

ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS  
UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA MECÂNICA

MÁRIO LÚCIO CRISTOVAM SILVA

**EFEITOS DA TEMPERATURA NAS EMISSÕES GASOSAS  
NO PROCESSO DE INCINERAÇÃO DE RESÍDUOS**

Serviço de Pós-Graduação EESC/USP
EXEMPLAR REVISADO
Data de entrada no Serviço...28.../07.../11.....
Ass.:..... <i>Camilo</i> .....

Versão corrigida a de defesa encontra-se na  
Secretaria de Pós-Graduação-Engenharia Mecânica

São Carlos

2010

**MÁRIO LÚCIO CRISTOVAM SILVA**

**EFEITOS DA TEMPERATURA NAS EMISSÕES GASOSAS  
NO PROCESSO DE INCINERAÇÃO DE RESÍDUOS**

Dissertação Apresentada a Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Mecânica.

Área de concentração: Térmica e Fluídos.

Orientador: Prof. Dr. Josmar D. Pagliuso.



São Carlos

2010

Class.	TESE
Cutt.	7928
Tombo	TC195/11
Syno	2198888

31 100113207

090811

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTA  
 TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO,  
 PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

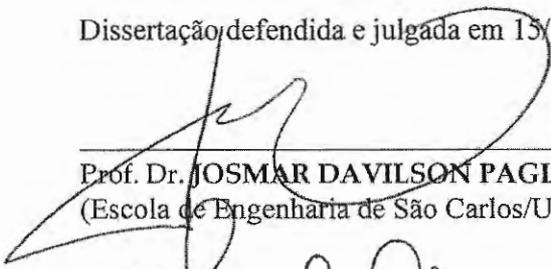
Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento  
 da Informação do Serviço de Biblioteca - EESC/USP

S586e	<p>Silva, Mário Lúcio Cristovam          Efeitos da temperatura nas emissões gasosas no          processo de incineração de resíduos / Mário Lúcio          Cristovam Silva ; orientador Josmar D. Pagliuso. -- São          Carlos, 2010.</p> <p>Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação em          Engenharia Mecânica e Térmica e Fluidos) -- Escola de          Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo,          2010.</p> <p>1. Poluição ambiental. 2. Incineração. 3. Emissão de          poluentes. 4. Câmara estática. 5. Resíduos sólidos.          6. Compostos químicos. 7. Temperatura. I. Título.</p>
-------	--

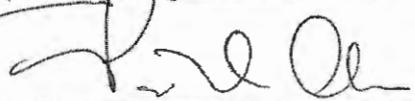
**FOLHA DE JULGAMENTO**

Candidato(a): Engenheiro Industrial Químico MARIO LUCIO CRISTOVAM SILVA.

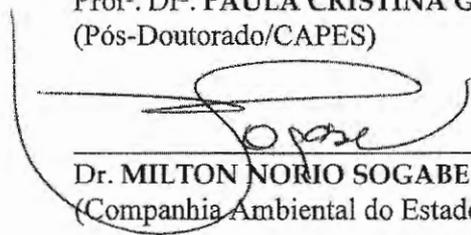
Dissertação defendida e julgada em 15/12/2010 perante a Comissão Julgadora:

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. JOSMAR DAVILSON PAGLIUSO - (Orientador)  
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

Aprovado

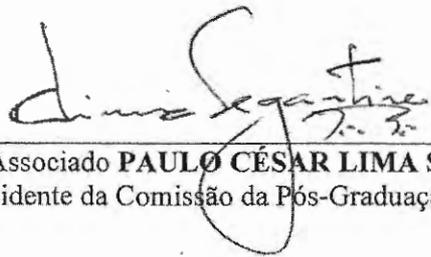
  
\_\_\_\_\_  
Profª. Drª. PAULA CRISTINA GARCIA MANOEL CRNKOVIC  
(Pós-Doutorado/CAPES)

Aprovado

  
\_\_\_\_\_  
Dr. MILTON NORIO SOGABE  
(Companhia Ambiental do Estado de São Paulo/CETESB)

Aprovado

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Associado JONAS DE CARVALHO  
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Mecânica

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Associado PAULO CÉSAR LIMA SEGANTINE  
Presidente da Comissão da Pós-Graduação da EESC

Dedico este trabalho a minha família, a minha esposa Célia e aos meus filhos Thiago e Leandro, que sempre me deram apoio e amor nesta tarefa de aprendizagem e crescimento pessoal. A eles minha eterna gratidão e amor.

## AGRADECIMENTOS

Ao amigo e Prof. Dr. Josmar Davilson Pagliuso, orientador deste trabalho, pela orientação e apoio transmitido durante toda esta jornada. Que continue sendo sempre um visionário e um estudioso nas questões ambientais.

Aos Professores Doutores do departamento de Engenharia Mecânica pela atenção e colaboração ao longo dos cursos que foram de extrema importância para este trabalho. Que continuem formando mentes e transmitindo sabedoria.

Aos companheiros da Unidade de Incineração de Resende que sempre estiveram juntos comigo em todos os momentos que foram necessários e importantes.

Aos meus superiores na empresa que sempre souberam incentivar a busca do aperfeiçoamento profissional e pessoal.

Aos amigos do laboratório ambiental de Suzano, que continuam apoiando as iniciativas de estudo com sua presteza e amizade.

Aos amigos que conquistei durante todo o tempo que estive presente de corpo e alma nesta instituição, amigos de sala, técnicos do departamento, pessoal do laboratório, enfim a todos com quem tive contato e troquei conhecimento.

A Prof. Dra. Paula Cristina Crnkovic pela apoio e incentivo durante todo este trabalho. Que continue sempre transmitindo conhecimento e incentivo as pessoas.

A Deus, sobretudo, que sempre me acompanhou nas longas horas de viagem e estudo com sua presença divina e inspiradora.

SILVA, M.L.C. **Efeitos da Temperatura nas Emissões Gasosas no Processo de Incineração de Resíduos**. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo: São Carlos, 2010. 205p.

## RESUMO

A geração de resíduos sólidos é uma das grandes conseqüências do desenvolvimento humano. Com as novas tecnologias disponíveis os processos químicos estão cada vez mais elaborados. Novas moléculas e compostos são formulados com rapidez, gerando resíduos diferentes e por vezes complexos. A minimização destes resíduos, na moderna indústria química, nasce no seu desenvolvimento, mas a parte final não passível de recuperação tem que ser tratada ou destruída de forma a causar o menor impacto possível ao meio ambiente. Este trabalho busca a minimização da emissão de poluentes através do estudo dos efeitos da temperatura no processo de incineração de resíduos sólidos provenientes de uma indústria química de base. O conhecimento sobre as conseqüências de emissões ligadas a variação de temperatura em um incinerador é fator chave para a redução das emissões, permitindo uma operação segura e com menor impacto sobre o meio ambiente. Neste trabalho estudou-se a destruição térmica de três tipos diferentes de resíduos, madeira, papelão e plástico, todos contaminados com compostos químicos diversos gerados na fabricação de produtos. Os mesmos são basicamente embalagens contaminadas não passíveis de reaproveitamento ou reciclagem. O incinerador é de câmara estática, tem sistema de limpeza dos gases composto por mult ciclone, ciclone, torre de resfriamento, filtro de mangas e lavador alcalino de gases e trabalha com temperatura de 800 a 1100°C. Os testes foram trabalhados com três faixas de temperaturas, sendo 750°C, 900°C e 1050°C, com os resíduos sendo alimentados manualmente na câmara primária. Foram instalados analisadores para CO, CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, THC, material particulado e gases ácidos (HCl) na chaminé de lançamento para atmosfera e os gases foram monitorados continuamente no tempo com as diferentes temperaturas. Trabalhou-se com os resíduos individualmente analisando os resultados de cada um aplicados a diferentes temperaturas. Os resultados mostraram que a temperatura ideal de trabalho foi a de 900°C, apresentando menores picos de emissões e melhor controle operacional para o tipo de incinerador usado.

**Palavras-chave:** Incineração, Emissões de Poluentes, Câmara Estática, Resíduos sólidos, Compostos Químicos, Temperatura.

SILVA, M.L.C. **Temperature Effects on Gaseous Emissions in the Waste Incineration Process**. M.Sc.Dissertation - Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo: São Carlos, 2010. 205p.

### ABSTRACT

The production of industrial residues is a major consequence of human development. With new chemical's technologies available, processes are becoming more elaborate. New molecules and compounds are formulated very fast, generating different wastes and sometimes complex. The reduction of waste generation in the modern chemical industry, are considered in their development, but the final part which is not possible recovery has to be treated or destroyed causing the least possible impact to the environment. This work aims to reduce the emission of pollutants through the study of the temperature effects on the incineration of solid waste from a kchemical industry base. The Knowledge about the consequences of emissions related to the temperature variation in an incinerator is key factor to reducing emissions, allowing safe operation with less impact on the environment. We study the thermal destruction of three different types of waste, wood, cardboard and plastic, all contaminated with chemicals generated in the manufacturing of products. They are basically contaminated packaging that can not be recycled. The incinerator is the type of static chamber and has gas cleaning system comprising multi-cyclone, cyclone, quencher, filter bags and alkaline gas scrubber and works at temperatures 800 to 1100°C. We work in the test with three different temperature ranges being 750°C, 900°C and 1050°C, with the waste being fed manually into the primary chamber. Were installed analyzers for CO, CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>,THC, particulate and acid gases (HCl) in the chimney of release to the atmosphere and the gases were continuously monitored in time at different temperatures.We have worked with the waste individually analyzing the results of each applied to different temperatures. The results showed that the ideal working temperature was 900°C, with lower peak emissions and better operational control for the type of incinerator used.

**Keywords:** Incineration, Pollutant Emission, Static Chamber, solid wastes contaminated, Chemicals, Temperature.

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO e OBJETIVOS</b> .....	1
<b>1.1 Introdução</b> .....	1
<b>1.2 Objetivos</b> .....	6
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	7
<b>2.1 Resíduos Antropogênicos e sua Destinação Final</b> .....	7
<b>2.1.2 Sistemas de Disposição e Tratamento de Resíduos Sólidos</b> ....	11
<b>2.1.2.1 Lixões ou Vazadores</b> .....	12
<b>2.1.2.2 Aterro Controlado</b> .....	15
<b>2.1.2.3 Aterro Sanitário</b> .....	14
<b>2.1.2.4 Usinas de Compostagem e Triagem</b> .....	16
<b>2.1.2.5 Incineração</b> .....	17
<b>2.1.3 Métodos empregados para a disposição de resíduos no Brasil</b>	17
<b>2.2 Incineração</b> .....	20
<b>2.2.1 Conceituação</b> .....	21
<b>2.2.1.1 O Conceito de Poluidor</b> .....	23
<b>2.2.2 Registro Histórico da Incineração no Brasil e no Mundo</b> .....	25
<b>2.2.2.1 A Incineração no Mundo</b> .....	25
<b>2.2.2.2 A Incineração no Brasil</b> .....	28
<b>2.2.3 Vantagens e Desvantagens da Incineração</b> .....	33
<b>2.2.3.1 Os Prós e os Contras do Processo de incineração</b> .....	36
<b>2.2.4 O Processo de Incineração</b> .....	39
<b>2.2.5 Tipos de Incineradores e Processos de Destruição Térmica</b> ....	49
<b>2.2.5.1 Principais características dos fornos de combustão</b> .....	64
<b>2.3 Emissão de Poluentes em Processo de Combustão</b> .....	67
<b>2.3.1 Exigências Ambientais Legais</b> .....	69

<b>2.3.2 Principais Emissões Gasosas de Compostos Orgânicos Voláteis</b> .....	76
<b>2.3.2.1 Compostos de Carbono</b> .....	77
<b>2.3.2.2 Compostos de Nitrogênio</b> .....	79
<b>2.3.2.2.1 Formação de Óxido Nítrico (NO)</b> .....	80
<b>2.3.2.2.2 Formação de Dióxido de Nitrogênio (NO<sub>2</sub>)</b> .....	85
<b>2.3.2.2.3 Formação de Óxido Nitroso (N<sub>2</sub>O)</b> .....	86
<b>2.3.2.2.4 Técnicas para controle de NO<sub>x</sub></b> .....	87
<b>2.3.2.3 Compostos de Cloro</b> .....	90
<b>2.3.2.4 Compostos de Enxofre</b> .....	93
<b>2.3.2.4.1 Corrosão provocada por Compostos de Enxofre</b> ...	95
<b>2.3.2.4.2 Métodos de Redução de Emissão de SO<sub>x</sub></b> .....	99
<b>2.3.2.5 Hidrocarbonetos Totais</b> .....	101
<b>2.3.2.5.1 Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs)</b> ..	102
<b>2.3.3 Dioxinas e Furanos</b> .....	107
<b>2.3.3.1 Mecanismos de formação de Dioxinas e Furanos</b> .....	115
<b>2.3.4 Emissão de Metais</b> .....	120
<b>2.3.5 Material Particulado</b> .....	137
<b>2.3.5.1 Fuligem</b> .....	140
<b>2.3.5.2 Técnica de Redução das Emissões de Material Particulado</b> .....	143
<b>2.3.6 Cinzas</b> .....	145
<b>3. EXPERIMENTAL</b> .....	147
<b>3.1 O Incinerador de Resíduos</b> .....	147
<b>3.1.1 Geral</b> .....	147
<b>3.1.2 Unidade de Incineração</b> .....	149
<b>3.1.3 Sistema de Controle dos Gases</b> .....	151
<b>3.1.4 Equipamentos</b> .....	153

<b>3.2 Resíduos Considerados</b> .....	158
<b>3.2.1 Caracterização Físico-Química dos Resíduos Testados</b> .....	160
<b>3.3 Procedimentos</b> .....	161
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÕES</b> .....	169
<b>4.1 Análises dos resultados da emissão de CO</b> .....	169
<b>4.2 Análises dos resultados das médias de emissões de CO<sub>2</sub></b> .....	174
<b>4.3 Análises dos resultados das médias de emissões de SO<sub>2</sub></b> .....	179
<b>4.4 Análises dos resultados das médias de emissões de THC</b> .....	184
<b>4.5 Análises dos resultados das médias de emissões de NO<sub>x</sub></b> .....	189
<b>4.6 Análises dos resultados das médias de emissões de particulado</b> ....	190
<b>4.7 Análises dos resultados das médias de emissões de HCl e Cl<sub>2</sub></b> .....	190
<b>4.8 Uso do queimador na câmara secundaria após a estabilização das temperaturas</b> .....	191
<b>5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES</b> .....	192
<b>5.1 Conclusões</b> .....	192
<b>5.2 Sugestões</b> .....	193
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	194
<b>ANEXOS</b> .....	202
<b>ANEXO A – Seleção de Boquilha</b> .....	203
<b>ANEXO B – Cálculo da constante de proporcionalidade (K)</b> .....	204
<b>ANEXO C – Madeira</b> ... ..	205

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> – Estimativa de resíduos sólidos domésticos no município de São Paulo e na Região Metropolitana (RMSP) entre os anos de 2010 e 2025 .....	3
<b>Tabela 2</b> – Destino final dos resíduos sólidos, por unidade de destino dos resíduos Brasil – 1989/2008 .....	18
<b>Tabela 3</b> – Incineração nos países desenvolvidos .....	27
<b>Tabela 4</b> – Características de alguns dos principais incineradores instalados no Brasil .....	32
<b>Tabela 5</b> – Vantagens e Desvantagens da Incineração .....	33
<b>Tabela 6</b> – Vantagens e Desvantagens do Co-Processamento .....	64
<b>Tabela 7</b> – Aplicabilidade dos principais tipos de incineradores para as várias formas físicas de resíduos .....	65
<b>Tabela 8</b> – Características dos fornos mais utilizados em processos de incineração .....	66
<b>Tabela 9</b> – Limites máximos de emissão para sistema de tratamento térmico ...	73
<b>Tabela 10</b> – Limites Legais de emissões estabelecidas pela CETESB .....	74
<b>Tabela 11</b> – Limites de Emissão de Gases (Valores expressos em mg/Nm <sup>3</sup> , base seca, a 11% de O <sub>2</sub> , sendo as dioxinas e furanos em ng/Nm <sup>3</sup> ) .....	75
<b>Tabela 12</b> – Valores de Emissão de Poluentes EPA (2004) .....	75
<b>Tabela 13</b> – Classificação dos métodos de controle das emissões de óxidos de nitrogênio .....	83
<b>Tabela 14</b> – Processos de remoção de NO <sub>x</sub> dos gases de combustão .....	89
<b>Tabela 15</b> – Propriedades físicas do ácido clorídrico .....	92
<b>Tabela 16</b> – Guia de aplicação dos diferentes tipos de dessulfurizadores (recomendação da Wheelabrator Air Pollution Control) .....	100
<b>Tabela 17</b> – Classificação dos HPAs por sua carcinogenicidade (IARC), carcinogecidade e ocorrência (EPA) e periculosidade (ABNT) .....	104
<b>Tabela 18</b> – Congêneres e isômeros das dioxinas e furanos .....	109
<b>Tabela 19</b> – Toxicidade relativa de algumas substâncias .....	110
<b>Tabela 20</b> – Fatores de equivalência de toxicidade adotados pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA) e pelo Comitê de Desafios da	

Sociedade Moderna da Organização do Tratado do Atlântico Norte (NATO/CCMS) (I-TEF) .....	112
<b>Tabela 21</b> – Classificação das toxinas com base nas doses letais para seres humanos .....	115
<b>Tabela 22</b> – Temperaturas de volatilização de alguns compostos metálicos com e sem adição de cloro .....	124
<b>Tabela 23</b> – Equipamentos de controle da poluição do ar e suas eficiências estimadas, de modo conservativo, no controle de metais tóxicos .....	126
<b>Tabela 24</b> – Concentrações de referência no ar, segundo a EPA .....	129
<b>Tabela 25</b> – Comparação qualitativa de separadores de particulados .....	144
<b>Tabela 26</b> – Certificado de Análise .....	161
<b>Tabela 27</b> – CHN .....	161
<b>Tabela 28</b> – Madeira a 700°C .....	168
<b>Tabela 29</b> – Valores das últimas amostragens realizadas com resíduos plásticos e madeiras no primeiro e segundo trimestre de 2010 .....	190
<b>Tabela 30</b> – Uso do queimador na câmara secundária após estabilização das temperaturas .....	191

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> – Esquema de um lixão a céu aberto .....	13
<b>Figura 2</b> – Esquema das características de condições ideais da construção de um Aterro Sanitário .....	15
<b>Figura 3</b> – Incineração de Resíduos: de 1950 à 1990 .....	26
<b>Figura 4</b> – Esquema de um sistema de Incineração .....	40
<b>Figura 5</b> – Esquema Representativo de dupla câmara de Combustão .....	42
<b>Figura 6</b> – Funcionamento de um Sistema de Tratamento de Gases .....	46
<b>Figura 7</b> – Leito fixo ou móvel .....	50
<b>Figura 8</b> – Incinerador de Leito Rotativo .....	51
<b>Figura 9</b> – Câmara de combustão de incinerador de forno rotativo/pós-queimador típicos .....	52
<b>Figura 10</b> – Câmaras de combustão de incinerador de câmaras fixas .....	53
<b>Figura 11</b> – Gaseificador de Leito Fluidificado .....	55
<b>Figura 12</b> – Evolução da Pressão na Base de um Leito de Material Particulado com o Aumento da Vazão de Ar .....	57
<b>Figura 13</b> – Câmara de combustão de incinerador de injeção líquida .....	58
<b>Figura 14</b> – Incineração por plasma: produção do plasma .....	60
<b>Figura 15</b> – Incineração por plasma: tocha de plasma .....	60
<b>Figura 16</b> – Conversor de resíduos de plasma .....	61
<b>Figura 17</b> – Metais e silicatos são vazados na forma líquida pela parte inferior da câmara do conversor .....	62
<b>Figura 18</b> – Produto vitrificado e inertizado, similar a um mineral vítreo de cor negra e origem vulcânica denominada obsidiana .....	62
<b>Figura 19</b> – Mecanismo de formação de compostos nitrogenados em processos de gaseificação .....	82
<b>Figura 20</b> – Ponto de orvalho do SO <sub>3</sub> : Temperatura x Quantidade de enxofre [% massa] .....	97
<b>Figura 21</b> – Mecanismo de formação de HPAs via pirólise .....	105
<b>Figura 22</b> – Estruturas das dibenzo-p-dioxinas policloradas (PCDD) e dibenzo-	

furanos policlorados (PCDF) .....	107
<b>Figura 23</b> – Síntese De Novo .....	116
<b>Figura 24</b> – Formação de poluentes .....	119
<b>Figura 25</b> – Dinâmica dos metais pesados no solo .....	128
<b>Figura 26</b> – Velocidade de deposição de partículas na atmosfera .....	140
<b>Figura 27</b> – Efeito da temperatura e da pressão parcial de oxigênio no tempo necessário à oxidação completa de uma partícula de fuligem de diâmetro igual a 100 Å (Angstroms) .....	142
<b>Figura 28</b> – Unidade de Incineração de Resíduos da Clariant S.A. em Resende .....	147
<b>Figura 29</b> – Unidade de Incineração de Resíduos da Clariant S.A. em Resende .....	148
<b>Figura 30</b> – Esquema Geral da Unidade de Incineração de Resíduos da Clariant S.A. em Resende, usada na obtenção dos dados deste trabalho .....	148
<b>Figura 31</b> – Sistema de limpeza dos gases efluentes do Incinerador de resíduos .....	151
<b>Figura 32</b> – Exemplo de estrutura de um sensor eletroquímico de medição de Oxigênio .....	153
<b>Figura 33</b> – Especificações do equipamento .....	154
<b>Figura 34</b> – Analisador de gases de combustão .....	155
<b>Figura 35</b> – Analisador Horiba .....	157
<b>Figura 36</b> – Material Plástico usado no teste .....	158
<b>Figura 37</b> – Madeira usada no teste .....	159
<b>Figura 38</b> – Embalagens de Papelão usadas no teste .....	160
<b>Figura 39</b> – Análise de Fator de Correção .....	167

