração na Atmosfera (mg/m³)				Padrões de Qualidade do Ar (Localidade) (mg/m³) (*)			
0,5 (1h)	**8h**	**24h**	**Anual**	**0,5 (1h)**	**8h**	**24h**	**Anual**
0,06	0,03	0,0100	0,0014	**0,01 (Antiga URSS)**	**0,016 (EUA – Connecticut)**	0,016 (EUA – Arizona)	**0,0005 (EUA – Arizona)**
0,06	0,02	0,0097	0,0012	**0,06 (1h) (EUA – Arizona)**	**0,01 (EUA - Dakota do Sul)**	0,01 (EUA-Carolina do Sul)	**0,00041 (EUA-Carolina do Norte)**
0,06	0,02	0,0092	0,0011		**0,016 (EUA – Florida)**	0,016 (EUA – Florida)	**0,00042 (EUA – Florida)**
0,06	0,02	0,0091	0,0010		0,1 (EUA – Nevada)	**0,001 (EUA-Massachusets)**	0,016 (EUA – Kansas)
0,06	0,02	0,0090	0,0010			0,02 (EUA – Oklahoma)	**0,0004 (EUA – Louisiana)**
0,06	0,02	0,0084	0,0010			0,02 (EUA – Virginia)	**0,0004 (EUA-Massachusets)**
0,06	0,02	0,0083	0,0010				**0,0004 (EUA – Michigan)**
0,06	0,02	0,0082	0,0009				**0,0004 (EUA - New York)**
0,06	0,02	0,0078	0,0009				0,01 (EUA – Pensilvania)
0,06	0,02	0,0077	0,0008				**0,0013 (EUA – Vermont)**
							0,00042 (EUA – Washington)

(*) SITTIG (1995) (dados brutos)

Quadro 75 - Comparação da Estimativa da Concentração de Cádmio no Ar Ambiente com Valores de Referência

Concentração na Atmosfera (mg/m^3)				Padrões de Qualidade do Ar (Localidade) (mg/m^3) (*)			
0,5 (1h)	**8h**	**24h**	**Anual**	**0,5 (1h)**	**8h**	**24h**	**Anual**
0,003	0,0012	0,0004	0,0001	1,7 (1h) (EUA – Arizona)	0,0004 (EUA – Connecticut)	0,11 (EUA – Arizona)	0,00029 (EUA – Arizona)
0,003	0,0011	0,0004	0,0001	0,1 (EUA – Texas)	0,0004 (EUA - Dakota do Sul)	0,25 (EUA - Carolina do Sul)	0,00055 (EUA -Carolina do Norte)
0,003	0,0010	0,0004	0,000048		0,5 (EUA – Florida)	0,12 (EUA – Florida)	0,00056 (EUA – Florida)
0,003	0,0010	0,0004	0,000045		100 (EUA – Nevada)	0,003 (EUA – Massachusets)	0,00056 (EUA – Kansas)
0,003	0,0010	0,0004	0,000045			0,39 (EUA – Montana)	0,06 (EUA – Louisiana)
0,003	0,0010	0,0004	0,000042			0,5 (EUA – Oklahoma)	0,001 (EUA – Massachusets)
0,003	0,0010	0,0004	0,000042			0,83 (EUA – Virginia)	0,00056 (EUA – Michigan)
0,003	0,0009	0,0004	0,000039				0,07 (EUA – Montana)
0,003	0,0009	0,0003	0,000039				0,0005 (EUA - New York)
0,003	0,0009	0,0003	0,000036				0,12 (EUA – Pensilvania)
							0,0006 (EUA - Rhode Island)
							0,01 (EUA – Texas)
							0,00057 (EUA – Vermont)
							0,00056 (EUA – Washington)

(*) SITTIG (1995) (dados brutos)

Quadro 76 – Comparação da Estimativa da Concentração de Chumbo no Ar Ambiente com Valores de Referência

Concentração na Atmosfera (mg/m^3)				Padrões de Qualidade do Ar (Localidade) (mg/m^3) (*)			
0,5 (1h)	**8h**	**24h**	**Anual**	**0,5 (1h)**	**8h**	**24h**	**Anual**
0,007	0,0033	0,0012	0,0002		1,5 (EUA - Dakota do Norte)	0,3 (Antiga URSS)	0,09 (EUA – Florida)
0,007	0,0029	0,0011	0,0001		4 (EUA – Nevada)	0,7 (China)	0,357 (EUA – Kansas)
0,007	0,0028	0,0011	0,0001			0,141 (EUA-Massachusets)	0,07 (EUA – Massachusets)
0,007	0,0027	0,0011	0,0001			2,5 (EUA – Virginia)	1,5 (EUA – Pensilvania)
0,007	0,0027	0,0011	0,0001				1,5 (Mo) (EUA – Vermont)
0,007	0,0026	0,0010	0,0001				
0,007	0,0026	0,0010	0,0001				
0,007	0,0025	0,0010	0,0001				
0,007	0,0024	0,0009	0,0001				
0,007	0,0023	0,0009	0,0001				

(*) SITTIG (1995) (dados brutos)

Quadro 77 – Comparação da Estimativa da Concentração de Cobalto no Ar Ambiente com Valores de Referência

Concentração na Atmosfera (mg/m^3)				Padrões de Qualidade do Ar (Localidade) (mg/m^3) (*)			
0,5 (1h)	**8h**	**24h**	**Anual**	**0,5 (1h)**	**8h**	**24h**	**Anual**
0,06	0,027	0,0097	0,0013	0,5 (EUA – Texas)	2 (EUA – Connecticut)	1,0 (Antiga URSS)	0,12 (EUA - New York)
0,06	0,024	0,0094	0,0012		0,5 (EUA - Dakota do Norte)	0,12 (EUA – Florida)	0,05 (EUA – Texas)
0,06	0,023	0,0090	0,0011		0,5-1 (EUA – Florida)	0,5 (EUA – Oklahoma)	
0,06	0,022	0,0088	0,0010		2 (EUA – Nevada)	0,12 (EUA – Vermont)	
0,06	0,022	0,0087	0,0010		0,2 (EUA – Washington)	0,83 (EUA – Virginia)	
0,06	0,022	0,0081	0,0009				
0,06	0,022	0,0081	0,0009				
0,06	0,021	0,0080	0,0009				
0,06	0,020	0,0075	0,0009				
0,06	0,019	0,0075	0,0008				

(*) SITTIG (1995) (dados brutos)

Quadro 78 – Comparação da Estimativa da Concentração de Cobre no Ar Ambiente com Valores de Referência

Concentração na Atmosfera (mg/m^3)				Padrões de Qualidade do Ar (Localidade) (mg/m^3) (*)			
0,5 (1h)	**8h**	**24h**	**Anual**	**0,5 (1h)**	**8h**	**24h**	**Anual**
0,82	0,37	0,132	0,0179	**2,3 (1h) (EUA – Arizona)**	**20 (dust) / 2 (fumes) (EUA – Connecticut)**	0,75 (EUA – Arizona)	0,26 (EUA – Montana)
0,81	0,33	0,128	0,0161		2 (EUA - Dakota do Norte)	0,75 (EUA – Florida)	2,4 (dust) / 0,48 (fumes) (EUA - New York)
0,81	0,31	0,122	0,0143		0,75 (EUA – Florida)	1,57 (EUA – Montana)	/0 (poeira) / 0,01 (fumos) (EUA – Texas)
0,81	0,30	0,120	0,0134		23,8 (EUA – Louisiana)	17 -3,3 (EUA – Virginia)	
0,81	0,30	0,118	0,0134		5 (EUA – Nevada)		
0,81	0,29	0,110	0,0125		17-3,3 (EUA – Vermont)		
0,81	0,29	0,109	0,0125		3,3 (EUA – Washington)		
0,80	0,28	0,108	0,0116				
0,80	0,27	0,102	0,0116				
0,80	0,26	0,101	0,0107				

(*) SITTIG (1995) (dados brutos)

Quadro 79 – Comparação da Estimativa da Concentração de Cromo no Ar Ambiente com Valores de Referência

Concentração na Atmosfera (mg/m³)				Padrões de Qualidade do Ar (Localidade) (mg/m³) (*)			
0,5 (1h)	**8h**	**24h**	**Anual**	**0,5 (1h)**	**8h**	**24h**	**Anual**
0,009	0,0041	0,0015	0,00020	1,5 (Antiga URSS)	2,5 (EUA – Connecticut)	1,5 (Antiga URSS)	**0,000083 (EUA-Carolina doNorte)**
0,009	0,0036	0,0014	0,00018	1,5 (China)	5 (EUA - Dakota do Norte)	3,8 (EUA – Arizona)	**0,000083 (EUA – Florida)**
0,009	0,0034	0,0014	0,00016	11 (1h) (EUA – Arizona)	3,8 (EUA – Florida)	3,8 (EUA – Florida)	**0,000083 (EUA – Kansas)**
0,009	0,0034	0,0013	0,00015	1 –10 (EUA – Texas)	12 (EUA – Nevada)	1,36 (EUA – Massachusets)	0,01 (EUA – Louisiana)
0,009	0,0033	0,0013	0,00015			0,000083 (EUA – Montana)	0,68 (EUA – Massachusets)
0,009	0,0033	0,0012	0,00014			0,25 (EUA – Oklahoma)	**0,000083 (EUA – Michigan)**
0,009	0,0033	0,0012	0,00014			0,5 - 8,3 (EUA – Virginia)	0,07 (EUA – Montana)
0,009	0,0031	0,0012	0,00013				**0,00002 (EUA - New York)**
0,009	0,0030	0,0011	0,00013				0,12 (EUA – Pensilvania)
0,009	0,0029	0,0011	0,00012				**0,00009 (EUA - Rhode Island)**
							0,1 - 10 (EUA – Texas)
							0,000085 (EUA – Vermont)
							0,000083 (EUA – Washington)

(*) SITTIG (1995) (dados brutos)

Quadro 80 – Comparação da Estimativa da Concentração de Estanho no Ar Ambiente com Valores de Referência

Concentração na Atmosfera (mg/m^3)				Padrões de Qualidade do Ar (Localidade) (mg/m^3) (*)			
0,5 (1h)	**8h**	**24h**	**Anual**	**0,5 (1h)**	**8h**	**24h**	**Anual**
0,13	0,059	0,0210	0,0029	1 (EUA – Texas)	40 (EUA – Connecticut)	200 (EUA – Oklahoma)	
0,13	0,052	0,0204	0,0026		20 (EUA - Dakota do Norte)	1,7-33 (EUA – Virginia)	
0,13	0,049	0,0194	0,0023		48 (EUA – Nevada)		
0,13	0,049	0,0192	0,0021		6,7 (EUA – Washington)		
0,13	0,048	0,0189	0,0021				
0,13	0,047	0,0176	0,0020				
0,13	0,047	0,0174	0,0020				
0,13	0,045	0,0173	0,0019				
0,13	0,043	0,0163	0,0019				
0,13	0,042	0,0162	0,0017				

(*) SITTIG (1995) (dados brutos)

Quadro 81 – Comparação da Estimativa da Concentração de Manganês no Ar Ambiente com Valores de Referência

Concentração na Atmosfera (mg/m^3)				Padrões de Qualidade do Ar (Localidade) (mg/m^3) (*)			
0,5 (1h)	**8h**	**24h**	**Anual**	**0,5 (1h)**	**8h**	**24h**	**Anual**
0,67	0,30	0,107	0,0146	10 (Antiga URSS)	20 (EUA – Connecticut)	1 (Antiga URSS)	0,3 (EUA - New York)
0,66	0,27	0,104	0,0131	30 (China)	10 (EUA -Dakota do Norte)	10 (China)	25 (EUA – Pensilvania)
0,66	0,25	0,099	0,0117	25 (1h) (EUA – Arizona)	25 (EUA - Dakota do Sul)	8 (EUA – Arizona)	1 (fumo) / 3 (poeira) (EUA – Texas)
0,66	0,25	0,098	0,0110	2 (1h) (EUA - Rhode Island)	8 (EUA – Florida)	31 (EUA-Carolina do Norte)	119 (EUA – Vermont)
0,66	0,24	0,096	0,0110	10 (fumo) /30 (poeira) (EUA – Texas)	27,6 (EUA – Louisiana)	8 (EUA – Florida)	
0,66	0,24	0,090	0,0102		119 (EUA – Nevada)	100 (EUA – Oklahoma)	
0,66	0,24	0,089	0,0102		16,7 (EUA – Washington)	17-83 (EUA – Virginia)	
0,66	0,23	0,088	0,0095				
0,66	0,22	0,083	0,0095				
0,66	0,21	0,083	0,0085				

(*) SITTIG (1995) (dados brutos)

Quadro 82 – Comparação da Estimativa da Concentração de Mercúrio no Ar Ambiente com Valores de Referência

Concentração na Atmosfera (mg/m^3)				Padrões de Qualidade do Ar (Localidade) (mg/m^3) (*)			
0,5 (1h)	**8h**	**24h**	**Anual**	**0,5 (1h)**	**8h**	**24h**	**Anual**
0,60	0,27	0,097	0,0132	1,5 (1 h) (EUA – Arizona)	1 -2 (EUA – Connecticut)	0,3 (Antiga URSS)	0,024 (EUA – Kansas)
0,60	0,24	0,094	0,0119	**0,6 (15 min) (EUA-Carolina do Norte)**	0,5 (EUA-Dakota do Norte)	0,3 **(China)**	0,3 (EUA - New York)
0,60	0,23	0,090	0,0106	0,5 (EUA – Texas)	0,1 - 1 (EUA – Florida)	0,4 **(EUA – Arizona)**	0,24 (EUA – Pensilvania)
0,60	0,22	0,088	0,0099		**0,05 (EUA – Indiana)**	0,06-0,6 **(EUA-Carolina do Norte)**	0,05 (EUA – Texas)
0,60	0,22	0,087	0,0099		1,19 (EUA – Louisiana)	0,25 **(EUA-Carolina do Sul)**	12 (EUA – Vermont)
0,60	0,22	0,081	0,0092		0,5 (EUA – Oklahoma)	0,024 **(EUA – Florida)**	
0,60	0,22	0,080	0,0092		0,3 (EUA – Washington)	0,08 (EUA – Montana)	
0,59	0,21	0,080	0,0086			1,7 - 17000 (EUA – Virginia)	
0,59	0,20	0,075	0,0086				
0,59	0,19	0,075	0,0079				

(*) SITTIG (1995) (dados brutos)

Quadro 83 – Comparação da Estimativa da Concentração de Níquel no Ar Ambiente com Valores de Referência

Concentração na Atmosfera (mg/m^3)				Padrões de Qualidade do Ar (Localidade) (mg/m^3) (*)			
0,5 (1h)	**8h**	**24h**	**Anual**	**0,5 (1h)**	**8h**	**24h**	**Anual**
0,02	0,009	0,0032	0,0004		5 (EUA – Connecticut)	1,0 (Antiga URSS)	0,004 (EUA – Arizona)
0,02	0,008	0,0031	0,0004		10 (EUA-Dakota do Norte)	1,5 **(EUA – Arizona)**	0,015 (EUA - Carolina do Sul)
0,02	0,008	0,0030	0,0004		0,5 -10 (EUA – Florida)	0,05 (EUA - Carolina do Sul)	0,0042 (EUA – Connecticut)
0,02	0,008	0,0029	0,0003		2 (EUA – Nevada)	0,12 (EUA – Florida)	0,00417 (EUA – Florida)
0,02	0,007	0,0029	0,0003		3,3 (EUA – Washington)	0,27 (EUA – Massachusets)	0,18 (EUA – Kansas)
0,02	0,007	0,0027	0,0003			0,79 (EUA – Montana)	0,13 (EUA – Massachusets)
0,02	0,007	0,0027	0,0003			0,15 (EUA – Oklahoma)	0,0042 (EUA – Michigan)
0,02	0,007	0,0027	0,0003			1,7 –17 (EUA – Virginia)	0,033 (EUA – Montana)
0,02	0,007	0,0025	0,0003				0,02 (EUA – Nevada)
0,02	0,006	0,0025	0,0003				0,002 (EUA – Pensilvania)
							0,0033 (EUA – Virginia)

(*) SITTIG (1995) (dados brutos)

Quadro 84 - Comparação da Estimativa da Concentração de Prata no Ar Ambiente com Valores de Referência

Concentração na Atmosfera (mg/m^3)				Padrões de Qualidade do Ar (Localidade) (mg/m^3) (*)			
0,5 (1h)	**8h**	**24h**	**Anual**	**0,5 (1h)**	**8h**	**24h**	**Anual**
0,67	0,30	0,107	0,0146	**0,3 (1h) (EUA – Arizona)**	**0,2 (EUA – Connecticut)**	0,079 (EUA – Arizona)	3 (EUA – Florida)
0,66	0,27	0,104	0,0131	**0,1 (EUA – Virgínia)**	1 (EUA – Dakota do Norte)	0,024 (EUA – Florida)	**0,01 (EUA – Montana)**
0,66	0,25	0,099	0,0117		**0,1 (EUA – Florida)**	0,08 (EUA – Montana)	**0,01 (EUA – Texas)**
0,66	0,25	0,098	0,0110		**0,2 (EUA – Nevada)**	**2 (EUA – Oklahoma)**	0,24 (EUA – Vermont)
0,66	0,24	0,096	0,0110			**0,17-1,7 (EUA – Virginia)**	
0,66	0,24	0,090	0,0102			**0,3 (EUA – Washington)**	
0,66	0,24	0,089	0,0102				
0,66	0,23	0,088	0,0095				
0,66	0,22	0,083	0,0095				
0,66	0,21	0,083	0,0085				

(*) SITTIG (1995) (dados brutos)

Quadro 85– Comparação da Estimativa da Concentração de Selênio no Ar Ambiente com Valores de Referência

Concentração na Atmosfera (mg/m^3)				Padrões de Qualidade do Ar (Localidade) (mg/m^3) (*)			
0,5 (1h)	**8h**	**24h**	**Anual**	**0,5 (1h)**	**8h**	**24h**	**Anual**
0,005	0,0021	0,0007	0,0001	6 (1 h) (EUA – Arizona)	4 (EUA – Connecticut)	1,6 (EUA – Arizona)	**0,54 (EUA – Massachusets)**
0,005	0,0018	0,0007	0,0001		2 (EUA-Dakota do Norte)	0,48 **(EUA – Florida)**	0,26 **(EUA – Montana)**
0,005	0,0017	0,0007	0,0001		2 (EUA – Florida)	0,54 **(EUA–Massachusets)**	0,48 **(EUA - New York)**
0,005	0,0017	0,0007	0,0001		4,76 (EUA – Louisiana)	1,57 **(EUA – Montana)**	0,2 **(EUA – Texas)**
0,005	0,0017	0,0007	0,0001		5 (EUA – Nevada)	20 (EUA – Oklahoma)	4,8 **(EUA – Vermont)**
0,005	0,0016	0,0006	0,0001		0,7 (EUA – Washington)	3 (EUA – Virginia)	
0,005	0,0016	0,0006	0,0001				
0,005	0,0016	0,0006	0,0001				
0,005	0,0015	0,0006	0,0001				
0,005	0,0015	0,0006	0,0001				

(*) SITTIG (1995) (dados brutos)

Quadro 86 – Comparação da Estimativa da Concentração de Tálio no Ar Ambiente com Valores de Referência

Concentração na Atmosfera (µg/m³)				Padrões de Qualidade do Ar (Localidade) (µg/m³) (*)			
0,5 (1h)	**8h**	**24h**	**Anual**	**0,5 (1h)**	**8h**	**24h**	**Anual**
0,0003	0,0001	0,000044	0,0000060	3 (1h) (EUA – Arizona)	2 (EUA – Connecticut)	0,79 (EUA – Arizona)	0,5 (EUA – Florida)
0,0003	0,0001	0,000043	0,0000054	1 (EUA – Texas)	1 (EUA - Dakota do Norte)	0,24 (EUA – Florida)	0,24 (EUA - New York)
0,0003	0,0001	0,000041	0,0000048		1 (EUA – Florida)	1,7 (EUA – Virginia)	2,47 (EUA – Pensilvania)
0,0003	0,0001	0,000040	0,0000045		2 (EUA – Nevada)		0,1 (EUA – Texas)
0,0003	0,0001	0,000040	0,0000045		0,3 (EUA – Washington)		
0,0003	0,0001	0,000037	0,0000042				
0,0003	0,0001	0,000037	0,0000042				
0,0003	0,0001	0,000036	0,0000039				
0,0003	0,0001	0,000034	0,0000039				
0,0003	0,0001	0,000034	0,0000036				

(*) SITTIG (1995) (dados brutos)

Quadro 87 – Comparação da Estimativa da Concentração de Telúrio no Ar Ambiente com Valores de Referência