## LISTA DE GRÁFICOS

<b>Gráfico 1</b> – Emissões de CO durante a incineração de resíduo de madeira, plástico e papelão .....	170
<b>Gráfico 2</b> – Variação das emissões de CO para madeira a 700°C .....	170
<b>Gráfico 3</b> – Variação das emissões de CO para plástico a 700°C .....	171
<b>Gráfico 4</b> – Variação das emissões de CO para madeira a 900°C .....	171
<b>Gráfico 5</b> – Variação das emissões de CO para plástico a 900°C .....	172
<b>Gráfico 6</b> – Variação das emissões de CO para papelão a 900°C .....	172
<b>Gráfico 7</b> – Variação das emissões de CO para madeira a 1050°C .....	173
<b>Gráfico 8</b> – Variação das emissões de CO para plástico a 1050°C .....	173
<b>Gráfico 9</b> – Emissões de CO <sub>2</sub> durante a incineração de resíduo de madeira, plástico e papelão .....	174
<b>Gráfico 10</b> – Variação das emissões de CO <sub>2</sub> para madeira a 700°C .....	175
<b>Gráfico 11</b> – Variação das emissões de CO <sub>2</sub> para plástico a 700°C .....	175
<b>Gráfico 12</b> – Variação das emissões de CO <sub>2</sub> para madeira a 900°C .....	176
<b>Gráfico 13</b> – Variação das emissões de CO <sub>2</sub> para plástico a 900°C .....	176
<b>Gráfico 14</b> – Variação das emissões de CO <sub>2</sub> para papelão a 900°C .....	177
<b>Gráfico 15</b> – Variação das emissões de CO <sub>2</sub> para madeira a 1050°C .....	177
<b>Gráfico 16</b> – Variação das emissões de CO <sub>2</sub> para plástico a 1050°C .....	178
<b>Gráfico 17</b> – Emissões de SO <sub>2</sub> durante a incineração de resíduo de madeira, plástico e papelão .....	179
<b>Gráfico 18</b> – Variação das emissões de SO <sub>2</sub> para madeira a 700°C .....	180
<b>Gráfico 19</b> – Variação das emissões de SO <sub>2</sub> para plástico a 700°C .....	180
<b>Gráfico 20</b> – Variação das emissões de SO <sub>2</sub> para madeira a 900°C .....	181
<b>Gráfico 21</b> – Variação das emissões de SO <sub>2</sub> para plástico a 900°C .....	181
<b>Gráfico 22</b> – Variação das emissões de SO <sub>2</sub> para papelão a 900°C .....	182
<b>Gráfico 23</b> – Variação das emissões de SO <sub>2</sub> para madeira a 1050°C .....	182

<b>Gráfico 24</b> – Variação das emissões de SO <sub>2</sub> para plástico a 1050°C .....	183
<b>Gráfico 25</b> – Emissões de THC durante a incineração de resíduo de madeira, plástico e papelão .....	184
<b>Gráfico 26</b> – Variação das emissões de THC para madeira a 700°C .....	185
<b>Gráfico 27</b> – Variação das emissões de THC para plástico a 700°C .....	185
<b>Gráfico 28</b> – Variação das emissões de THC para madeira a 900°C .....	186
<b>Gráfico 29</b> – Variação das emissões de THC para plástico a 900°C .....	186
<b>Gráfico 30</b> – Variação das emissões de THC para papelão a 900°C .....	187
<b>Gráfico 31</b> – Variação das emissões de THC para madeira a 1050°C .....	187
<b>Gráfico 32</b> – Variação das emissões de THC para plástico a 1050°C .....	188
<b>Gráfico 33</b> – Emissões de NO <sub>x</sub> durante a incineração de resíduo de madeira, plástico e papelão .....	189

meio ambiente. Surgiam, assim, situações de epidemias, em especial devido ao lançamento de resíduos orgânicos em recursos hídricos, mas como ainda eram desconhecidos os mecanismos de transmissão de doenças, muitas vezes elas eram atribuídas a “maldições” ou castigo de Deus. Já na Idade Média, tem-se o registro de epidemias decorrentes da proliferação de roedores nos lixões das cidades

Com o movimento da Revolução Industrial começam a surgir as grandes indústrias. Até então, não havia qualquer cuidado com o tratamento dos resíduos sólidos ou líquidos resultantes e estes eram lançados indiscriminadamente com riscos óbvios para a saúde pública. A rápida industrialização e o aumento do consumo causaram sérios problemas ao meio ambiente. A poluição do ar, água, solos, a contaminação de alimentos e o volume de resíduos sólidos são as maiores heranças deixadas pela revolução industrial, e afetam diretamente a saúde da população e o meio ambiente (DIP, 2004; ASSUNÇÃO; PESQUERO, 1999).

Verifica-se que o agravamento da situação ambiental teve seu início após a Revolução Industrial, uma vez que a tecnologia empregada melhorou as condições de vida na sociedade pré-moderna, contribuindo para o crescimento populacional, o qual gerou a necessidade de investimentos em novas técnicas de produção em massa, visando atender a demanda cada vez mais crescente de consumo (LIMA, FERREIRA, 2007). Por outro lado, deu-se o fenômeno da migração para os grandes centros industriais, na busca de melhores condições de vida, o que provocou um crescimento dos centros urbanos e da população. Com os novos desenvolvimentos na área da saúde, entre outros fatores, tem-se a explosão demográfica. Tudo isto contribuiu para um aumento significativo da quantidade de resíduos quer estes fossem industriais, quer domésticos.

A quantidade de materiais descartados tem alcançado proporções críticas nos últimos anos. A geração contínua e cumulativa de resíduos sólidos tornou-se uma preocupação nos estudos de preservação do meio ambiente. O lixo urbano é basicamente resultado de dois fatores: o aumento populacional e a intensidade da industrialização, onde o aumento da população exige maior incremento na produção de bens de consumo, que por sua vez transforma matéria-prima em produto acabado para atender a demanda, gerando maior quantidade de resíduos (REIS; SILVEIRA, 2002).

O imenso volume de resíduos gerado encontra dificuldades para sua destinação final, criando problemas de graves proporções para as administrações

públicas municipais. Além disso, as taxas de crescimento populacional projetadas criam expectativas alarmantes devido à falta de locais próprios para o aterramento dos resíduos (ABBAS, 2008). A tabela 1 apresenta a estimativa de resíduos sólidos domésticos no município de São Paulo entre os anos de 2010 e 2025.

**Tabela 1** – Estimativa de resíduos sólidos domésticos no município de São Paulo e na Região Metropolitana (RMSP) entre os anos de 2010 e 2025<sup>1</sup>

Local	2010	2015	2020	2025
	Resíduo t/dia			
São Paulo	13.384.549	13.549.829	13.677.309	13.786.231
Outros Municípios	5.603.223	6.124.262	6.584.168	6.994.421
RMSP	18.987.772	19.674.091	20.261.477	20.780.652

O Brasil produz aproximadamente 240 mil toneladas de lixo por dia, com um crescimento anual em torno de 5%, o que significa que o volume dobra a cada cinco anos. Grande parte do lixo ainda não é coletado, permanecendo junto às residências. A produção de lixo “per capita” é de aproximadamente 1kg/hab/dia (PACEY, 1086 apud PAGLIUSO; REGATTIERI, 2008) e há poucos aterros controlados no Brasil. Este valor tende a crescer, tornando a problemática do lixo de difícil manejo e legitimando a necessidade de buscar alternativas eficazes e custo-efetivas (PAGLIUSO; REGATTIERI, 2008).

O crescimento da população é acompanhado pela mudança nos hábitos de consumo, que por sua vez, aumentam a geração de resíduos sólidos depositados na natureza em um ritmo maior do que ela é capaz de absorver. Junto a este fator somam-se os avanços tecnológicos, que apresenta um processo em que, ao mesmo tempo em que permite um avanço científico, também contribuiu para o desenvolvimento de produtos com maior grau de toxicidade e diversidade de elementos, que contribuem para a degradação do meio ambiente (ANVISA, 2006 apud PAVELOSKI; RENOFIO; BATTISTELLE, 2006).

O rápido desenvolvimento capitalista levou a mudanças profundas no comportamento dos indivíduos, trazendo como modelo de qualidade de vida uma

<sup>1</sup> Fonte: SMA-SMASPPC (2005 apud ABBAS, 2008)

sociedade com altos padrões de consumo, incentivando a produção de descartáveis e a utilização de materiais artificiais, o que significa mais rejeitos (MUÑOZ, 2002; (PAGLIUSO; REGATTIERI, 2008). A implementação dos recipientes descartáveis (latas, vidros, e embalagens plásticas) aumenta o consumo de energia, inundam o ambiente com material não-passível de decomposição biológica e alia-se com a estratégia da propaganda, na formação de uma cultura consumista (FERREIRA, 1995).

Este padrão de produção e consumo tem sido agravado nas últimas décadas com a mudança do perfil essencialmente rural da sociedade para um ambiente predominantemente urbano (TASCHNER; BOGUS, 1986 apud MUÑOZ, 2002), criando um modelo de vida caracterizado por uma maior produção, um maior consumo de energia, uma maior emissão de gases, um aumento na geração de resíduos e, conseqüentemente, da poluição do ambiente, trazendo como conseqüência inevitável a degradação dos recursos naturais existentes (MUÑOZ, 2002).

Observa-se que o gerenciamento dos resíduos perigosos tem-se transformado, nas últimas décadas, um dos temas ambientais mais complexos, devido ao número crescente de materiais e substâncias identificadas como perigosas e a produção desses resíduos em quantidades cada vez maiores, exigindo soluções mais eficazes e investimentos maiores por parte de seus geradores e da sociedade em geral. Além disso, com a crescente industrialização dos países em desenvolvimento, esses resíduos passam a ser gerados em regiões nem sempre preparadas para processá-los ou, pelo menos, armazená-los e tratá-los de maneira adequada (MUÑOZ, 2002).

Atualmente, a produção exponencial de resíduo no meio urbano, a crescente escassez de terras agricultáveis e a contaminação dos recursos hídricos (que aumenta o custo do tratamento) ocasionado pelo inadequado método de disposição de resíduos (lixões) predominantes no país, vêm preocupando a comunidade científica, bem como os tomadores de decisões nas políticas públicas (SANTOS, et al, 2010), já que os métodos convencionais de tratamento e disposição final, com o passar do tempo, tornam-se mais irreversíveis. Esta preocupação tem de certa forma, estimulado o surgimento de novos métodos alternativos que visam, em primeiro lugar, acompanhar a evolução do processo de urbanização, adequando soluções mais precisas às necessidades da sociedade em curso.

Diante disso, verifica-se que de todas as tecnologias de destinação final de resíduos conhecidas, os sistemas de incineração, adequadamente projetados, são capazes da destruição e controle para uma ampla faixa de resíduos perigosos. Já se possui uma grande experiência de projeto e parâmetros operacionais nestas áreas.

A incineração já é utilizada há algum tempo e é uma solução que, como qualquer outro método, tem as suas vantagens e desvantagens. Mas é importante ver a incineração como uma solução integrada numa estrutura organizada de redução de resíduos. O processo de incineração é uma tecnologia atual e disponível, do ponto de vista técnico-econômico, para o tratamento e diminuição de peso e volume dos resíduos, além de destruir microrganismos patogênicos e ser uma fonte importante de energia. Atualmente as novas tecnologias permitem o controle dos gases emitidos e com isso reduzir os riscos para a população. Juntamente com a educação ambiental e com a sensibilização das entidades produtoras de resíduos é uma ferramenta importante no controle da quantidade de resíduos que todos os dias são produzidos.

Embora a destruição térmica ofereça várias vantagens sobre as práticas alternativas de tratamento de resíduos perigosos e colabore com a questão do gerenciamento de resíduos, houve, simultaneamente, um fortalecimento da oposição do público quanto ao licenciamento e/ou uso de operações de destruição térmica nos últimos anos. Contudo, nas últimas décadas, muito investimento em pesquisa e desenvolvimento de tecnologia foi feito em relação à incineração e também nos últimos anos, as legislações ambientais relacionadas a esse assunto começaram a surgir (MUCCIACITO, 2010).

Ao longo dos anos, pôde-se observar que se um incinerador tiver um controle adequado, desde a alimentação do resíduo, passando pela câmara de combustão e pelo processo de tratamento dos gases antes de sua emissão pela chaminé, bem como um programa de manutenção periódica estabelecido com critérios rigorosamente técnicos, os impactos causados pela incineração são bem menores quando comparados com as demais formas de disposição de resíduos (MUCCIACITO, 2010).

Este trabalho apresenta uma revisão de literatura no capítulo 2, abordando a questão dos resíduos e sua forma de disposição final, o processo de incineração, seu conceito e sua principal utilidade, a trajetória histórica da incineração no Brasil e no mundo, além de apresentar as vantagens e desvantagens da incineração e os

principais tipos de incineradores, bem como descreve e explica algumas possíveis emissões de poluentes no processo de combustão. Já o capítulo 3 do trabalho (experimental) apresenta os materiais e métodos, o capítulo 4 os resultados e discussão e no capítulo 5, as considerações finais. Ao final de todo trabalho são apresentadas as referências utilizadas.

## 1.2 Objetivos

O presente trabalho tem por objetivo estudar de forma sistemática os efeitos da temperatura nas emissões gasosas de um incinerador de câmara estática na destruição de resíduos perigosos.

E, como objetivos específicos:

- Analisar em três diferentes temperaturas 750, 900 e 1050 C° o comportamento das emissões de CO, CO<sub>2</sub>, THC, SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> e HCl /Cl.
- Buscar os picos de emissões ao longo das variações de temperatura visando uma relação com o resíduo alimentado.
- Definir a temperatura ideal de trabalho para o incinerador visando os menores impactos ambientais com um melhor controle operacional.

Todos os testes foram realizados em escala industrial.

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 Resíduos Antropogênicos e sua Destinação Final

Resíduos são materiais remanescentes das atividades de produção e consumo realizadas pela sociedade. Eles podem ser reaproveitados no processo produtivo (reciclagem) ou podem ser depositados na natureza na forma menos impactante possível (ABBAS, 2008).

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), através da Resolução 316, considera resíduos os materiais ou substâncias que não tenham mais utilidade ou não sejam passíveis de aproveitamento econômico, resultantes de atividades de origem industrial, urbana, serviços de saúde, agrícola e comercial dentre os quais são incluídos aqueles provenientes de portos, aeroportos e fronteiras, entre outros, além dos contaminados por agrotóxicos (CONAMA, 2002b).

Os resíduos perigosos são materiais originados da atividade humana e quando não controlados apropriadamente podem causar efeitos desfavoráveis ou crônicos à saúde do homem (provocando mortalidade, incidência de doenças ou acentuando seus índices) ou trazer riscos ao meio ambiente. Os resíduos podem ser encontrados nas formas sólida, líquida e gasosa. E ainda, podem ser inflamáveis, reativos, corrosivos, radiativos, infecciosos ou tóxicos (SINDICIC, 2002; ABNT, 2004).

As emissões gasosas são responsáveis pela poluição do ar através de vários fatores, sendo um deles, a industrialização, que assume parte da responsabilidade pela emissão de gases tóxicos, os quais comprometem tanto a qualidade do ar que respiramos, quanto interferem na proteção da superfície da Terra e de todos os seus elementos abióticos, através de alterações na camada de ozônio (O<sub>3</sub>) (MOREL, 1992 apud TAKAYANAGUI, 1993, p.21).

A Associação Brasileira de Normas técnica (ABNT) através da norma 10.004 (ABNT, 2004) define resíduo no estado sólido e semi-sólido como produtos resultantes de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Além disso, a norma também inclui nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de

esgotos ou corpos de água, ou exijam, para isso, soluções técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

Os resíduos sólidos, se gerenciados de forma inadequada, podem provocar alterações intensas tanto no solo, quanto na água e no ar, bem como podem causar “danos a todas as formas de vida, trazendo problemas que podem aparecer, com frequência, anos depois da disposição inicial” (FELD, 1971 apud TAKAYANAGUI, 1993, p.21).

Os resíduos sólidos também favorecem o aumento de hospedeiros, que são veiculadores ou reservatórios de certos patógenos, podendo aumentar o risco existente para a saúde humana. Os hospedeiros mais importantes são os artrópodes, roedores, suínos e aves. Outra questão importante é o “aspecto estético de um sistema inadequado de destinação de lixo, que é nos dias de hoje inaceitável para a maioria das pessoas” (RUIZ, 1966; LEÃO, 1982; NAJM, 1982; BERTUSSI FILHO, 1988; IVERSON et al, s.d apud TAKAYANAGUI, 1993, p.21).

Para a ABNT (2004 – NBR 10.004) a classificação de resíduos sólidos envolve a identificação do processo ou atividade que lhes deu origem, seus constituintes e características, e a comparação destes constituintes com listagens de resíduos e substâncias cujo impacto à saúde e ao meio ambiente é conhecido. Os resíduos sólidos podem ser divididos em:

**a) Resíduos Classe I – Perigosos:** Resíduos que, em função de suas propriedades físico-químicas e infecto-contagiosas, podem apresentar risco à saúde pública (provocando ou acentuando, de forma significativa, um aumento de mortalidade ou incidência de doenças) e ao meio ambiente (quando o resíduo é manuseado ou destinado de forma inadequada). Devem apresentar ao menos uma das seguintes características: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade.

**b) Resíduos Classe II – Não Perigosos**

- **Resíduos classe II A (não inertes):** aqueles que não se enquadram nas classificações de resíduos classe I (perigosos) ou classe II B (inertes). Apresentam propriedades tais como: combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água.

- **Resíduos de Classe II B (Inertes):** Quaisquer resíduos que submetidos a um contato estático ou dinâmico com água destilada ou desionizada, à temperatura ambiente, não tenham nenhum de seus componentes solubilizados a concentrações

superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor.

Segundo Takayanagui (1993, p.23) “as características físico-químicas, microbiológicas e estéticas dos resíduos sólidos, variam segundo sua fonte geradora”. Matsushima (1987 apud TAKAYANAGUI, 1993, p.23) afirma que quanto maior for o potencial de risco que os resíduos representam, maiores também serão os problemas ambientais, sanitários e sociais decorrentes. Para o autor, “atualmente, os resíduos atômicos produzidos em laboratórios e usinas nucleares são, talvez, um dos maiores problemas de toda a humanidade”.

De maneira geral, os resíduos sólidos podem ser divididos de acordo com a atividade que lhes deu origem. Assim, eles podem ser resíduos domiciliares, de saúde ou industriais.

Resíduos Sólidos Domiciliares (RSD) ou Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) são formados por materiais produzidos pelas atividades residenciais e são compostos, aproximadamente, por 60% de matéria orgânica, o restante é formado por embalagens plásticas, latas, vidros, papéis, etc. Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) caracterizam-se pela sua contínua geração, sofrendo variações ao longo do tempo, pois são influenciados pela cultura, renda, atividades desempenhadas e mudanças de hábitos da população local, retratando sua inesgotabilidade e sua crescente quantidade (GÜNTHER, 1998 apud ABBAS, 2008).

Resíduos Sólidos de Saúde (RSU) são assim definidos em função da sua fonte geradora e necessitam de processos diferenciados em seu manejo. Estes resíduos provêm de atividades exercidas nos serviços relacionados com o atendimento à saúde humana ou animal, incluindo serviços de assistência domiciliar e de trabalhos de campo, laboratórios analíticos de produtos para saúde, necrotérios, funerárias, estabelecimentos de ensino e pesquisa, centros de controle de zoonoses, distribuidores de produtos farmacêuticos, serviços de acupuntura, serviços de tatuagem, entre outros similares (CONAMA, 2005).

Já Resíduos Sólidos Industriais é todo o resíduo que resulte de atividades industriais e que se encontre nos estados sólido, semi-sólido, gasoso - quando contido, e líquido - cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgoto ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnicas ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água e aqueles

gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição (CONAMA, 2002a). Os resíduos industriais são variados, podendo ser representados por cinzas, lodos, resíduos alcalinos ou ácidos, plásticos, papéis, madeiras, fibras, borrachas, metais, escórias, vidros e cerâmicas. A grande maioria deste tipo de resíduo é considerado perigoso (LIMA; FERREIRA, 2007). A disposição de rejeitos perigosos industriais apresenta-se como um assunto de grande importância dentro do contexto atual devido à geração de milhares de toneladas diárias dos mesmos no mundo. Esses rejeitos compreendem escórias, areias de fundição, cinzas, borras de petróleo e lodos de estações de tratamento de efluentes (ETE), dentre outros, e devem receber um tratamento adequado e uma disposição segura de forma a minimizar os riscos de contaminação à saúde humana e ao meio ambiente (PACHECO, 2009).

O maior potencial de geração de resíduos classificados como perigosos pela legislação ambiental encontra-se nas atividades industriais (EYER, 1995 apud MUÑOZ, 2002). Por outro lado, os resíduos dos serviços de saúde também representam um risco à saúde humana e ambiental pela presença de agentes biológicos e uma série de contaminantes químicos, dentre os quais se destacam os metais pesados (MUÑOZ, 2002).

A geração de resíduos tem crescido no mundo todo, inclusive no Brasil, devido principalmente ao aumento das populações urbanas, à evolução tecnológica e a incorporação do uso de materiais descartáveis no consumo de bens e produtos (ABBAS, 2008). A utilização de embalagens e produtos descartáveis, embora apresente aspectos positivos em relação à comodidade, praticidade, segurança, melhor relação venda-consumo e diminuição de certos custos de produção, contribui significativamente para o agravamento dos problemas decorrentes da disposição final de resíduos (GÜNTER, 1998 apud ABBAS, 2008).

Dessa forma, ainda é possível encontrar montanhas de acúmulo de resíduos em todo o país, sendo que resíduos domésticos, industriais e de saúde, freqüentemente tem a mesma destinação, sendo enviados a aterros sem separação ou tratamento prévios. Esses locais, geralmente mal instalados e localizados, necessitam áreas cada vez maiores, que se tornam cada vez mais difíceis de obter. Assim, embora os resíduos sejam produzidos pelas comunidades como um todo, nenhum de seus integrantes deseja tê-lo como vizinho (SINDICIC, 2002).

Morel (1992 apud TAKAYANAGUI, 1993, p.23) destaca que além dos problemas de ordem física, química e biológica, intrinsecamente ligados à questão

ecológica e sanitária, o lixo também gera problemas de ordem social, através da atividade de catação de produtos aproveitáveis, vendidos para uso próprio ou para reciclagem. Segundo o autor, esta atividade “geralmente é realizada por mulheres e crianças de baixa condição sócio-cultural e econômica”.

Constata-se que os resíduos perigosos são gerados em muitos setores da economia: químico, agrícola, eletrônico, petroquímico, entre outros. Desta maneira, os resíduos são conseqüências da sociedade industrializada em que vivemos. Eles refletem nossas necessidades diárias de empacotar e limpar, nossos cuidados com a beleza e todos os outros tipos de produtos que utilizamos diariamente para suprir nossas necessidades. Desenvolver caminhos para minimizar ou eliminar resíduos e ao mesmo tempo permitir a mesma qualidade e padrão de vida deveria ser uma meta, e muito progresso tem sido feito nesta direção. Resíduos continuarão a ser produzidos e por isso, devem ser gerenciados (MUCCIACITO, 2010).

### **2.1.2 Sistemas de Disposição e Tratamento de Resíduos Sólidos**

Foi somente nos anos 20 ou 30 que a disposição inadequada dos resíduos chamou a atenção. Até então resíduos de todos os tipos eram depositados nos solos, enviados para aterros sem controle, depositados em lagoas e até mesmo injetados nos subsolos, através de poços profundos. No entanto, com o passar de dez a quinze anos, vazamentos em aterros foram encontrados, resultando em um potencial perigo à saúde humana e ao meio ambiente. Diante deste quadro, diversos programas começaram a ser implementados para remediar essas regiões contaminadas no passado e torná-las uma área segura para a saúde humana e ao meio ambiente (MUCCIACITO, 2010).

Atualmente, busca-se primeiramente evitar a geração de resíduo. Em seguida, se possível, reutilizá-lo. Caso não seja possível, a reciclagem é o caminho a seguir. Quando nenhuma dessas alternativas é possível, busca-se a disposição em aterros sanitários, a incineração ou o co-processamento de resíduos. Todas essas tecnologias podem ser utilizadas, sendo que cada uma tem suas vantagens e desvantagens, além de poder ser aplicadas ou não ao tipo de resíduo (DIP, 2004; MUCCIACITO, 2010).

No Brasil, poucos são os casos de destinação final adequada dos resíduos sólidos, ignorando-se uma política de gerenciamento de resíduos. A maioria das legislações e regulamentações propostas para o gerenciamento de resíduos é caracterizada por uma definição geral de “resíduos sólidos” ou “resíduos perigosos” onde se usa critérios tais como a origem e a presença de substâncias ou compostos tóxicos e suas propriedades. A legislação invoca o princípio da responsabilidade do gerador, desde a geração do resíduo, estocagem, armazenamento, transporte, tratamento até sua disposição final. Dessa forma, o gerenciamento adequado requer o desenvolvimento de tecnologias de tratamento efetivas e programas de treinamento do pessoal para que as práticas inadequadas possam ser abolidas (LIMA; FERREIRA, 2007).

De acordo com Abbas (2008), no Brasil, os principais métodos de disposição final de resíduos constituem nas práticas de aterramento em lixões, aterros controlados ou aterros sanitários, o que causa grave alterações no espaço geográfico. Segundo este autor, tanto o aterramento de resíduos em locais como aterros sanitários de boa qualidade, quanto em lixões a céu aberto sem prévios cuidados ambientais, geram efluentes líquidos e gasosos de alta periculosidade ao meio ambiente.

### **2.1.2.1 Lixões ou Vazadores**

Os lixões ou vazadores resultam da simples descarga dos resíduos a céu aberto, sem levar em consideração a área em que está sendo feita a descarga, a percolação dos líquidos derivados da decomposição do lixo, a liberação de gases para atmosfera e a proliferação de insetos, roedores e outros animais que podem transmitir doenças (SERRA, et al, 1998 apud MUÑOZ, 2002).

A figura 1 apresenta um esquema de lixão a céu aberto, com a presença dos catadores e animais no local de descarga dos caminhões e o acúmulo de chorume na superfície do solo, bem como sua absorção pelas camadas subterrâneas.



Figura 1 – Esquema de um lixão a céu aberto<sup>2</sup>

O lixão é a pior forma de disposição final de resíduos, podendo trazer muitos problemas ao meio ambiente e à população urbana, situada em suas proximidades. Dentre os principais problemas pode-se citar: grande poluição das águas, do ar e do solo; poluição sonora, devido ao trânsito ruidoso dos veículos; presença de insetos e roedores; presença constante de catadores e animais domésticos; comprometimento visual da paisagem; e deslizamento e explosão dos montes de lixo, apresentando perigos para a população (ABBAS, 2008).

#### 2.1.2.2 Aterro Controlado

O aterro controlado diferencia dos lixões apenas pelo fato dos resíduos não ficarem expostos a céu aberto, pois é periodicamente coberto com terra. Entretanto,

---

<sup>2</sup> Fonte: Jardim et al (1995 apud MUNÓZ, 2002, p.8)

o solo não é impermeabilizado e nem sempre possui sistema de drenagens nos líquidos percolados e captação de gases formados pela decomposição de matéria orgânica (MUÑOZ, 2002).

Em relação a este tema a partir de 1997, a CETESB passou a organizar e sistematizar as informações referentes aos locais de destinação final de resíduos sólidos domiciliares nos municípios paulistas e publicá-las, anualmente, no Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares. A análise desses dados permitiu a criação de Índices de Qualidade de Aterro de Resíduos – IQR, de Qualidade de Aterros em Valas – IQR Valas, e de Qualidade de Usinas de Compostagem – IQC.

O Índice de Qualidade de Resíduos (IQR) é calculado a partir da aplicação de um questionário padronizado, subdividido em três partes que analisam a situação locacional, estrutural e operacional. As características do local somam até 40 pontos, enquanto a infra-estrutura implantada e as condições de operação têm contagem máxima de 45 pontos.

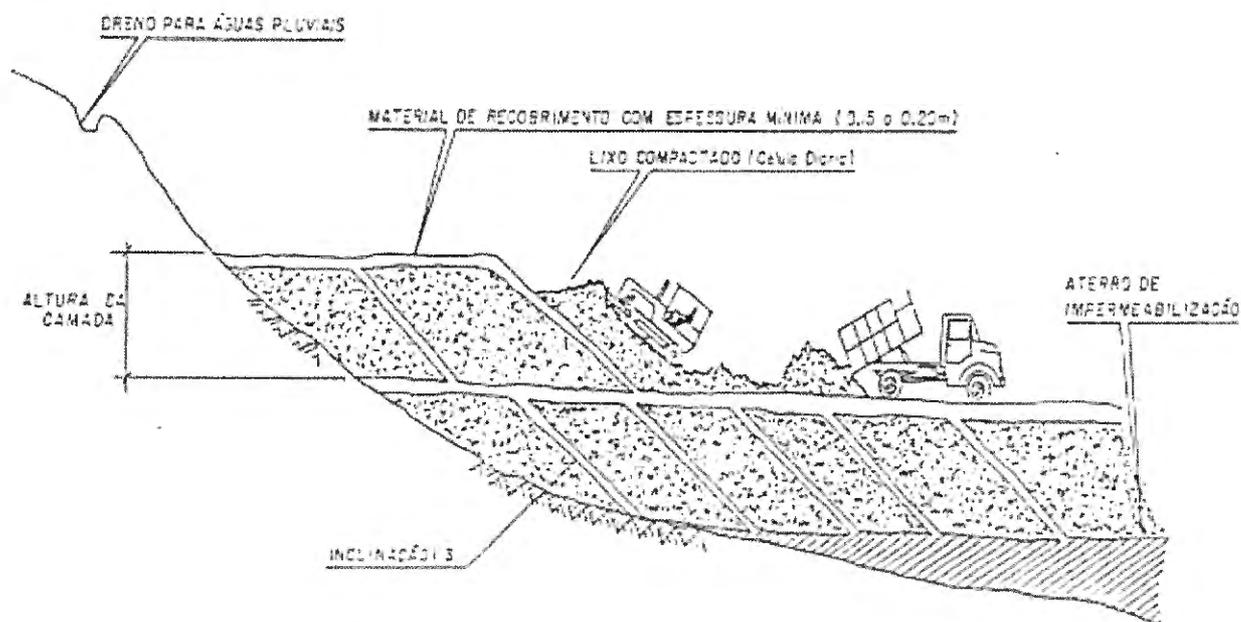
Os três sub-itens juntos representam 130 pontos, que dá a nota máxima ao IQR 10. Se a pontuação ficar entre 0 e 6, o aterro é considerado Inadequado. De 6,1 até 8, é considerado Controlado, e acima de 8,1, aterro adequado, o que significa que atende padrões de engenharia, como em qualquer outro empreendimento produtivo. Ao longo do período de 1997 a 2009, de acordo com os resultados de IQR obtidos, observa-se que houve uma melhora de situação da disposição de resíduos domiciliares dos municípios. No período de referência, a situação dos resíduos dispostos de forma inadequada, passou de 30,7% para 1%.

### **2.1.2.3 Aterro Sanitário**

O aterro sanitário é uma instalação previamente planejada para posterior disposição de resíduos sólidos sobre o solo, fundamentado em critérios de engenharia e normas operacionais e que visa não causar danos nem perigo ao meio ambiente e à saúde dos seres humanos (MUÑOZ, 2002; TAKAYANAGUI, 1993; CIMM, 2010).

Estudos geológicos e topográficos para seleção da área e verificação do tipo de solo são necessários antes de se projetar um aterro sanitário, devendo-se preservar as áreas de nascentes ou mananciais de abastecimento, pois o chorume (líquido escuro, de odor fétido, de elevado potencial poluidor e semelhante ao esgoto doméstico, formado por enzimas expelidas pelas bactérias decompositoras do lixo e de água) combinado com as águas da chuva podem formar um percolato que infiltra-se no solo e contamina lençóis de água, solo e as águas de nascentes e poços vizinhos (TAKAYANAGUI, 1993; CIMM, 2010).

O lixo deve ser compactado e coberto diariamente com camada de de 20 a 40 cm de terra ou outro material inerte (SERRA, et al, 1998 apud MUÑOZ, 2002; ORTH; TAKEDA, 1982 apud TAKAYANAGUI, 1993). A figura 2 mostra o perfil de um aterro sanitário em condições ideais de funcionamento.



**Figura 2** – Esquema das características de condições ideais da construção de um Aterro Sanitário<sup>3</sup>

Maroun (2006) cita como vantagens do aterro sanitário o baixo custo em relação a outras opções de tratamento e disposição final e o fato de poder ser este utilizado para uma grande variedade de resíduos.

Embora importantes, os aterros sanitários apresentam algumas limitações, tais como o tempo de vida relativamente curto, o que torna necessário a busca

<sup>3</sup> Fonte: Alvarenga et al (1986 apud MUÑOZ, 2002, p.9)

constante de novas áreas, e a grande dificuldade na obtenção de locais adequados para sua implantação (VIANA, 1999 apud MUÑOZ, 2002). Como em áreas urbanas não é permitido sua construção, isto faz com que estes serviços se localizem na periferia das cidades (TAKAYANAGUI, 1993; ABBAS, 2008). Maroun (2006) relata como desvantagens deste método a necessidade de uma grande área física para construção e operação e o seu constante monitoramento. Além disso, a literatura também aponta limitações ligadas ao impacto social e biológico causado às populações circunvizinhas e aos trabalhadores do local (MUÑOZ, 2002).

Além dos impactos ambientais, a disposição de resíduos nos aterros sanitários possui alguns efeitos sociais negativos (ABBAS, 2008):

- A expansão dos núcleos urbanos pode atingir as regiões onde estão instalados os aterros sanitários, fazendo com que as populações circunvizinhas aos aterros fiquem expostas a impactos como poeira, barulho e mau-odor, causados pelos veículos de transporte e pela compactação dos resíduos no interior dos aterros. Estas populações estão mais sujeitas à contração de doenças respiratórias e de doenças transmitidas por insetos e pequenos animais que infestam estas áreas, atraídos pela putrefação orgânica dos resíduos depositados. As explosões que podem ocorrer entre os resíduos depositados devido a concentrações de bio-gás, podem afetar as populações das regiões de entorno aos aterros sanitários. Nestas regiões também há perigo de contaminação da água e do ar.

- Embora a legislação ambiental não permita a presença de catadores no interior dos aterros sanitários, ainda existe um número considerável de pessoas que ali buscam objetos que possam ser comercializados para reciclagem. A situação de tais pessoas, que mantêm uma vivência em locais tão insalubres, sujeitas ao perigo de contraírem infecções, constitui um grave problema social.

#### **2.1.2.4 Usinas de Compostagem e Triagem**

As usinas de compostagem transformam os resíduos em compostos orgânicos como forma de evitar o desperdício dos recursos naturais, além de processar a triagem de alguns materiais como plástico, cobre, alumínio e outros, que podem, posteriormente, ser vendidos como matéria prima a ser reciclada pelas indústrias.

### **2.1.2.5 Incineração**

A incineração é um processo de oxidação à alta temperatura que destrói ou reduz o volume ou recupera materiais ou substâncias (NBR 11175), podendo chegar a reduzir em 95% o volume inicial e de 85 a 90% seu peso além de tornar o resíduo absolutamente inerte em pouco tempo (ABNT, 1990). É a forma de destino que menos espaço urbano ocupa, podendo situar-se próxima às fontes produtoras de resíduos, o que reduz os custos de transporte. Este tipo de tratamento de resíduos será melhor discutido mais adiante.

### **2.1.3 Métodos empregados para a disposição de resíduos no Brasil**

Dados demonstram que no Brasil, 30% da população não têm acesso à coleta pública (LACERDA et al, 1992 apud TAKAYANAGUI, 1993) e 90% dos municípios do país possuem como disposição final do lixo produzido lixões a céu aberto, sendo poucos os municípios que possuem aterros sanitários adequados às normas e padrões preconizados (TAKAYANAGUI, 1993).

A Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PSNB), realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), no ano de 2000, apontou que dos 8.381 distritos que possuía serviço de limpeza urbana e/ou coleta de lixo, a maioria dos municípios tinham como destinação final dos resíduos vazadores a céu aberto (lixões) ou vazadores em áreas alagadas (72,26%), cerca de 22,29% depositavam seus resíduos em aterros controlados, 17,32% em aterros sanitários, 9,66% em aterros de resíduos especiais, 3,10% dos distritos enviavam seus resíduos para usinas de compostagem, 7,1% para usinas de reciclagem e apenas 3,88% apresentavam sistema de incineração. Nota-se, porém, que um mesmo município pode apresentar mais de uma unidade de destinação final do lixo coletado (IBGE, 2000).

A mesma pesquisa também revela que das 228.413 toneladas de resíduos gerados diariamente no Brasil, 21% tem como destinação lixões a céu aberto ou áreas alagadas, 37% são levadas a aterros controlados, 36% vão para aterros sanitários, 2,8% são utilizadas na compostagem, 0,9% vão para usinas de triagem e 0,5% são incineradas (IBGE, 2000).

Já no ano de 2008, a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PSNB) indicou que os vazadouros a céu aberto (conhecidos como lixões), ainda são o destino final dos resíduos sólidos em metade dos municípios brasileiros (50,8%). No entanto, este quadro teve uma mudança significativa nos últimos 20 anos, pois em 1989, eles representavam o destino final de resíduos sólidos em 88,2% dos municípios. As regiões Nordeste (89,3%) e Norte (85,5%) registraram as maiores proporções de municípios que ainda destinavam seus resíduos aos lixões, enquanto as regiões Sul (15,8%) e Sudeste (18,7%) apresentaram os menores percentuais. Paralelamente, houve uma expansão no destino dos resíduos para os aterros sanitários, que passou de 17,3% dos municípios, em 2000, para 27,7% (IBGE, 2010), em 2008, conforme demonstra a tabela 2.

**Tabela 2** – Destino final dos resíduos sólidos, por unidade de destino dos resíduos Brasil – 1989/2008<sup>4</sup>

Ano	Destino final dos resíduos sólidos, por unidades de destino dos resíduos (%)		
	Vazadouro a céu aberto	Aterro controlado	Aterro sanitário
1989	88,2	9,6	1,1
2000	72,3	22,3	17,3
2008	50,8	22,5	27,7

Segundo dados do PNSB, em todo o país, aproximadamente 26,8% dos municípios que possuíam serviço de manejo de resíduos sólidos tinham o conhecimento da presença de catadores nas unidades de disposição final dos resíduos. A maior quantidade estava nas regiões Centro-Oeste (46%) e Nordeste (43%), destacando-se na região Centro-Oeste os municípios do Mato Grosso do Sul (57,7%) e de Goiás (52,8%) e, na região Nordeste, os municípios de Pernambuco (67%), Alagoas (64%) e Ceará (60%) (IBGE, 2010).

O lixão a céu aberto, que vêm diminuindo nas últimas décadas, é um sistema de disposição ambientalmente inadequado, mas, por outro lado, o uso de aterros sanitários como principal método de disposição parece também não solucionar, a longo prazo, as dificuldades inerentes ao tratamento e disposição de resíduos sólidos (VIANA, 1999 apud MUÑOZ, 2002).

<sup>4</sup> Fonte: IBGE (2010)

A prática de aterramento é um dos métodos de destinação final de resíduo recomendados no Brasil. Contudo, existe a falta de áreas disponíveis para esta finalidade, causada, principalmente, pela intensa concentração demográfica que vem ocorrendo, ocasionando um crescente processo de ocupação imobiliária (ABBAS, 2008). Tanto os aterros sanitários quanto os lixões exigem amplas áreas de espaço, de modo que se instalam somente em locais em que estas se encontram disponíveis, em geral, na periferia da cidade (OGATA, 1993 apud ABBAS, 2008).

Além disso, na grande maioria das cidades brasileiras, os resíduos não recebem tratamento especial, tendo como destino final aterros inadequados ou lixões a céu aberto, com livre acesso a um grande número de pessoas que praticam catação desses resíduos, tornando-se um grupo vulnerável à contaminação devido ao contato direto com diversos tipos de agentes biológicos, químicos e radioativos (MUNÓZ, 2002).

Na cidade de São Paulo, além de faltar locais apropriados para a implementação de novos aterros, a cidade vivencia uma situação preocupante com o aumento dos lixões clandestinos espalhados pela cidade, representando grande risco para a saúde pública. Outro agravante é o considerável aumento da produção de resíduos em consequência do aumento da população e dos padrões de produção e consumo (VIANA, 1999 apud MUÑOZ, 2002).

Dados apontam que “nos países do Primeiro Mundo, a maior parte dos resíduos hospitalares tem como método de tratamento a Incineração, e os resíduos domiciliares, o Aterro Sanitário ou Incineração”, enquanto que no Brasil, “cerca de 90% desses resíduos é jogado a céu aberto, constituindo-se, muitas vezes, fonte de trabalho para mulheres e crianças, com sua catação (SÃO PAULO, 1991; MACHADO, 1992; MOREL, 1992; apud TAKAYANAGUI, 1993, p.39).

Com relação aos resíduos industriais, no Brasil, ainda predomina em muitas áreas urbanas a disposição final inadequada. O lançamento dos resíduos industriais perigosos em lixões, nas margens das estradas ou em terrenos baldios compromete a qualidade ambiental e de vida da população. Em diagnóstico preliminar efetuado em 1995/1996, na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), foi constatado cerca de 116 lixões de depósito doméstico e industrial sem qualquer controle e 2.300 áreas potencialmente contaminadas em função de atividades industriais nesta região. Do total de 2,5 milhões de toneladas de resíduos industriais gerados por ano, 188mil toneladas são consideradas tóxicas (classe I), dos quais 44% são

depositados de forma inadequada, sendo o restante estocado ou recebem algum tratamento (INTER, 1992 apud LIMA; FERREIRA, 2007). Apesar deste diagnóstico ser datado do ano de 1995/1996, observa-se que a realidade atual do país não mudou muito.

Internacionalmente, a incineração tem sido um dos tratamentos preferenciais para os resíduos sólidos industriais e de saúde, sendo utilizada também no caso dos resíduos domésticos. No Brasil ainda é pouco difundida, devido ao seu custo elevado, sendo os resíduos sólidos industriais muitas vezes mandados a aterros classe I, enquanto que os resíduos sólidos de saúde são dispostos em celas especiais de aterros sanitários comuns. Contudo, com a diminuição do espaço nacional para construção desses aterros e com o fim da vida útil dos existentes, esta técnica passará a ser uma escolha muito mais viável do que é hoje em dia (SILVA; LANGE, 2008).

## **2.2 Incineração**

A incineração e os demais processos de destruição térmica têm se tornado um tema de grande relevância no Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos. Isso porque esses processos podem reduzir consideravelmente o peso, o volume e a periculosidade dos resíduos. Devido a alguns fatores como às dificuldades de construção de novos aterros, a necessidade de monitoramento ambiental do local do aterro por longos períodos (inclusive após serem desativados), e os custos (incluindo o transporte até o local de destino e o monitoramento ambiental), a importância desses processos tende a crescer significativamente com o crescimento populacional das grandes cidades (MENEZES; GERLACH; MENEZES, 2000).

Segundo Calderoni (1999 apud MENEZES; GERLACH; MENEZES, 2000, p.6), a incineração é um processo complementar ao aterramento e aos programas de reciclagem, conhecidos como 3 R's (Reduzir na fonte, Reutilizar e Reciclar).

A incineração é um instrumento necessário principalmente na Indústria Química, onde nem tudo se pode reciclar e a destinação a aterros destes resíduos perigosos sem nenhum tratamento prévio, ao contrário, pode colocar em um risco maior o meio ambiente.

Dessa forma avalia-se que, quando bem operada por equipes qualificadas e treinadas, monitoradas e acompanhadas pela comunidade e pelos agentes ambientais, públicos e privados, a incineração pode ser ambientalmente correta e uma grande aliada na proteção do meio ambiente.

Menezes, Gerlach e Menezes (2000, p.6) revelam que “soluções para o gerenciamento e disposição dos resíduos sólidos são cada vez mais necessárias, pois o problema dos resíduos sólidos é crescente e tem sido reconhecido como um imenso fator de agravamento da crise ambiental”.

Segundo a Agenda 21 ONU (1992 apud MENEZES; GERLACH; MENEZES, 2000, p.6):

aproximadamente 5,2 milhões – incluindo 4 milhões de crianças – morrem por ano de doenças relacionadas com o lixo. Metade da população urbana nos países em desenvolvimento não têm serviços de despejo de lixo sólido. Globalmente, o volume de lixo municipal produzido deve dobrar até o final do século (já ultrapassamos esta marca) e dobrar novamente antes do ano 2025.

Menezes, Gerlach e Menezes (2000, p.6) destacam que os “processos de reciclagem não poderão sozinhos resolver o problema dos resíduos urbanos, até porque programas de vulto têm encontrado sérias dificuldades em criar condições de economia no aspecto local e acabam por morrerem com o tempo”.

### **2.2.1 Conceituação**

Incinerar, segundo o Dicionário Aurélio (s/d apud DIP, 2004, p.17), é o “ato ou efeito de queimar até reduzir à cinzas”. A incineração também pode ser definida, tecnicamente, como a destruição térmica de orgânicos através da combustão, ou seja, a oxidação à altas temperaturas (DEMPSEY; OPPELT, 1999).

Dessa forma, pode-se descrever a incineração como um método de tratamento dos resíduos que utiliza a decomposição térmica via oxidação, com o objetivo de minimizar a toxicidade e o volume dos resíduos. A incineração visa transformar compostos tóxicos em outros menos tóxicos ou atóxicos, diminuir a matéria orgânica e eliminar características de patogenicidade. Este processo promove a decomposição dos resíduos em altas temperaturas (usualmente 900°C ou superior), na presença de oxigênio, durante um tempo pré-determinado (INTIMA,

2004; PAVESI, 2006; LIMA; FERREIRA, 2007; PACHECO, 2009; ALENCAR JUNIOR; GABAÍ, 2001; SANTOS et al, 2010; MENEZES; GERLACH; MENEZES, 2000; MUCCIACITO, 2010).