Concentração na Atmosfera (µg/m³)				Padrões de Qualidade do Ar (Localidade) (µg/m³) (*)			
0,5 (1h)	**8h**	**24h**	**Anual**	**0,5 (1h)**	**8h**	**24h**	**Anual**
0,005	0,0021	0,0007	0,0001	0,32 (1 h) (EUA – Arizona)	2 (EUA – Connecticut)	0,084 (EUA – Arizona)	0,00023 **(EUA – Arizona)**
0,005	0,0018	0,0007	0,0001	1 (EUA – Texas)	1 (EUA-Dakota do Norte)	1,0 (EUA-Carolina do Sul)	0,00023 **(EUA-Carolina do Norte)**
0,005	0,0017	0,0007	0,0001		1 (EUA – Florida)	0,24 (EUA – Florida)	0,1 **(EUA – Texas)**
0,005	0,0017	0,0007	0,0001		2 (EUA – Nevada)	1,7 (EUA – Virginia)	2,4 **(EUA – Vermont)**
0,005	0,0017	0,0007	0,0001		0,3 (EUA – Washington)		
0,005	0,0016	0,0006	0,0001				
0,005	0,0016	0,0006	0,0001				
0,005	0,0016	0,0006	0,0001				
0,005	0,0015	0,0006	0,0001				
0,005	0,0015	0,0006	0,0001				

(*) SITTIG (1995) (dados brutos)

Quadro 88 – Comparação da Estimativa da Concentração de Zinco no Ar Ambiente com Valores de Referência

Concentração na Atmosfera (mg/m^3)				Padrões de Qualidade do Ar (Localidade) (mg/m^3) (*)			
0,5 (1h)	**8h**	**24h**	**Anual**	**0,5 (1h)**	**8h**	**24h**	**Anual**
3,00	1,36	0,485	0,0660			39,5 (EUA – Montana)	**6,55 (EUA –Montana)**
2,99	1,20	0,472	0,0594			11,2 (EUA – Vermont)	**50 (EUA - New York)**
2,99	1,14	0,449	0,0528				
2,99	1,12	0,442	0,0495				
2,98	1,09	0,436	0,0495				
2,98	1,08	0,406	0,0462				
2,98	1,08	0,402	0,0462				
2,97	1,04	0,399	0,0429				
2,97	0,98	0,376	0,0429				
2,97	0,96	0,373	0,0396				

(*) SITTIG (1995) (dados brutos)

Quadro 89 – Quadro –resumo das Ultrapassagens de Valores de Referência para cada Período

Metal	Ultrapassagens dos Valores de Referência para cada Período			
	0,5 horas (1h)	8 horas	24 horas	Anual
ANTIMÔNIO	Não ultrapassa	Não ultrapassa	Não ultrapassa	Não ultrapassa
ARSÊNIO	Ultrapassa um valor	Ultrapassa um valor	Ultrapassa alguns valores	Ultrapassa alguns valores
BÁRIO	Não ultrapassa	Não ultrapassa	Não ultrapassa	Não ultrapassa
BERÍLIO	Ultrapassa alguns valores	Ultrapassa alguns valores	Ultrapassa alguns valores	Ultrapassa alguns valores
CÁDMIO	Não ultrapassa	Ultrapassa alguns valores	Não ultrapassa	Não ultrapassa
CHUMBO	Não ultrapassa	Não ultrapassa	Não ultrapassa	Não ultrapassa
COBALTO	Não ultrapassa	Não ultrapassa	Não ultrapassa	Não ultrapassa
COBRE	Não ultrapassa	Não ultrapassa	Não ultrapassa	Não ultrapassa
CROMO	Não ultrapassa	Não ultrapassa	Ultrapassa um valor	Ultrapassa alguns valores
ESTANHO	Não ultrapassa	Não ultrapassa	Não ultrapassa	Não ultrapassa
MANGANÊS	Não ultrapassa	Não ultrapassa	Não ultrapassa	Não ultrapassa
MERCÚRIO	Ultrapassa alguns valores	Ultrapassa alguns valores	Ultrapassa alguns valores	Não ultrapassa
NÍQUEL	Não ultrapassa	Não ultrapassa	Não ultrapassa	Não ultrapassa
PRATA	Ultrapassa alguns valores	Ultrapassa alguns valores	Ultrapassa alguns valores	Ultrapassa alguns valores
SELÊNIO	Não ultrapassa	Não ultrapassa	Não ultrapassa	Não ultrapassa
TÁLIO	Não ultrapassa	Não ultrapassa	Não ultrapassa	Não ultrapassa
TELÚRIO	Não ultrapassa	Não ultrapassa	Não ultrapassa	Não ultrapassa
ZINCO	Não ultrapassa	Não ultrapassa	Não ultrapassa	Não ultrapassa

Como as emissões estimadas ultrapassam aos padrões de emissão para alguns parâmetros da legislação vigente, não há viabilidade ambiental na utilização do resíduo proposto em relação às emissões atmosféricas, para coprocessamento.

Porém, não há como avaliar qual metal tem papel mais crítico nessa ultrapassagem, a não ser mercúrio que é considerado separadamente, pois os outros metais são considerados em conjunto. Foi observado também que os metais que não fazem parte de nenhuma das duas regulamentações, poderiam estar sendo liberados livremente para a atmosfera, sem nenhuma exigência para a sua contenção.

5.4.7.2. Em relação aos Impactos na Qualidade do Ar

Em relação aos impactos na qualidade do ar do entorno da empresa estudada, mesmo com as incertezas apresentadas pelo modelo matemático de dispersão atmosférica, que tanto poderiam subestimar ou superestimar as concentrações dos metais no ar ambiente, alguns dos padrões de referência para a concentração de metais na atmosfera, tanto para os períodos de 0,5 h (1h), 8 h, 24 h como anuais, foram ultrapassados pelos seguintes metais: Ag, As, Be, Cd, Cr e Hg.

Quanto aos metais As, Be, Cd, Cr e Hg, os mesmos tem seus padrões de emissão ultrapassados individualmente (como o Hg) ou em grupo e também impactam a qualidade do ar individualmente pela ultrapassagem dos valores de referência. Mas , no caso da Ag, a mesma não se encontra em nenhum grupo de metais que tenha seu lançamento restringido pelas regulamentações. Nesse caso, a mesma poderia estar sendo lançada para o ar ambiente, impactando-o.

As principais preocupações com esses metais no ar ambiente e seu processo de deposição no meio, com posterior contato com humanos, seja

por qualquer rota de exposição, estão relacionadas com impactos na saúde humana e bioacumulação no organismo.

Para o Arsênio, a forma principal de exposição é pela ingestão de alimentos ou de água e em escala menor pela inalação. É considerado como carcinogênico para humanos, principalmente na pele e órgãos internos.

Já para o Berílio, a exposição pode ocorrer por ingestão de alimentos ou água, sendo a forma mais frequente a inalação, causando alergias e danos aos pulmões, sendo também apontado como carcinogênico para humanos.

O Cádmio é considerado pela USEPA como um metal tóxico persistente e bioacumulativo. As vias de exposição são: a inalação, sendo que está relacionado com o material particulado inalável; ingestão, mas a absorção dérmica é lenta. Também é classificado com carcinogênico para humanos.

O Cromo tem a inalação como principal via de introdução no organismo humano, mas também pode penetrar pela pele de forma significativa. Os compostos de Cromo VI são considerados carcinogênicos para humanos.

O Mercúrio tem como principal forma de exposição a inalação, sendo absorvido preferencialmente pelos pulmões; a absorção por via oral é desprezível e pela pele moderada. O mercúrio causa sérios danos seja por exposição aguda ou crônica, podendo causar comprometimento pulmonar permanente.

Para a prata, a exposição ocorre principalmente por meio de alimentos e água e menos por inalação, causando problemas no aparelho digestivo e sistema respiratório, vindo a se depositar na pele onde causa um dano estético, mas permanente. O contato direto com a pele causa alergias e inflamações, entre outros.

5.4.7.3. Conclusões e Recomendações sobre o Estudo de Caso

Dessa forma, na falta de um procedimento estabelecido para melhor julgamento, esses resultados indicaram que deve haver uma intervenção, de modo a diminuir as emissões de metais para a atmosfera, que pode ser na forma de uso de outro resíduo que tenha menor teor de metais na sua composição, alterar as condições de processo de forma a otimizar a retenção de metais nos sólidos e/ou melhorar as condições de abatimento dos metais pelo ECP-Ar, melhorando a sua eficiência ou adicionando equipamentos suplementares de modo a minimizar o impacto no ar ambiente pela diminuição das concentrações dos metais para a atmosfera.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O procedimento para desenvolvimento de um modelo que representasse a distribuição de metais no processo produtivo, nas correntes de entrada e saída para estimativa de emissões, foi seguido e aplicado no estudo de caso. Isso mostrou que é possível a utilização dessa ferramenta para estimativa de emissões de metais oriundos do coprocessamento de resíduos em fábricas de cimento. Embora os resultados obtidos fossem baseados nos dados de um único teste, os mesmos serviram como indicativo sobre a viabilidade de aplicação do procedimento proposto.

Como para estimativa realizada dos teores de metais nas correntes de entrada e saída do estudo de caso, foram utilizados dados secundários, uma das limitações encontradas foi a inexistência de dados referentes a alguns teores de metais em alguma das correntes de entrada, como na caracterização de matérias-primas ou combustíveis ou nas de saída, como as emissões gasosas. Onde foi possível, foi realizado o balanço de massa para obtenção do dado, conforme pretendido e, no caso das emissões, foram utilizados fatores de emissão recomendados pela USEPA. Essas aproximações, no entanto, embora úteis para possibilitar a estimativa, concorrem para aumentar a variabilidade dos resultados.

Dessa forma, recomenda-se que, para melhorar a confiabilidade dos resultados, a realização de um maior número de testes, de modo a se obter repetitividade e reprodutibilidade dos resultados obtidos para os teores de metais na caracterização das correntes de entrada e saída do sistema-forno. Esses testes podem ser realizados dentro de uma mesma planta, ou no caso de se desejar uma média global, em plantas diferentes. Neste último caso, pode inclusive ser construído um modelo de comportamento para previsão da retenção global de metais nas diferentes correntes de entrada e de saída do processo de produção de clínquer.

Em relação aos padrões de emissão vigentes na legislação nacional, os mesmos em geral são considerados para um determinado agrupamento de metais, poucos são individuais, impossibilitando de se estudar a contribuição de cada metal e posterior redução caso a caso. Mas mesmo assim, é possível a sua aplicação. Nesse caso, recomendar-se-ia que, pelo menos para os metais tóxicos, que a legislação fosse revisada e fosse considerada a restrição individual de sua emissão para a atmosfera.

No caso em que o metal não consta na legislação, a presença do mesmo no resíduo, somado aos teores presentes nas matérias-primas e combustíveis, pode permitir que o mesmo seja lançado para atmosfera em qualquer quantidade sem que haja restrições. A inclusão de metais como Bário, Prata e Vanádio no estudo de caso realizado, uma vez que os mesmos foram encontrados nas análises realizadas em correntes de entrada ou de saída, mostraram que existe essa possibilidade, recomendando-se estudos no sentido de que a legislação seja revisada e fosse considerada a inclusão desses metais, restringindo sua emissão para a atmosfera.

Com a estimativa das emissões de metais, foi possível a aplicação dessas informações num modelo de dispersão para determinação das concentrações dos metais na atmosfera e com esses resultados comparar com valores de referência de outros países, uma vez que não há padrões nacionais regulamentados, para os quais se recomenda que sejam fixados.

Os resultados da modelagem sofrem influência de vários fatores, superestimando ou subestimando-os, entre os quais pode-se citar:

(a) Modelo de Dispersão: O modelo selecionado, além das incertezas inerentes ao próprio modelo, foi desenvolvido com base na experiência do órgão ambiental dos EUA, representando aquela realidade. No entanto, é um modelo aceito pelo órgão ambiental estadual para estimativa de concentrações na atmosfera, uma vez que não há um

modelo regulatório desenvolvido para a nossa realidade. De qualquer forma, há uma variabilidade inerente ao modelo.

(b) Dados do processo produtivo: a estimativa de emissão foi baseada em dados secundários coletados no processo produtivo, que possuem uma certa imprecisão característica nos métodos de coleta e análise.

(c) Caracterização das partículas: não há dados disponíveis de densidade de partícula para cada metal, restringindo a estimativa, pois não pode ser aplicada a opção de cálculo do modelo para deposição total (seca e/ou úmida), apenas para concentração, considerando que o material está na forma de poeira em suspensão na atmosfera. Recomenda-se estudos futuros para a determinação da densidade de partícula para cada metal, de modo a melhorar os dados de entrada do modelo, e conseqüentemente, aumentar as opções de saída (deposição total (seca e/ou úmida)).

(d) Dados meteorológicos: os dados de meteorologia utilizados são referentes a uma outra região, pois não havia dados disponíveis da região de estudo, porém, é uma prática aceitável. Esses dados podem interferir, por exemplo, nos fatores de difusividade, perfil de ventos (velocidade e direção), entre outros, trazendo ainda mais incertezas aos resultados obtidos. Dessa forma, em estudo futuros, recomenda-se que onde não haja medições regulares, que sejam instaladas estações individuais para coleta de dados meteorológicos da região de estudo, para melhorar a tanto a qualidade dos dados de entrada, quanto a resposta do modelo.

(e) Valores de referência no ar, nacionais: Não há na legislação vigente uma regulamentação específica que discipline a restrição da concentração de metais no ar ambiente, somente para algumas fontes específicas. Desse modo, a avaliação dos resultados foi baseada na comparação com valores de referência, válidos para outros países, que não representam a nossa realidade. Recomendam-se estudos para a definição de padrões

de qualidade do ar que incluam metais, de modo a limitar a presença dos mesmos no ar ambiente, com valores representativos da nossa realidade ou procedimentos para análise de risco atmosférico no caso de metais tóxicos.

Assim, os resultados de impacto são válidos para as condições do estudo de caso, necessitando verificação caso a caso, mas funciona como indicativo, contribuindo para uma avaliação prévia da viabilidade de queima de resíduos que contenham metais.

Dessa forma, é possível identificar casos como o da prata, citada no presente estudo, que é um metal para o qual não existe padrão de emissão nem de qualidade do ar na legislação vigente mas cujas concentrações na atmosfera ultrapassaram aos níveis de referência e do cádmio, que é carcinogênico, que não ultrapassou os níveis de emissão mas os de qualidade do ar de referência.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Achoa G. Resíduos – Coprocessamento em Fornos de Cimento. **Saneamento Ambiental** 1996; 2: 18-21.

2. Achternbosch M, Bräutigam K-R. **Herstellung von Zementklinker Verfahrensbechreibung und Analysen zum Einsatz von Sekundärbrennstoffen.** Karsruhe: Forschunsgszentrum Karsruhe GmbH; 2000.

3. Almeida JR. Tratamento de efluentes – Incineração de resíduos em fornos de cimento. **TS** 1992/ 93; 57: 26-28.

4. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). **ToxFaQs For Antimony and Compounds** [online]. 1995. Disponível em <URL: http://www. atsdr. cdc.gov:8080/tfacts.html> [2004 out 15].

5. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). **ToxFaQs Barium** [online]. 1995. Disponível em <URL: http://www. atsdr. cdc.gov:8080/tfacts24.html> [1997 set 03].

6. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). **ToxFaQs Beryllium** [online]. 1993. Disponível em <URL: http://www. atsdr. cdc.gov:8080/tfacts4.html> [2004 out 15].

7. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). **ToxFaQs for Cobalt** [online]. 2001. Disponível em <URL: http://www. atsdr. cdc.gov:8080/tfacts.html> [2004 out 15].

8. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). **ToxFaQs Silver** [online]. 1992. Disponível em <URL: http://www. atsdr. cdc.gov:8080/ToxProfiles/phs9024.html> [1997 out 02].

9. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). **ToxFaQs Thallium** [online]. 1995. Disponível em <URL: http://www. atsdr. cdc.gov:8080/tfacts.54.html> [2004 out 15].

10. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). **ToxFaQs Tin** [online]. 1995. Disponível em <URL: http://www. atsdr. cdc.gov:8080/tfacts55.html> [2004 out 15].

11. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). **ToxFaQs Vanadium** [online]. 1995. Disponível em <URL: http://www. atsdr. cdc.gov:8080/tfacts58.html> [2004 out 15].

12. Azevedo FA, Chasin AAM. **Metais: Gerenciamento da Toxicidade**. São Paulo: Atheneu, 2003.

13. Brito O, Alves F. Coprocessamento não pode ser usado indistintamente. **Saneamento Ambiental** 1995; 33: 14-20.

14. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL)**. Entsorgung von Abfällen in Zementwerken**. Bern: BUWAL; 1998.

15. Bundesgesetzblatt Nr.66. Gesetz zur Vermeidung, Verwertung und Beseitigung von Abfällen, de 27.09.1994 (Kreislauf- und Abfallgesetz (KrW-Abg)).

16. Cavalcanti JEWA. Situação da indústria de co-processamento no Brasil. **Saneamento Ambiental** 1996; 39: 22-23.

17. Cerqueira J, Alves F. Incineração e Coprocessamento – Alternativas para gestão de resíduos perigosos. **Saneamento Ambiental** 1999; 59: 18-23.

18. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Fichas de Toxicologia**. Bário. 2004.

19. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Fichas de Toxicologia**. Prata. 2004.

20. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Fichas de Toxicologia**. Telúrio. 2004.

21. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Fichas de Toxicologia**. Vanádio. 2004.

22. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Nota Técnica sobre Tecnologia de Controle de Indústria de Cimento.** NT-26.1992.

23. Derísio JC. **Introdução ao Controle de Poluição Ambiental**. 1ª Edição. 1992. Recurso Ar; (3):109-158.

24. Environmental Protection Agency. **Fact Sheet – Computer Modeling: Dispersion Models.** [online]. 2001. Disponível em <URL: http://www.epa.gov/ttn/atw/wks/fs_dispmodel. pdf > [2003 mai 9].

25. Environmental Protection Agency. **Portland Cement Manufaturing**. Compilation of Air Pollutant Emission Factors [online] 1995. Disponível em <URL: http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch11/final/c11s06. pdf > [2002 dez 18].

26. Environmental Protection Agency. **User´s Guide for the Industrial Source Complex (ISC3) Dispersion Models.** Volume I – User Instruction [online]. 1995a Disponível em <URL: http://www.epa.gov/scram001/userg/regmod/ isc3v1.pdf > [2003 mai 13].

27. Environmental Protection Agency. **User´s Guide for the Industrial Source Complex (ISC3) Dispersion Models.** Volume II - Description of Models Algorithms [online]. 1995a . Disponível em <URL: http://www.epa.gov/ scram001/ userg/ regmod/ isc3v2.pdf > [2003 mai 13].

28. Environmental Toxicology International. **All fired-up – Burning Hazardous Wastes in Cement Kilns**. 1992.

29. Gasi TMT. Produção mais Limpa e Prevenção da Poluição – Conceitos, benefícios, Técnicas, Exemplos [Apresentado no Curso Gestão e Avaliação de Impacto ambiental de Projetos de Investimento, na ABES; 2002; São Paulo (SP)].

30. Gil AC. **Métodos e Técnicas de Pesquisa Social**. São Paulo: Atlas, 1999.

31. Governo do Estado de São Paulo. **Procedimento para Utilização de Resíduos em Fornos de Produção de Clínquer:** aplica-se ao licenciamento de atividades de reaproveitamento de resíduos sólidos em fornos rotativos de produção de clínquer. Diário Oficial do Estado. Poder Executivo, Informativo Jurídico de 17.12.2003, p. 37.

32. Himmelblau DM. **Engenharia Química: Princípios e Cálculos.** Rio de Janeiro: Prentice-Hall do Brasil; 1984. Balanços Materiais; p. 70-155.

33. Hougen AO, Watson KM, Ragatz RA. **Princípios dos Processos Químicos: Balanços Materiais e Energéticos.** Porto: Livraria Lopes da Silva; 1972. Balanços Materiais; p. 227-271.

34. International Agency for Research on Cancer (IARC). **Overall Evaluations of Carcinogenity to Humans** [online] 1995. Disponível em <URL: http://monographs.iarc.fr > [2004 nov 22].

35. Krcmar W, Linner B e Weisweiler W. Untersuchungen über das Verhalten von Spurenelementen beim Klinkerbrand in einer Drehofenanlage mit Rostvorwärmung. **Zement-Kalk-Gips** 1994;10 :600-605.

36. Kreft W. Der Einsatz von Sekundärbrennstoffen in Zementwerk. **Abfallwirtschaft Journal** 1989;11(1): 23-29.

37. Liebl P, Gerger W. Nutzen und Grenzen beim Einsatz von Sekundärstoffen. **Zement-Kalk-Gips** 1993; 10 :632-638.

38. Liptak BG. **Environmental Engineer's Handbook**. 1ªEdição. Pensylvania: Chilton Book Company; 1974. Noxious Metals; 2: 195-206.

39. Maringolo V, Kihara Y. Resíduos Industriais – Co-processamento em Expansão com Produto de Qualidade Ambiental. **Saneamento Ambiental**. 2002; 90:22-29.