Para Pagliuso (2009), incineração é um processo de combustão de resíduos, com ou sem combustível auxiliar, para redução de volume (resíduos urbanos), eliminação de riscos patológicos (resíduos clínicos) e eliminação de substâncias perigosas (resíduos industriais).

De acordo com a norma ABNT NBR 11175, de julho de 1990 (ABNT, 1990), incinerador é qualquer dispositivo, aparato, equipamento ou estrutura utilizada para a oxidação à alta temperatura que destrói ou reduz o volume ou recupera materiais ou substâncias.

Dempsey e Oppelt (1999) relatam que no âmbito do gerenciamento de resíduos sólidos, a incineração é considerada um tratamento térmico efetuado em resíduos, onde ocorre redução mássica (75%) e volumétrica (90%), podendo ser utilizada para geração de energia.

Assim, constata-se que, quando realizada de forma eficiente e operando em condições ideais, a incineração pode reduzir o volume dos resíduos em até 90% e o peso em até 75%, além de descaracterizar o aspecto inicial dos resíduos (INTIMA, 2004; PAVESI, 2006; TAKAYANAGUI, 1993; CIMM, 2010; MENEZES; GERLACH; MENEZES, 2000). Este processo elimina, de forma higiênica e sanitária, os resíduos hospitalares, animais mortos, papel moeda retirado de circulação e vários outros resíduos que não podem ser recebidos pelas outras unidades de destino final (ABBAS, 2008).

Sindicic (2002, p.1.2) afirma que “incineração é um processo de combustão onde a finalidade primeira é a eliminação, transformação ou redução de volume de um resíduo perigoso ou incômodo”. Para Yang et al (2005) os objetivos essenciais da incineração são a combustão completa de todos os resíduos e eficiente recuperação da energia térmica.

A incineração transforma os resíduos em gases e particulados (cinzas e escórias) (PACHECO, 2009; CIMM, 2010). Denison e Silberg (1988 apud TAKAYANAGUI, 1993, p.47) afirmam que dependendo do tipo de incinerador, este processo pode resultar em quatro produtos: gases, energia, resíduos sólidos (cinzas e escórias) e efluentes líquidos.

Segundo a Biblioteca virtual do Amazonas (2004, p.1), a incineração é um “processo de queima controlada do lixo em fornos projetados para transformá-lo em material inerte. Este tipo de tratamento é recomendado, para lixos perigosos, como os produzidos pelos serviços de saúde”.

De acordo com Mucciacito (2010), Alencar Junior e Gabaí (2001), qualquer resíduo que contenha uma fração orgânica perigosa, não importa se pequena, é um candidato potencial à incineração. Até mesmo águas contaminadas podem ser incineradas. Mucciacito (2010, p.2) revela que “nos Estados Unidos, por exemplo, faz-se a incineração de soluções aquosas de resíduos orgânicos com baixa concentração e de terra contaminada com PCB(s) provenientes de transformadores elétricos”. Alencar Junior e Gabaí (2001, p.2) complementam que “a incineração de solos contaminados por vazamentos de produtos perigosos ou combustíveis é bastante praticada”.

Dip (2004, p.17) considera que a “incineração constitui hoje um recurso largamente empregado no tratamento de resíduos, tendo em vista a alta eficiência de destruição e aplicabilidade para um grande espectro de produtos terminais”. Para tanto, é necessário que o “projeto de um incinerador seja o resultado de uma criteriosa atividade de engenharia que garanta máxima eficiência e mínima interferência com os mecanismos ecológicos”.

Nesse sentido, o Centro de vigilância Sanitária da Secretaria de Estado de Saúde de São Paulo, revela que “a incineração é um método preconizado como o mais adequado para assegurar a eliminação de microrganismos patogênicos presentes na massa de resíduos, desde que sejam atendidas as necessidades de projeto e operação adequados ao controle do processo” (SÃO PAULO, 1991 apud TAKAYANAGUI, 1993, p.47).

### **2.2.1.1 O Conceito de Poluidor**

No Brasil, assim como em muitos países em desenvolvimento, o uso de tecnologias ultrapassadas e a operação e manutenção inadequada de equipamentos levam à associação do processo de incineração ao conceito de poluidor, nocivo a saúde e prejudicial ao meio ambiente (PAVESI, 2006; MENEZES; GERLACH; MENEZES, 2000; REIS; SILVEIRA, 2002). Este conceito influenciou, de forma

negativa, as avaliações e decisões envolvendo o tratamento e a disposição de resíduos sólidos, líquidos e pastosos, excluindo o uso da incineração de qualquer nível ou estágio de avaliação (MENEZES; GERLACH; MENEZES, 2000; REIS; SILVEIRA, 2002).

Já nos países desenvolvidos, como Alemanha, Japão, Suíça, EEUU e outros, houve uma grande mudança nesta imagem negativa da incineração e muitas plantas foram construídas recentemente, principalmente para a geração de energia. Esta reversão de imagem aconteceu devido ao avanço das tecnologias de controle e depuração de gases de todas as emissões gasosas e líquidas. Diante dos avanços, esses países passaram a substituir a maioria das instalações de tratamento de gases das principais plantas, e hoje atendem integralmente as exigentes normas de proteção ambiental (MENEZES; GERLACH; MENEZES, 2000).

No entanto, em países como no Brasil a imagem de poluição perdura, pois a tecnologia atual tem sido pouco discutida e várias plantas existentes ainda não foram atualizadas tecnologicamente, o que tem provocado a quase exclusão deste processo nas propostas de sistemas de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos (GIRS) e reciclagem de energia (MENEZES; GERLACH; MENEZES, 2000).

Atualmente já é reconhecido que, quanto mais se recicla, mais a incineração se torna a solução apropriada para os resíduos restantes, tornando o tratamento por incineração um grande aliado da reciclagem em um programa integrado (ATKINS, 1993 apud MENEZES; GERLACH; MENEZES, 2000).

Outro ponto que também tem sido muito discutido na análise de sistemas de gerenciamento integrado de resíduos sólidos, é o de levar para aterro apenas os resíduos últimos, ou seja, aquele que não é mais passível de tratamento. Com a proposta de diminuição dos resíduos a serem aterrados, a grande tendência mundial tem levado ao aumento da utilização da incineração, como um recurso eficaz para ultimar os resíduos e reciclar a energia neles contida (CAMPOS, 1999 apud MENEZES; GERLACH; MENEZES, 2000).

Nesse sentido, Menezes, Gerlach e Menezes (2000, p.1) afirmam que, sob vários aspectos, “a incineração constitui o processo mais adequado para a solução ambientalmente segura de problemas de disposição final de resíduos”.

## 2.2.2 Registro Histórico da Incineração no Brasil e no Mundo

O primeiro incinerador da história, conforme revela Lindenberg (1982 apud TAKAYANAGUI, 1993, p.48), foi “construído para a queima de resíduos domiciliares em 1874, em Nottingham, na Inglaterra. A partir deste, outros incineradores foram sendo construídos.

### 2.2.2.1 A Incineração no Mundo

O processo de desenvolvimento da incineração no mundo pode ser caracterizado através de gerações ou estágios, de acordo com Menezes (1999 apud MENEZES; GERLACH; MENEZES, 2000; INTIMA, 2004).

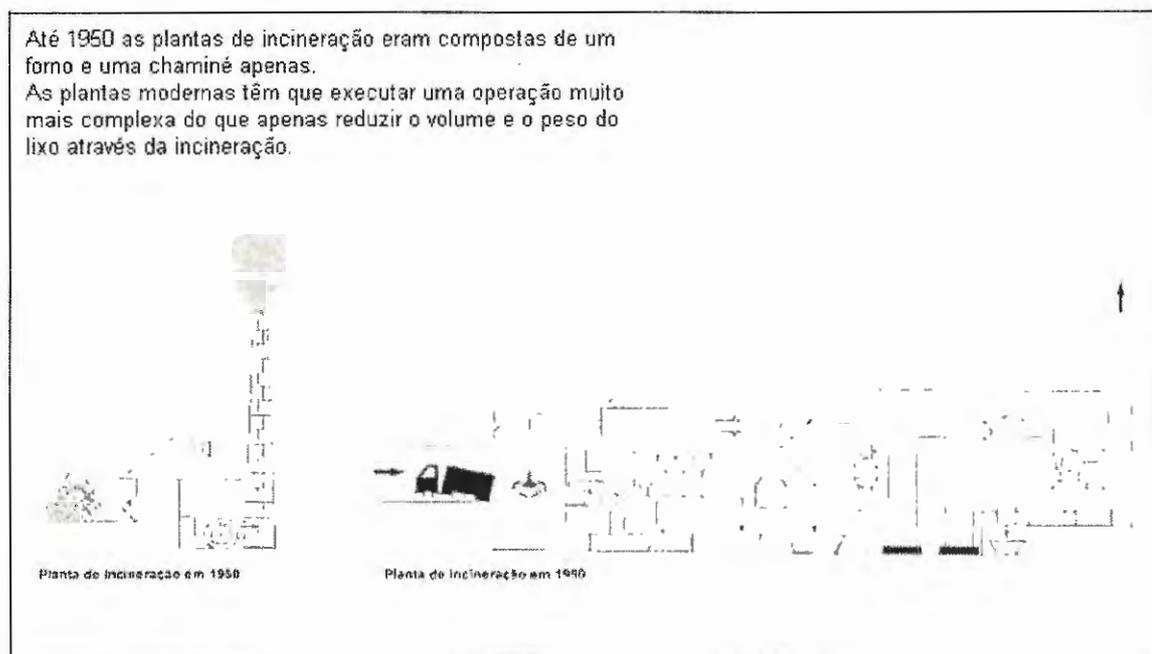
A primeira geração (1950-1965) é caracterizada por plantas demasiadamente incipientes, com uma única função de reduzir o volume do lixo. Assim, os gases eram lançados diretamente na atmosfera sem nenhum tipo de tratamento, gerando um grande impacto ambiental. Surgem, nesta época, as primeiras torres de água de refrigeração, instaladas sobre a câmara de combustão. A concentração de particulado chegava a atingir níveis de  $1000\text{mg}/\text{Nm}^3$  (os sistemas modernos atuais atingem até  $3\text{ mg}/\text{Nm}^3$ ). As principais plantas desta geração foram as de Lousanne (1959), Berna (1954), Bruxelas (1957) – Von Roll (MENEZES; GERLACH; MENEZES, 2000, p.3).

Já na segunda geração (1965-1975) aparecem os primeiros sistemas de proteção ambiental, que reduziram as emissões de poeira a  $100\text{mg}/\text{Nm}^3$ . Além disso, surgem os primeiros incineradores com câmara dupla, cujo objetivo era melhorar a eficiência da queima. Também despontam os primeiros interesses em recuperação de calor para a geração de energia, bem como nascem as plantas de grande capacidade. Surge a Babcock com sistema de grelhas rolantes (MENEZES; GERLACH; MENEZES, 2000; INTIMA, 2004).

A terceira geração (1975-1990) foi marcada pelo aumento da performance energética e o desenvolvimento das normas de proteção ambiental. Nessa época, a população também começa a fazer pressão para a preservação do ambiente. Aparece a introdução dos sistemas complexos de lavagem de gases para reduzir as emissões de gases ácidos, com a neutralização de HCl, SO<sub>x</sub>, HF e metais pesados.

As caldeiras e os processos de combustão dos orgânicos são muito melhorados. A automação passa a ser centralizada, e, multiplicam-se os centros de tratamento com co-geração de energia (MENEZES; GERLACH; MENEZES, 2000; INTIMA, 2004).

Por fim, a quarta geração, que teve início em 1990 e vai até os dias atuais, amplia a pressão popular em prol da preservação ambiental. O tratamento dos gases fica mais rigoroso, buscando a meta de emissão zero de particulado na atmosfera. São avançados os sistemas para remoção de poluentes como  $\text{NO}_x$ , dioxinas e furanos. Ocorre o aparecimento das “tecnologias avançadas de tratamento para a produção de resíduos finais inertes, que podem ser reciclados ou dispostos sem nenhum problema para o meio ambiente, tal como o uso do plasma térmico”. No pré-tratamento dos resíduos, que ocorre antes da incineração, vários processos vão se sofisticando, com o intuito de aumentar a sua homogeneização, baixar a umidade e melhorar o poder calorífico, transformando-o em combustível de qualidade para a máxima geração de energia. Os processos de combustão também vão sendo aprimorados, com o aumento dos sistemas de turbilhonamento, secagem, ignição e controle da combustão (INTIMA, 2004; MENEZES; GERLACH; MENEZES, 2000, p.3).



**Figura 3 – Incineração de Resíduos: de 1950 à 1990<sup>5</sup>**

<sup>5</sup> Fonte: Menezes, Gerlach e Menezes (2000, p.4)

Pode-se descrever que em 1994 alguns países desenvolvidos já utilizavam a técnica de incineração no tratamento do lixo e na recuperação de energia, conforme é apresentado na tabela 3.

**Tabela 3 – Incineração nos países desenvolvidos<sup>6</sup>**

Tabela Incineração nos países desenvolvidos

País	População (milhões)	Geração de lixo (milh.t/a)	No. de incineradoras	% incinerado	Recuperação de energia
Suíça	7	2,9	29	80	80 %
Japão	123	44,5	1893	72	Principais
Dinamarca	5	2,6	32	65	100%
Suécia	9	2,7	21	59	100%
França	56	19,5	100	41	68% da capac.
Holanda	15	7,1	9	39	50% das usinas
Alemanha	61	40,5	51	30	
Itália	59	15,6	51	17	30% da capac.
USA	248	180,0	168	19	75 % das usinas
Espanha	38	11,8	21	15	24 % das usinas
Reino Unido	57	35,0	7	5	25 % da capac.

Desde o final da década de sessenta, já se falava sobre “recuperação de energia pela queima de resíduos, produzindo eletricidade, vapor, calor no inverno, refrigeração no verão e água quente”, em um dos Estados Norte-Americanos e na Alemanha (HOLBROOK, 1968 apud TAKAYANAGUI, 1993, p.49); sendo hoje, este sistema amplamente utilizado nos países de Primeiro Mundo (COMPANHIA..., 1991 apud TAKAYANAGUI, 1993).

Na década de 70, nos EUA, era comum o uso dos sistemas de incineração pelos hospitais, mas foi caindo em desuso, tendo como um dos motivos não operar em perfeitas condições técnicas, com baixo controle dos gases poluentes que trazem danos à saúde humana e ambiental. Com isso houve “uma intensa reação da população Norte-Americana, denominada Síndrome de NIMBY – ‘Not in my back yard’, com relação à presença de incineradores nos hospitais, localizados em áreas urbanas densamente povoadas” (COMPANHIA..., 1991; HARD, 1991 apud TAKAYANAGUI, 1993, p.49).

Rutala e Weber (1991 apud TAKAYANAGUI, 1993, p.50) esclarecem que, “de 64 a 93% dos hospitais Norte-Americanos utilizam a incineração, de acordo com o

<sup>6</sup> Fonte: Lima (1994 apud MENEZES; GERLACH; MENEZES, 2000, p.4).

tipo de resíduo, 1/3 usam a autoclave como método de esterilização, e 1/4 despejam sangue e hemoderivados em rede de tratamento de esgoto”.

A incineração, apesar de ser considerado um sistema de tratamento de alto custo (KEENE, 1991; RUTALA; MAYHALL, 1992 apud TAKAYANAGUI, 1993), com um rigoroso controle sobre a emissão de gases também é utilizado em larga escala na Suíça, Alemanha, Austrália, Japão, Inglaterra e Itália (HERSHKOWITZ, 1990; COMPANHIA..., 1991 apud TAKAYANAGUI, 1993).

Por outro lado, na América Latina o percentual de RSU incinerado é inferior a 1%, segundo BNDES (1997 apud MENEZES; GERLACH; MENEZES, 2000). Menezes, Gerlach e Menezes (2000, p.5) explicam que até o momento no Brasil, “as aplicações da incineração se restringem ao processamento de resíduos perigosos e de alto risco, industriais, hospitalares e aeroportuários, e pouco tem sido efetivamente realizado no que se refere à reciclagem da energia contida.

#### **2.2.2.2 A Incineração no Brasil**

O primeiro incinerador do Brasil foi instalado em Manaus, em 1896. Este incinerador processava 60t por dia de lixo doméstico, e foi desativado por problemas de manutenção, em 1958 (LIMA, 1991 apud MENEZES; GERLACH; MENEZES, 2000; INTIMA, 2004; HENRIQUES, 2004). Neste mesmo ano (1896), um equipamento similar foi instalado em Belém e desativado em 1978 pelos mesmos motivos (CALDERONI, 1999 apud MENEZES; GERLACH; MENEZES, 2000; INTIMA, 2004; HENRIQUES, 2004).

Já na cidade de São Paulo, a história mostra que em 1913 foi implantado, no Alto do Araçá, um incinerador de lixo com equipamento importado da Inglaterra. Sua capacidade de queima era de 40 t/dia. Este antigo incinerador utilizava a queima de lenha para manter a temperatura de combustão do lixo e a alimentação do forno era realizada manualmente. Foi desativado em 1949 e demolido em 1953, por não conseguir tratar a quantidade de lixo gerada e por ter ficado muito próximo de residências (LINDENBERG, 1982 apud TAKAYANAGUI, 1993; INTIMA, 2004; HENRIQUES, 2004).

Outros incineradores também foram sendo instalados em São Paulo. Em 1949 foi instalado o incinerador de Pinheiros, com tecnologia da empresa americana

Nichols Engineering Corporation. Este incinerador operava em regime de bateladas, com 200 toneladas de lixo por dia. Intima (2004, p.11) explica que, ao contrário dos incineradores de regime contínuo, incineradores que operam em regime de bateladas “queimam quantidades fixas de lixo e somente recebem uma nova quantidade de lixo quando a batelada anterior está totalmente incinerada”. O incinerador de Pinheiros era dotado de um sistema rotativo vertical, denominado pião, para homogeneizar o lixo e assim conseguir uma combustão completa. O incinerador de Pinheiros operou por 41 anos e foi desativado em janeiro de 1990 (INTIMA, 2004; HENRIQUES, 2004).

Além do incinerador de Pinheiros, outros dois incineradores foram instalados em São Paulo, ambos com capacidade de 300 t/dia. Em 1959 foi instalado o incinerador de Ponte Pequena (desativado em dezembro de 1997) e em 1968, o de Vergueiro (PMSP/Secretaria do Verde, 1993 apud MENEZES; GERLACH; MENEZES, 2000; INTIMA, 2004; HENRIQUES, 2004).

O incinerador de Vergueiro processava, por dia, cerca de 80 toneladas de resíduos de serviço de saúde (principalmente remédios vencidos e drogas apreendidas), que eram misturados a uma pequena fração de lixo domiciliar para o controle da temperatura do forno (aproximadamente 900°C), e evitar danos ao material refratário da parte interna da câmara de combustão. Do total de material incinerado, 20% viravam escórias e eram encaminhadas aos aterros sanitários (INTIMA, 2004; ABBAS, 2008).

Devido a problemas técnicos irreversíveis, que ocasionavam deficiência no processo de combustão, em março de 2002 (INTIMA, 2004) a “administração da prefeita Marta Suplicy encerrou as operações do incinerador Vergueiro, que estava sendo alvo de inúmeras denúncias por parte de órgãos de controle, ambientalistas e especialistas em saúde pública” (ABBAS, 2008, p.85).

Jacobi (2006 apud ABBAS, 2008, p.85) pontua que,

depois de mais de 20 anos de poluição atmosférica e cerca de 2,5 milhões em multas ambientais, em junho de 2001, o incinerador de tecnologia alemã – que havia começado a funcionar em 1968 com lixo doméstico, mas passou a receber resíduos do sistema de saúde em 1977, depois que a Cetesb (agência ambiental do estado) lacrou os incineradores particulares dos hospitais – começou a ser desativado. Seu completo fechamento se deu um ano depois, numa cerimônia simbólica no Dia Mundial do Meio Ambiente. Os resíduos de saúde passaram a ser inertizados numa outra unidade, por meio de microondas.

No entanto, segundo Intima (2004, p.11), os resíduos que restaram da usina de Vergueiro “foi incinerado por empresa particular, situada na cidade de Mauá, a qual continua prestando serviço à prefeitura, assim como outras usinas localizadas em regiões mais afastadas do centro urbano”.

Todos os equipamentos que foram até aqui apresentados, atualmente encontram-se paralisados, pois suas instalações contavam com tecnologias ultrapassadas, sem a capacidade de atender as exigências das leis ambientais atuais (MENEZES; GERLACH; MENEZES, 2000; INTIMA, 2004; HENRIQUES, 2004).

Conforme descreve Ogata (1983 apud ABBAS, 2008) e Abbas (2008), os três incineradores de São Paulo apresentavam um desempenho pouco satisfatório, trabalhando com capacidade ociosa e contribuindo para a poluição do ar nos bairros em que se localizavam: Pinheiros, Saúde e Ponte Pequena. Assim, por causarem grave poluição aérea, as usinas de incineração que utilizavam métodos antigos de processamento, instaladas na cidade de São Paulo, ganharam a antipatia das populações e acabaram sendo desativadas.

Contudo, nos dias de hoje, devido ao aumento da preocupação com a poluição ambiental, os incineradores são “providos de equipamentos de controle da poluição mais eficientes, tais como lavadores de gases, os quais substituíram as câmaras de sedimentação dentre outros processos mais simples de controle da emissão do processo de combustão” (INTIMA, 2004, p.12).

Também faz parte da história da incineração no Brasil, segundo Menezes, Gerlach e Menezes (2000, p.2) e Henriques (2004, p.108), “a proliferação de incineradores residenciais prediais, ocorrida no Rio de Janeiro, a partir de 1950, com o surgimento da construção de prédios de vários andares. Estes incineradores foram banidos em 1969/70 porque eram, em realidade, verdadeiras ‘caixas de queimar sem controle’”.

Na década de 70 foi iniciada a fase de implantação de incineradores desenvolvidos para tratamento de resíduos especiais, tais como: aeroportuários, hospitalares, industriais e outros perigosos. Alguns incineradores foram instalados em indústrias químicas, aeroportos internacionais, bancos e prefeituras (MENEZES; GERLACH; MENEZES, 2000; INTIMA, 2004; HENRIQUES, 2004).

No Brasil, entre os anos de 1999 e 2000 foram “iniciadas operações de cinco novos incineradores, todos dedicados à destruição de resíduos gerados nas próprias

empresas, guardando uma folga de capacidade para atender a terceiros”. Os incineradores da Bayer (RJ), Ciba-Geigy (SP), Elanco (SP), BASF (SP) e Cetrel (BA) adicionaram 28500 toneladas/ano de capacidade de incineração ao parque incinerador brasileiro, que já contava com a Rhodia (SP-cativo), Hoechst (SP-cativo/terceiros), Copamo-Solvay (SP-cativo) e Cinal (AL-terceiros) (HENRIQUES, 2004; ALENCAR JUNIOR; GABAÍ, 2001, p.2).

A tabela 4 mostra algumas das instalações importantes, e suas principais características, que se mantêm em funcionamento no Brasil e que são aprovadas pela Cetesb.

**Tabela 4 – Características de alguns dos principais incineradores instalados no Brasil<sup>7</sup>**

Planta	Projeto / Tecnologia	Tipo	Capac. t/ano	Resíduos processados	Tratamento dos gases	Controle de emissões	Efluentes e cinzas
BASF Guaratinguetá – SP	Inter-Uhde	Rotativo	2.700	R.S.L.P., exceção de asfereis	Lavadores ácido e alcalino	Contínuo: O <sub>2</sub> , CO e SO <sub>x</sub>	Cinzas: em aterro terciarizado
BAVER Belfort Rovi – RJ	Inter-Uhde	Rotativo	3.200	R.S.L.P., incluindo Difênilas policl.	Lavadores ácido e alcalino separador de gotículas	Contínuo: O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub>	Cinzas: aterro inc. próprio. Líquidos: ETE
CETREL Camaçari – Bahia	Sulzer	Rotativo	10.000	Resíduos líquidos organoclorados	Lavadores ácido e alcalino	Contínuo: O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> e NO <sub>x</sub>	Cinzas: depositadas em aterro próprio.
ISO 14.001 CETREL Camaçari – Bahia	Anderzen 2000	Rotativo	4.500	Resíduos sólidos Classe I	Colador de pó tipo ciclone lavadores ácido e alcalino	Contínuo: CO, O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , opacidade	Cinzas: depositadas em aterro próprio.
ISO 14.001 CIBA Taboão da Serra – SP	Inter-Uhde	Rotativo	3200	Res. ind. org. e inorg. Exc. asfereis e radioativos.	Lavadores ácido e alcalino, demister e ciclone	Contínuo: NO <sub>x</sub> , SO <sub>x</sub> , O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , temp. vazão MP	Aterro próprio para 10.000 m <sup>3</sup> de cinzas e escórias.
CINAL Marechal Deodoro – AL	CBC / Nittetu Chemical Engineering (Japão)	Câmara horizontal c/leito recíprocante	11.500	R.S.L.P., incl. PCBs e organoclorados	Lavadores ácido e alcalino	Contínuo: CO, CO <sub>2</sub> , O <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , SO <sub>x</sub> , MP	Aterro próprio
CLARIANT Suzano – SP	Inter-Uhde	Rotativo	2.700	Resíduos sólidos e pastozos	Lavadores ácido e alcalino	Contínuo: CO, CO <sub>2</sub> , O <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , SO <sub>x</sub> , MP	Cinzas e escórias: aterro industrial em Resende (RJ) e ETE 300 m <sup>3</sup> h
ISO 14.001 ELI LILLY Cosmópolis – SP	Inter-Uhde	Rotativo	10.400	Resíduos sólidos, líquidos e pastozos.	Lavadores ácido e alcalino	Contínuo: O <sub>2</sub> , CO, CO <sub>2</sub>	Aterro próprio classe I
KOMPAC Fortaleza – Ceará	Kompac	Câmara horizontal c/leito recíprocante	10.950	Resíduos de serviços de Saúde e Industriais	Lavadores ácido e alcalino	Contínuo: CO <sub>2</sub> , CO, O <sub>2</sub> Periódico: SO <sub>x</sub> , NO <sub>x</sub> , HCl, HF, Cl <sub>2</sub>	Efl. líquidos não descartados. Cinzas e escórias: aterro industrial
RHODIA (Cubatão – SP)	Rhone-Poulenc	Rotativo	18.000	R.S.L.P., incluindo, organoclorados	Lavadores ácido e alcalino	Contínuo: O <sub>2</sub> , CO, CO <sub>2</sub> e NO <sub>x</sub>	Aterro industrial classe I
SILCON Paulínea – SP	Hoval	Leito fixo, pirólítico	3.600	Resíduos de serviços de Saúde	Lavadores ácido e alcalino	Contínuo: O <sub>2</sub> , CO, CO <sub>2</sub> e NO <sub>x</sub>	Aterro industrial classe I

<sup>7</sup> Fonte: Cerqueira e Alves (1999 apud MENEZES; GERLACH; MENEZES, 2000) e Sanches (2000 apud MENEZES; GERLACH; MENEZES, 2000, p;2).

- Se bem operado, os produtos finais são: cinza e gases dentro dos limites obrigatórios por lei;
- Destrói organismos patogênicos e substâncias orgânicas;
- Opera independentemente das condições meteorológicas;
- Elimina características repugnantes dos resíduos patológicos e de animais;

Para Sindicic (2002), quando comparado o processo de incineração com outros tipos de disposição de resíduos, as seguintes vantagens podem ser encontradas:

- redução do volume;
- rapidez do processo;
- habilidade para lidar com resíduos combustíveis;
- produção de cinzas estéreis e não putrescíveis;
- necessidade de área pequena;
- possibilidade de recuperação de calor com conseqüente redução de custos e de emissão de CO<sub>2</sub>;
- possibilidade de controle efetivo dos efluentes gasosos para minimizar os impactos na atmosfera e meio ambiente.

Sindicic (2002, p.1.3) reforça que ao considerar que o aproveitamento de energia térmica evita a queima de combustíveis fósseis.

Por outro lado, apesar das muitas vantagens apresentadas do processo de incineração, muitas também são as desvantagens citadas por alguns autores.

Nesse sentido, como desvantagens do processo de incineração, Oliveira (2000 apud SANTOS et al, 2010) e Orofino (1996 apud SANTOS et al, 2010) destacam:

- Inviabilidade com resíduos de menor poder calorífico e com aqueles clorados;
- Umidade excessiva e resíduos de menor poder calorífico prejudicam a combustão;
- Necessidade de utilização de equipamento auxiliar para manter a combustão;
- Metais tóxicos podem ficar concentrados nas cinzas que devem ser acondicionadas adequadamente;
- Possibilidade de emissão de dioxinas e furanos, cancerígenos em caso de falta de controle adequado;
- Altos custos de investimento e de operação e manutenção;

- Variabilidade da composição dos resíduos pode resultar em problemas de manuseio de resíduo e operação do incinerador e, também exigir manutenção mais intensa;

Já para o Portal CIMM (2010), as principais desvantagens da incineração, são:

- custo operacional e de manutenção elevado;
- manutenção difícil, exigindo trabalho constante de limpeza no sistema de alimentação de combustível auxiliar, exceto se for utilizado gás natural;
- elevado custo de tratamento dos efluentes gasosos e líquidos (águas de arrefecimento das escórias e de lavagem de fumos).

Segundo a Biblioteca virtual do Amazonas (2004), as principais desvantagens deste processo são: alto custo de instalação e manutenção e exigência de mão-de-obra qualificada.

Alguns autores, como Gouveia e Prado (2010, p.7) avaliaram os possíveis impactos das emissões poluentes à saúde humana da população residente próxima ao incinerador de Vergueiro. Como esclarecimento, o resultado deste estudo concluiu que não foi possível identificar uma relação que confirmasse a hipótese de que residência em áreas próximas a esse incinerador aumenta o risco de alguns tipos de câncer. Portanto, “não foram encontrados indícios de associação entre proximidade residencial ao incinerador Vergueiro. Diante disso, Intima (2004) sugere que deve-se implementar políticas adequadas para o gerenciamento de resíduos, tendo por base a minimização da geração.

### **2.2.3.1 Os Prós e os Contras do Processo de incineração**

No Brasil, alguns órgãos de proteção ao meio ambiente tem se manifestado contra o processo de incineração. Como exemplo pode-se citar a Associação de Combate aos Poluentes (ACPO) de Minas Gerais. Em ofício apresentado, este órgão pede que não seja renovada a licença de um processo de incineração, realizado em um bairro de Belo Horizonte. Como justificativa, o órgão aponta: “o perigo e riscos associados ao processo de incineração estabelecendo, especificamente, as substâncias tóxicas que tal processo pode causar para a saúde humana e ambiental”, bem como a destruição dos recursos materiais não renováveis, como os combustíveis fósseis.

À nível mundial, outro órgão que também se manifesta contra a incineração de resíduos é o Greenpeace. Allsopp, Costner e Johnston (2007) do laboratório de pesquisa do Greenpeace, no Reino Unido, relatam que os incineradores não resolvem os problemas dos materiais tóxicos presentes no lixo, eles apenas convertem estes materiais em outras formas, que segundo os autores, algumas podem ser mais tóxicas que os materiais originais.

Allsopp, Costner e Johnston (2007) afirmam também que a redução do peso e do volume do material queimado durante a incineração é uma crença popular desprovida de verdade, pois se as massas de todos os resíduos de um incinerador, incluindo as emissões gasosas, forem somadas, o material que sai tem peso maior do que o material que entra.

De acordo com Allsopp, Costner e Johnston (2007, p.2) “não há incinerador que não lance na atmosfera algum tipo de poluente. Esses poluentes incluem uma ampla gama de compostos, muitos deles ainda não identificados”. Dentre os principais compostos encontram-se dioxinas, bifenilas policloradas (PCBs), naftalenos policlorados, benzenos clorados, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs), inúmeros compostos orgânicos voláteis (VOCs), e metais pesados como chumbo, cádmio e mercúrio.

Diante do exposto, Allsopp, Costner e Johnston (2007) sugerem a adoção de uma estratégia de emissão zero e a redução dos impactos na saúde causados pelo processo de manejo de resíduos, através de uma mudança para um paradigma de manejo ambiental baseado nos três axiomas de redução, reutilização e reciclagem e da eliminação total da incineração industrial até 2020.

Enquanto alguns órgãos se manifestam contra o processo de incineração, devido à emissão de vários poluentes na atmosfera, alguns autores a defendem.

Brunner (1996) revela que, se comparada à incineração com alguns dos fenômenos naturais, a contribuição da incineração para o agravamento dos problemas ambientais é mínima. Como exemplo, o autor cita uma das cinco erupções ocorridas no vulcão Mount St. Helens, no estado de Washington, EUA em 1980. Em uma única erupção estima-se que este vulcão tenha lançado na atmosfera 325 Mton de particulados. Portanto, considerando que todo lodo e detritos gerados nos EUA fossem incinerados, de uma produção percapta de 2,6 kg, com emissão de 3,5 kg de particulados por tonelada incinerada, seriam necessários 8 anos para igualar uma única erupção.

Sindicic (2002, p.1.8) destaca que a emissão de dioxinas e furanos “está hoje na casa dos décimos de nano-gramas por metro cúbico de gás nos incineradores modernos e bem operados, muitos dos quais são capazes de eliminar o resíduo e ainda produzir energia elétrica no processo”.

Morel (1992 apud TAKAYANAGUI, 1993, p.49) revela que a possibilidade de emissão de gases nocivos na atmosfera, em proporção muito maior, deve-se “a outras fontes como veículos automotores, movidos à gasolina, com aditivos à base de chumbo, disposição inadequada de produtos químicos clorados, branqueamento de papel e produção de pesticidas à base de ácido triclorofenóxido, dentre outras”. E ainda, “conforme relatado pela Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), ‘a emissão de dioxinas por incineração corresponde a 2% em relação às demais fontes’” (MOREL, 1992 apud TAKAYANAGUI, 1993, p.49).

Sindicic (2002, p.1.8) complementa que existem outras fontes de dioxinas, provavelmente maiores que as liberadas pelo processo de incineração, localizadas em várias atividades industriais e até mesmo em eventos prosaicos, tal como a queima de fogos de artifício nas grandes comemorações. Estima-se, que esta queima possa “produzir mais dioxinas e furanos em um único evento do que um incinerador que produz 20 MW de energia elétrica operando continuamente durante um ano”.

Nesse mesmo sentido, pode-se destacar um Parecer Técnico da CETESB, citado por Takayanagui (1993, p.49), que afirma que as “emissões de dioxinas e furanos decorrentes da incineração de resíduos urbanos e hospitalares em equipamentos bem construídos e operados são muito baixas”.

Reis e Silveira (2002, p. 2) citam um artigo publicado em junho de 1999 no jornal “O Estado de São Paulo”, em que o chefe do laboratório de poluição da Faculdade de Medicina da USP, Paulo Hilário Saldiva “afirma que existem mais de 210 tipos ou formas de dioxinas, mas somente 17 (8%) são consideradas tóxicas”. Segundo Saldiva, a dioxina é produzida principalmente, na queima de pneus e plásticos em caldeiras. “Por outro lado, sempre foi afirmado, que uma das formas de geração de dioxinas e furanos, se dá através da incineração de organoclorados, (produtos que contém cloro, como alguns plásticos e papel)”. Contudo, uma pesquisa da Sociedade Americana de Engenheiros Mecânicos (ASME apud REIS; SILVEIRA, 2002, p.2), constatou “que a quantidade de dioxina gerada em incineradores independe, da quantidade de cloro ou organoclorados no lixo

incinerado. O estudo conclui que a dioxina uma vez formada, é destruída sem ser liberada, se o processo primar por tecnologia atualizada”.

Portanto, de acordo com Takayanagui (1993, p.50), “a incineração, enquanto um processo controlado, representa uma das opções mais aceitas universalmente, sendo recomendada, inclusive, pela própria Organização Mundial de Saúde (WHO, 1985 apud TAKAYANAGUI, 1993) e pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA-EPA” (MEANEY; CHEREMISIOFF, 1989 apud TAKAYANAGUI, 1993).

#### **2.2.4 O Processo de incineração**

O processo de incineração foi desenvolvido para resolver a questão da disposição final dos resíduos sólidos e patogênicos. Em virtude dos problemas ambientais ocasionados pela disposição inadequada no solo de materiais tóxicos não degradáveis, o interesse pela incineração vem aumentando (DEMPSEY; OPPELT, 1999).

Basicamente, o processo de incineração é uma técnica que “utiliza a combustão controlada para degradar termicamente materiais residuais”. Assim sendo, os equipamentos envolvidos na incineração garantem fornecimento de oxigênio, turbulência, tempo de residência e temperatura adequados e devem ser equipados com mecanismos de controle de poluição para a remoção dos produtos da combustão incompleta e das emissões de particulados, de  $SO_x$  e  $NO_x$  (MAROUN, 2006, p.20).

Segundo Pavesi (2006) e Mucciacito (2010), o processo de incineração pode ser dividido em uma seqüência de cinco sistemas:

- Preparação e alimentação do resíduo para queima;
- Combustão do resíduo;
- Tratamento de gases de saída (controle de poluentes atmosféricos);
- Tratamento e controle de efluentes líquidos;
- Acondicionamento e disposição dos resíduos sólidos gerados no processo de queima, e nos equipamentos de controle de poluição do ar.

Pavesi (2006, p.19) esclarece que a “escolha e combinação apropriada dos componentes destes sistemas, principalmente o tipo de câmara de combustão,

depende das propriedades físicas dos resíduos e de seu teor de cinzas”. O autor ilustra o esquema completo de uma usina de incineração através da figura 4.

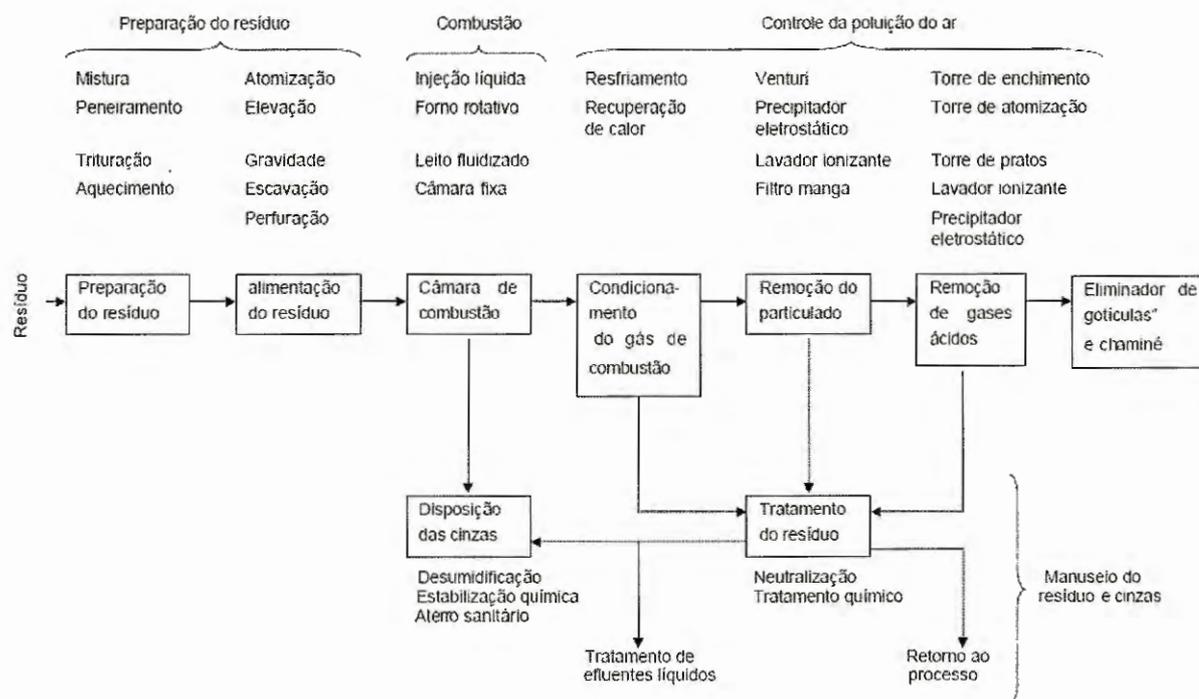


Figura 4 – Esquema de um sistema de Incineração<sup>9</sup>

Pavesi (2006, p.21) explica que o sistema mais importante é o de combustão, pois é onde ocorre a queima dos resíduos. O autor destaca ainda que “a função primária do forno é converter os resíduos sólidos em gases através de uma série de volatilizações e reações parciais. Para completar as reações de combustão da fase gasosa, é necessário um pós queimador”.

Para evitar altas emissões de poluição na atmosfera, Santos et al (2010) revelam que o processo de incineração deve ocorrer em duas fases: combustão primária e combustão secundária.

A combustão primária tem duração de 30 a 120 minutos e temperatura com cerca de 800°C a 1000°C. Nela ocorre a secagem, o aquecimento, a liberação de substâncias voláteis e a transformação do resíduo remanescente em cinzas, e é durante este processo que o material particulado é gerado. Normalmente, “o

<sup>9</sup> Fonte: Adaptado de Dempsey e Oppelt (1999)

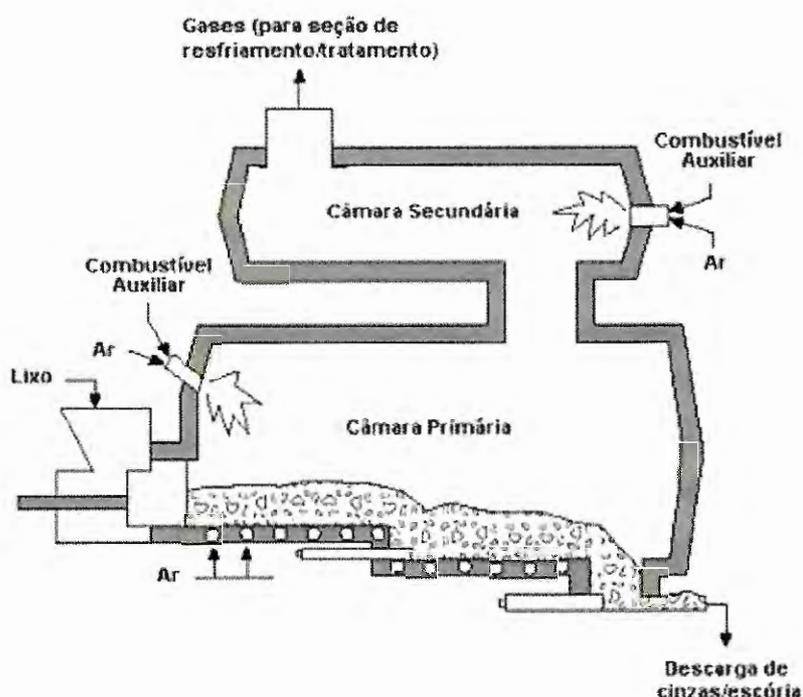
excesso de oxigênio empregado na incineração é de 10 a 25% acima das necessidades de queima dos resíduos” (SANTOS et al, 2010).

Já na combustão secundária, os gases, vapores e material particulado, liberados na combustão primária, são exauridos para a câmara de combustão secundária ou pós-combustão, permanecendo por cerca de 2 segundos expostos a temperaturas de 800 a 1000°C ou mais, levando à destruição das substâncias voláteis e parte do material particulado (SANTOS et al, 2010). Os gases da combustão secundária são rapidamente resfriados para evitar a recomposição das extensas cadeias orgânicas tóxicas e em seguida tratados em lavadores, ciclones ou precipitadores eletrostáticos, antes de serem lançados na atmosfera através de uma chaminé (CIMM, 2010; MONTEIRO et al, 2001). O gás emitido do incinerador deve passar por processo de filtração (MUÑOZ, 2002).

Embora Santos et al (2010) mostrem um tempo elevado na combustão primária, Sindicic (2002, p.1.13), apresenta em seu trabalho “Efeitos de adição de O<sub>2</sub> puro sobre as emissões poluentes produzidas na incineração industrial de resíduos perigosos” que se consegue um tempo de 15,4 minutos para incineração de uma barrica de Nylon de 20 kg em uma fornalha rotativa a uma rotação de 0,3 rpm com ar atmosférico. Mostra também que com a adição de 30% de oxigênio puro + ar atmosférico é possível se incinerar o mesmo resíduo e quantidade em 4,35 minutos. A injeção de oxigênio puro se mostrou adequada neste trabalho, reduzindo de modo geral a emissão de material particulado. Dos materiais testados no incinerador rotativo a redução mais expressiva se deu com Nylon. Conseguiu-se uma redução variando entre 15 a 67% de particulado como resultado final do trabalho.

Para os resíduos contendo cloro, fósforo ou enxofre, além da necessidade de maior permanência dos gases na câmara (cerca de dois segundos), são necessários sistemas de tratamento adequados para que estes possam ser lançados na atmosfera. Por outro lado, “os resíduos compostos apenas por átomos de carbono, hidrogênio e oxigênio necessitam somente de um sistema eficiente de remoção do material particulado expelido juntamente com os gases da combustão” (CIMM, 2010, p.1; MONTEIRO et al, 2001, p.140).

A figura 5 ilustra um esquema representativo de uma câmara de combustão.



**Figura 5** – Esquema Representativo de dupla câmara de Combustão<sup>10</sup>

Verifica-se que, os resíduos entram primeiro na câmara onde é injetado ar e, se necessário, um combustível auxiliar. Depois, os gases sobem para a segunda câmara onde mais ar é injetado. Após esta etapa, os gases sobem para o sistema de tratamento, e os descartes (cinzas) ficam depositados na primeira câmara, sendo posteriormente retirados (HENRIQUES, 2004).