40. Marques M. Incineração – Fornos de Cimento são uma boa opção. **Saneamento Ambiental** 1993; 25: 20-23.

41. McCormick RA, Holzworth GC. Air Pollution Climatology. In: Stern A, editor. **Air Quality Management**. 3ª ed. San Francisco: Academic Press Inc; 1976; 5: 643-700.

42. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 003, de 28.06.90: dispõe sobre o estabelecimento de padrões de qualidade do ar [online]. Disponível em <URL: http://www. mma. gov.br/ port/ conama> [2004 out 06].

43. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 264, de 26.08.99: dispõe sobre o licenciamento de fornos rotativos para produção de clínquer, para atividades de co-processamento de resíduos [online]. Disponível em <URL: http://www. mma. gov.br/ port/ conama> [2002 out 30].

44. Moura LAA. **Qualidade e Gestão Ambiental**. São Paulo: Editora Oliveira Mendes, 1998.

45. Ohlweiler OA. **Química Inorgânica**. São Paulo: Edgard Blücher; 1973. 2v.

46. Patrick CK, David R. **Toxic Air Pollution Handbook.** New York: Van Nostrand Reinhold; 1994. Exposure Assesment Principles; p. 145-148.

47. Prater ET. **Mixing Height Estimates**. 2005

48. Reither B, Stroh R. **Behandlung von Abfällen in der Zementindustrie**. Wien: Umweltbundesamt; 1995

49. Rossano AT. Air Pollution Surveys. In: Stern A, editor. **Air Quality Management**. 3ª ed. San Francisco: Academic Press Inc; 1976; 5: 247-290.

50. Seeback M, Tompkins B. Metal Emissions are Predictable. **Rock Products** 1991; p. 31-35.

51. Seinfeld JH. **Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution**. John Wiley & Sons; 1986.

52. Seinfeld JH, Pandis SN. **Atmospheric Chemistry and Physics - from Air Pollution to Climate Change**. John Wiley & Sons; 1998.

53. Siqueira, LCG. **Coprocessamento x Incineração** [Apresentação realizada na FIEMG; 2002; Minas Gerais (BR)]

54. Siqueira, LCG. **Die Verwertung von Abfällen in Zementwerk** [Trabalho de conclusão do curso “Behandlung und Entsorgung von gefährlichen industriellen Abfalstoffen”; 1996; Schwabach (Alemanha)].

55. Siqueira LCG. **A Utilização de Resíduos na Indústria de Cimento** [Trabalho apresentado na CETESB para repasse dos conhecimentos e informações técnicas adquiridos em atividade de capacitação na Alemanha; 2001; São Paulo (BR)].

56. Sittig M. **World-Wide Limits for Toxic and Hazardous Chemicals in Air, Water and Soil**. New Jersey: Noyes Publications. 1994

57. Sousa H. Cresce o Número de Empresas que se dedicam à Atividade. **Saneamento Ambiental** 1995; 33 : 36-39.

58. Sprung S. Umweltentlastung durch Verwertung von Sekundärstoffen. **Zement-Kalk-Gips** 1992; 5 :213-221.

59. Sprung S, Rechenberg W. Schwermetalle im Klinker und im Zement. **Zement-Kalk-Gips** 1994; 5: 258-263.

60. Strom GH. Transort and Diffusion of Stack Efluents. In: Stern A, editor. **Air Quality Management**. 3ª ed. San Francisco: Academic Press Inc; 1976; 5: 401-501.

61. Thé JL, Thé CL. **ISC3 View – User´s Guide**. Lakes Environmental. 1996.

62. The Global Tomorrow Coalision. **Manual Global de Ecologia: o que você pode fazer em respeito a crise do meio ambiente**. 2ª Edição. Editora Augustus; 1996. Em Direção a um Futuro Sustentável. Prioridade e Progresso; p. 307-330.

63. Universidade de São Paulo. Faculdade de Saúde Pública. **Guia de Apresentação de Teses.** São Paulo; 2001.

64. Verein Deutscher Ingenieure. VDI 2094 - Emissionsminderung Zementwerk. Düsseldorf: VDI Verlag; 1985.

65. Verein Deutscher Zementwerk e.V. **Beton - Hart in Nehmen, Stark in der Leistung, Fair zur Umwelt**. Düsseldorf; 1996.

66. Winkler HD. **Vermeidung vor Verwertung vor Beseitigung** [Trabalho apresentado no Landesumweltamt; 1996; Essen (Alemanha)]

67. World Health Organization (WHO). **Air Quality Guidelines** [online] Disponível em <URL: http://www.who.int/environmental information/ Disburden/ wsh007/ Methodan5.2.html> [2003 jan 12].

ANEXO

Modelo de Dispersão ISCT3 – VIEW

GUIA DO USUÁRIO

O modelo de dispersão ISC3 utiliza módulos básicos desenvolvidos para uma organização funcional do modelo, os quais serão descritos à seguir:

7. Módulo de Controle (CO): onde se especifica as opções adotadas para modelagem e o controle global para rodar o modelo.
8. Módulo da Fonte (SO): onde se define as fontes de emissão de poluentes.
9. Módulo de Receptor (RE): onde se define os receptores para determinar o impacto da qualidade do ar na localização especificada.
10. Módulo Meteorológico (ME): onde se define as condições atmosféricas da área que está sendo modelada para determinação da distribuição dos impactos da poluição do ar.
11. Módulo da Grade do Terreno (TG): opção para a especificação de dados da grade do terreno para ser usado no cálculo da deposição seca em terreno elevado ou complexo.
12. Módulo de Saída de Resultados (OU): onde se define a saída dos resultados necessárias para a análise da modelagem da qualidade do ar.

1. Módulo de Controle (CO)

Primeiramente, é necessário identificar a fonte de forma sumária. Depois, são especificadas as opções de controle:

(a) Opções de Dispersão (obrigatório)

a-1)"Default" (Regulatório) e Opções de "Non-default"

Segundo a USEPA (2001), o modelo ISC foi desenvolvido para cumprir com os programas de modelagem regulatórios da USEPA. As opções regulatórias de modelagem estão num modo pré-determinado para operação do modelo ("default"). Estas especificações incluem:

- "Downwash" (caída do fluxo) típico desde o topo da chaminé.
- Dispersão por turbulência induzida.
- Ascensão final da pluma (exceto para "downwash" por edifícios).
- Rotina para processar médias quando ocorrem calmarias de vento.
- Uso de concentrações superestimadas para "downwash" por edifícios muito baixos e extensos, que tem influência na dispersão lateral da pluma.
- Valores pré-determinados para expoentes de perfil de vento e gradiente térmico vertical ("default").

Segundo THÉ e THÉ (1996), os valores "default" para perfil de vento e gradiente térmico são apresentados nos Quadros A-1 e A-2.

Segundo a USEPA (2001), para manter a flexibilidade do modelo, também há as opções não-regulatórias ("non-default") e pode se especificar as condições para uma aplicação em particular.

Quadro A-1 – Valores "Default" dos Expoentes do Perfil de Ventos

Categoria de Estabilidade de Pasquill	**Rural**	**Urbano**
A	0,07	0,15
B	0,07	0,15
C	0,10	0,20
D	0,15	0,25
E	0,35	0,30
F	0,55	0,30

Fonte: THÉ e THÉ (1996)

Quadro A-2 – Valores "Default" dos Gradientes Verticais de Temperatura Potencial (Km/m)

Categoria de Estabilidade de Pasquill	**Rural**	**Urbano**
A	0,000	0,000
B	0,000	0,000
C	0,000	0,000
D	0,000	0,000
E	0,020	0,020
F	0,035	0,035

Fonte: THÉ e THÉ (1996)

Segundo THÉ e THÉ (1996), as opções de "non-default" disponíveis na versão da Lakes Environmental são:

- Decaimento gradual da pluma
- "Downwash" não-típico
- "By-pass" da rotina para processamento da calmaria
- Não utiliza a dispersão por turbulência induzida
- Perda de dados de processamento da rotina

a-2) Tipos de Saída

Segundo THÉ e THÉ (1996), as opções de cálculo para saída do modelo são:

- **Concentração**: cálculo da concentração por opção ou "default" (pré-determinado)
- **Deposição Total (Seca e Úmida):** cálculo do valor de fluxo de deposição total (seca e úmida)
- **Deposição Seca**: cálculo somente do valor de fluxo de deposição seca
- **Deposição Úmida**: cálculo somente do valor de fluxo de deposição úmida

a-3) Coeficientes de Dispersão

Conforme THÉ e THÉ (1996), as opções de cálculo para os coeficientes de dispersão devem ser selecionados dependendo das características da localização da fonte. A opção "default" é rural. A classificação de uma região como urbana ou rural deve ser baseada nos procedimentos descritos no documento da USEPA "Guideline on Air Quality Models", onde a escolha de coeficientes de dispersão para área urbana ou rural deve ser baseada no uso do solo ou na densidade da população.

- **Procedimento de Uso do Solo**: um círculo de raio circunscrito de 3 km (Ao) no entorno da fonte, classifica-se a região como urbana ou rural usando a classificação meteorológica do uso do solo:
  a – se o uso do solo é do tipo I1, I2, C1, R2 e R3 e perfaz 50% ou mais do Ao, selecionar a opção urbana.
  b – de outra forma, usar a opção rural

- **Procedimento de Densidade da População**: computar a média de densidade da população (p) / km^2, com Ao definido acima:
  a – Se $p > 750$ pessoas/ km^2, selecionar a opção urbana.
  b – Se $p \leq 750$ pessoas/ km^2, selecionar a opção rural.

Dos dois métodos, os procedimentos de uso do solo são considerados mais representativos. A densidade da população deve ser usada com precaução e não deve ser aplicada em áreas altamente industrializadas onde a densidade da população pode ser baixa e a classificação rural pode ser mais adequada, mas a área é suficientemente construída então o uso do solo urbano pode ser satisfatório. Nesse caso, a classificação deve ser urbana e os parâmetros de dispersão urbana devem ser usados.

a-4) Decaimento da Pluma

Conforme THÉ e THÉ (1996), as opções de cálculo para remoção úmida e/ou remoção seca, definidas como:

- **Remoção úmida**: especifica que o decaimento da pluma devido aos mecanismos de remoção úmida deve ser incluído nos cálculos.
- **Remoção seca**: especifica que o decaimento da pluma devido aos mecanismos de remoção seca deve ser incluído nos cálculos.

a-5) Opções para Processar o Modelo (obrigatório)

Segundo THÉ e THÉ (1996), esta opção se refere a:
- **Processar:** esta opção indica que o modelo vai ler e processar todos os arquivos de entrada, à menos que possam ser encontrados erros.
- **Não processar**: indica que o modelo não processa todos os dados, mas somente os dados de entrada e sumariza a informação para execução

(b) Opção de Poluente/ Período/ etc

Segundo THÉ e THÉ (1996), esta opção se refere a:

b-1) Poluente (obrigatório)
Conforme THÉ e THÉ (1996), deve ser identificado o tipo de poluente ser modelado num processamento em particular.
b-2) Decaimento Exponencial (opcional)

Conforme THÉ e THÉ (1996), existe a opção de especificar o decaimento exponencial do poluente a ser modelado, de 2 maneiras: **Meia-vida [s] e Coeficiente de Decaimento [1/s]:**

? **Meia-vida:** é utilizada para especificar a Meia-vida para decaimento exponencial em segundos.
? **Coeficiente de Decaimento**: é usado para especificar o Coeficiente de Decaimento em s^{-1}.

A relação entre esses parâmetros é:

Coeficiente de Decaimento = 0,693/ Meia-vida

O "Default" regulatório inclui a Meia-vida = 4 horas (345600 s) para decaimento exponencial ou o correspondente coeficiente de decaimento.

b-3) Opções de Período de Tempo (obrigatório)

No modelo existem 5 períodos de tempo para modelagem (1, 2, 3, 4, 6, 8, 12, 24 horas ou por mês, para médias mensais) em adição à média do período (média do período dos dados de entrada) ou média anual (referente à média anual).

b-4) Opção de Altura de Terreno (opcional)

Existem duas opções de altura de terreno: Plano ou Elevado, como mostrado na Figura A-1.

? **Terreno plano**: é assumido como aquele não excede a elevação da base da chaminé (a elevação do terreno é assumida como sendo 0,0m).
? **Terreno elevado**: é assumido como aquele excede a elevação da base da chaminé

b-5) Unidades de Elevação do Terreno (opcional)

Se a opção Elevação for utilizada, devem ser selecionadas as unidades de elevação do terreno dos dados de entrada dos módulo Fonte (SO), Receptor (RE) e Grade do Terreno (TG)., sendo as unidades disponíveis são metros ou pés.

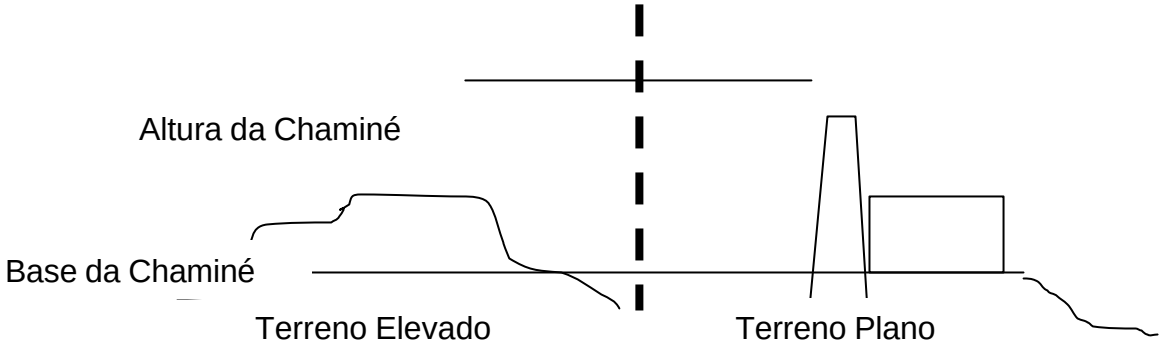


Figura A-1 – Opções de Altura do Terreno
Fonte: THÉ E THÈ (1996)

b-6) Algoritmos para Cálculo do Terreno (opcional)

Dependendo da opção de altura do terreno (elevado ou plano), os seguintes algoritmos estarão disponíveis:

? **Terreno Simples + Complexo**: este é o "default" e é válido para ambos os tipos de terreno. O modelo implementa algoritmos para terrenos simples e complexos e também aplica um processamento de terreno intermediário, o qual seleciona os mais altos valores de cálculos para o terreno simples e complexo, hora-a-hora, fonte-a-fonte e receptor-a-receptor para os receptores num terreno intermediário, isto é, entre a altura de lançamento e a altura da pluma.
? **Somente Terreno Simples**: esta opção especifica que não serão realizados cálculos para terrenos complexos.
? **Somente Terreno Complexo**: esta opção é válida para elevação de terreno e especifica que não serão realizados cálculos para terrenos simples, mas utilizando somente os algoritmos de COMPLEX1.

b-6) Receptores tipo "flagpole" (opcional)

Há duas opções: não e sim.

? **Não:** esta opção indica que as alturas dos receptores **"flagpole"** acima do nível do solo local não são especificadas no módulo Receptor (RE). Esta é opção de "default" e assume uma altura para o receptor de 0,0 m.
? **Sim**: esta opção indica que alturas dos receptores **"flagpole"** acima do nível do solo local são especificadas no módulo Receptor (RE). Se esta opção é selecionada, deve estar disponível uma entrada para altura diferente de 0,0 m. senão for colocada a altura de entrada, é usado o valor de "default" 0,0 m.

(c) Arquivos Opcionais

Existe arquivos que podem ser definidos para serem gerados com propósitos específicos:

? **Arquivo de Entrada de EVENTOS (opcional):** o modelo gera um arquivo de entrada que pode ser usado diretamente com o evento do modelo.
? **Nível de Arquivo de Saída de Evento**: especifica o nível de detalhes no arquivo de saída dos eventos. Há duas opções disponíveis: detalhe ("default") e contribuição da fonte.

? **Nome do Arquivo**: especifica o nome do arquivo do arquivo de entrada do evento até 40 caracteres). O "default" é usado para não se especificar nomes diferentes (PASSTWO.INP).

? **Arquivo de Reinício (opcional):** o modelo tem a capacidade de armazenar resultados intermediários num arquivo sem formatação, que poderá ser gerado mais tarde no caso de uma falha de energia ou interrupção pelo usuário.

As entradas necessárias para esta opção são:

⇑ **Salvar os cálculos a cada...dias**: especificando-se o número de dias entre salvar um resultado intermediário e outro.
⇑ **Arquivo para salvar resultados intermediários (opcional):** especifica-se os arquivos para salvar resultados intermediários (até 40 caracteres).
⇑ **Arquivo para alternar resultados intermediários salvos (opcional):** pode ser especificado para o modelo alternar o salvamento de resultados intermediários. O "default" é SAVE2.FIL.
⇑ **Arquivo de resultados intermediários para inicializar o modelo (opcional):** os arquivos tem instruções para o modelo incializar com resultados provenientes de arquivos previamente salvos.

? **Arquivo de Análise de Múltiplos Anos para PM-10:** esta opção é para determinar as "6 máximas mais altas em 5 anos", valor projetado para determinar os impactos do PM-10. Esta opção não é compatível com a opção de Reinício, pois utiliza de configurações da mesma, acumulando os resultados de médias altas do ano através de um mecanismo de salvar o arquivo de Reinício.

São necessárias as entradas:

⇑ **Primeiro Ano:** somente salva os arquivos do primeiro ano.
⇑ **Anos Subsequentes:** para outros anos além do primeiro e devem ser especificados os dois à seguir.

⇑ **Salvar Arquivos (salvar os resultados no final de cada amo):** especificar os nomes dos arquivos para salvar os resultados obtidos ao final de cada ano de processamento. Para o primeiro ano, pode especificar o aceitar o "default" do modelo (YEAR1.SAV). para os anos subsequentes, um novo nome do arquivo deve ser especificado.

⇑ **Arquivo de Inicialização (inicializando resultados de anos anteriores):** especificar os arquivos utilizados para inicialização do resultado obtido no começo do corrente ano. Esta opção não está disponível para o primeiro ano, mas para os anos subsequentes, deve ser especificado o arquivo para ser utilizado para salvar o ano anterior.

? **Arquivo de Lista de Erros Detalhada:** se for necessária uma lista detalhada das mensagens de erro geradas pelo modelo.

2. Módulo da Fonte (SO)

O modelo trabalha com 4 tipos de fontes, identificadas como ponto, volume, área e aberta. Os parâmetros de entrada variam dependendo do tipo de fonte e estão divididos como segue:

? **Definição dos Parâmetros de Entrada de Fontes**: devem ser especificados os parâmetros para as fontes a serem modeladas. O modelo trabalha 4 tipos de fontes: ponto, volume, área e abertas. Para cada tipo, pode se definir até 300 fontes.

Os parâmetros para qualquer tipo de fonte são preenchidos numa planilha contendo:

1. **Nº:** número de entrada da fonte (criado automaticamente)
2. **ID da Fonte:** Identificação da Fonte (obrigatório)
3. **Tipo de Fonte** : ponto, volume, área e aberta (obrigatório)
4. **Coordenada X**: (m) (obrigatório)
5. **Coordenada Y** : (m) (obrigatório)
6. **Coordenada Z**: (m ou ft) (opcional)
7. **Taxa de Emissão**: (g/s) (ponto e volume) e
   ($g/s/m^2$) (área e aberta) (obrigatório)
8. **Altura do Lançamento acima do Solo** : para ponto, volume e área (m) ou
   Média da Altura do Lançamento acima da Base da Fonte: para abertas (m) (obrigatório)
9. **Temperatura de Lançamento**:
   Ponto: Temperatura de Saída dos Gases da Chaminé (K) (obrigatório)
   Volume: Dimensão Lateral Inicial do Volume (m) (obrigatório)
   Área: Comprimento do Lado X da fonte Área (m) (obrigatório)
   Aberta: Comprimento do Lado X da fonte Aberta (m) (obrigatório)
10. **Velocidade dos Gases na Saída:**
    Ponto: Velocidade de Saída dos Gases da Chaminé (obrigatório)
    Volume: Dimensão Vertical Inicial do Volume (m) (obrigatório)

Área: Comprimento do Lado Y da fonte Área (m) (obrigatório)
Aberta: Comprimento do Lado Y da fonte Aberta (m) (obrigatório)

11. **Dimensão de Saída dos Gases:**
Ponto: Diâmetro Interno da Chaminé (m) (obrigatório)
Volume: Ângulo de Orientação do Norte (°) (opcional)
Aberta: Volume da Fonte Aberta (m^3) (obrigatório)

12. **Decaimento da Pluma**
Área: Dimensão Vertical Inicial da Pluma (m) (opcional)
Aberta: Ângulo de Orientação para Fonte Aberta Retangular (°) (opcional)

? **Definição dos Parâmetros de Fontes de acordo com o Tipo**: as informações serão diferentes para cada tipo de fonte: ponto, volume, área e aberta.