Segundo Dip (2004, p.18), quase todos os tipos de resíduos podem ser incinerados, desde os com alto teor de compostos orgânicos até os que o possuem em menores quantidades. Contudo, há exceções, tal como os explosivos.

A diversidade química e de formas é um dos maiores fatores de dificuldade na incineração de resíduos sólidos. Um dos grandes desafios é controlar estes elementos quando entram em uma câmara primária de combustão, as interações possíveis químicas e físicas são variáveis relacionadas com a cinética das reações, transferência de massa, temperatura atingida pelos reagentes, tudo isto ligado a geometria do equipamento, das velocidades dos gases de exaustão e inclusive da maneira como se alimenta este material (triturado, em big bags etc.) que pode acelerar ou dificultar as reações de destruição destes resíduos.

<sup>10</sup> Fonte: Aranda (2001 apud HENRIQUES, 2004, p.116)

Além disso, as características dos resíduos têm efeitos sobre o próprio equipamento podendo produzir corrosão e outros problemas que definem riscos, custos de operação e custos de manutenção elevados (SINDICIC, 2002).

Assim, para a garantia do meio ambiente, Menezes, Gerlach e Menezes (2000) afirmam que a combustão tem que ser continuamente controlada, levando-se em conta que o combustível (resíduo) é “desconhecido”, isto porque varia ao longo do tempo em composição, umidade, peso específico e poder calorífico. Dessa forma, observa-se que os sistemas modernos de incineração de resíduos são dotados de sistemas de automação com controle contínuo das variáveis de combustão, tanto na câmara primária quanto na de pós-combustão, bem como, nas demais etapas de depuração de gases e geração de energia.

Para Mucciaccito (2010, p.2), o grande desafio de um sistema de incineração é obter a combustão completa, “usando o gerenciamento de três parâmetros (tempo de residência do resíduo a ser decomposto termicamente, temperatura e turbulência) e providenciando controles adequados dos poluentes lançados no ar”.

Também para Pavesi (2006) e Sindicic (2002), as três principais variáveis que devem ser controladas no processo de combustão são: temperatura, turbulência e o tempo de residência. Sindicic (2002, p.1.9) complementa que se estes parâmetros não forem “manipulados corretamente podem afetar a eficiência da combustão, a taxa de destruição do resíduo nos incineradores e a produção de emissões indesejáveis e possivelmente fora dos padrões exigidos pelos órgãos ambientais”.

Intima (2004) explica que a temperatura representa a quantidade de energia fornecida ao resíduo para que ocorra quebra e recombinação de moléculas existentes. A turbulência indica o grau de mistura do resíduo com o oxigênio. O tempo de residência é o tempo no qual as substâncias permanecem na temperatura adequada, tempo este disponível para que as reações de oxidação ocorram.

Para Maroun (2006) o monitoramento necessário no processo de incineração deve ocorrer através das emissões atmosféricas, temperatura, tempo, oxigenação, e composição das cinzas. Santos et al (2010) citam os principais parâmetros que devem ser seguidos para uma boa combustão:

- temperatura na faixa de 800°C a 1000°C;
- tempo de retenção de aproximadamente dois segundos;
- turbulência para que se possibilite um maior contato com as partículas com o oxigênio necessário a sua queima;

- disponibilidade de oxigênio em taxas adequadas ao processo, com a finalidade de assegurar-se a completa destruição dos resíduos, inclusive dos subprodutos formados, tais como dioxinas e PCB's.

Maroun (2006, p.20) destaca que é “necessária a correta disposição dos resíduos sólidos resultantes (cinzas) após a incineração”, pois quando “componentes orgânicos são incinerados, concentrações de metais aumentam nas cinzas e processos de estabilização ou inertização podem ser necessários para evitar a sua liberação para o meio ambiente”. Portanto, as “cinzas devem ter sua composição analisada para que seja determinado o melhor método de disposição. Normalmente são utilizados aterros industriais”.

Já as emissões poluentes podem ser controladas através da fiscalização da combustão e do material particulado. Neste sentido, para que haja o controle da combustão e a prevenção da poluição, o projeto, a construção, a operação e a manutenção dos incineradores devem ser adequadas, devendo haver também o monitoramento e o treinamento dos operadores (SANTOS et al, 2010).

Alguns fatores que interferem na operação de um incinerador, podendo vir a causar poluição ambiental e ineficiência na destruição de microorganismos, são elencados por Santos et al (2010, p.11):

- gradientes de temperatura causados pelo uso intermitente;
- velocidades lineares excedendo os critérios do projeto devido à operação imprópria e, portanto, reduzindo o tempo de retenção;
- alimentação de resíduos em desacordo com o plano de operação pré-estabelecido (sobrecarga); umidade excessiva do resíduo;

A norma da ABNT NBR 11175 (Incineração de resíduos sólidos perigosos – padrões de desempenho) fixa as condições exigíveis de desempenho do equipamento para incineração de resíduos sólidos perigosos, exceto aqueles assim classificados apenas por patogenicidade ou inflamabilidade (ABNT, 1990). Segundo esta norma, a eficiência de destruição e remoção pode ser calculada pela seguinte fórmula:

$$E_d = \frac{C_{PCOPentrada} - C_{PCOPsaída}}{C_{PCOPentrada}} * 100$$

Onde:

$E_d$  = eficiência de destruição e remoção

$C_{PCOPentrada}$  = taxa de alimentação de PCOP na entrada do resíduo (Kg/h)

$C_{PCOPsaída}$  = taxa de saída de PCOP medida na chaminé (kg/h)

$PCOP$  é o Principal Composto Orgânico Perigoso

O controle do material particulado ocorre através da remoção das partículas por meio de tratamento dos efluentes gasosos, sendo que os sistemas mais empregados são o lavador de gases, precipitador eletrostático e filtro de mangas. Portanto, “os sistemas de controle de fases devem possuir alta eficiência de remoção, caso contrário os problemas permanecerão, trocando simplesmente o solo pelo ar contaminado” (SANTOS et al, 2010, p.11).

Os dois sistemas de tratamento dos efluentes gasosos mais empregados, lavador de gases e precipitador eletrostático, citados por Santos et al (2010), são apresentados:

o princípio do lavador de gases consiste em submeter os gases a uma cortina de água que removerá o material particulado em suspensão, além de retirar partículas de pequeno diâmetro, como metais e vapores de metal oxidado; o precipitador eletrostático consiste em uma série de eletrodos aterrados, intercalados com outros ligados a uma fonte de alta tensão em corrente contínua, onde as partículas em suspensão são carregadas eletrostaticamente, e atraídas pelos eletrodos. Essas partículas são removidas dos eletrodos e recolhidas na tremonha por meio de vibração em funis dispostos em seu fundo (SANTOS et al, 2010, p.11).

Para Würdemann e Veen (2002) o sistema de tratamento de gases de combustão pode ser dividido em duas etapas. Primeira etapa: remoção das cinzas (por ciclones, precipitadores eletrostáticos ou filtros de mangas). Segunda etapa: remoção de gases ácidos. Na segunda etapa, duas principais tecnologias são aplicadas: sistema seco ou semi-seco, onde os compostos são absorvidos pelos componentes do ácido alcalino (soda cáustica ou, mais geralmente, calcário). Os gases resultantes dos resíduos devem ser eliminados. E, sistemas úmidos, onde os gases ácidos são absorvidos na água de lavagem, que deve ser tratada.

Pagliuso (2009) apresenta na figura 6 um sistema de tratamento de gases:



**Figura 6** – Funcionamento de um Sistema de Tratamento de Gases<sup>11</sup>

No sistema apresentado Pagliuso (2009) explica que o quencher serve para reduzir rapidamente a temperatura, visando a não formação de dioxinas e furanos, e ao mesmo tempo manter o gás seco o que evita a corrosão por formação de Acido Sulfúrico. O carvão ativado remove dioxinas e furanos, alguns orgânicos e metais. A cal  $\text{Ca(OH)}_2$ , remove gases ácidos, principalmente  $\text{SO}_x$  e  $\text{HCl}$ . O filtro remove o pó, evitando a emissão para atmosfera, e age como reator, onde o carvão e a cal ficam depositados sobre as mangas, reagindo com o gás. Contudo, o autor alerta que para eliminar os poluentes, além do tratamento de gases, é preciso que o incinerador opere corretamente (temperatura, oxigênio, modo de carga, etc.), tenha boa manutenção corretiva e preventiva e um planejamento de operação (combinação de resíduos para obter boa temperatura e emissão de poluentes baixa) (PAGLIUSO, 2009).

Para Henriques (2004) o tratamento dos gases de combustão envolve processos físicos e químicos com uma grande variedade de opções de conformação e equipamentos. A autora divide este processo em etapas. Para ela, a primeira etapa consiste em resfriar os gases que saem entre  $1000^\circ\text{C}$  e  $1200^\circ\text{C}$  da câmara secundária e gerar vapor d'água que pode ser utilizado na conversão de energia elétrica, sistema de aquecimento ou mesmo sistema de refrigeração. Em seguida, os gases são neutralizados com a injeção de hidróxido de cálcio (dry scrubber),

<sup>11</sup> Fonte: Pagliuso (2009, p.23)

altamente eficiente na neutralização e captura de  $\text{SO}_x$  e  $\text{HCl}$ . Os gases já resfriados e neutralizados passam então por um sistema de filtros (filtros-manga) que retiram o material particulado (fuligem, sais e hidróxido de cálcio) de dimensão de até  $0,3\mu\text{m}$ . Em algumas conformações utilizam-se outros sistemas, como precipitadores eletrostáticos, lavadores Venturi, ciclones, etc.

E, por último, os gases passam por um leito adsorvente, à base de carvão ativado, de alta área superficial que possui tripla ação:

- Retenção de óxidos nitrosos: evita-se picos de geração de  $\text{NO}_x$ , eventualmente formados por distúrbios na câmara secundária, inibindo que sejam emitidos abruptamente para a atmosfera;
- Retenção de organoclorados: ação preventiva quanto à emissão de dioxinas por algum problema na câmara secundária;
- Retenção de metais voláteis: o material adsorvente atua como uma “peneira molecular” retendo metais voláteis. Tanto por injeção, como através de um leito fixo, o material adsorvente possui comprovadamente altíssima eficiência na retenção de metais.

Henriques (2004) reforça ainda que tanto os filtros de manga quanto os leitos de carvão funcionam tipicamente entre  $150$  e  $200^\circ\text{C}$ . A perda de calor ao longo do próprio tratamento de purificação de gases faz com que a temperatura na saída da chaminé seja inferior a  $120^\circ\text{C}$ .

Menezes, Gerlach e Menezes (2000, p.5) e Henriques (2004, p.119) registram que um “processo de incineração não pode existir sem estar interconectado a um sistema tecnologicamente avançado de depuração de gases e de tratamento e recirculação dos líquidos de processo”. Isso porque “os gases efluentes de um incinerador carregam grandes quantidades de substâncias em concentrações muito acima dos limites das emissões legalmente permitidas e necessitam de tratamento físico/químico para remover e neutralizar poluentes provenientes do processo térmico”.

São vários os equipamentos de controle de poluição do ar para o processo de incineração de resíduos perigosos. Dentre eles, Roberts et al (1999) destacam:

- Precipitadores eletrostáticos: removem material particulado de uma corrente gasosa através da criação de alto diferencial de voltagem entre eletrodos;
- Filtros de mangas: removem o pó da corrente de gás passando a corrente gasosa carregada de material particulado por tecido poroso;

- Separadores inerciais: o gás carregado de material particulado é forçado a mudar de direção;
- Lavadores úmidos: usam o processo de absorção em líquido para separar os poluentes da corrente gasosa;
- Adsorvedores: durante a adsorção, os poluentes gasosos são removidos da corrente de gás aderindo na superfície de um sólido;
- Condensadores: trocadores de calor que promovem mudança de fase dos poluentes gasosos, possibilitando a remoção desses;
- Removedores de Névoas: atuam baseados em princípio de inércia, separando as gotículas de líquido, inclusive água, arrastadas da corrente gasosa;
- Pré-resfriadores de gases: resfriamento rápido para menos que 150° para minimizar a formação de compostos perigosos (dioxinas e furanos);
- Filtros: combina filtração + adsorção + reação química;
- Lavadores a seco: A cal virgem (CaO) ou hidróxido de cálcio (CaOH) é injetado no vapor dos gases de exaustão e é então capturada por filtro de mangas, formando uma camada de cal;
- Catalisadores: reduz o NO<sub>2</sub>.

Não há um único sistema que seja adequado para todas as aplicações e para fazer a escolha adequada do sistema de controle de poluição do ar alguns fatores devem ser considerados, tais como:

- Fatores ambientais: localização do equipamento, espaço disponível, condições ambientais locais, disponibilidade de tratamento e disposição de resíduos gerados, padrões máximos de emissão permitidos pela legislação local e nacional, contribuição do sistema de controle de poluição do ar para formação de resíduos sólidos e efluentes líquidos, poluição sonora e impacto visual.
- Fatores de engenharia: caracterização dos contaminantes, propriedades da corrente gasosa (incluindo vazão, temperatura, pressão, dentre outras) e o desenho e eficiência do sistema escolhido de controle de poluição do ar.
- Fatores econômicos: custo de capital (engenharia, projetos, instalação e equipamentos), custos de operação, manutenção e de tempo de vida dos equipamentos.

Roberts et al (1999) dividem os equipamentos de controle de poluição do ar para incineradores em duas categorias: os que removem partículas, e os que removem gases poluentes.

No Brasil, existem tecnologias que podem garantir que as emissões para a atmosfera ou corpo líquido sejam feitas abaixo dos níveis de exigência das leis ambientais brasileiras (ABNT, Cetesb, INEA etc.) e internacionais (MENEZES; GERLACH; MENEZES, 2000; HENRIQUES, 2004). Esses sistemas são desenhados para cada tipo de resíduo a ser processado, e normalmente baseados em um sistema com quencher, lavagem ácida, lavagem alcalina e remoção final com lavador de aerossóis ou filtros de manga.

Menezes, Gerlach e Menezes (2000, p.5) explicam que

na lavagem ácida, é feita a retenção inicial do material particulado inerte e a neutralização dos ácidos, com tecnologias específicas para remoção do mercúrio Hg(O), HCl, HF e óxidos, metais pesados classe I, II e III, além de controle das Dioxinas e Furanos (PCDD/PCDF). A lavagem alcalina neutraliza os poluentes ácidos e contribui para retenção de outros poluentes com reação em ambiente com pH alto. A conclusão da remoção da parte muito fina de particulado (menor de 0,7 mm) é feita em Lavador dos Aerossóis ou em filtros de manga.

Os efluentes líquidos são tratados e reciclados, incluindo processos proprietários de neutralização de efluentes ácidos, regeneração de soda, sedimentação e dessalinização. As tecnologias utilizadas no Brasil são similares às mais modernas do mundo, trabalhando com Sistemas MULTIWIR (G. Morávia) e Kompac, desta empresa.

A incineração, no tratamento dos resíduos sólidos, possui um custo relativamente alto, devido às exigências legais, como a depuração dos gases. Nos EUA, incluindo as despesas com embalagem e transporte, os valores alcançam cerca de US\$ 600/tonelada. No entanto, “os custos iniciais com aquisição de incineradores diminuem a medida que aumenta a capacidade do equipamento” (SANTOS et al, 2010, p.12).

### **2.2.5 Tipos de Incineradores e Processos de Destruição Térmica**

Os incineradores devem ser projetados de acordo com o tipo de resíduo que incineram. Podem ser incineradores hospitalares, incinerando resíduos de serviço de saúde, incineradores de resíduos sólidos urbanos, ou ainda incineradores de resíduos industriais perigosos.

Os incineradores de resíduos industriais perigosos podem ser de vários tipos, dentre eles:

- **Incinerador com forno rotativo:** são os mais versáteis, devido ao fato de serem aplicáveis à destruição de resíduos sólidos, lamas e líquidos. Frequentemente são incorporados em incineração comerciais (fora das fábricas).

O forno rotativo é um cilindro horizontal, com diâmetro da ordem de 4 metros e comprimento de até 4 vezes o diâmetro, revestido internamente com refratários, que é montado com uma pequena inclinação em relação ao plano horizontal. A entrada dos resíduos é feita na extremidade mais elevada, pelo lado oposto dos queimadores, obrigando-os a se moverem lentamente para baixo devido à rotação do cilindro. A rotação do forno é que induzirá o transporte do resíduo através do forno e melhorará a mistura (homogeneização) do resíduo a ser queimado. O resíduo pode mover-se tanto co-corrente quanto contracorrente em relação ao fluxo de gás (DEMPSEY; OPPELT, 1999; Monteiro et al, 2001).

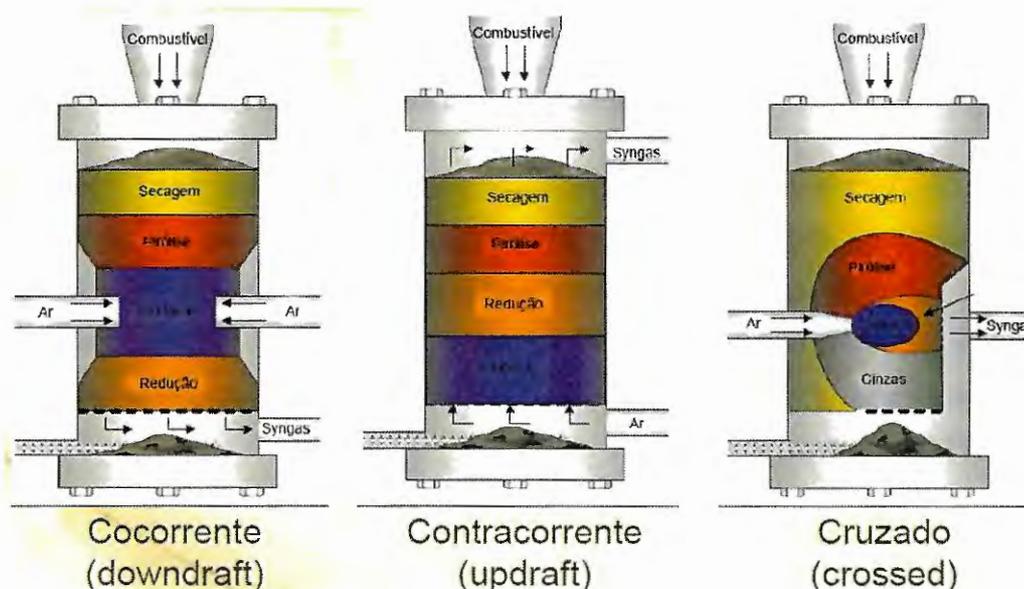


Figura 7 – Leito fixo ou móvel<sup>12</sup>

Dempsey e Oppelt (1999) complementam que o tempo de residência dos resíduos no forno é medido pela velocidade rotacional do forno (de 0,5 a 1,0 revolução por minuto), pela taxa de alimentação de resíduos, e algumas vezes, pela inclusão de barreiras (barragens) internas para retardar o movimento do resíduo através do forno. Além disso, a taxa de alimentação também pode ser usada para

<sup>12</sup> Fonte: Pagliuso (2009, p.47)

ajustar o limite da quantidade de resíduo que esteja sendo processado no forno para quase 20% do volume do forno.

A principal função do forno rotativo é converter parte dos sólidos em gases, processo este que ocorre através de uma série de volatilizações e reações parciais de combustão. Contudo, para completar as reações de combustão da fase gasosa é necessário um pós-queimador (DEMPSEY; OPPELT, 1999). Ou seja, os gases gerados passam por uma câmara secundária de queima onde são instalados os queimadores de líquidos e gases. O pós-queimador é ligado diretamente à extremidade de descarga do forno, de onde os gases, saindo deste, são direcionados para a câmara pós-queima. O fluxo dos gases resultantes da queima é então dirigido aos trocadores de calor e aos equipamentos de lavagem (DEMPSEY; OPPELT, 1999; MONTEIRO et al, 2001).

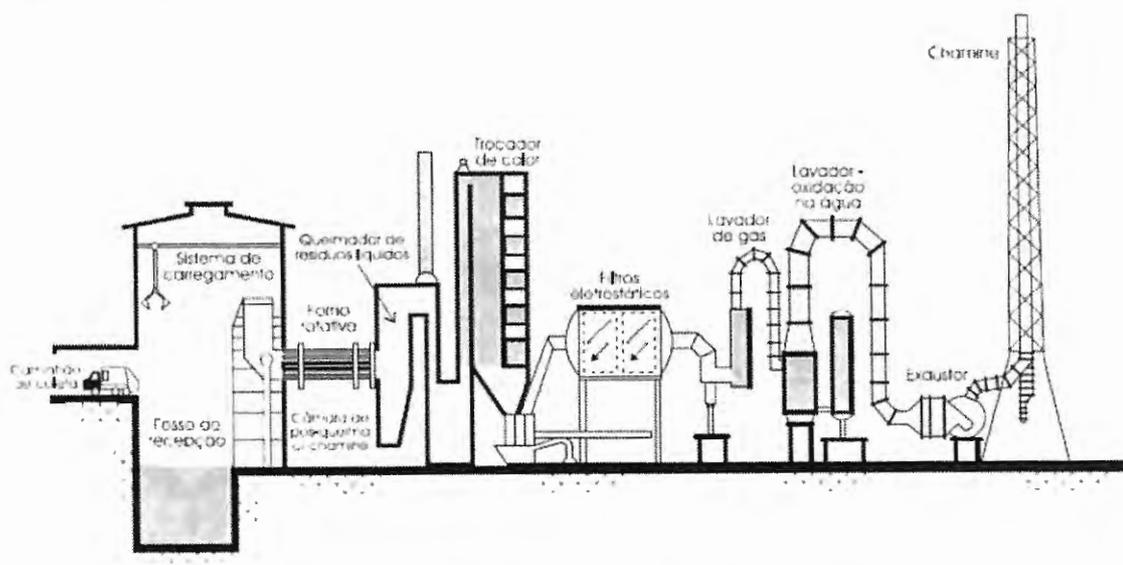


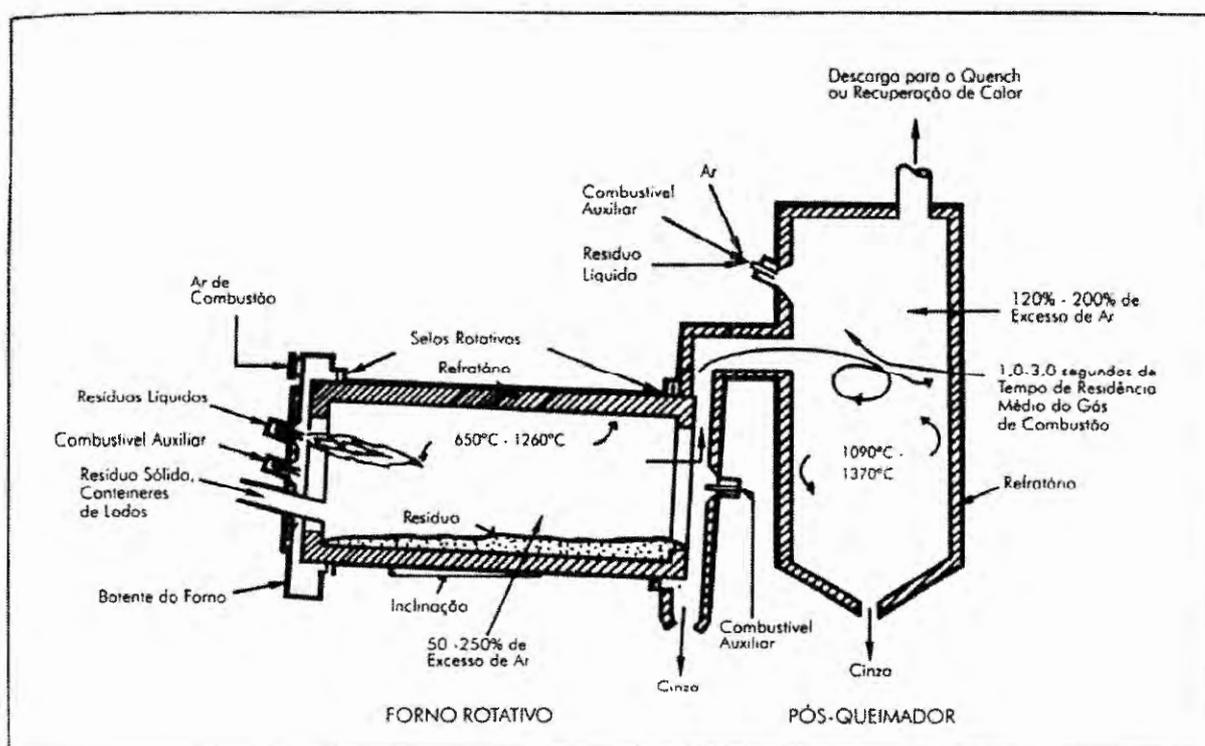
Figura 8 – Incinerador de Leito Rotativo<sup>13</sup>

Ainda sobre o funcionamento do forno rotativo, Dempsey e Oppelt (1999) explicam que (texto transcrito):

*[...] “Alguns dos sistemas datados de perto de 1993, têm instalado um ciclone quente entre o forno e o pós-queimador para remover partículas sólidas que possam criar problemas de entupimento no pós-queimador. Os pós-queimadores podem ser alinhados vertical ou horizontalmente e suas funções básicas têm os mesmos princípios do incinerador de injeção líquida. De fato, várias plantas também queimam*

<sup>13</sup> Fonte: Monteiro et al (2001, p.143)

resíduos líquidos perigosos através de queimadores, separados, dentro do pós-queimadores. Tanto o forno, quanto o pós-queimador são, usualmente, equipados com sistemas de queima de combustível auxiliar para elevar e manter a temperatura de operação desejada. Algumas vezes, certos operadores costumam queimar seus resíduos líquidos no pós-queimador como uma medida de controle de temperatura. Nos Estados Unidos, na década de 80, fornos rotativos [foram] projetados para capacidade de liberação de calor de até  $150 \times 10^6$  Btu/h ( $1,58 \times 10^{11}$  J/h;  $3,78 \times 10^7$  kcal/h, mas na média os valores típicos estão em torno de  $60 \times 10^6$  Btu/h ( $6,33 \times 10^{10}$  J/h;  $1,5 \times 10^7$  kcal/h)".



**Figura 9** – Câmara de combustão de incinerador de forno rotativo/pós-queimador típicos<sup>14</sup>

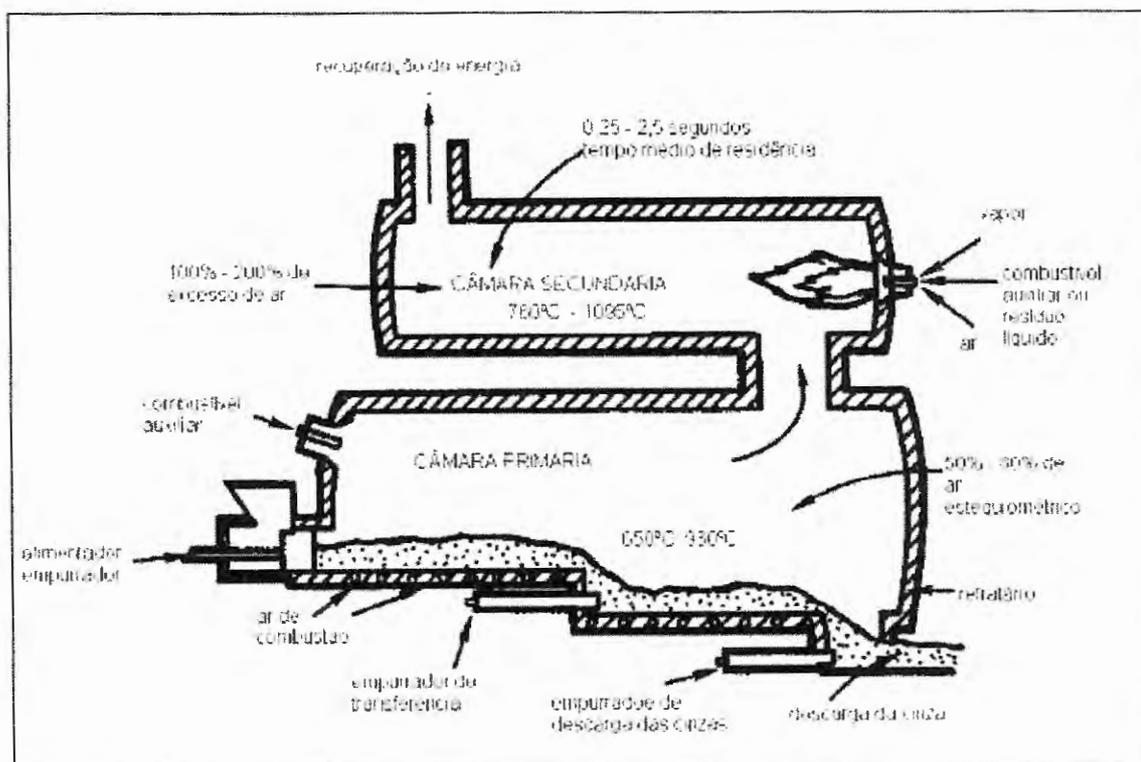
- **Incinerador de câmaras fixas múltiplas:** representam a terceira tecnologia atual em uso na incineração de resíduos perigosos e empregam combustão de dois estágios, muito parecidos com os fornos rotativos.

Em resumo, Pavesi (2006, p.21) esclarece que “este tipo de forno é constituído de duas câmaras. A alimentação de resíduos pode ser feita

<sup>14</sup> Fonte: Dempsey e Oppelt (1999)

manualmente, empurrado por pistão ou ainda bombeado para dentro da câmara primária”. Quando os gases passam para a segunda câmara é necessário injetar ar ou combustível suplementar para completar a combustão. De acordo com a autora, este tipo de forno “requer baixos investimentos e possibilita o tratamento dos resíduos sólidos e líquidos. A remoção das cinzas é feita de forma descontínua e requer a parada do incinerador”.

De acordo com Dempsey e Oppelt (1999), as unidades de câmaras fixas tendem a ter capacidades menores que os incineradores de injeção líquida ou de fornos rotativos, devido às limitações físicas do alimentador (empurrador) e o transporte de grandes quantidades de resíduos através da câmara de combustão. O custo de capital relativamente baixo e o reduzido potencial de requisitos de controle de particulado fazem dos incineradores de câmara fixa mais atraentes que os fornos rotativos nas pequenas instalações dentro de fábricas (unidades cativas).



**Figura 10** – Câmaras de combustão de incinerador de câmaras fixas<sup>15</sup>

<sup>15</sup> Fonte: Dempsey e Oppelt (1999)

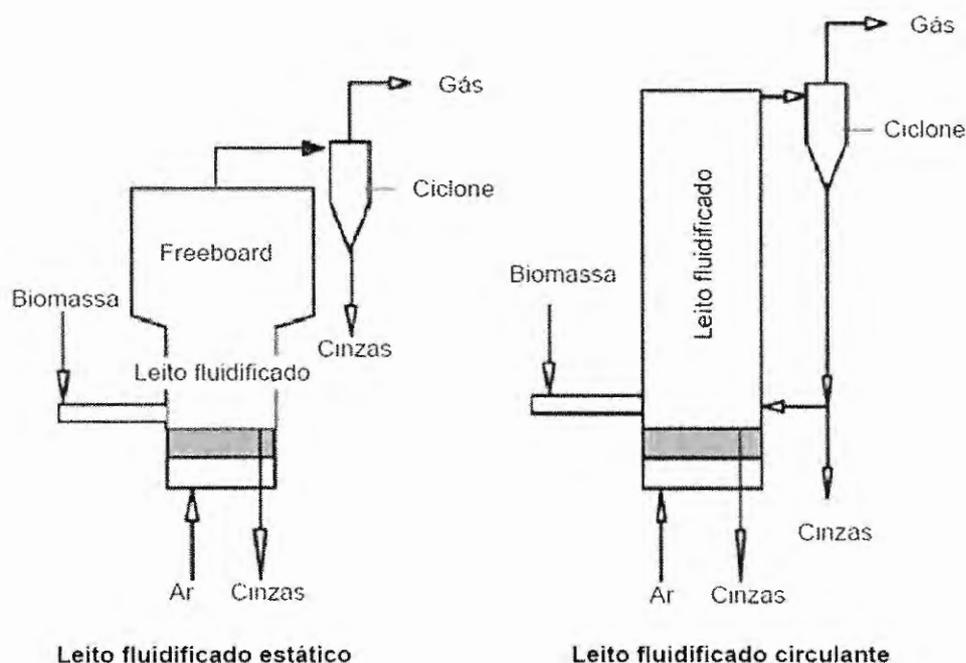
- **Incinerador de leito fluidizado:** operação unitária que tem sido utilizado para queimar lodos gerados pelas plantas de tratamento de esgotos municipais. Apenas recentemente este tipo de combustão passou a ser aplicado na incineração de resíduos perigosos.

Segundo o Centro Nacional de Referência em Biomassa (CENBIO, 2002, p.28) os “equipamentos de leito fluidizado são reconhecidos por apresentarem elevadas taxas de produção e de troca de calor. Eles são mais complicados de operar que os leitos fixos e por esta razão são empregados majoritariamente em grandes instalações”.

Devido à característica deste tipo de incinerador poder operar com combustível com umidade elevada (até 65% de umidade), a combustão em leito fluidizado tem sido muito utilizada. Normalmente, a areia é a base de suporte de um incinerador de leito fluidizado e representa um grande reservatório térmico capaz de atenuar grandes variações de umidade por períodos relativamente longos (CENBIO, 2002).

Segundo Monteiro et al (2001), o incinerador de leito fluidificado funciona com partículas de areia em suspensão, possuindo uma boa transferência de calor para o resíduo e boa eficiência de queima. No entanto, possui também alta manutenção e não tolera heterogeneidade dos resíduos.

Os gaseificadores de leito fluidificado podem ser tanto de leito borbulhante quanto de leito circulante. A diferença básica entre os dois tipos é a velocidade com que o material atravessa o leito. O gaseificador de leito borbulhante foi o primeiro gaseificador de leito fluidizado a ser projetado, com velocidade de 1 m/s. Já no gaseificador de leito circulante, resultado de projeto mais recente, o material atravessa em velocidade mais alta (7 a 10 m/s), permitindo melhor mistura do ar com o combustível a ser gaseificado (CENBIO, 2002).



**Figura 11 – Gaseificador de Leito Fluidificado<sup>16</sup>**

De acordo com o Centro Nacional de Referência em Biomassa (CENBIO, 2002) (texto transcrito):

*“Os equipamentos de leito fluidizado normalmente apresentam uma capacidade por unidade de área transversal maior que outros gaseificadores, que, por sua vez, podem apresentar uma capacidade por unidade de volume maior. Eles ainda são reconhecidos por serem mais flexíveis com relação ao combustível alimentado, mas não devem ser considerados como capazes de operar com qualquer tipo de combustível. As dimensões máximas tem se situado em torno de 5 a 10 cm. Materiais com granulometrias muito finas também apresentam problemas de arraste excessivo do leito (quando este é do tipo borbulhante)”* (CENBIO, 2002, p.28).

*“Operações a pressões pouco maiores que a atmosférica são muito difíceis, exigindo sistema de comportas, alimentação por roscas e sistemas de selagem especiais. Entretanto, existem muitas vantagens em operar estes gaseificadores a pressões da ordem de 10 a 20 bar. Turbinas a gás e processos de síntese*

<sup>16</sup> Fonte: (...), p.23

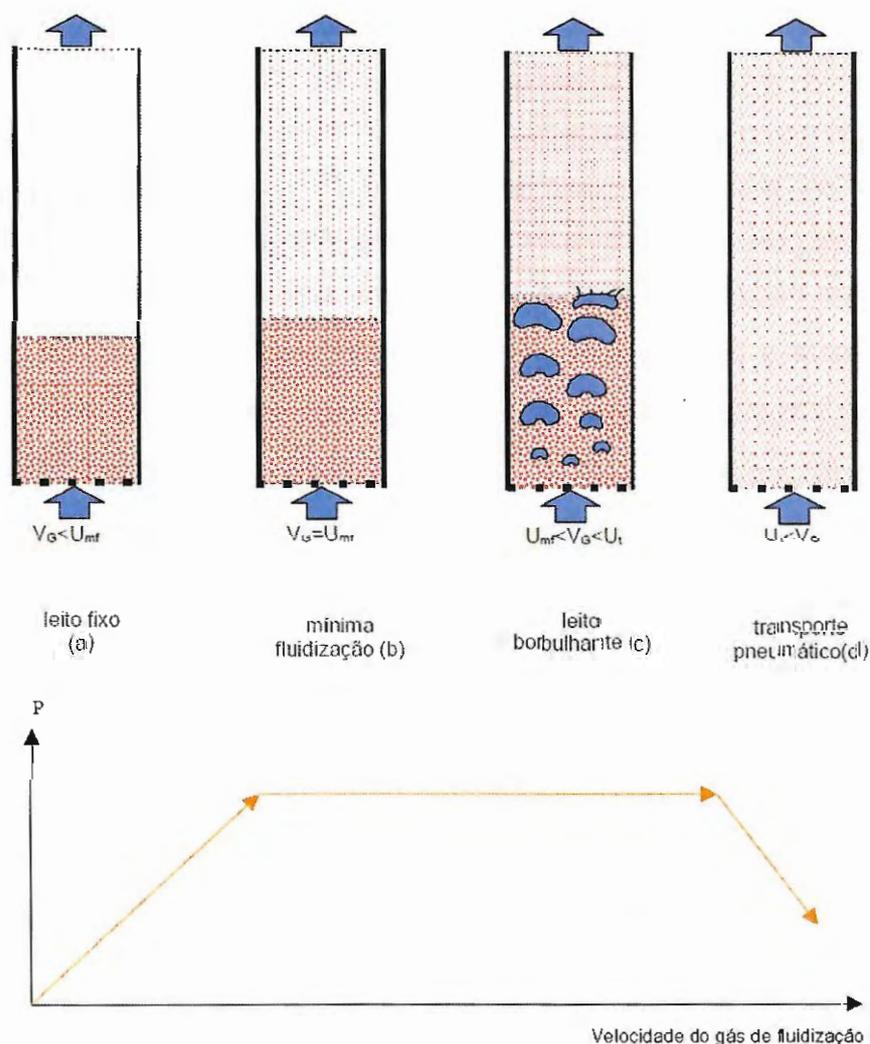
normalmente utilizam gases a pressões elevadas. Além disso, a capacidade do gaseificador aumenta rapidamente com a pressão” (CENBIO, 2002, p.28).

“O emprego de combustíveis com cinzas de ponto de fusão baixo (teor de alcalinos elevado) podem apresentar problemas de sinterização e colapso do leito. Emprego de caolim no leito tem sido reportado como forma de contornar este problema” (CENBIO, 2002, p.28).

O CENBIO (2002) explica o princípio de funcionamento de um incinerador de Leito Fluidizado (texto transcrito):

“Ao passarmos um gás através de um leito de material particulado [...], observa-se somente uma elevação de pressão na grelha. Ao elevarmos a vazão do gás obteremos uma elevação também contínua da pressão até atingirmos uma velocidade, denominada velocidade mínima de fluidização ( $U_{mf}$ ) na qual a força peso das partículas se iguala à força de arraste do gás. Neste ponto as partículas começam a se descolar uma das outras e ficam suspensas, passando a se comportar como um líquido. Incrementos adicionais de velocidade provocam o surgimento de bolhas de gás no interior da suspensão, criando duas fases. Uma constituída somente de gás, na forma de bolhas, e outra, denominada emulsão, composta de gás e material particulado fluidizado” (CENBIO, 2002, p.27).

“As bolhas, ao subirem, aumentam de tamanho, por redução de pressão e coalescimento com outras bolhas, arrastando grande quantidade de material particulado na sua subida. São elas as responsáveis pela grande taxa de circulação de sólidos no leito. A elevação continuada da vazão, nesta condição, provoca somente o aumento do número e tamanho das bolhas, sem elevar a pressão na base da grelha. Quando a velocidade do gás atinge a velocidade terminal das partículas ( $U_t$ ) começa a haver um arraste do material mais fino, diminuindo a altura do leito e a pressão na sua base. No caso destas partículas arrastadas serem coletadas em um ciclone, ou outro dispositivo semelhante, e serem retornadas ao leito, têm-se um leito fluidizado circulante. Quando não há este retorno, tem-se um leito de arraste” (CENBIO, 2002, p.27).



**Figura 12 – Evolução da Pressão na Base de um Leito de Material Particulado com o Aumento da Vazão de Ar<sup>17</sup>**

- **Incinerador de injeção líquida**: aplicáveis, quase que exclusivamente, para resíduos líquidos bombeáveis. Normalmente são “simples cilindros revestidos internamente de refratários (verticais ou horizontais) e equipados com um ou mais queimadores” (DEMPSEY; OPPELT, 1999).

Dempsey e Oppelt (1999) descrevem o funcionamento deste tipo de incinerador (texto transcrito):

*“Os resíduos líquidos são injetados através dos queimadores, atomizados em pequenas gotículas e queimados em suspensão. Os queimadores, assim como os*

<sup>17</sup> CENBIO (2002, p.26)

bicos sprays separados de injeção de resíduos, podem estar direcionados, em relação à chama, axialmente, radialmente ou tangencialmente. Uma melhor utilização do espaço de combustão e taxas maiores de liberação de calor, contudo, podem ser alcançados com a utilização de queimadores de óleos típicos, que produzem gotículas na faixa de 10 a 50  $\mu\text{m}$ . A atomização pode ser obtida com ar ou vapor em baixa pressão (1 a 10 libras por polegada quadrada no medidor – psig, equivalente a 0,068 a 0,68 atm manométrica ou ainda equivale a  $6,89 \times 10^3$  Pa a  $6,89 \times 10^4$  Pa manométrico), ar ou vapor em alta pressão (25 a 100 psig; equivalente a  $1,72 \times 10^5$  a  $6,89 \times 10^5$  Pa manométrico) ou meios mecânicos (hidráulicos) que usam orifícios especialmente projetados (25 a 450 psig; equivalente a  $1,72 \times 10^5$  a  $3,10 \times 10^6$  Pa manométrico).

“Incineradores verticais de injeção líquida são os preferidos quando os resíduos contêm alto teor de sais inorgânicos e de cinzas fundíveis, enquanto que os horizontais podem ser usados com resíduos com baixo teor de cinzas. No passado, a capacidade típica dos incineradores de injeção líquida era de aproximadamente,  $30 \times 10^6$  Btu/h ( $3,165 \times 10^{10}$  J/h;  $7,56 \times 10^6$  kcal/h) de calor liberado. Atualmente, as unidades com capacidade de até  $210 \times 10^6$  Btu/h ( $2,215 \times 10^{11}$  J/h;  $5,29 \times 10^7$ ) estão em operação”.

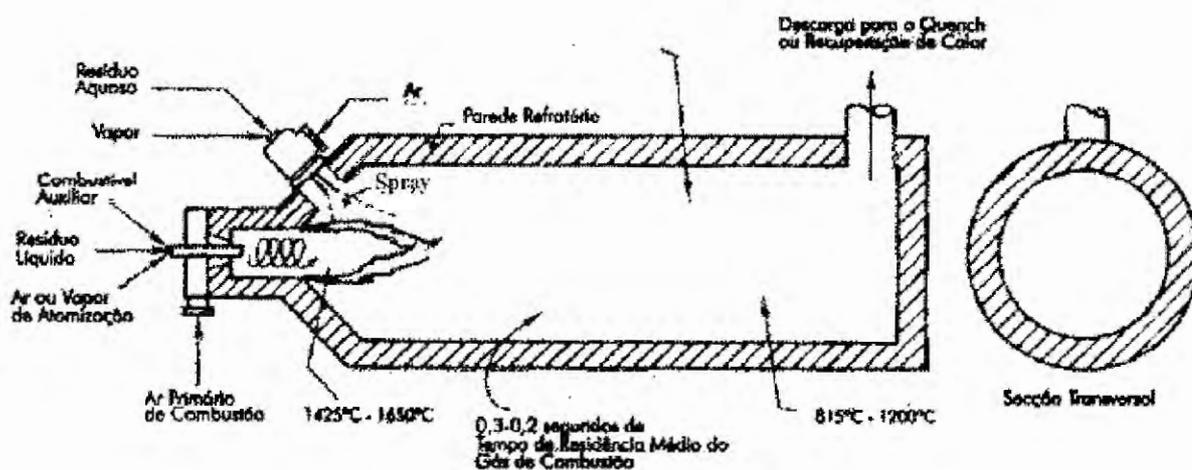


Figura 13 – Câmara de combustão de incinerador de injeção líquida<sup>18</sup>

<sup>18</sup> Fonte: Dempsey e Oppelt (1999)

- **Incineradores de Plasma:** os processos por plasma também podem ser considerados uma tecnologia aplicada para o tratamento de resíduos. Processos térmicos como o tratamento por plasma permitem a destruição térmica, fusão, inertização e até vitrificação de resíduos, permitindo o reciclo de produtos obtidos no tratamento (DEMPSEY; OPPELT, 1999).

Henriques (2004, p.110) destaca que os incineradores por plasma atingem altas temperaturas por meio da passagem de uma forte corrente elétrica, através de um gás inerte, como argônio. Segundo a autora, “o plasma é constituído por uma mistura de elétrons e íons positivos, incluindo núcleos, e pode decompor compostos com sucesso, produzindo emissões muito menores do que os incineradores tradicionais”.