(a) Dados de Fonte Pontuais

As fontes pontuais são utilizadas quando se quer modelar emissões de fontes como chaminés e "vents" isolados, para os quais se requer os seguintes dados:

π Tipo: selecionar pontual para este tipo de fonte.
π ID: nome de identificação da fonte em estudo (campo com 8 caracteres)
π Coordenada X (m): coordenada x (leste-oeste) da localização da fonte em metros (centro da fonte pontual).
π Coordenada Y (m): coordenada y (norte-sul) da localização da fonte em metros (centro da fonte pontual).
As coordenadas X e Y para a localização da fonte deverão estar em UTM ou referenciadas com uma origem definida pelo usuário.

π Elevação (opcional) (m ou ft): valor da elevação da fonte, que é um parâmetro opcional. Quando omitido, o "default" assume valor 0,0.
π Taxa de emissão (g/s): valor da taxa de emissão do poluente em gramas por segundo. A mesma taxa de emissão é usada para o cálculo da concentração e da deposição.
π Altura de Lançamento acima do solo (m): valor da altura da emissão acima do solo em metros.
π Temperatura de saída dos gases da chaminé (K): valor de temperatura da saída dos gases pela chaminé em graus Kelvin.
π Velocidade de saída dos gases da chaminé (m/s): valor da velocidade de saída dos gases pela chaminé em metros por segundo. A velocidade de saída pode ser determinada pela seguinte fórmula:

$$V_s = 4V / \pi\, d_s^2$$

onde:
V_s = velocidade de saída
V = vazão
d_s = diâmetro interno da chaminé

- Diâmetro interno da chaminé (m): valor do diâmetro interno da chaminé em metros

(b) Dados de Fonte Volume

As fontes volume são utilizadas quando se quer modelar emissões de uma variedade de fontes industriais, como monitores de teto, "vents" múltiplos e correias transportadoras, para os quais se requer os seguintes dados:

- Tipo: selecionar volume para este tipo de fonte.
- ID: nome de identificação da fonte em estudo (campo com 8 caracteres alfanuméricos).
- Coordenada X (m): coordenada x (leste-oeste) da localização da fonte em metros (centro da fonte volume).
- Coordenada Y (m): coordenada y (norte-sul) da localização da fonte em metros (centro da fonte volume).
- As coordenadas X e Y para a localização da fonte deverão estar em UTM ou referenciadas com uma origem definida pelo usuário.
- Elevação (opcional) (m ou ft): valor da elevação da fonte, que é um parâmetro opcional. Quando omitido, o "default" assume valor 0,0.
- Taxa de emissão (g/s): valor da taxa de emissão do poluente em gramas por segundo. A mesma taxa de emissão é usada para o cálculo da concentração e da deposição.
- Altura de Lançamento acima do solo (m): valor da altura da emissão da fonte (centro do volume) acima do solo em metros.
- Dimensão Lateral Inicial (m): valor da dimensão lateral inicial da pluma da fonte volume em metros. O Quadro A-3 auxilia na determinação das dimensões laterais.
- Dimensão Vertical Inicial (m): valor da dimensão vertical inicial da pluma da fonte volume em metros. O Quadro A-3 auxilia na determinação das dimensões laterais.

Quadro A-3 – Procedimentos sugeridos para Estimativa da Dimensão Lateral Inicial (s_{yo}) e Dimensão Vertical Inicial (s_{zo}) para Fontes Volume e Linha

Tipo de fonte	Procedimento para obtenção da Dimensão Lateral Inicial	Tipo de fonte	Procedimento para obtenção da Dimensão Vertical Inicial
Fonte volume simples	σ_{yo} = comp. lateral/4,3	**Fonte com base na superfície (he ~ 0)**	σ_{zo} = dim. vert. /2,15
Fonte linha representada por fontes volume adjacentes	σ_{yo} = comp. lateral/2,15	**Fonte elevada (he>0) em/ou adjacente a um prédio**	σ_{zo} = altura do prédio /2,15
Fonte linha representada por fontes volume separadas	σ_{yo} = dist. centro-centro/2,15	**Fonte elevada (he>0) não em/ou adjacente a um prédio**	σ_{zo} = dim. vert. /4,3

Fonte: THÉ e THÉ (1996)

Certos tipos de fontes do tipo linha podem ser manipuladas no modelo ISCT3 usando também uma série de fontes volume ou como fonte área alongada. A maior parte dos algoritmos da fonte volume são aplicáveis nas fontes linha com alguma elevação inicial da pluma, tais como correias transportadoras e ferrovias.

(c) Dados de Fonte Área

- As fontes área são utilizadas quando se quer modelar emissões de baixo nível ou ao nível do solo sem elevação da pluma (ex. pilhas de estocagem, depósito de escória e lagoas). O modelo ISCT3 aceita áreas retangulares que podem também ter uma rotação angular específica relativa a orientação norte-sul, para as quais se requer os seguintes dados:
- Tipo: selecionar área para este tipo de fonte.
- ID: nome de identificação da fonte em estudo (campo com 8 caracteres alfanuméricos).
- Coordenada X (m): coordenada x (leste-oeste) para o vertex (canto) da fonte área que ocorre no quadrante sudoeste da fonte.
- Coordenada Y (m): coordenada y (norte-sul) para o vertex (canto) da fonte área que ocorre no quadrante sudoeste da fonte.
- As coordenadas X e Y para a localização da fonte deverão estar em UTM ou referenciadas com uma origem definida pelo usuário.
- Elevação (opcional) (m ou ft): valor da elevação da fonte, que é um parâmetro opcional. Quando omitido, o “default” assume valor 0,0.
- Taxa de emissão (g/s m^2): valor da taxa de emissão do poluente. A taxa de emissão das fontes área são valores da taxa de emissão por unidade de área. A mesma taxa de emissão é usada para o cálculo da concentração e da deposição.
- Altura de Lançamento acima do solo (m): valor da altura de lançamento da fonte acima do solo em metros.
- Comprimento do Lado X da Área (m): se o ângulo é de 0 graus, então, este comprimento em metros do lado X da área, na direção leste-oeste. Se o ângulo não é igual a zero, então a dimensão do lado X é medida do lado da área no sentido anti-horário ao longo do perímetro do vertex (x,y) definido pelos valores das Coordenada X e Y.
- Comprimento do Lado Y da Área (opcional) (m): se o ângulo é de 0 graus, então, este comprimento em metros do lado Y da área, na direção norte-sul. Se o ângulo não é igual a zero, então a dimensão do lado Y é medida do lado da área no sentido horário ao longo do perímetro do vertex (x,y) definido pelos valores das Coordenada X e Y. Se o parâmetro é omitido, então o modelo assume que a área é uma praça.

A razão característica comprimento/largura para fontes área deve ser menos do que 10 para 1. Se excede, então a área deve ser dividida para permitir uma razão característica de 10 para 1 (ou menos) para todas as subáreas.

Para modelar áreas irregulares, tem-se que subdividir a área em áreas menores de formas, tamanhos e orientações variadas.

- Ângulo de Orientação do Norte (°) (opcional): este é o ângulo de orientação para a área retangular em graus à partir do Norte. O parâmetro ângulo é medido como uma orientação relativa do lado que está no sentido horário do vertex (localização das coordenadas X e Y), isto é, o lado com o Lado Y de comprimento. Se este parâmetro opcional é omitido, então o modelo assume que a área é orientada nas direções norte-sul e leste-oeste, isto é, ângulo = 0,0 graus. Se o parâmetro ângulo é dado de entrada, e o valor é diferente de 0,0 graus, então o modelo rotará a área no sentido horário em torno do vertex definido nos campos de entrada pelas coordenadas X e Y. O parâmetro ângulo pode ser positivo para sentido horário e negativo para rotação anti-horária. A faixa de valor aceitável para a orientação do ângulo está entre – 180° e 180°.
- Dimensão Vertical Inicial da Pluma (opcional) (m): este parâmetro opcional pode ser usado para especificar uma dimensão vertical inicial da pluma da fonte área em metros. Este parâmetro é similar ao valor da dimensão vertical inicial da fonte volume, sendo importante quando o algoritmo da fonte área é usado para modelar fontes de emissão geradas mecanicamente, tais como fontes móveis. Nesses casos, as emissões podem ser turbulentamente misturadas perto da fonte pelos processos que é o gerador das emissões e, portanto ocupa alguma elevação inicial. Para emissões de fonte área mais passivas, tais como evaporação e erosão pelo vento, este parâmetro pode ser omitido, o qual é equivalente a usar um sigma z inicial zero.

O algoritmo da fonte área do ISC pode ser utilizado para área alongadas com raios característicos de até 10 para 1. Isto seria mais aplicável para fontes linha próximas ao solo, tais como viadutos.

Não há restrições na locação de receptores relativas a fontes área. Os receptores podem ser colocados dentro da área e na fronteira da área. O modelo ISCT3 integraria a porção de área que estaria à favor do receptor. A integração numérica não é desenvolvida para porções de área que estão perto do que 1,0 m à favor do receptor. Portanto, cuidado deve ser usado quando coloca-se receptores dentro ou adjacentes a áreas que são menos do que uns metros de extensão.

(d) Dados de Fonte Aberta

As fontes abertas são utilizadas quando se quer modelar emissões de material particulado, tais como superfícies de minas de carvão e lavras de pedra. O algoritmo da fonte aberta usa uma área efetiva para modelar as emissões abertas, baseado em condições meteorológicas e então utiliza a integração numérica da fonte área para modelar o impacto das emissões de fontes de área efetiva.

O modelo ISCT3 aceita áreas retangulares com opção de rotação angular específica relativa a orientação norte-sul, para as quais se requer os seguintes dados:

- Tipo: selecionar aberta para este tipo de fonte.
- ID: nome de identificação da fonte em estudo (campo com 8 caracteres alfanuméricos).
- Coordenada X (m): coordenada x (leste-oeste) para o vertex (canto) da fonte aberta que ocorre no quadrante sudoeste da fonte.
- Coordenada Y (m): coordenada y (norte-sul) para o vertex (canto) da fonte aberta que ocorre no quadrante sudoeste da fonte.
- As coordenadas X e Y para a localização da fonte deverão estar em UTM ou referenciadas com uma origem definida pelo usuário.

- Elevação (opcional) (m ou ft): valor da elevação da fonte, que é um parâmetro opcional. Quando omitido, o "default" assume valor 0,0.
- Taxa de emissão (g/s m^2): valor da taxa de emissão do poluente. A taxa de emissão das fontes abertas são valores da taxa de emissão por unidade de área. A mesma taxa de emissão é usada para o cálculo da concentração e da deposição.
- Altura de Lançamento acima da base da fonte (m): valor da altura de lançamento da fonte acima da base da vala em metros. Este parâmetro não pode exceder a efetiva profundidade da vala, a qual é calculada pelo modelo baseada na fórmula à seguir. Uma média de altura de lançamento de 0,0 indica que as emissões são lançadas da base da fonte.

Profundidade Efetiva da Vala=Volume da Vala/Largura da Vala xComprimento da Vala

- Comprimento do Lado X da Fonte Aberta (m): se o ângulo é de 0 graus, então, este comprimento em metros do lado X da fonte aberta, na direção leste-oeste. Se o ângulo não é igual a zero, então a dimensão do lado X é medida do lado da fonte aberta no sentido anti-horário ao longo do perímetro do vertex (x,y) definido pelos valores das Coordenada X e Y.

- Comprimento do Lado Y da Fonte Aberta (m): se o ângulo é de 0 graus, então, este comprimento em metros do lado Y da fonte aberta, na direção norte-sul. Se o ângulo não é igual a zero, então a dimensão do lado Y é medida do lado da fonte aberta no sentido horário ao longo do perímetro do vertex (x,y) definido pelos valores das Coordenada X e Y.

A razão característica comprimento/largura para fontes abertas deve ser menos do que 10 para 1. No entanto, desde que o algoritmo da fonte aberta gera uma área efetiva para modelagem das emissões da vala e o tamanho, forma e localização da área efetiva é uma função da direção do vento, uma fonte aberta não pode ser subdividida numa série de pequenas fontes. Raios característicos maiores do que 10 para 1 não podem ser permitidos.

Desde que uma fonte aberta não pode ser subdividida, o usuário deve caracterizar a forma irregular das valas abertas por uma foram retangular de igual área.

- Volume da Vala Aberta (m^3): este é o volume da vala aberta em metros cúbicos.
- Ângulo de Orientação para Vala Aberta Retangular (°) (opcional): este é o ângulo de orientação para a vala aberta retangular em graus à partir do Norte. O parâmetro ângulo é medido como uma orientação relativa ao Norte do lado que está no sentido horário do vertex (localização das coordenadas X e Y), isto é, o lado com o Lado Y de comprimento. Se este parâmetro opcional é omitido, então o modelo assume que a área é orientada nas direções norte-sul e leste-oeste, isto é, ângulo = 0,0 graus. Se o parâmetro ângulo é dado de entrada, e o valor é diferente de 0,0 graus, então o modelo rotará a vala aberta no sentido horário em torno do vertex definido nos campos de entrada pelas coordenadas X e Y. O parâmetro ângulo pode ser positivo para sentido horário e negativo para rotação anti-horária. A faixa de valor aceitável para a orientação do ângulo está entre – 180° e 180°.

Os receptores não podem ser localizados dentro das fronteiras da vala. O modelo ISCT3 estabelece que os valores de concentração e/ou deposição de tais receptores é zero. Tais receptores serão identificados durante a definição de modelagem e serão "flagged" no resumo das entradas.

Desde que os algoritmo da vala aberta é aplicável para emissão de partículas, as categorias de partículas para vala aberta devem ser definidas.

? "Downwash" por Prédios: o modelo ISCT3 inclui algoritmos para modelar os efeitos do "downwash" de prédios nas emissões próximas ou adjacentes à fonte pontual. Os algoritmos do "downwash" por prédios não se aplicam à fontes volume, área ou abertas.

? Definições de "Downwash" para uma fonte pontual:

⇑ Identificação da Fonte Pontual: esta é a identificação da fonte par a qual a informação do "downwash" por prédios será aplicada.
⇑ Altura dos Prédios (m): esta informação é colocada na coluna de uma tabela (36 x 36), na qual deve-se especificar a altura dos prédios em metros, começando com 10° do vetor de fluxo (vento soprando na direção 10° norte) e incrementando 10° na direção horária. O cabeçalho da coluna mostra as direções em graus da linha focalizada e os ângulos específicos de 10-60°.
⇑ Largura dos Prédios (m): as larguras dos prédios em metros também são colocadas em colunas específicas de uma tabela (36 x 36), começando com 10° do vetor de fluxo (vento soprando na direção 10° norte) e incrementando 10° na direção horária.
⇑ Fronteira inferior (m): uma coluna específica de uma tabela (36 x 36) ordena as 36 opções de fronteira inferior, começando com 10° do vetor de fluxo (vento soprando na direção 10° norte) e incrementando 10° na direção horária.

Esta opção é utilizada quando a opção é "não-regulatória" para o cálculo da fronteira inferior dos valores de concentração ou deposição quando as fontes de "downwash" estão sujeitas ao aumento da pluma lateral espalhada por prédios muito baixos. Uma prédio muito baixo é aquele no qual a largura mais do que 5 vezes a altura.

Para indicar o uso da opção de fronteira inferior para um setor específico, colocar:

- **Valor 0**: significa o uso da fronteira superior ("default" regulatório) (o cálculo da fronteira inferior é ignorado).
- **Valor 1**: significa o uso da fronteira inferior para aquele setor (aplicável somente para opção "não-regulatória")

- Dados de entrada das Tabelas de "Downwash" por prédios: podem entrar no modelo das seguintes maneiras: importando dados do programa BPIP; digitando os valores diretamente em cada célula ou marcando valores de células iguais e copiando na tabela.
- É possível especificar o "Downwash " por prédios para diferentes fontes ou faixas de fonte pontuais
- Unidades de Saída dos Resultados: o modelo ISCT3 usa unidades de taxa de emissão "default" para a saída. Estas saídas podem ser substituídas por cálculos de concentração ou deposição, que podem ser especificadas.

Definição das Unidades de Saída das Emissões (opcional): o ISC3 tem duas opções disponíveis para definir as unidades de saída:

- "Default": o modelo usa as unidades de saída pré-definidas. Quando esta opção é selecionada, então o fator da unidade para cálculo da concentração e deposição (total, deposição seca e/ou úmida) aparece como referência. Para os cálculos da concentração, a unidade do fator "default" é 1 x 10^6, que converte a unidade de emissão de gramas para microgramas. Para deposição (total, deposição seca e/ou úmida) a unidade do fator "default" de 3600 converte a unidade de emissão de gramas/segundo para gramas/hora. As unidades de entradas e saída estão apresentadas no Quadro A-4.

Quadro A-4 – Unidades do "Default"

Tipo de Fonte	Unidades de Entrada	Unidades de Saída	
		Concentração	Deposição
Pontual e Volume	gramas/segundo	microgramas/ m^3	gramas/ m^2
Área e Abertas	gramas/segundo / m^2	microgramas/ m^3	gramas/ m^2

Fonte: THÉ e THÉ (1996)

- "Definição do usuário": no ISC3, pode-se especificar uma unidade de saída diferente para o cálculo da concentração e/ou deposição, para as quais é necessário especificar os seguintes fatores:

- Fator de unidade: é o fator da taxa de emissão que é usado para converter a taxa de emissão dos dados de entrada para as unidades de saída de concentração ou deposição.
- Unidade de Emissão: podem ser usados até 40 caracteres, não sendo permitidos espaços em branco. Podem ser utilizados caracteres como / ou – (GRAMAS/SEGUNDO ou GRAMAS-POR-SEGUNDO)
- Unidade de Concentração ou Deposição: esta é a unidade de saída para concentração ou deposição, não sendo permitidos espaços em branco. Podem ser utilizados caracteres como / ou – (MICROGRAMAS/M**3 ou MICROGRAMAS-POR-METRO CÚBICO)

- **Informação sobre Particulados**: O ISCT3 inclui algoritmos que permitem trabalhar com a sedimentação gravitacional e a remoção por deposição seca de partículas grandes.
- **Definição da informação sobre particulados**: os seguintes parâmetros são necessários para definir as informações sobre as partículas, para deposição gravitacional e remoção por deposição seca, para uma fonte ou faixa de fontes:

- **Identificação da fonte:** Esta é a identificação da fonte para qual se aplica a informação sobre cada partícula. O próprio programa cria uma lista das identificações das fontes para definição dos dados de entrada.

- **Tabela de Informação das Partículas:**

- **Coluna 1**- **Categoria de Tamanho da Partícula**: esta coluna identifica o número de categorias que são dados de entrada para uma fonte em particular. O máximo número de categorias é 20. A coluna "nº de categorias de tamanho de partículas" automaticamente mostra o número de categorias de tamanho de partículas que foram definidas, não sendo possível digitar diretamente números nesta coluna.
- **Coluna 2**- Diâmetro da Partícula (microns): colocar nesta coluna o diâmetro do particulado em microns para cada categoria de tamanho de partícula, até no máximo de 20.
- **Coluna 3**- fração em Massa (0-1): nesta coluna, deve-se definir as frações de massa entre 0 e 1, para cada categoria anteriormente definida. A fração de massa para cada fonte deve somar ao final 1,0 (dentro de 2%).
- **Coluna 4**- Densidade da Partícula (g/cm^3):nesta coluna deve-se definir a densidade da partículas em gramas por centímetro cúbico para cada categoria anteriormente definida.

- **Dados de Entrada na Tabela de Informação sobre Partículas:** existem 2 modos: digitar os valores diretamente na célula ou marcar as células de mesmo valor e copiar na célula correspondente.
- **Informação Específica sobre as Partícula para mais do que uma Fonte:** a especificação pode ser definida para mais do que uma fonte.

- **Coeficientes de "Deposição":** o modelo inclui algoritmos para realizar deposição e remoção por deposição úmida, isto é, deposição da precipitação de gases e partículas.

- **Definição do coeficiente para uma Fonte ou Grupos de Fontes**:

- **Identificação das Fontes (ID):** é a identificação das fontes para as quais se aplica o coeficiente de Deposição.
- **Coeficientes de deposição:** deve ser especificado o coeficiente para emissões gasosas e particulados. Antes de definir o coeficiente, deve ser selecionada se a opção é gases ou partículas.

- **Gases:** deve ser definido um coeficiente de deposição para precipitação líquida e fria.
- **Particulados:** deve ser especificado os coeficientes de deposição para precipitação líquida e fria, para cada tamanho de partícula, definidos anteriormente.

- **Tabela de coeficientes de deposição:**

- Coluna 1 – Nº de categorias de tamanho de partícula: esta coluna identifica que foram colocadas para uma fonte em particular.
- Coluna 2 – Coeficiente de deposição – líquido $(s\text{-}mm/h)^{-1}$: nesta coluna é colocado o coeficiente de deposição para precipitação líquida, que deve ser para cada categoria de tamanho de partícula, até o número de categorias definido anteriormente.
- Coluna 3 – Coeficiente de deposição – frio $(s\text{-}mm/h)^{-1}$: nesta coluna é colocado o coeficiente de deposição para precipitação fria, que deve ser para cada categoria de tamanho de partícula, até o número de categorias definido anteriormente.

- Colocando dados na tabela dos coeficientes de deposição para particulados: pode ser digitando os valores diretamente em cada célula ou marcando os valores iguais e copiando em cada célula.
- Coeficiente da taxa de deposição: para uma aproximação inicial, podem ser usados os dados do Quadro A-5.

- **Coeficiente de Deposição Específicos para mais de uma Fonte:** os coeficientes podem ser especificados para mais do que uma fontes.

- Grupos de Fontes**:** o modelo permite que se agrupe a contribuição de um grupo de fontes em particular, conjuntamente. Para cada modelagem, pelo menos um grupo deve ser definido, até um total de 4 grupos de fontes. As fontes podem ser agrupadas, por exemplo, para modelar os impactos de fontes licenciadas, de grupos que incrementam o consumo de PSD e o grupo de todas as fontes para comparação com padrões estabelecidos.

Quadro A-5 – Coeficientes para Taxa de Deposição

Diâmetro da Partícula (microns)	Coeficiente da taxa de deposição $(s\text{-}mm/h)^{-1}$
0,2	$1,25 \times 10^{-4}$
0,3	$0,8 \times 10^{-4}$
0,4	$0,6 \times 10^{-4}$
0,5	$0,5 \times 10^{-4}$
0,6	$0,4 \times 10^{-4}$
0,7	$0,4 \times 10^{-4}$
0,8	$0,4 \times 10^{-4}$
0,9	$0,4 \times 10^{-4}$
1,0	$0,4 \times 10^{-4}$
2,0	$1,4 \times 10^{-4}$
3,0	$2,2 \times 10^{-4}$
4,0	$2,8 \times 10^{-4}$
5,0	$3,6 \times 10^{-4}$
6,0	$4,2 \times 10^{-4}$
7,0	$4,6 \times 10^{-4}$
8,0	$5,2 \times 10^{-4}$
9,0	$6,0 \times 10^{-4}$
10,0	$6,8 \times 10^{-4}$
> 10	$6,8 \times 10^{-4}$

Fonte: THÈ e THÉ (1996)

π <u>Definição de um ou mais grupos de fontes (obrigatório):</u> para cada modelagem, deve haver um grupo de fontes, o qual constitui todas as fontes. Podem ser especificados 4 grupos de fontes. Se não se define o grupo, o programa automaticamente define um grupo contendo as fontes que já foram definidas para uma modelagem anterior. Então, a identificação (ID) ficaria como "Todas". Para definir um ou mais grupos, deve-se fazer a seguinte especificação:

- **Adição do grupo "Todas"**: se for selecionada a opção "sim" o programa automaticamente estabelece o grupo de fontes "todas", o qual contem todas as fontes definidas nas modelagens. Se for selecionada "não", então o grupo de fontes "todas " não é incluído automaticamente. Porém, se selecionar a opção "não" e as fontes não forem incluídas, o programa automaticamente colocará "todas", pois este item é obrigatório.
- **Identificação do grupo de Fontes (ID)**: este nome identifica o grupo de fontes e pode ser feito com 8 caracteres alfa-numéricos.
- **Lista das fontes no grupo**: podem ser adicionadas fontes simples e/ou uma faixa de fontes para um grupo. Podem ser especificadas até 4 grupo de fontes para cada modelagem, incluindo o grupo "todas".

- **Variação das Taxas de Emissão:** o programa permite especificar fatores de taxas de emissão variáveis para fontes pontuais ou grupos de fontes. Os fatores variam de acordo com a escala de tempo.

π Definição dos Fatores das Taxas de emissão Variáveis (opcional)

- Identificação da Fonte (ID): a identificação da fontes usada anteriormente, especificando se é uma fontes simples ou faixa de fontes par as quais os fatores de taxa de emissão se aplicam.
- Fatores de taxas de emissão variáveis: no ISCT3, pode-se especificar os fatores de taxa de emissão variáveis. Os fatores de emissão variáveis podem ser definidos entre 0 e 1. Um fator 0,0 significa que fonte não está emitindo; um fator de 0,5 significa que a fonte emite 50% da taxa de emissão especificada; um fator de 1,0 significa que a taxa de emissão especificada está sendo emitida em 100%. Cada tipo de variação da taxa de emissão terá uma tabela de tamanho diferente dependendo do número de fatores adicionados, conforme a:

(a) **Variação das Emissões por Estação do Ano**: define-se os fatores de taxa de emissão que variam por estação do ano. A tabela 1x4 serve para adicionar os fatores de taxa de emissão para as 4 estações: inverno, primavera, verão e outono.
(b) **Variação das Emissões por Mês**: define-se os fatores de taxa de emissão que variam mensalmente. A tabela 2x6 serve para adicionar os fatores de taxa de emissão para os 12 meses do ano. Na primeira linha, especificar os fatores de taxa de missão para os meses de Janeiro a junho e na Segunda linha, de julho a dezembro.
(c) **Variação das Emissões por Hora do Dia**: define-se os fatores de taxa de emissão com variação hora-a-hora. A tabela 4x6 serve para adicionar os fatores de taxa de emissão para as 24 horas do dia. Na primeira linha da 1 às 6 horas; na linha 2 das 7 às 12 horas; na linha 3 de 13 a 18 horas e na linha 4 das 19 às 24 horas.
(d) **Variação das Emissões por Velocidade do Vento e Classes de Estabilidade**: define-se os fatores de taxa de emissão que variam com a velocidade e categoria de estabilidade. A tabela 6x6 serve para adicionar os fatores de taxa de emissão para 6 categorias de velocidade do vento para cada uma das seis classes de estabilidade. Na primeira linha, o usuário especifica os fatores de taxa de emissão par a primeira categoria de velocidade do vento (1,54 m/s) para cada uma das 6 classes de estabilidade d(A-F), na linha 2 os fatores de taxa de emissão para a Segunda categoria de velocidade do evento (3,09 m/s) para cada uma das 6 classes de estabilidade (A-F) e assim por diante.
(e) **Variação das Emissões por Estação do ano e Hora do dia**: define-se os fatores de taxa de emissão com variação hora-a-hora. A tabela 4x6 serve para adicionar os fatores de taxa de emissão para as 24 horas do dia. para as 4 estações: inverno, primavera, verão e outono.
(f) **Tabelas das Emissões Horárias**: pode ser digitado diretamente ou copiado de outro arquivo.

(g) **Especificando os Fatores da Taxa de Emissão Variáveis para mais do que uma Fonte**: este fator pode ser adotado para uma fonte ou uma faixa de fontes.

- **Arquivo das Emissões Horárias**: esta opção permite especificar um arquivo de uma taxa de emissão horária para ser usado em cada modelagem.

- **Definição do arquivo de taxa de emissão horária (opcional)**: deve-se definir os seguintes parâmetros:

- Arquivo de emissão horária: desde que seja selecionada a opção "sim" os arquivos horários de taxa de missão ficam disponíveis para uso. Com a opção "não", o programa não inclui esse arquivo na modelagem, mas também permite armazenar informação para ser usada em futura modelagem.
- Nome do Arquivo de Taxa de Emissão Horária: até 40 caracteres.
- Fontes do Arquivo Horário: identifica a fonte ou fontes, das quais estão incluídas as taxas de emissão horária.

- **Formato do Arquivo Horário de Taxas de Emissão**: para cada modelagem inclui os seguintes parâmetros:
- Ano
- Mês
- Dia
- Hora
- Identificação da Fonte (ID)
- Taxa de Emissão (g/s ou definido pelo usuário)

Para fontes pontuais, adicionar:
- Temperatura do gás na chaminé (K)
- Velocidade de saída dos gases na chaminé (m/s)

- **Dados perdidos**: se a taxa de emissão, temperatura de saída dos gases e a velocidade de saída dos gases não foram incluídas numa hora em particular, o modelo interpreta os dados de emissão para aquelas horas perdidas e executa os parâmetros como zero. Desde que as taxas de emissão sejam zero, não será realizado o cálculo para aquela hora da fonte.

- **Considerações sobre o "Downwash"**

Segundo THÉ e THÉ (1996), o "downwash" por prédios ocorre quando a turbulência aerodinâmica induzida pela proximidade dos prédios ocasionando uma mistura rápida do poluente emitido por uma fonte elevada em direção ao solo ("downwash"), resultando em concentrações mais altas ao nível do solo.

“Se as chaminés para as principais fontes novas ou existentes são providas de alturas menores do que o definido pela EPA na fórmula simplificada para determinação da altura pelo GEP, então o impacto na qualidade do ar associado com efeitos de depressão ou vale devido à proximidade de prédios ou estruturas deve ser determinada” (EPA 1986, citado em THË e THË (1996)).

A fórmula da EPA simplificada para determinação da altura da chaminé é:

$$\textbf{Altura da Chaminé}_{(GEP)} = H + 1{,}5\ L$$

onde:
H = Altura do prédio/tier medida do sol até o ponto mais alto
L = Menor dimensão entre BH ou PBW
BH = Altura do prédio (Building Heigh)
PBW = Largura projetada do prédio (Projected Building Width)
GEP = Boas Práticas de Engenharia

O “downwash” de prédios para fontes pontuais pode ser considerado dentro de uma Área de Influência de 5L GEP do prédio.

Para aplicações regulatórias, um prédio é considerado suficientemente próximo da chaminé para causar efeito de vale quando a distância entre a chaminé e a parte mais próxima do prédio é menor ou igual a 5 vezes a menor altura do prédio ou largura projetada do prédio.

$$\textbf{Distância}_{\text{chaminé-prédio}}\ £\ 5L$$

onde:
L = Menor dimensão entre BH ou PBW
BH = Altura do prédio (Building Heigh)
PBW = Largura projetada do prédio (Projected Building Width)

Cada estrutura produz uma área de influência com efeito de vale que se prolonga para fora a uma distância de 5 vezes o L diretamente na direção da extremidade da estrutura, onde L é a menor dimensão entre BH ou PBW. Como a rotação do vento é um círculo completo, cada direção específica da área de influência muda e é integrada para uma área global de influência denominada Área de Influência de 5L GEP. Qualquer chaminé que está no ou dentro da linha de limite é afetada pelos efeitos de vale do GEP para algumas direção do vento ou faixa de direções do vento.

Ainda, para análise do “downwash” com direção específica das dimensões do prédio, os efeitos de vale são assumidos para ocorrer se a chaminé está dentro de um retângulo composto por 2 linhas perpendiculares na direção do vento, uma a 5 L na direção do prédio e outra a 2L na direção oposta, e por 2 linhas paralelas à direção do vento, cada a 0,5 L acima de cada lado do prédio. L é a menor dimensão da altura e largura projetada do prédio para

uma setor numa direção específica. Está área retangular pode ser chamada Estrutura da Zona de Influência (SIZ – Structure Influence Zone).

- **Características do Programa BPIP para Cálculo de "Downwash"**

Segundo THË e THË (1996), o ISC3 utiliza uma interface com o programa BPIP (Building Profile Input Program) para a realização do cálculo de "downwash" dos prédios da planta localizados nas proximidades da chaminé.

O BPIP é um programa da USEPA de interface gráfica que foi projetado para incorporar os conceitos de Boas Práticas de Engenharia (GEP – Good Engineering Practices) num programa que calcula corretamente as alturas dos prédios (BH's – Buildings Heights) e larguras projetadas dos prédios (PBW's – Projected Buildings Widhts) no documento de orientação de "downwash" por Prédios. O BPIP é dividido em 2 partes:

Parte 1: baseada no GEP é projetada para determinar se uma chaminé está ou não sujeita aos efeitos de uma estrutura ou estruturas. Os valores da altura da chaminé são calculados pelo GEP e relacionados com BH's e PBW's. Dada a indicação de quais chaminés estão sendo afetadas por quais estruturas.

Parte 2: calcula os valores BH's e PBW's de "downwash" dos prédios baseados em referências de literatura, as quais são diferentes das adotadas na Parte 1. Esta parte realiza os cálculos somente se uma chaminé estiver sendo influenciada pelos efeitos de uma estrutura.

Os dados de entrada de localização e dimensão de prédios (estruturas) e chaminés podem ser feitos de 3 maneiras:

1. **Graficamente:** pela digitalização prédios e chaminés na tela com o "mouse".
2. **Modo de texto**: digitando as informações nas caixas de texto e numa estrutura de entrada.
3. **Importação**: de dimensões e localização dos prédios de arquivos de AUTOCAD.

Mapas também podem ser exibidos à partir do formato do AUTOCAD para visualização da localização de chaminés, prédios, estradas, etc

O BPIP tem os seguintes limites: máximo de 50 prédios, máximo de 4 "tiers" (alturas) por prédio; máximo de 20 "tiers" por lado e máximo de 50 chaminés.

- **Dados de Entrada e Opções**: para gerar o arquivo de entrada do modelo BPIP.

- **Definição das Opções de Execução do BPIP**: quando se inicia um novo projeto, tem que se definir, primeiramente, as opções para execução e o tamanho do domínio. Se já se está trabalhando num projeto existente, o mesmo também poderá ser acessado.

As opções são:

- **Título:** título do projeto que irá aparecer nos arquivos de saída do BPIP, com número máximo de 78 caracteres.

- **Saída do ISC:**

1. **ISC de curta duração:** para cálculo pelo modelo ISCST.
2. **ISC de longa duração:** para cálculo pelo modelo ISCLT.

- **Unidades de Entrada:** o programa somente aceita metros.

- **Sistema de Coordenada:**

1. **Cartesiana:** para usar o sistema de coordenada cartesiana.
2. **UTM:** para usar o sistema de coordenada UTM.

- **Planta Norte (Direção):** esta é a orientação da plotagem da planta com respeito ao norte real. Se a planta plotada mostra que o norte está em direção ao nordeste, a direção norte da planta deverá ser 45° do norte real.

- **Definição do Tamanho do Domínio**: define-se a extensão do site.

- **Tamanho do Domínio (Mínimo e Máximo ou Largura e Altura):** toda a vez que se inicia um novo projeto, o programa requer que seja definido o domínio com o qual se vai trabalhar, de 2 maneiras:

1. **Mínimo e Máximo:** especificando-se as coordenadas X e Y para 2 pontos, o ponto mais baixo à esquerda (Mínimo) e o ponto mais alto à direita (Máximo) do domínio.
2. **Largura e Altura:** especificando-se as coordenadas X e Y para o ponto mais baixo à esquerda (Origem) e a Largura e Altura do domínio.

- **Mapa de Base do site em DXF:** é possível importar um site com o mapa baseado em DXF aprsentado na área de desenho. O mapa do site em DXF, o qual mostra prédios e chaminés que são considerados no projeto de modelagem da dispersão atmosférica, auxilia a definir os dados exigidos pelo BPIP.
- **Importação de Mapas Locais em DXF**: para facilitar a alocação de prédios e chaminés dentro da área de modelagem, pode ser importada uma ou mais base de mapas digitalizada em AUTOCAD no formato DXF. O formato DXF (Drawing Exchange Format) é o arquivo de formato padrão para migração de dados entre os sistemas CAD e GIS. Dessa forma, o AUTOCAD pode ser usado para conversão de mapas em DXF.

É importante que a extensão do mapa do local deve estar dentro da área de domínio definida. O modelo coloca o mapa local nas mesmas coordenadas definidas no arquivo de formato DXF. Se a extensão estiver fora do domínio, o mapa não é apresentado na área de desenho.

- **Importando mapas locais em Bitmap:** também podem ser importadas imagens do Bitmap. Os Bitmaps não contem informação das coordenadas do local e extensão da imagem. No entanto, o modelo fornece esta informação.
- **Manejo dos Mapas Locais**: de tempos em tempos é possível durante o projeto remover um mapa local que está obscuro ou cobrindo um detalhe, como um prédio importante. O BPIP permite que seja selecionada qualquer ou todos os mapas locais importados no projeto.

- **Definição dos Prédios**: as alocações e dimensões dos prédios podem ser definidas de 3 formas:

- **Modo texto**: devem ser especificados os seguintes parâmetros:

- **Ativo**: este modo verifica no “default”, significando que os dados de um determinado prédio devem ser considerados quando se utiliza o modelo BPIP. Se não for incluído um prédio específico na modelagem mas se quer manter a informação, então não deve ser verificada esta opção. Os prédios que não estão ativos são mostrados na área de desenho em linha pontilhada clara.
- **Nome**: o programa coloca um nome “default” para o prédio (Bldg1, Bldg2, até BLdgn)no entanto, pode-se mudar o “default” para outro nome, com no máximo 8 caracteres.
- **Elevação**: deve ser colocada a elevação do prédio.

Existe a opção de se definir um máximo de 4 “tiers” por prédio. Um “tier” é definido como a seção de um prédio com altura constante. Nesse caso, um prédio tem somente uma altura, então o prédio tem altura constante. Para cada “tier”, deve ser especificado:

- **Altura do Tier**: deve ser colocado o dado de altura do “tier” em relação a elevação da base do prédio. A altura do “tier” é definida como a distância da base do prédio ao topo do “tier” do prédio, como mostrado na Figura A-2.

- **Coordenadas X e Y**: devem ser fornecidas estas coordenadas para cada canto Prédio/”tier”. O BPIP inicia a execução que permite no máximo 20 cantos.

- **Modo Gráfico**: são utilizadas uma das três formas para representação de prédios: retangular, poligonal e circular, para alocação da informação na área de desenho.

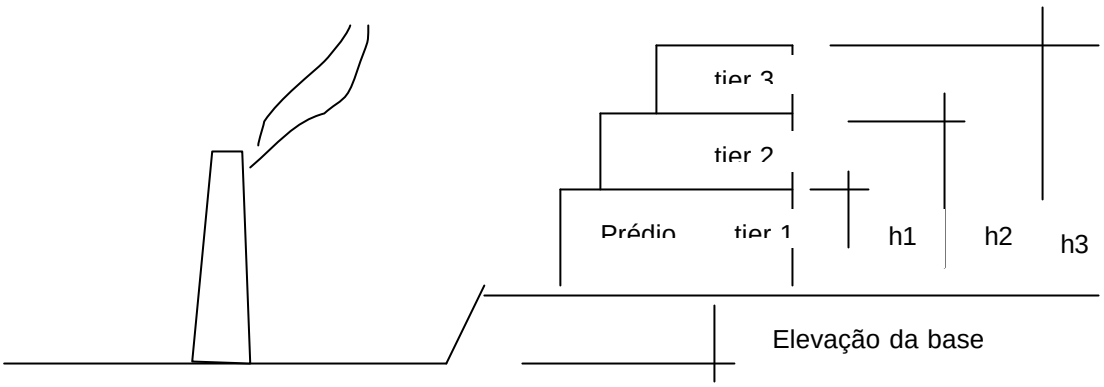


Figura A-2 – Elevação Base do Prédio e Alturas dos "Tiers"
Fonte: THÈ e THÉ (1996)

- **Importando Prédios do arquivo de AutoCAD em DXF**: podem ser importados localização de prédios e dimensões em AUTOCAD no formato DXF. Quando for preparado o desenho no AutoCAD, todos os prédios devem ser alocados em uma camada e os cantos dos prédios devem ser fechados, pois o BPIP só importa polígonos fechado.

- **Definição das Chaminés**: as alocações das chaminés podem ser definidas de 3 formas:

- **Modo texto**: devem ser especificados os seguintes parâmetros:

- **Nome**: o programa coloca um nome "default" para o prédio (Stck1, Stck 2, até Stck n)no entanto, pode-se mudar o "default" para outro nome, com no máximo 8 caracteres. O nome da chaminé deve ser o mesmo do ID da Fonte.
- **Altura:** deve ser colocada a altura da chaminé em relação à base.
- **Coordenada X:** deve ser fornecida esta coordenada para o centro da chaminé.
- **Coordenada Y**: deve ser fornecida esta coordenada para o centro da chaminé.
- **Elevação**: deve ser colocada a elevação da base da chaminé.

Os seguintes parâmetros são opcionais:
- **Taxa de Emissão (g/s):** taxa de emissão do poluente. A mesma taxa de emissão é usada para calcular a concentração e a deposição.
- **Temperatura de saída dos gases (K):** temperatura de lançamento dos gases da chaminé em graus Kelvin.
- **Velocidade de Saída dos Gases (m/s):** velocidade de saída dos gases da chaminé em metros/segundo, determinada pela seguinte fórmula:

$$Vs = 4\,V / \pi\, ds^2$$

onde:
Vs = velocidade de saída
V = vazão
ds = diâmetro interno da chaminé

- **Diâmetro interno da chaminé (m):** em metros

- **Modo Gráfico**: são utilizadas as coordenadas X e Y para alocação da informação na área de desenho.
- **Uso das Chaminés Definidas no ISC**: pode-se compartilhar as mesmas informações entre os programas BPIP e ISC, ou seja, as chaminés definidas no ISC não precisam ser definidas de novo pelo BPIP ou vice-versa, desde que os arquivos tenham os mesmos nomes, apesar de extensões diferentes.
- **Modelagem e Saída do BPIP**: permite verificar as condições do projeto, modelar no BPIP e leitura dos arquivos de saída.
- **Condições do Projeto**: é possível verificar o resumo das entradas de dados e opções selecionadas para determinado projeto, identificando se o mesmo está completo.
- **Modelando com o BPIP**: quando a entrada de dados está completa, é possível executar a modelagem com o BPIP.

- **Arquivos de saída do BPIP**: para cada modelagem, são gerados 2 arquivos:

1. **Arquivo de saída primário:** contem os dados de saída essenciais, tais como os dados de entrada dos valores de altura de chaminé preliminares baseados no GEP (Good Engineering Practice – Boas Práticas de Engenharia) e o BH (Building Height – altura do prédio) e PBW (Projected Building Width – Largura Projetada do Prédio) para os arquivos do ISCST3 ou ISCLT3, com as informações necessárias para modelar o ISCTS3 se o “downwash” por prédios é considerado, além da leitura deste arquivo coloca os calores de BH´s e PBW´s para cada chaminé.
2. **Resumo do Arquivo de Saída:** contem saída detalhada tais como quais “tiers” afetam qual chaminé para uma direção de vento específica. Normalmente, esse sumário é extenso dependendo do número de chaminés e prédios considerados.

- **Arquivos gerados pelo Modelo BPIP**: são gerados diversos arquivos com diferentes extensões de acordo com o programa.

3. Módulo de Receptor (RE)

Segundo THÉ e THÉ (1996), o módulo do receptor fornece opções para definir a informação do receptor em relação a uma modelagem em particular. Nesse módulo, pode ser definida uma rede de receptores em grades em coordenadas cartesianas ou polares, com espaçamento uniforme ou não até um número de 5 receptores em cada grade ou em ambos os tipos numa só modelagem.

Podem ser também especificada a localização de receptores discretos para modelagem de impactos em locais de interesse específico. Isto pode ser usado para modelar receptores críticos, tais como escolas ou casas, nas proximidades de áreas Classe I ou identificadas como tendo altas concentrações por análise prévia de modelagem. Os receptores discretos podem localizados por coordenadas cartesianas (x,y) =ou polares (distância e direção). Um ou todos esses tipos de receptores podem ser identificados numa modelagem simples.

Também a grade de receptores e a localização discreta são opcionais. No entanto, estas opções podem ser definidas para cada modelagem. O número máximo de receptores que pode ser definido para cada modelagem é 1200. Isto inclui receptores definidos como grade, como receptores discretos e/ou receptores no limite da planta.

As opções disponíveis são:

(a) **Para grades**:

(a.1) Grade de Coordenadas Cartesianas Uniformes: define-se a grade da malha de receptores em coordenadas cartesianas com espaçamento de grade uniforme.

- Definição da malha de receptores de grade cartesiana uniforme (opcional): deve-se especificar:

- Identidade da malha do receptor (ID): este é o código de identificação para a malha de receptor e pode ser feito com 8 caracteres alfanuméricos maiúsculos.
- Origem da grade (Ox, Oy): estas são as coordenadas x (leste-oeste) e y (norte-sul) da grade de origem (início da localização) em metros.
- N° de receptores nos eixos X e Y (Px, Py); este é o n° de receptores nos eixos x e y.
- Espaçamento entre receptores (Dx, Dy): este é o espaço entre receptores em metros no eixo x e no eixo y.
- Elevações do terreno (opcional): são definidas se esta opção for selecionada. Se é selecionada a opção “Plano”, não é permitido definir a elevação do terreno. As elevações do terreno podem ser especificadas para cada ponto da grade. Se não há elevação de terreno definida, na modelagem com elevação de terreno o “default” é de 0,0 metros.
- Altura de “flagpole” (opcional). Se a opção “não” é selecionada, não é permitido colocar as alturas. Podem ser especificadas alturas para cada ponto de grade. Se não há alturas definidas e a modelagem é com a opção das alturas, senão há altura definida no “default”, então a altura será de 0,0 metros.

- Conversão para receptor discreto (opcional): converte a malha de grade para receptores discretos. Esta opção é usada para eliminar um ou mais receptores da malha de grade, por exemplo, receptores dentro da fronteira da planta.

- Especificação de mais de uma malha de receptores: mais de uma malha de grade cartesiana de receptores uniforme pode ser especificada num total de 5 malhas de receptores para cada ou ambos os tipos (cartesiana e/ou polar com espaçamento uniforme ou não-uniforme). O número total de receptores a ser definido, incluindo as malhas de grade de receptores, receptores discretos e receptores na fronteira da planta não deve exceder 1200.

- Especificação das elevações de terreno e alturas de "flagpole": as elevações de terreno podem ser especificadas. Também pode ser selecionada a opção "plano". A altura de "flagpole" dos receptores pode ser especificada para cada ponto de grade. Se a opção "não" estiver selecionada, significa que a modelagem não inclui a altura da "flagpole".

A disposição e características das elevações de terreno e alturas de "flagpole" são similares e os dados para preenchimento da respectiva tabela são:

π N° de colunas: é definido pelo número de receptores no eixo X.
π N° de linhas: é definido pelo número de receptores no eixo Y.
π Cabeçalho das colunas: contém os valores das coordenadas no eixo x.
π Cabeçalho das linhas: contém os valores das coordenadas no eixo y.
π Células da Tabela: para cada célula corresponde um ponto de grade. Podem ser colocados os valores de elevação do terreno ou o valor da altura de "flagpole" para cada ponto de grade localizado. A coordenada x para o ponto de grade é dada pela parte superior da coluna e a coordenada y é dada pelo início da linha. A unidade de "default" é metros, mas pode ser especificada em pés, se esta opção for selecionada.

(a.2) Grade de Coordenadas Cartesianas Não-Uniformes: define-se a grade da malha de receptores em coordenadas cartesianas com espaçamento de grade não-uniforme.

- Definição da malha de receptores de grade cartesiana não-uniforme (opcional): deve-se especificar:

π Identidade da malha do receptor (ID): este é o código de identificação para a malha de receptor e pode ser feito com 8 caracteres alfanuméricos maiúsculos.
π Valores de localização da Coordenada x: estes são os valores da localização em metros para a primeira e demais coordenadas x.

Para colocar estes valores nas células das tabelas, primeiro é necessário especificar o número de pontos de coordenadas x, para que automaticamente seja especificado que o número de colunas seja igual ao n° de pontos.

- π Valores de localização da Coordenada y: estes são os valores da localização em metros para a primeira e demais coordenadas y. Para colocar estes valores nas células das tabelas, primeiro é necessário especificar o número de pontos de coordenadas y, para que automaticamente seja especificado que o número de colunas seja igual ao n° de pontos.
- π Elevações do terreno (opcional): são definidas se esta opção for selecionada. Se é selecionada a opção "Plano", não é permitido definir a elevação do terreno. As elevações do terreno podem ser especificadas para cada ponto da grade. Se não há elevação de terreno definida, na modelagem com elevação de terreno o "default" é de 0,0 metros.
- π Altura de "flagpole" (opcional). Se a opção "não" é selecionada, não é permitido colocar as alturas. Podem ser especificadas alturas para cada ponto de grade. Se não há alturas definidas e a modelagem é com a opção das alturas, senão há altura definida no "default", então a altura será de 0,0 metros.
- π Conversão para receptor discreto (opcional): converte a malha de grade para receptores discretos. Esta opção é usada para eliminar um ou mais receptores da malha de grade, por exemplo, receptores dentro da fronteira da planta.

- Especificação de mais de uma malha de receptores: mais de uma malha de grade cartesiana de receptores não-uniforme pode ser especificada num total de 5 malhas de receptores para cada ou ambos os tipos (cartesiana e/ou polar com espaçamento uniforme ou não-uniforme). O número total de receptores a ser definido, incluindo as malhas de grade de receptores, receptores discretos e receptores na fronteira da planta não deve exceder 1200.
- Especificação das elevações de terreno e alturas de "flagpole": as elevações de terreno podem ser especificadas. Também pode ser selecionada a opção "plano". A altura de "flagpole" dos receptores pode ser especificada para cada ponto de grade. Se a opção "não" estiver selecionada, significa que a modelagem não inclui a altura da "flagpole".

A disposição e características das elevações de terreno e alturas de "flagpole" são similares e os dados para preenchimento da respectiva tabela são:

- N° de colunas: é definido pelo número de pontos no eixo X.
- N° de linhas: é definido pelo número de pontos no eixo Y.
- Cabeçalho das colunas: contém os valores das coordenadas no eixo x.
- Cabeçalho das linhas: contém os valores das coordenadas no eixo y.
- Células da Tabela: para cada célula corresponde um ponto de grade.

Podem ser colocados os valores de elevação do terreno ou o valor da altura de “flagpole” para cada ponto de grade localizado. A coordenada x para o ponto de grade é dada pela parte superior da coluna e a coordenada y é dada pelo início da linha. A unidade de “default” é metros, mas pode ser especificada em pés, se esta opção for selecionada.

(a.3) Grade de Coordenadas Polares Uniformes: define-se a grade da malha de receptores em coordenadas polares com espaçamento de grade uniforme.

- Definição da malha de receptores de grade polar uniforme (opcional): deve-se especificar:
- Identidade da malha do receptor (ID): este é o código de identificação para a malha de receptor e pode ser feito com 8 caracteres alfanuméricos maiúsculos.
- Origem (Ox, Oy) (opcional): esta é a localização da origem da malha polar. Pode ser definida de 2 maneiras: especificando as coordenadas x-y em metros para o origem ou definindo a Identificação da fonte usada como origem da coordenada polar. Se a localização é omitida, é assumido o “default” para a origem de (0,0) nas coordenadas x,y.
- Distância da origem até os anéis: estas distâncias são em metros da rede de origem até o primeiro anel de coordenadas polares, da origem até o segundo anel de coordenadas polares e assim por diante para as demais anéis com coordenadas polares. Para colocar os valores das distâncias nas células das tabelas, primeiro é especificado o número de anéis. A tabela automaticamente é dividida com número de colunas igual ao de anéis. Então são colocadas as distâncias da origem até os anéis em cada célula da tabela.

- Geração de direções radiais: para gerar as direções radiais, é necessário fornecer as seguintes informações:
- Nº de direções: número de direções usado para definir o sistema polar.
- Direção inicial: é a direção inicial da malha polar em graus.
- Incremento de direção: é o incremento em graus para definição das direções.

- Elevações do terreno (opcional): são definidas se esta opção for selecionada. Se é selecionada a opção “Plano”, não é permitido definir a elevação do terreno. As elevações do terreno podem ser especificadas para cada ponto da grade. Se não há elevação de terreno definida, na modelagem com elevação de terreno o “default” é de 0,0 metros.
- Altura de “flagpole” (opcional). Se a opção “não” é selecionada, não é permitido colocar as alturas. Podem ser especificadas alturas para cada ponto de grade. Se não há alturas definidas e a modelagem é com a opção das alturas, senão há altura definida no “default”, então a altura será de 0,0 metros.

- Especificação de mais de uma malha de receptores: mais de uma malha de grade cartesiana de receptores uniforme pode ser especificada num total de 5 malhas de receptores para cada ou ambos os tipos (cartesiana e/ou polar com espaçamento uniforme ou não-uniforme). O número total de receptores a ser definido, incluindo as malhas de grade de receptores, receptores discretos e receptores na fronteira da planta não deve exceder 1200.
- Especificação das elevações de terreno e alturas de "flagpole": as elevações de terreno podem ser especificadas. Também pode ser selecionada a opção "plano". A altura de "flagpole" dos receptores pode ser especificada para cada ponto de grade. Se a opção "não" estiver selecionada, significa que a modelagem não inclui a altura da "flagpole".

A disposição e características das elevações de terreno e alturas de "flagpole" são similares e os dados para preenchimento da respectiva tabela são:

- N° de colunas: é definido pelo número de anéis.
- N° de linhas: é definido pelo número de direções.
- Cabeçalho das colunas: contém os valores das distância da origem até os anéis.
- Cabeçalho das linhas: contém os valores das direções radiais geradas.
- Células da Tabela: para cada célula corresponde um ponto de grade. Podem ser colocados os valores de elevação do terreno ou o valor da altura de "flagpole" para cada ponto de grade localizado. A coordenada x para o ponto de grade é dada pela parte superior da coluna e a coordenada y é dada pelo início da linha. A unidade de "default" é metros, mas pode ser especificada em pés, se esta opção for selecionada.

(a.4) Grade de Coordenadas Polares Não-Uniformes: define-se a grade da malha de receptores em coordenadas polares com espaçamento de grade não-uniforme.

- Definição da malha de receptores de grade polar não-uniforme (opcional): deve-se especificar:

- Identidade da malha do receptor (ID): este é o código de identificação para a malha de receptor e pode ser feito com 8 caracteres alfanuméricos maiúsculos.
- Origem (Ox, Oy) (opcional): esta é a localização da origem da malha polar. Pode ser definida de 2 maneiras: especificando as coordenadas x-y em metros para o origem ou definindo a Identificação da fonte usada como origem da coordenada polar. Se a localização é omitida, é assumido o "default" para a origem de (0,0) nas coordenadas x,y.
- Distância da origem até os anéis: estas distâncias são em metros da rede de origem até o primeiro anel de coordenadas polares, da origem até o segundo anel de coordenadas polares e assim por diante para as demais anéis com coordenadas polares.

- Para colocar os valores das distâncias nas células das tabelas, primeiro é especificado o número de anéis. A tabela automaticamente é dividida com número de colunas igual ao de anéis. Então são colocadas as distâncias da origem até os anéis em cada célula da tabela.
- Direções radiais discretas: estas são as direções radiais discretas (1 a 360°) da malha polar. Par colocar estas informações nas células da tabela, deve-se primeiro especificar o nº de direções. A tabela automaticamente é dividida com número de colunas igual ao de direções. Então são colocadas as direções radiais em cada célula da tabela.
- Elevações do terreno (opcional): são definidas se esta opção for selecionada. Se é selecionada a opção "Plano", não é permitido definir a elevação do terreno. As elevações do terreno podem ser especificadas para cada ponto da grade. Se não há elevação de terreno definida, na modelagem com elevação de terreno o "default" é de 0,0 metros.
- Altura de "flagpole" (opcional). Se a opção "não" é selecionada, não é permitido colocar as alturas. Podem ser especificadas alturas para cada ponto de grade. Se não há alturas definidas e a modelagem é com a opção das alturas, senão há altura definida no "default", então a altura será de 0,0 metros.

- Especificação de mais de uma malha de receptores: mais de uma malha de grade cartesiana de receptores não-uniforme pode ser especificada num total de 5 malhas de receptores para cada ou ambos os tipos (cartesiana e/ou polar com espaçamento uniforme ou não-uniforme). O número total de receptores a ser definido, incluindo as malhas de grade de receptores, receptores discretos e receptores na fronteira da planta não deve exceder 1200.
- Especificação das elevações de terreno e alturas de "flagpole": as elevações de terreno podem ser especificadas. Também pode ser selecionada a opção "plano". A altura de "flagpole" dos receptores pode ser especificada para cada ponto de grade. Se a opção "não" estiver selecionada, significa que a modelagem não inclui a altura da "flagpole".

A disposição e características das elevações de terreno e alturas de "flagpole" são similares e os dados para preenchimento da respectiva tabela são:

- N° de colunas: é definido pelo número de anéis.
- N° de linhas: é definido pelo número de direções.
- Cabeçalho das colunas: contém os valores das distância da origem até os anéis.
- Cabeçalho das linhas: contém os valores das direções radiais definidas.
- Células da Tabela: para cada célula corresponde um ponto de grade. Podem ser colocados os valores de elevação do terreno ou o valor da altura de "flagpole" para cada ponto de grade localizado. A coordenada x para o ponto de grade é dada pela parte superior da coluna e a coordenada y é dada pelo início da linha.

A unidade de “default” é metros, mas pode ser especificada em pés, se esta opção for selecionada.

(b) Para receptores discretos:

(b.1) Coordenadas Cartesianas Discretas: podem ser definidos receptores cartesianos discretos.

- Definição dos Receptores Cartesianos Discretos: podem ser definidos numa tabela onde cada linha representa um receptor cartesiano discreto diferente e cada coluna contem os parâmetros necessários para definir o receptor cartesiano discreto, sendo necessários os seguintes parâmetros:
- Coluna 1 – Nº: esta coluna dá o número em ordem crescente de cada receptor cartesiano discreto definido. Esta coluna é somente de leitura e os números são automaticamente escritos quando um novo receptor é definido.
- Coluna 2 – Localização da Coordenada X (m): esta é a coordenada x, em metros, da localização do receptor.
- Coluna 3 – Localização da Coordenada Y (m): esta é a coordenada y, em metros, da localização do receptor.
- Coluna 4 - Elevações do terreno (opcional): são definidas se esta opção for selecionada. Se é selecionada a opção “Plano”, não é permitido definir a elevação do terreno. Se não há elevação de terreno definida, na modelagem com elevação de terreno o “default” é de 0,0 metros. A unidade de “default” é metros, mas pode ser especificada em pés, se esta opção for selecionada.
- Coluna 5 - Altura de “flagpole” (opcional). Se a opção “não” é selecionada, não é permitido colocar as alturas. Podem ser especificadas alturas para cada ponto de grade. Se não há alturas definidas e a modelagem é com a opção das alturas, senão há altura definida no “default”, então a altura será de 0,0 metros.
- Dados de Entrada da Tabela de Receptores Cartesianos Discretos: mais do que um receptor cartesiano discreto pode ser definido, incluindo malhas de grade de receptores, receptores discretos e receptores na fronteira da planta, não excedendo 1200.

(b.2) Coordenadas Polares Discretas: podem ser definidos um ou mais receptores polares discretos.

- Definição dos receptores polares discretos: podem ser definidos numa tabela onde cada linha representa um receptor polar discreto diferente e cada coluna contem os parâmetros necessários para definir o receptor polar discreto, sendo necessários os seguintes parâmetros:
- Coluna 1 – Nº: esta coluna dá o número em ordem crescente de cada receptor cartesiano discreto definido. Esta coluna é somente de leitura e os números são automaticamente escritos quando um novo receptor é definido.

- Coluna 2 – Identificação da Fonte (ID): esta é a identificação para uma das fontes definidas que será usada para definir a origem da localização do receptor polar.
- Coluna 3 – Distância (m): esta é a distância, em metros, da localização do receptor polar discreto.
- Coluna 4 –Direção (graus): esta é a direção, em graus, da localização do receptor polar discreto. Os graus são medidos no sentido horário na direção norte.
- Coluna 5 - Elevações do terreno (opcional): são definidas se esta opção for selecionada. Se é selecionada a opção "Plano", não é permitido definir a elevação do terreno. Se não há elevação de terreno definida, na modelagem com elevação de terreno o "default" é de 0,0 metros. A unidade de "default" é metros, mas pode ser especificada em pés, se esta opção for selecionada.
- Coluna 6 - Altura de "flagpole" (opcional). Se a opção "não" é selecionada, não é permitido colocar as alturas. Podem ser especificadas alturas para cada ponto de grade. Se não há alturas definidas e a modelagem é com a opção das alturas, senão há altura definida no "default", então a altura será de 0,0 metros.

- Dados de Entrada da Tabela de Receptores Polares Discretos: mais do que um receptor polar discreto pode ser definido, incluindo malhas de grade de receptores, receptores discretos e receptores na fronteira da planta, não excedendo 1200.

(b.3) Fronteira das Coordenadas Polares: o programa inclui uma opção especial para simplificar as localizações de receptores discretos com distâncias na fronteira da planta, incluindo a opção de elevação, com o propósito de fornecer um atalho para esta finalidade.

- Definição das distâncias e elevações da fronteira da planta: podem ser definidos, sendo necessários os seguintes parâmetros:

- Identificação da Fonte (ID): esta é uma identificação alfanumérica para uma das fontes definidas, pra a qual as distâncias de fronteira serão definidas. A localização da fonte servirá como origem par 36 receptores polares discretos localizados a cada 10 graus no entorno da fonte.
- Distância de fronteira : esta são as distâncias, em metros, em cada uma das direções, começando à 10 graus radiais e incrementando 10 graus no sentido horário. Estes valores devem ser colocados numa tabela com atenção no exato grau de direção de cada célula.
- Elevações do terreno (opcional): são definidas se esta opção for selecionada. Se é selecionada a opção "Plano", não é permitido definir a elevação do terreno.

Não há opção para colocar altura de "flagpole" do receptor na fronteira, os quais podem ser definidos como receptores polares discretos na fronteira. Se uma altura de "flagpole" do receptor é usada uniformemente para todos

os receptores, pode ser especificado num “default” e este “flagpole” será aplicado para qualquer receptor na fronteira identificado previamente.

π Conversão para fronteira cartesiana da planta: converte receptores na fronteira da grade polar para cartesianos. Esta opção é usada para eliminar receptores dentro da fronteira da planta.

- Especificação de mais do que uma fronteira da Planta: mais do que uma fronteira da planta pode ser definido, incluindo malhas de grade de receptores, receptores discretos e receptores na fronteira da planta, não excedendo 1200.

(b.4) Fronteira das Coordenadas Cartesianas: podem ser definidos receptores na fronteira da planta como receptores cartesianos discretos.

- Definição dos receptores cartesianos na fronteira da planta: podem ser definidos como no item (b.1) para receptores cartesianos discretos. Quando se coloca os pontos (coordenadas X e Y), deve ser definida uma ordem dos pontos na fronteira da planta, numa direção horária ou anti-horária. Os dados devem ser colocados numa tabela seguindo as mesmas instruções anteriores.

(c) Importação de dados: o programa também é capaz de importar dados digitais com o propósito de extrair as elevações de terrenos da localização dos receptores e gerar os arquivos das grades de terreno para o módulo de topografia.

4. Módulo de Meteorologia (ME)

Segundo THÉ e THÉ (1996), os dados de entrada e opções contidas no módulo de meteorologia definem os dados de entrada para uma modelagem em particular, contidas em:

a.1. Dados de Entrada: neste item são definidos os seguintes parâmetros obrigatórios, com exceção da correção da Direção do Vento que é opcional.

π **Arquivo e Formato dos Dados de Entrada de Meteorologia**: o programa utiliza dados meteorológicos horários como base do modelo, que é lido em arquivo separado. À seguir, estão os dados de entrada e opções necessárias para especificar os arquivos de dados meteorológicos horários:

▪ Nome do Arquivo: deve ser especificado um nome para o arquivo criado.

▪ Tipo de Formato: deve ser especificado o formato dentre as seguintes opções:

- “Default” formato ASCII: para arquivo horário seqüencial

- Formato específico Fortran ASCII: opção quando o aplicativo de leitura do FORTRAN para o ASCII for selecionado.
- Leituras com Formato Livre: leituras com formatos livres para o arquivo horário seqüencial.
- Arquivo sem formação (RAMMET ou MPRM): arquivo sem formato gerado pelos pré-processadores RAMMET ou MPRM. Esta opção não pode ser usada para aplicação de deposição seca ou úmida, pois para ambas os algoritmos requerem variáveis meteorológicas adicionais.
- Cartão de imagem: usa o "default" formato ASCII. Esta opção difere da primeira pela adição de arquivo de expoentes horários de vento e gradientes de temperatura exponencial vertical horária no arquivo de entrada.

◆ Formato do usuário: esta opção está somente disponível se a opção disponível de formato com Fortran para leitura do ASCII foi selecionada. Este formato definido pelo usuário pode ser usado para especificar o formato de leitura para arquivos que diferem do formato de "default".

π **Altura do Anemômetro (obrigatória):** deve ser especificada para cada modelagem, por meio dos seguintes parâmetros:

◆ Altura: é a altura acima do solo na qual a velocidade do vento foi medida. Desde que o modelo ajuste os dados de entrada da altura do anemômetro com a altura de emissão, a especificação precisa da altura do anemômetro é importante para obter os resultados corretos do modelo.

◆ Unidades (metros ou pés): deve ser selecionada a unidade. O "default" é em metros.

♦ **Correção da Direção do Vento (opcional):** esta opção permite corrigir os dados meteorológicos de entrada para problemas de alinhamento da direção do vento. Desde que o modelo resulta em localizações particulares do receptor são freqüentemente bastante sensíveis ao transporte na direção do vento, por isso esta opção deve ser usada com extrema precaução e com clara justificativa, com definição da rotação.

◆ Rotação (graus): o usuário pode especificar o ângulo em graus para rotação das medições dos dados de vento. O valor considerado é subtraído das medições da direção de vento. Esta opção pode ser usada para correção de conhecidos (e documentados) erros de calibração ou para ajuste do alinhamento de um vale, se a estação meteorológica estiver localizada num vale com diferentes alinhamentos da localização da fonte. Se o modelo usa vetor de fluxo, na direção na qual o vento está soprando, como dado básico de entrada, o valor de rotação também pode ser usado para converter os dados de entrada como direção do vento, da qual o vento está soprando, no vetor de fluxo pela rotação igual a 180º.

? **Estação Meteorológica de Superfície e Estação Meteorológica da Atmosfera Superior** (usada na determinação das alturas de mistura) (obrigatórias): são necessárias as seguintes informações:

- Número da estação: número de identificação da estação.
- Ano: ano no qual os dados foram processados. O modelo aceita 2 ou 4 dígitos.
- Nome da estação (opcional): este parâmetro especifica o nome da estação. O modelo aceita um nome com até 40 caracteres sem espaços. Se não é dado o nome da estação, o programa deixa (opcional) escrito abaixo no texto para lembrar que este campo não é obrigatório.
- Localização (coordenadas X / Y) (opcional): são parâmetros opcionais que especificam as coordenadas x e y para a localização das estações. Estas informação, atualmente, não estão usadas pelo programa.

a.2. Dados do Período: os dados do período a ser processado podem ser especificados num arquivo de dados meteorológicos seqüencial.

π **Definição para Leitura dos Dados do Período do Arquivo de Meteorologia**: no programa, o "default" é a leitura de todo o arquivo de dados de meteorologia, o ano inteiro e processar todos os dias dentro do período. No entanto, o modelo também permite especificar dias particulares ou faixas de dias para processar da entrada de dados meteorológicos seqüenciais.

- **Leitura de todos os arquivos?**

- **Sim**: é a opção de "default". Se esta opção é selecionada, o modelo lê todo o arquivo de dados meteorológicos, do ano inteiro, e processa todos os dias dentro do período.
- **Não**: nesta opção, o modelo não lê todo o arquivo de dados meteorológicos e lê somente dados de período e/ou faixas de dias específicas.

- **Dados do Período para Leitura do Arquivo de Dados de Meteorologia (opcional)**: esta opção controla o período dentro do arquivo de dados meteorológicos que é lido pelo modelo, sendo necessárias as seguintes informações:

Dados de início/ Dados de término: qualquer dado que ocorre antes do dado inicial ou depois do dado final é ignorado.

- **Ano:** deve ser definido o ano do primeiro arquivo e do último arquivo a ser lido do arquivo de dados meteorológicos, somente com 2 dígitos na faixa de anos de 1900 a 1999.
- **Mês:** deve ser selecionado o mês do primeiro e do último arquivo para ser lido do arquivo de dados meteorológicos.
- **Dia:** deve ser definido o dia do primeiro arquivo e do último arquivo a ser lido do arquivo de dados meteorológicos.

- **Hora (opcional):** estes parâmetros opcionais que devem ser usados para especificar o início e o fim do período dos dados a serem lidos. Se o início e o final não especificados, o processamento começa com 1 hora nos dados de início e termina com 24 horas, a menos que dias específicos sejam selecionados.

- **Dias ou faixa de dias para processar (opcional):** esta opção controla os dias ou faixa de dias, as quais vãos ser lidas para processamento do modelo, sendo necessárias as seguintes informações:

De / Até:

- **Mês**: inclui todos os meses do ano (JAN até DEZ). Na opção JULIANO, os dias precisam se especificados, 1 a 365, 366 para anos bissextos.
- **Dia**: especificado para entrada dos dias, que podem ser especificados da seguinte maneira:

(a) Dias individuais (como 1 2 3 4 5): nesse caso, devem ser especificados os dias individuais.
(b) Faixa de dias (como 1-5): neste caso, usar os dados de entrada especificando os dias: de – até.
(c) Números de dias julianos (1 a 365, 366 par anos bissextos): neste caso, deve ser selecionada a opção juliano e definidos os dias.
(d) Mês e dia: (como JAN/31): neste caso, devem ser selecionados mês/ano.

a.3. Categorias de Velocidade dos Ventos: alguns desses parâmetros devem ser definidos no programa para permitir a variação pelas categorias de velocidade do vento: Expoentes do Perfil de Velocidade de Vento, Gradientes Verticais de Temperatura Potencial e Fatores de Taxa de Emissão Variável.

O modelo usa 6 categorias de velocidade de ventos as quais são definidas pelo limite superior da velocidade de vento para as primeiras 5 categorias, sendo a Sexta assumida sem limite superior. O modelo usa valores de "default" para categorias de velocidade do vento, mas também permite que sejam definidas as fronteiras das diferentes categorias.

? **Opções Disponíveis**: existem 2 opções disponíveis:

- Valores de " Default": se esta opção é selecionada, automaticamente são definidos valores para as categorias de velocidade dos ventos e não é permitida a mudança desses valores. O "default" utilizado para o modelo para as categorias de vento são: 1,54, 3,09, 5,14, 8,23 e 10,8 m/s. Esses valores são definido como limite superior da velocidade do vento para as primeiras 5 categorias, sendo a sexta categoria assumida como não tendo limite superior.
- Especificação do usuário (opcional): esta opção permite especificar os valores de velocidade do vento diferentes dos valores usados no modelo ("default"). Inicialmente, os valores de "default" aparecem, permitindo que sejam substituídos pelos outros valores

a.4. Expoentes do Perfil de Vento: os expoentes do perfil de vento são os valores de expoente usados para especificar o perfil de velocidade de vento de acordo com altura. O modelo usa o "default" de expoentes de perfil de vento se essa opção regulatória for selecionada. Se a opção "não-default" for selecionada, então tem-se a chance de especificar os valores dos expoentes do perfil de velocidade de vento.

- **Opções Disponíveis:**

- Valores de " Default": se esta opção é selecionada, automaticamente são definidos valores para os expoentes do perfil de ventos e não é permitida a mudança desses valores. Os valores utilizados como "default" no modelo estão apresentados na Quadro A-6. Esses valores são diferentes para os coeficientes de dispersão rural e urbano.

Quadro A-6 – Expoentes do Perfil de Ventos utilizados como "Default" para Coeficientes de Dispersão Rural e Urbano.

Categorias de Estabilidade de Pasquill	Rural	**Urbano**
A	0,07	0,15
B	0,07	0,15
C	0,10	0,20
D	0,15	0,25
E	0,35	0,30
F	0,35	0,30

Fonte: THÉ e THÉ (1996)

- Especificação do usuário: esta opção permite especificar os valores de expoente de perfil de vento diferentes dos valores usados no modelo ("default"). Inicialmente, os valores de "default" aparecem, permitindo que sejam substituídos pelos outros valores.

- **Tabela de Entrada de Dados dos Expoentes de Perfil de Vento**: os dados podem ser inseridos de 2 maneiras: digitando diretamente ou copiando de outro arquivo e transferindo para as respectivas células.

a.5. Gradientes Verticais de Temperatura: o Gradiente Vertical de Temperatura Potencial é a mudança da temperatura potencial com a altura, usada na modelagem da elevação da pluma através de uma camada estável e indica a resistência da inversão da temperatura estável. Um valor positivo significa que a temperatura potencial aumenta com a altura acima do solo e indica uma atmosfera estável.

O modelo usa o "default" para gradientes verticais de temperatura potencial se a opção "regulatória" foi selecionada. Para "não-default" tem-se a chance de especificar os valores do gradiente de temperatura vertical diferentes do "default".

- **Opções Disponíveis**
- Valores de " Default": se esta opção é selecionada, automaticamente são definidos valores para os gradientes verticais de temperatura e não é permitida a mudança desses valores. Os valores utilizados como "default" no modelo estão apresentados na Quadro A-7.
- Especificação do usuário: esta opção permite especificar os valores de gradientes verticais de temperatura diferentes dos valores usados no modelo ("default"). Inicialmente, os valores de "default" aparecem, permitindo que sejam substituídos pelos outros valores.

- **Tabela de Entrada de Dados dos Gradientes Verticais de Temperatura**: os dados podem ser inseridos de 2 maneiras: digitando diretamente ou copiando de outro arquivo e transferindo para as respectivas células.

Quadro A-7 – Expoentes do Perfil de Ventos utilizados como "Default" para Coeficientes de Dispersão Rural e Urbano.

Categorias de Estabilidade de Pasquill	Rural (km/m)	Urbano (km/m)
A	0,0	0,0
B	0,0	0,0
C	0,0	0,0
D	0,0	0,0
E	0,020	0,020
F	0,035	0,035

Fonte: THÉ e THÉ (1996)

5. Módulo da Grade de Topografia

Segundo THÉ e THÉ (1996), o módulo da grade de topografia é opcional e define os dados de entrada da grade de topografia usada no cálculo da deposição seca em terrenos elevados ou complexos.

Se a opção de deposição seca não estiver selecionada, os dados de entrada e opções são omitidos. Se esta opção estiver selecionada e os dados forem omitidos, o modelo faz uma interpolação linear entre a base de elevação da fonte e a elevação do receptor quando calcula a deposição seca.

- **Dados de Entrada e Opções**

- Grade de terreno:
- **Sim:** esta opção permite especificar os dados de grade do terreno a ser usada pelo modelo. Se for selecionada a opção de grade de terreno esta define também os dados de entrada da grade de terreno usada no cálculo da deposição seca em terreno elevado ou complexo. Se estiver sendo usado terreno plano, então, esta opção não fica disponível para uso.

- **Não**: esta é a opção de “default” e o modelo não utiliza os arquivos de dados de grade de terreno para modelagem.

- Arquivo de Dados de Entrada da Grade de Terreno

- **Nome do Arquivo para os Dados de Grade do Terreno (deve ser em coordenadas UTM)**: o nome do arquivo deve ter até 40 caracteres maiúsculos.
- **Importação de DEM (Modelo de Elevação Digital):** Se houver um ou mais DEM para a área de modelagem, os arquivos podem ser importados e automaticamente geram um arquivo de grade de terreno para ser usado na análise da deposição.

π **Localização dos Dados da Grade do Terreno :** deve ser especificada a localização dos dados da grade do terreno relativos ao sistema de coordenadas usado pára definir a fonte e a localização dos receptores. Desde que os dados da grade do terreno devem ser em coordenadas UTM, os parâmetros de localização são necessários no caso de ser usado um sistema de coordenadas especificado pelo usuário para as fontes e localização dos receptores. Se as fontes e os receptores estão também em coordenadas UTM, então não são necessários parâmetros de localização.

- **Coordenada X:** entrada dos valores a serem adicionados para a localização das coordenadas x das fontes e receptores, dado nas coordenadas definidas pelo usuário, para transformá-las em coordenadas UTM. A Coordenada X é a coordenada UTM para a origem do sistema de coordenada fonte/receptor. Se a transformação não for necessária, deixar o “default” 0,0 metros.
- **Coordenada Y:** entrada dos valores a serem adicionados para a localização das coordenadas y das fontes e receptores, dado nas coordenadas definidas pelo usuário, para transformá-las em coordenadas UTM. A Coordenada Y é a coordenada UTM para a origem do sistema de coordenada fonte/receptor. Se a transformação não for necessária, deixar o “default” 0,0 metros.
- **Unidades**: deve ser selecionada a unidade usada para as Coordenadas X e Y. As unidades podem ser em metros, pés ou quilômetros. O “default” é em metros.

π **Formato do Arquivo de Dados da Grade do Terreno**

O arquivo da grade do terreno contem um cabeçalho, seguido por cada número dos arquivos de dados. O arquivo é lido como um formato livre de extensão ASCII, que contém a seguintes informações:
nx, ny: número de dados dos pontos nas direções: x (leste) e y (norte)
xllm, yllm: coordenadas UTM (em metros) do ponto no canto mais baixo à esquerda da grade.
xurm, yurm: coordenadas UTM (em metros) do ponto no canto mais alto à direita da grade.

sizem: espaçamento entre os pontos de grade nas direções x e y, em metros.

Os dados são ordenados em linhas, conforme mostrado na Figura A-3.
A primeira linha contem as elevações de terreno ordenadas de oeste para leste, começando no ponto (xllm, yllm). A linha 2 contem os dados para a próxima linha ao norte da grade, perfazendo um total de ny linhas de dados do arquivo da grade do terreno. O máximo número de pontos no arquivo da grade de terreno é 601.

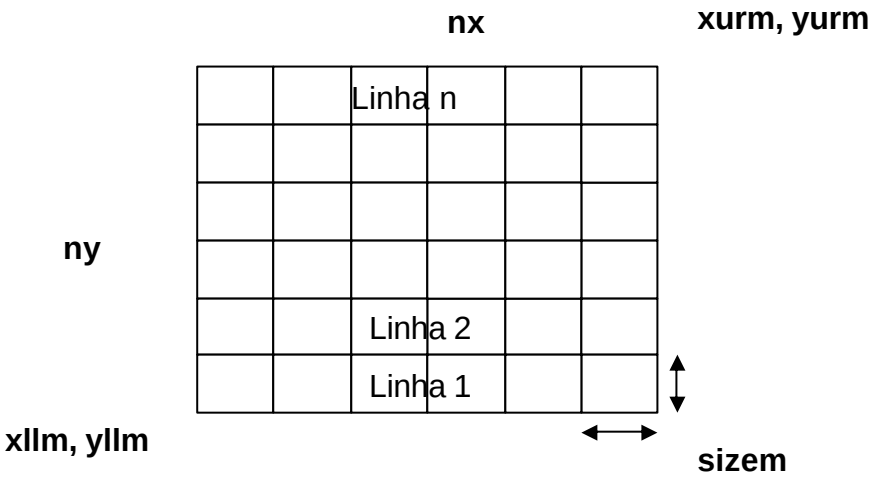


Figura A-3 – Ordenação dos Dados do Arquivo da Grade do Terreno
Fonte : THÉ e THÉ (1996)

O "default" das unidades usadas para as elevações do terreno no arquivo da grade de terreno é em metros acima do MSL (nível do médio mar). As unidades também podem ser especificadas em pés.

6. Módulo de Saída de Resultados (OU)

Segundo THÉ e THÉ (1996), o módulo de saída define as opções de saída da modelagem do programa. As opções de saída são: a saída principal, a qual oferece 3 diferentes tipos de opções de saída tabulares (RECTABLE, MAXTABLE E DAYTABLE) e 4 tipos de saídas com propósitos específicos (MAXFILE, POSTFILE, PLOTFILE e TOXXFILE). Todas essas opções de saída são opcionais e com isso, pode ser selecionada qualquer combinação dessas opções de saída para uma modelagem em particular, os quais são definidos à seguir.

Para evitar que nenhuma das opções de saída opcionais sejam selecionadas para uma modelagem em particular, na qual não haveria saída gerada pelo modelo, o ISC3 processará para cada modelagem um ou mais PLOTFILEs, cujos resultados podem ser vistos no Pós-Processador.

- **Saídas Tabulares**: existem 3 diferentes tipos de opções que controlam as saídas do arquivo de saída principal, que precisam ser selecionadas.
- Saídas Tabulares Impressas (opcional): existem 3 opções disponíveis a serem selecionadas:

◆ RECTABLE - valores altos: opção de saída que controla as tabelas-resumo de valores altos para o receptor.
◆ MAXTABLE – valores máximos: opção de saída que controla as tabelas-resumo de todos os valores máximos.
◆ DAYTABLE - valores diários: opção de saída que controla as tabelas de valores sumarizados para o receptor para cada dia processado.

Para as 3 opções acima é necessário definir para período de tempo médio de curta duração deve ser considerado quando se define as saídas tabulares. Para todas as opções de período de tempo médio indicar que todos os períodos de curta duração modelados estão sendo usados. Note-se que estes opções de saída tabular se aplicam somente em períodos médios de curta duração.

⇑ **RECTABLE** - valores altos (opcional): Para esta opção, devem ser selecionados quais valores altos serão sumarizados para o receptor para cada período médio de curta duração, se 1ª (mais alto), 2ª (segunda mais alto), etc. Para casos em que se quer modelar os mesmos valores como máximos, a serem sumarizados para cada período médio de curta duração na opção **MAXTABLE**, utilizar a opção para "todos" os períodos.

⇑ **MAXTABLE** – valores máximos (opcional): Podem ser especificados o número de todos os valores máximos a serem sumarizados para cada período médio de curta duração a serem modelados. Como na opção na **RECTABLE**, para os casos em que se quer modelar os mesmos valores com a opção **MAXTABLE**, para serem aplicados para todos os períodos médios de curta duração para modelagem, utilizar a opção para "todos" os períodos. O número de todos os valores máximos que o modelo pode armazenar para cada período médio e grupo de fontes é 50.

⇑ **DAYTABLE** - valores diários (opcional): para esta opção, devem ser indicados para quais períodos médios de curta duração , para aqueles que serão modelados, as tabelas diárias são para ser selecionadas. Como as opções **RECTABLE** e **MAXTABLE,** para casos que se quer definir tabelas diárias para todos os períodos médios de curta duração a serem modelados, a entrada de dados deve ser simplificada verificando os valores diários para " todos" os períodos.

⇑ A opção **DAYTABLE** pode produzir arquivos de saída muito longos, especialmente quando usados para um ano inteiro de dados e períodos médios de muito curta duração, tais como 1 hora e 3 horas.

⇑ Esta opção deve ser usada com cuidado. Se não forem selecionados períodos médios de curta duração (como 1,2,3,4,6,8,12,24, ou mês), então as opções **RECTABLE, MAXTABLE** e **DAYTABLE,** não estarão disponíveis para uso.

- **Arquivos de Ultrapassagem dos Padrões**: contem opções para gerar um dos 4 tipos de arquivos de saída com propósitos específicos, os valores de ultrapassagem de padrões (**MAXFILE**). Esta opção gera arquivos com todas as ocorrências de ultrapassagens iguais ou acima dos valores padrões especificados pelos usuário.

- Execução dos Arquivos de Ultrapassagem de Padrões: desde que esta opção é opcional, deve ser verificado se a opção "Sim" está selecionada, pois a opção "Não" especifica que nenhum arquivo **MAXFILE** será gerado na modelagem, embora as informações possam ser armazenadas e adicionadas na Lista de Arquivos de Saída para ser utilizada em modelagens posteriores.

- Para gerar um ou mais arquivos de ultrapassagem de padrões, devem ser especificados alguns parâmetros, os quais devem ser adicionados à Lista de Arquivos de Saída, como:

- **Período Médio**: este é o período médio de curta duração a ser modelado, que deve ser selecionado.
- **Identificação do Grupo de Fonte (ID):** esta é a identificação do grupo de fontes para a qual a opção MAXFILE é selecionada, que deve ser especificado.
- **Valor padrão**: este é o valor padrão a ser usado para identificar as localizações do receptor para as quais os valores de concentração ou deposição são iguais ou excedem esse valor.
- **Unidade de Arquivo (opcional):** este parâmetro opcional permite ao usuário especificar a unidade do arquivo de lógica do FORTRAN para o arquivo de saída. O arquivo especificado pelo usuário deve ser na faixa de 20-100, inclusive. Se esta opção é omitida, o modelo alocará uma unidade única de arquivo para este arquivo.
- **Nome do Arquivo:** este é o nome do arquivo onde os resultados do MAXFILE serão impressos, até 40 caracteres, que deve ser especificado.
- **Lista de Arquivos de Saída:** depois de selecionar uma das combinações, o usuário deve adicionar a esta lista, que é usada para armazenar todas as combinações de Arquivos de Ultrapassagem de Padrões (MAXFILE). Somente aquelas combinações contidas nesta lista serão consideradas para modelagem. O Nº de Entradas na Lista mostra o número de arquivos de MAXFILE adicionados à lista.

⇑ A opção **MAXFILE** pode ser repetida para cada combinação de Período Médio e Grupo de Fonte e um nome diferente deve ser usado para cada arquivo. Podem ser combinados resultados de diferentes Períodos Médios e Grupos de Fontes em um arquivo simples, especificando o nome e a unidade do arquivo.

⇑ Se mais do que um Tipo de Saída é selecionado, o padrão do **MAXFILE** somente se aplica ao primeiro Tipo de Saída selecionado entre Concentração, Deposição Total, Úmida e/ou Seca e somente o valor correspondente sairá como resultado no arquivo de saída do **MAXFILE**.

⇑ Somente um **MAXFILE** pode ser usado para cada combinação de Períodos Médios/ Grupos de Fontes.

⇑ A opção **MAXFILE** pode produzir arquivos de saída muito longos, especialmente para modelagens envolvendo um grande número de receptores se uma porcentagem significativa de resultados exceder os valor padrão.

π **Arquivos de Pós-Processamento**: a segunda opção que produz arquivos de saída com propósitos específicos é esta opção (POSTFILE), que gera arquivos de resultados para cada receptor adequados para pós-processamento.

- Execução dos Arquivos de Pós-Processamento (POSTFILE): desde que esta opção é opcional, deve ser verificado se a opção Sim está selecionada, pois a opção Não especifica que nenhum arquivo POSTFILE será gerado na modelagem, embora as informações possam ser armazenadas e adicionadas na Lista de Arquivos de Saída para ser utilizada em modelagens posteriores.

- Para gerar um ou mais arquivos de pós-processamento, devem ser especificados alguns parâmetros, os quais devem ser adicionados à Lista de Arquivos de Saída, como:

◆ **Período Médio**: este é o período médio de curta duração a ser modelado, que deve ser selecionado.

◆ **Identificação do Grupo de Fonte (ID):** esta é a identificação do grupo de fontes para a qual a opção POSTFILE é selecionada, que deve ser especificado.

◆ **Formato do Arquivo:** este parâmetro especifica o formato do arquivo de saída do POSTFILE e pode ser:

⇑ Sem Formatação: arquivos de concentração sem formato

⇑ Com Formatação: para obter arquivos formatados da localização do receptor (coordenadas x e y) e a concentração adequada para plotar os contornos dos valores resultantes.

◆ **Unidade de Arquivo (opcional):** este parâmetro opcional permite ao usuário especificar a unidade do arquivo de lógica do FORTRAN para o arquivo de saída. O arquivo especificado pelo usuário deve ser na faixa de 20-100, inclusive. Se esta opção é omitida, o modelo alocará uma unidade única de arquivo para este arquivo.

◆ **Nome do Arquivo:** este é o nome do arquivo onde os resultados do POSTFILE serão impressos, até 40 caracteres, que deve ser especificado.

◆ **Lista de Arquivos de Saída:** depois de selecionar uma das combinações, o usuário deve adicionar a esta lista, que é usada para armazenar todas as combinações de Arquivos de Pós-Processamento (POSTFILE). Somente aquelas combinações contidas nesta lista serão consideradas para modelagem. O Nº de Entradas na Lista mostra o número de arquivos de POSTFILE adicionados à lista.

⇑ Mais do que uma opção **POSTFILE** pode ser especificada para cada combinação de Período Médio e Grupo de Fonte e um nome diferente deve ser usado para cada arquivo. Podem ser combinados resultados de diferentes Períodos Médios e/ou Grupos de Fontes em um arquivo simples, especificando o nome e a unidade do arquivo.

⇑ Se mais do que um Tipo de Saída é selecionado, então os arquivos de Pós-Processamento (**POSTFILE)** inclui todos os arquivos de saída selecionados na seguinte ordem: Concentração, Deposição Total, Úmida e/ou Seca.

⇑ A opção **POSTFILE** pode produzir arquivos de saída muito longos e deve ser usada com precaução.

π **Arquivos de Plotagem de Contorno**: a terceira opção que produz arquivos de saída com propósitos específicos é esta opção (**PLOTFILE**), que gera arquivos de valores projetados que podem ser importados para pacotes gráficos, para produzir a plotagem dos contornos.

- Execução dos Arquivos de Plotagem de Contorno (PLOTFILE): mesmo que esta opção seja opcional, deve sempre ser definida. Isto é feito para prevenir que não haverá saídas geradas pelo modelo que podem ser vistas pelo Pós-Processador. Para a opção PLOTFILE, o ISC3 automaticamente executa para cada modelagem uma ou mais combinações de PLOTFILE, com 2 opções disponíveis:

⇑ "**Default" do programa**: especifica que os arquivos de PLOTFILE serão executados pelo ISC3 para a modelagem.

⇑ **Definição pelo usuário**: permite definir a própria execução dos arquivos de PLOTFILE.

- Para gerar um ou mais arquivos de plotagem dos contornos, devem ser especificados alguns parâmetros, os quais devem ser adicionados à Lista de Arquivos de Saída, como:

- **Período Médio**: este é o período médio a ser modelado, que deve ser selecionado entre período ou médias anuais.
- **Identificação do Grupo de Fonte (ID):** esta é a identificação do grupo de fontes para a qual a opção **PLOTFILE** é selecionada, que deve ser especificado.
- **Valor alto:** especifica quais valores altos de curta duração estarão na saída, do 1º ao 6º (1º para a mais alta de cada receptor, 2º da Segunda mais alta de cada receptor, etc.
- **Nome do Arquivo:** este é o nome do arquivo onde os resultados do **PLOTFILE** serão impressos, até 40 caracteres, que deve ser especificado.
- **Lista de Arquivos de Saída:** depois de selecionar uma das combinações, o usuário deve adicionar a esta lista, que é usada para armazenar todas as combinações de Arquivos de Plotagem de Contornos (**PLOTFILE**). Somente aquelas combinações contidas nesta lista serão consideradas para modelagem. O Nº de Entradas na Lista mostra o número de arquivos de PLOTFILE adicionados à lista

⇑ O **Valor Alto** selecionado deve ser especificado na opção **RECTABLE**. Observa-se que o parâmetro Valor alto não está disponível para Período ou médias anuais, desde que há somente um período ou média anual para cada receptor.

⇑ Mais do que uma opção **PLOTFILE** pode ser especificada para cada combinação de Período Médio, Grupo de Fonte e Valor Alto e um nome diferente deve ser usado para cada arquivo.

⇑ Se mais do que um Tipo de Saída é selecionado, então os arquivos de Plotagem de Contornos (**PLOTFILE**) inclui todos os arquivos de saída selecionados na seguinte ordem: Concentração, Deposição Total, Úmida e/ou Seca. Os resultados para cada tipo de saída serão impressos em colunas separadas, um arquivo por receptor, na ordem acima.

π **Arquivos de Entrada de TOXX:** a quarta opção que produz arquivos de saída com propósitos específicos é esta opção (**TOXXFILE**), que gera arquivos sem formatação de resultados brutos sobre um valor padrão com uma estrutura especial para uso no modelo TOXX componente do TOXST.

⇑ Execução dos Arquivos de Entrada do Modelo TOXX (opcional): mesmo que esta opção seja opcional, deve sempre ser definida como "sim". A opção "não" especifica que não há arquivos **TOXXFILE** sendo gerados na modelagem, embora as informações possam ser armazenadas e adicionadas na Lista de Arquivos de Saída para serem utilizadas em modelagens posteriores.

⇑ Para gerar um ou mais arquivos de Entrada do Modelo TOXX, devem ser especificados alguns parâmetros, os quais devem ser adicionados à Lista de Arquivos de Saída, como:

- **Período Médio**: este é o período médio de curta duração a ser modelado, excluindo período ou médias anuais, os quais o modelo automaticamente apresenta. Para especificar o Período Médio para ser usado pelo TOXXFILE, deve ser selecionado um período médio entre as opções existentes.
- **Valor padrão (g/m^3)**: este parâmetro é o valor padrão especificado pelo usuário como valor de corte.
- **Unidade de Arquivo (opcional):** este parâmetro opcional permite ao usuário especificar a unidade do arquivo de lógica do FORTRAN para o arquivo de saída. O arquivo especificado pelo usuário deve ser na faixa de 20-100, inclusive. Se esta opção é omitida, o modelo alocará uma unidade única de arquivo para este arquivo.
- **Nome do Arquivo:** este é o nome do arquivo onde os resultados do **TOXXFILE** serão impressos, até 40 caracteres, que deve ser especificado.
- **Lista de Arquivos de Saída:** depois de selecionar uma das combinações, o usuário deve adicionar a esta lista, que é usada para armazenar todas as combinações de Arquivos de Entrada do Modelo TOXX(**TOXXFILE**).

Somente aquelas combinações contidas nesta lista serão consideradas para modelagem. O Nº de Entradas na Lista mostra o número de arquivos de **TOXXFILE** adicionados à lista.

- ⇑ Somente um arquivo **TOXXFILE** pode ser usado para cada Período Médio.
- ⇑ A opção **TOXXFILE** pode ser especificada para cada Período Médio, mas um nome diferente deve ser usado para cada arquivo. Diferentes Nomes de arquivos devem ser especificados para cada arquivo desde que a estrutura dos arquivo de saída gerado pelo **TOXXFILE** não permita distinguir de maneira clara ente os resultados de diferentes períodos médios.
- ⇑ Enquanto que a opção **TOXXFILE** pode ser especificada para qualquer período médio de curta duração, o modelo ISC gera um aviso se outra média de 1 hora for especificada, porque o modelo TOXST suporta somente médias de 1 hora.
- ⇑ Se mais do que um Tipo de Saída é selecionado, o padrão do **TOXXFILE** somente se aplica ao primeiro Tipo de Saída selecionado entre Concentração, Deposição Total, Úmida e/ou Seca e somente o valor correspondente sairá como resultado no arquivo de saída do **TOXXFILE**.
- ⇑ Quando a opção **TOXXFILE** é utilizada, o usuário normalmente coloca uma fontes simples em cada grupo de fonte.
- ⇑ A opção **TOXXFILE** não é compatível com a opção de **RESTARFILE**.
- ⇑ A opção **TOXXFILE** pode produzir arquivos de saída muito longos, envolvendo um grande número de receptores se uma porcentagem significativa de resultados exceder os valor padrão.

8. Execução e Visualização da Modelagem (ISCT3)

A visualização gráfica dos resultados do modelo correspondem a todas as fontes, receptores, grades e prédios definidos para a modelagem, dentre as opções apresentadas anteriormente. Também é possível verificar as condições projetadas execução do modelo.

- **Visualização**: oferece as opções básicas necessárias para visualização das entradas do projeto de modo gráfico, com o desenho de fontes, receptores, limite da planta, prédios, etc, de modo que os desenhos podem ser importados, alocados na área de desenho com as barras de ferramentas, para serem impressos, posteriormente.

- **Importação de Mapas em DXF**: para facilitar a referência e visualização do projeto de modelagem, pode ser importada uma base de mapa digitalizada para a área de modelagem. A função desta base é alocar as entradas do modelo no contexto da área a ser modelada. O formato DXF (Drawing Exchange Format) é o arquivo de formato padrão para migração de dados entre os sistemas CAD. Dessa forma, o AUTOCAD pode ser usado para conversão de mapas em DXF.

- É importante que a extensão do mapa do local deve ser aproximadamente a mesma da área a ser modelada. O modelo coloca o mapa local nas mesmas coordenadas definidas no arquivo de formato DXF.

π **Importação de Mapas em Bitmap:** mapas em Bitmap também podem ser importados. Os Bitmaps não contem informação das coordenadas do local e extensão da imagem. No entanto, o modelo fornece esta informação.

π **Controle de overlay**: de tempos em tempos, pode-se remover alguns objetos da área de desenho, tais como um receptor da grade, ou remover o mapa local em DXF, com o que se pode ver ou imprimir somente os objetos desejados, apenas especificando quais objetos devem ser colocados na área de desenho.

π **Preferências**: pode ser selecionado o modelo executável para modelagem do projeto. Como "default", é utilizado a versão padrão da USEPA , a qual tem os seguintes parâmetros como limite:

- Nº Máximo de Fontes: 300
- Nº Máximo de Receptores: 1200
- Nº Máximo de Grupos de Fontes: 4

Mas, pode ser dimensionada uma modelagem diferente do "default", especificando-se nos Limites de Parâmetros, o número máximo de fontes, receptores e grupos de fonte a ser definido pelo usuário para execução do modelo. Esta informação é importante pois a validação dos dados do modelo é baseada nestes valores.

π **Condição do Projeto**: fornece um modo conciso de visualização de todas as opções selecionadas no projeto. É composto de 6 tabelas, cada uma contendo uma opção selecionada para cada cenário, incluindo: Controle, Finte, Receptor, Meteorologia, grade do terreno e Saída. Um resumo das entradas e opções selecionadas para o projeto em curso é apresentada em cada uma. As opções não definidas ou que não estão sendo usadas aparecem com uma linha pontilhada (------). No topo são apresentados os nomes dos arquivos de entrada e saída do programa. Também, há uma mensagem indicando se o projeto está completo ou não.

π **Detalhes**: para encontrar a informação que está faltando no projeto. É um bom dispositivo a ser usado antes da modelagem, pois o processo leva um longo tempo para se completar e os detalhes ajudam a evitar uma interrupção no processo.

π **Execução do Modelo**: quando a entrada de dados do projeto está completa, pode ser executada a modelagem. Há 2 opções:

- **Modelar:** indica que o modelo lerá todas as informações de entrada no arquivo a menos que sejam encontrados erros. Quando um erro fatal ocorre no processamento da informação, então os cálculos executados pelo modelo são abortados.

- **Não modelar**: indica que não haverá modelagem, mas somente o processamento dos dados e sumarizar a informação de execução. O modelo verifica a maioria dos dados de entrada, no entanto, alguns

dados não são verificados, como a validação de arquivos de entrada de dados meteorológicos. Se não há certeza sobre os dados de entrada do projeto, então, esta opção é a mais apropriada.

Depois da escolha da opção “modelar”, é apresentada a informação das condições do informação após a simulação. Primeiro é indicada a informação executável processada e então o dia Juliano a ser processado. Se as condições não aparecem, o modelo não carregou a memória apropriadamente. Se o modelo pára depois de completar a execução do processamento, então a opção “não modelar” foi selecionada para a modelagem ou um erro fatal foi encontrado no processamento.

Quando a execução do modelo é completada, o pós-processador é automaticamente carregado e pode ser iniciada a plotagem do contorno definido. O conteúdo dos arquivos de plotagem pode ser revisto, no arquivo de saída principal e outros arquivos que forem selecionados nas opções de saída, usando editor.

9. Pós-processamento

O programa ISC3 possui um pós-processador tipo MDI (multiple document interface) que permite abrir vários arquivos de plotagem de contorno ao mesmo tempo.

- π Visualização do Pós-processamento: oferece as opções básicas necessárias para visualização e acrescentar os resultados do arquivo de plotagem do ISC.
- π Opções de contorno: esta tabela controla os níveis de contorno a serem apresentados na plotagem dos contornos. Há 2 opções:

- **Automática**: esta á opção de “default”, que apresenta os níveis de contorno em intervalos regulares: mínimo, máximo e intervalo, os quais podem ser modificados conforme necessidades específicas:

- ⇑ **Mínimo**: este nível de contorno mínimo pode ser apresentado para a plotagem do contorno. O “default” para esta escolha será o valor mínimo de Concentração ou Deposição do arquivo de plotagem do ISC.
- ⇑ **Máximo**: este nível de contorno máximo pode ser apresentado para a plotagem do contorno. O “default” para esta escolha será o valor máximo de Concentração ou Deposição do arquivo de plotagem do ISC.
- ⇑ **Intervalo**: este intervalo é usado entre níveis de contorno. O Pós-processador do ISC3 usa como “default” um intervalo de resultados em 10 níveis de contorno.
- **Definição do usuário**: permite definir diferentes contornos no intervalo dos níveis. Para definir os níveis de contorno a serem apresentados da plotagem dos contornos, os valores dos mesmos devem ser especificados para cada nível.

- **Importando Mapas Locais (DXF):** para facilitar a referência e visualização do projeto de modelagem, pode ser importada uma base de mapa digitalizada para a área de modelagem. A função desta base é alocar as entradas do modelo no contexto da área a ser modelada. O modelo só importa mapas com base em arquivos de formato DXF do AUTOCAD, um mapa de base para cada arquivo de plotagem de contorno. O formato DXF (Drawing Exchange Format) é o arquivo de formato padrão para migração de dados entre os sistemas CAD. Dessa forma, o AUTOCAD pode ser usado para conversão de mapas em formato. DXF. É importante que a extensão do mapa do local deve ser aproximadamente a mesma da área a ser modelada. O modelo coloca o mapa local nas mesmas coordenadas definidas no arquivo DXF.

- **Opções de Exportação**: há 2 opções de exportação:
- **Surfer [.GRD]:** os dados são exportados para o programa SURFER utilizando o mesmo tamanho de grade especificado nas opções de contorno. O tamanho de grade "default" utilizado pelo Pós-processador do ISC3 é 30x30.
- **Bitmap [.BMP]:** uma imagem do contorno na forma de bitmap é salva como um arquivo.
- **Cópia para a Tela**: o Pós-processador fornece a opção de cópia para a plotagem do contorno par a tela. Este dispositivo é muito útil quando você está escrevendo seu relatório final no processador e quer uma cópia do resultado da modelagem, plotagem do contorno, em algum lugar do meio do texto.
- **Salvando as Opções de Contorno**: o Pós-processador salva todas as opções selecionadas para uma plotagem do contorno particular, automaticamente, incluindo a base de mapas em DXF. Estas opções são salvas separadamente num arquivo com o mesmo nome do arquivo de plotagem do ISC mas com outra extensão (.INI).

- **Opções de Impressão**: usa as especificações do ""default"" do programa, mas pode-se adicionar mais informações selecionando opção "preferências", que tem as seguintes opções:
- **Opção de Impressão**: nome da empresa, nome do usuário, margens, nome do arquivo, entre outros.
- **Dados de plotagem da impressão**: dados de entrada, dados de modelagem criados.
- **Opções de "Default" de Pós-processamento**: pode ser selecionada uma das opções para apresentação dos resultados do arquivo de plotagem:
  - ⇑ **Somente os valores finais:** para ter somente os valores apresentados para cada localização do receptor.
  - ⇑ **Somente o Contorno:** para ter somente as linhas de contorno apresentadas.
  - ⇑ **Valores finais e contornos:** para ter os valores finais e linhas de contorno apresentadas.