Dempsey e Oppelt (1999) salientam que os métodos por plasma estão ganhando importância na fusão de sucata de metais e ligas, alumínio contido nos rejeitos, lamas de eletrodeposição, recuperação de metais de catalisadores gastos e cinzas de incineração. Assim, processos para tratamento de líquidos orgânicos, inclusive organoclorados, têm sido também propostos e testados em reatores de plasma.

Menezes et al (1999 apud DIP, 2004, p.148) citam que no Japão “o plasma é usado para fundir cinzas de incineração e conseqüentemente reduzir o volume descartado”. Já na França, “cinzas de incineração e asbesto são transformados pela tecnologia de plasma em escória inerte”. Nos Estados Unidos, o plasma está sendo empregado para recuperar metais catalisadores, e têm crescido “desenvolvimentos para destruição de resíduos militares e recuperação de zinco metálico de poeiras siderúrgicas”.

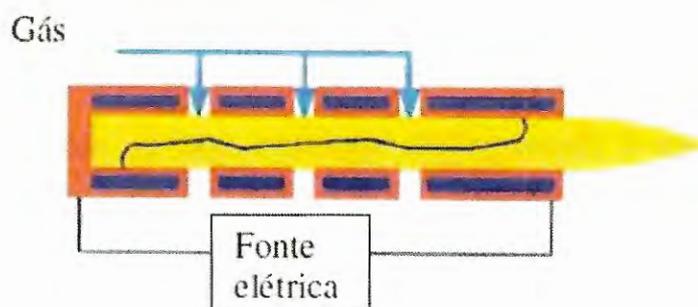
Para ser utilizado, o plasma é gerado e controlado em tochas similar aos queimadores empregados em fornos. Há anos as tochas de plasma são usadas nas indústrias metalúrgicas e siderúrgicas, bem como em máquinas de corte para aço inoxidável, em processos de deposição de metais e endurecimentos superficiais, entre outros.

Através da tocha de plasma um campo de energia radiante de altíssima intensidade é produzido. Esta energia ao ser aplicada sobre os resíduos produz a dissociação das ligações moleculares existentes nos compostos sólidos, líquidos ou gasosos, sejam eles perigosos ou não, orgânicos ou inorgânicos (KOMPAC, 2003; MUÑOZ, 2004). Shima e Beccari (1995 apud MUÑOZ, 2002, p.12) e Daver (1997

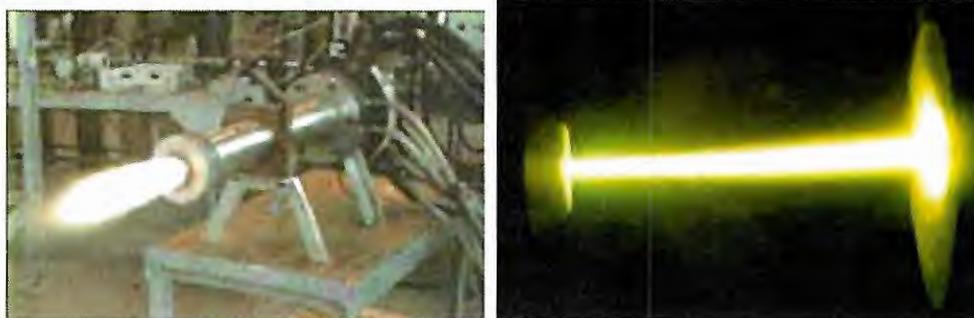


apud MUÑOZ, 2002, p.12) complementam que “estes resíduos fundem-se e ficam inertes, gerando um produto vitrificado similar a um mineral de alta pureza”. O volume de gases inicialmente gerado é mais baixo do que na combustão convencional e apresenta uma redução de volume extremamente elevada, podendo ser superior a 99%”.

O jato de plasma é gerado pela formação de um arco elétrico, através da passagem de corrente entre o catodo e o anodo, e a injeção de um gás (qualquer gás) que é ionizado e projetado sobre os resíduos.



**Figura 14** – Incineração por plasma: produção do plasma<sup>19</sup>



**Figura 15** – Incineração por plasma: tocha de plasma<sup>20</sup>

No sistema de plasma, quando os compostos são expostos, dentro do conversor, devido à energia intensa do plasma, a excitação das ligações moleculares é tão grande que os materiais se dissociam em componentes atômicos elementares. Portanto, a câmara do CRP (conversor de resíduos a plasma) é operada a pressão atmosférica com elevado grau de segurança.

<sup>19</sup> Fonte: Kompac (2010)

<sup>20</sup> Fonte: Kompac (2010)

De acordo com Shima e Beccari (1995 apud MUÑOZ, 2002, p.12) e Daver (1997 apud MUÑOZ, 2002, p.12) “o volume de gases inicialmente gerado é mais baixo do que na combustão convencional e apresenta uma redução de volume extremamente elevada, podendo ser superior a 99%”.

## Conversão de Resíduos em Bens Úteis

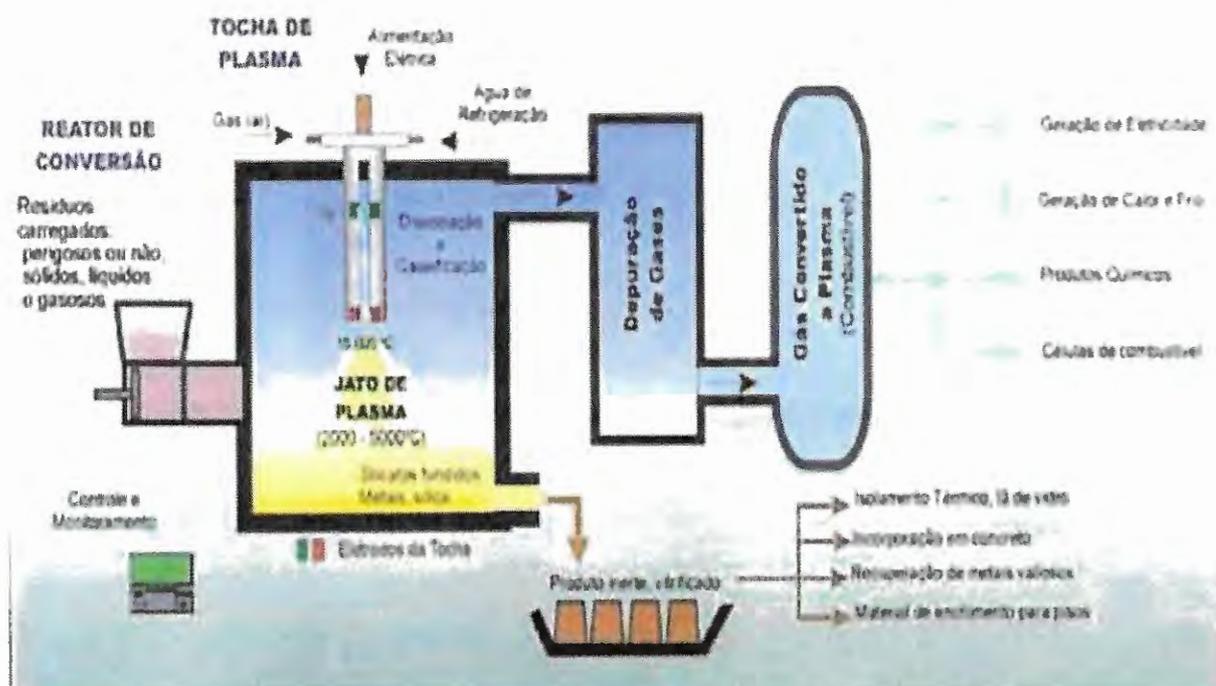


Figura 16 – Conversor de resíduos de plasma<sup>21</sup>

Ocorrida a dissociação dentro do conversor, os materiais podem ser recuperados de três formas distintas.

- Gás sintetizado de plasma, que evolui e é conduzido a outra câmara;
- Materiais inorgânicos, silicatos vítreos, que sobrenadarão à fase metálica líquida. Os silicatos também conterão pequenas quantidades de metais encapsulados;
- Metais líquidos, caso existam metais em quantidades suficientes.

Os metais e silicatos são vazados na forma líquida pela parte inferior da câmara do CRP, conforme demonstra a figura 17. Assim, após a solidificação, os silicatos se apresentam sob a forma vítrea de cor negra e de altíssima dureza, muito

<sup>21</sup> Fonte: DIP (2004, p.151)

similar a um mineral de origem vulcânica encontrado na natureza e denominado obsidiana (figura 18) (KOMPAC, 2010).



**Figura 17** – Metais e silicatos são vazados na forma líquida pela parte inferior da câmara do conversor<sup>22</sup>



**Figura 18** – Produto virtrificado e inertizado, similar a um mineral vítreo de cor negra e origem vulcânica denominada obsidiana<sup>23</sup>

Segundo McDowall, Boyle e Graham (2004) o tratamento por plasma envolve uma quantidade muito menor de poluentes do que os gases de combustão da incineração, reduzindo o risco associado com as emissões para atmosfera e o custo do controle de poluição do ar. E ainda, os autores destacam que no processo por plasma não é necessário o tratamento dos produtos finais.

<sup>22</sup> Fonte: Kompac (2010)

<sup>23</sup> Fonte: Kompac (2010)

O processo de incineração por Plasma esbarra em um grande problema que os autores acima não colocam, que se refere ao alto custo deste sistema, que está ligado diretamente ao custo da energia elétrica no Brasil. É interessante verificar o grande número de vantagens atribuída ao mesmo sem mencionar este fator que quando comparado aos sistemas convencionais torna-o, na maioria das vezes, inviável economicamente.

Os incineradores acima são usados na destruição de resíduos, e a energia liberada neste processo pode ser usada na geração de vapor, mas algumas tecnologias como a gaseificação é um bom exemplo de utilização da destruição térmica para geração de energia.

- **Gaseificação Térmica:** processo semelhante a pirólise. A diferença entre esses processos é que na gaseificação térmica a “transformação térmica dos resíduos sólidos é determinada em presença de uma quantidade limitada de ar ou oxigênio, produzindo assim um gás combustível”. O gás produzido “pode ser utilizado em caldeiras ou em turbinas/geradores a combustão. Este processo gera subprodutos sólidos e líquidos que podem conter níveis altos de poluentes tóxicos” (PLATT, 2004, p.4).

Outras alternativas também muito utilizadas na destruição térmica são: o co-processamento e o microondas, este último aplicado nos resíduos de saúde:

- **Co-Processamento:** consiste no reaproveitamento de resíduos nos processos de fabricação de cimento. “O resíduo é utilizado como substituto parcial de combustível ou matéria-prima e as cinzas resultantes são incorporadas ao produto final, o que deve ser feito de forma controlada e ambientalmente segura” (MAROUN, 2006, p.20).

De acordo com Maroun (2006, p.20), o “tempo de residência e a temperatura do forno de cimento (normalmente entre 1400 e 1500°C) são adequados para destruir termicamente a matéria orgânica”. No entanto, esses fornos “devem ter mecanismos de controle de poluição atmosférica para minimizar a emissão de particulados, SOx e NOx para a atmosfera”.

Maroun (2006, p.20) revela que “esta é uma alternativa de baixo custo freqüentemente utilizada para tratamento térmico de grande variedade de resíduos”.

Maroun (2006, p.20) descreve as principais vantagens e desvantagens do processo de co-processamento através da Tabela 6.

**Tabela 6 – Vantagens e Desvantagens do Co-Processamento<sup>24</sup>**

CO-PROCESSAMENTO	VANTAGENS	DESvantagens
	<p>Resíduos podem ser reaproveitados energeticamente</p> <p>Baixo custo</p> <p>Não gera cinzas, pois toda a matéria queimada é incorporada ao produto final</p>	<p>Necessita controle de emissões atmosféricas</p> <p>Alguns resíduos perigosos não podem ser co-processados devido à sua composição</p> <p>De acordo com a Resolução CONAMA 264 de 1999, é proibida a destinação via co-processamento dos resíduos: "domiciliares brutos, os resíduos de serviços de saúde, os radioativos, explosivos, organoclorados, agrotóxicos e afins".</p>

Alguns resíduos que podem ser tratados por co-processamento são citados por Maroun (2006, p.21): borras oleosas; lodo de tratamento de efluentes; óleo usado; pneumáticos usados; óleos e graxas; tintas e solventes; plástico; borracha; solos contaminados; refratários usados; cinzas de fornos; EPIs contaminados.

#### 2.2.5.1 Principais características dos fornos de combustão

Como visto, a técnica de incineração pode ser realizada através de vários processos. Diferentes tecnologias de incineração foram desenvolvidas para tratar vários tipos e formas físicas de resíduos perigosos. Segundo Santos et al (2010) o consumo de energia e a necessidade de tratamento dos gases é o que difere as tecnologias de incineração.

A tabela 7 mostra a aplicabilidade dos principais tipos de incineradores para as várias formas físicas de resíduos.

<sup>24</sup> Fonte: Marioun (2006, p.21)

**Tabela 7 – Aplicabilidade dos principais tipos de incineradores para as várias formas físicas de resíduos<sup>25</sup>**

Tipo de Resíduo	Injeção Líquida	Forno Rotativo	Câmara Fixa	Leito Fluidizado
<b>SÓLIDOS</b>				
Granulares, homogêneos		X	X	X
Irregular, bruto (pellets, etc.)		X	X	
Baixo ponto de fusão (alcatrões, etc.)	X	X	X	X
Compostos Orgânicos com constituintes de cinza fundíveis		X	X	X
Material não preparado, volumosos, material a ranel		X	X	
<b>GASES</b>				
Vapores Orgânicos	X	X	X	X
<b>LÍQUIDOS</b>				
Resíduos Aquosos com alta carga orgânica	X	X	X	X
Líquidos Orgânicos	X	X	X	X
<b>SÓLIDOS/LÍQUIDOS</b>				
Resíduos contendo compostos aromáticos halogenados (mínimo 1204 °C)	X	X	X	
Lodo aquoso orgânico		X		X

A câmara de combustão a ser utilizada nos resíduos perigosos é definida pelo estado físico e pelo teor das cinzas. A tabela 7 mostrou os quatro principais projetos de câmaras de combustão em função das diferentes formas de resíduos.

Alencar Junior e Gabai (2001) revelam que a maior parte dos incineradores são projetados para processar resíduos sólidos e, opcionalmente ou simultaneamente, podem processar resíduos líquidos ou pastosos.

Segundo Mucciato (2010, p.2) existem incineradores de várias formas e tamanhos e normalmente eles são providos de um queimador, que utiliza a energia de combustão dos resíduos ou do combustível auxiliar para produzir uma temperatura ideal de destruição. O autor explica que “o tamanho do incinerador é

<sup>25</sup> Fonte: Mucciato (2010, p.3)

definido em função do tempo de residência, que depende da vazão de alimentação do resíduo que será queimado. A turbulência é criada pela queima e pelas configurações do incinerador”.

Pavesi (2006) compara algumas vantagens e desvantagens dos principais tipos de fornos para combustão de resíduos, através da tabela 8.

**Tabela 8** – Características dos fornos mais utilizados em processos de incineração<sup>26</sup>

Forno	Tipo de resíduo	Vantagens	Desvantagens
Rotativo	Sólidos Lamas Líquidos	Versatilidade de resíduos. Opera acima de 1400°C. Permite remoção contínua das cinzas.	Elevada emissão de particulados. Baixa eficiência térmica.
Injeção líquida	Líquidos bombeáveis	Dispensa sistema de remoção de cinzas e apresenta baixo custo de manutenção.	Restrições quanto à viscosidade, tamanho de partículas sólidas e poder calorífico.
Múltiplos Estágios	Lodos Sólidos	Dispensa secagem prévia do lodo.	Apresenta problemas de odores de gases. Sólidos requerem moagem.
Leito Fluidizado	Sólidos Líquidos Gasosos	Alta eficiência de queima. Flexibilidade de resíduos.	Custo operacional. Dificuldade de remoção de material residual no leito.

Como visto, os tipos de fornos apresentados possuem várias vantagens e desvantagens, devendo o mesmo ser escolhido devido aos objetivos propostos.

Santos et al (2010) relembram que antes de decidir pela incineração alguns cuidados devem ser tomados, tais como o conhecimento das características do lixo a ser queimado e os recursos comprometidos nesta fase. Estes cuidados podem prevenir erros de alto custo nas fases seguintes. Algumas barreiras sociais e técnicas, como o efeito sobre os moradores, impacto ambiental, aspectos logísticos, disposição das cinzas geradas e tecnologia de incineração a ser usada, também costumam aparecer na escolha do local de instalação de um incinerador, devendo estas ser negociadas para que o processo seja bem sucedido.

<sup>26</sup> Fonte: Pavesi (2006, p.21)

### 2.3 Emissão de Poluentes em Processo de Combustão

A poluição atmosférica é a principal preocupação ambiental relacionada a queima de resíduos, devido a recorrente emissão de efluentes gasosos, embora possam estar presentes também outras formas de poluição (VERGNHANINI FILHO, 2002a). A poluição ambiental “pode ser definida como toda ação ou omissão do homem que, através da descarga de material ou energia nas águas, solo e ar, cause um desequilíbrio nocivo ao meio ambiente” (VALLE, 1995 apud MUÑOZ, 2002, p.2). Já poluente atmosférico é qualquer forma de matéria sólida, líquida ou gasosa e de energia que, presente na atmosfera, pode torná-la poluída (ASSUNÇÃO, 2000).

Os poluentes atmosféricos dificilmente são removidos da atmosfera, apenas podem ser diluídos, minimizando seus efeitos tóxicos. Quando removidos pela chuva podem causar efeitos prejudiciais, como a chuva ácida, devido principalmente aos óxidos de enxofre e de nitrogênio. Além disso, fatores como às correntes de ar, fazem com que os poluentes globais possam percorrer todo o planeta. Eles estão se acumulando ao longo do tempo e para terem impacto ambiental significativo, necessitam de baixas concentrações. A contaminação dos poluentes atmosféricos também pode contaminar o solo (DIP, 2004).

Os poluentes atmosféricos podem ser classificados de diversas formas. Analisando sua origem, podem ser classificados em primários (emitidos já na forma de poluentes) ou secundários (formados na atmosfera por reações químicas ou fotoquímicas). Segundo a classe química, os poluentes podem ser classificados em orgânicos e inorgânicos. Já em função de seu estado físico eles podem ser divididos em dois grupos: material particulado e gases e vapores (ASSUNÇÃO, 2000).

Os gases e vapores são poluentes na forma molecular, como por exemplo, o dióxido de enxofre, o monóxido de carbono, o ozônio, os óxidos nitrosos e os vapores orgânicos em geral (ASSUNÇÃO, 2000). Já o material particulado são partículas sólidas ou líquidas emitidas por fontes de poluição do ar ou formadas na atmosfera (como as partículas de sulfatos), que formam os chamados aerossóis. Para a saúde pública as partículas que mais despertam o interesse são as respiráveis (com diâmetro menor que 10 micrômetros). O material particulado pode ser classificado, segundo seu método de formação em: poeiras (de cimento, de amianto, de algodão, de rua), fumos (de chumbo, de alumínio, de zinco, de cloreto de amônia); fumaça (partículas de combustão de combustíveis fósseis, materiais

asfálticos ou madeira, fuligem, partículas líquidas e, no caso de madeira e carvão, uma fração mineral – cinzas); e névoas (partículas líquidas) (ASSUNÇÃO, 2000).

Os poluentes lançados na atmosfera sofrem o efeito de processos complexos, sujeitos a vários fatores, que determinam a concentração do poluente no tempo e no espaço. Assim, dependendo de alguns fatores, a mesma emissão de poluentes, sob as mesmas condições de lançamento no ar, pode produzir concentrações diferentes num mesmo local. Ou seja, fatores como os meteorológicos (a velocidade e a direção dos ventos, o perfil vertical da temperatura, a umidade do ar, a intensidade da radiação solar e o regime de chuvas), a topografia da região (fundos de vale podem aprisionar poluentes), as chuvas (influenciam a qualidade do ar) e a turbulência (transporte, difusão e diluição da poluição no ar), exercem um papel importante no comportamento dos poluentes na atmosfera. (ASSUNÇÃO, 2000).

De acordo com Assunção (2000), as condições de instabilidade são alta radiação solar e ventos de baixa velocidade. As condições neutras são caracterizadas por céu nublado e ventos fortes. Já a estabilidade ocorre quando há ventos leves, ausência de radiação solar e de nuvens. Portanto, quanto mais estável a atmosfera, menor será a diluição e o transporte dos poluentes que contribuem para a poluição do ar.

Os três componentes mais importantes das emissões, em termos de efeitos sobre a saúde e meio ambiente são: as partículas, os metais pesados e os produtos das substâncias químicas sintéticas, sendo estes dois últimos adsorvidos em partículas menores, tornando-os especialmente perigosos (THOMPSON; ANTHONY 2005).

Muitos dos compostos liberados no processo de combustão são conhecidos não por serem tóxicos, mas sim por serem bioacumuláveis e persistentes (THOMPSON; ANTHONY 2005).

Antes de começar a descrever os principais poluentes que podem ser emitidos no processo de incineração, torna-se necessário conhecer as exigências ambientais legais responsáveis pelos padrões de monitoramento das emissões deste processo.

### 2.3.1 Exigências Ambientais Legais

O processo de incineração exige um acompanhamento das emissões poluentes no ar. Um padrão de qualidade do ar pode ser definido por um limite máximo de concentrações dos componentes atmosféricos que garantem a proteção da saúde e do bem estar das pessoas. Em cada país, a legislação sobre a poluição do ar estabelece tais limites (LISBOA; KAWANO, 2007; VERGNHANINI FILHO, 2002a). Os padrões de qualidade do ar são baseados em estudos científicos dos efeitos produzidos por poluentes específicos e são fixados em níveis que possam propiciar uma margem de segurança adequada (LISBOA; KAWANO, 2007).

O nível de poluição do ar é medido pela quantidade máxima permissível de poluentes que pode ser emitida por uma determinada fonte poluidora (LISBOA; KAWANO, 2007; VERGNHANINI FILHO, 2002a). Os poluentes são qualquer substância presente no ar que pela sua concentração possa torná-lo impróprio, nocivo ou inofensivo à saúde, inconveniente ao bem estar público, danoso aos materiais, à fauna e à flora, ou prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade (CONAMA, 003/1990; CETESB, 2010).

Os principais poluentes que servem como indicadores de qualidade do ar são: dióxido de enxofre ( $\text{SO}_2$ ), poeira em suspensão, monóxido de carbono (CO), ozônio ( $\text{O}_3$ ), dióxido de nitrogênio ( $\text{NO}_2$ ) e Material Particulado.

A resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 003/1990) estabelece dois tipos de padrões de qualidade do ar: primários e secundários. Padrões Primários de qualidade do ar são as concentrações de poluentes que quando ultrapassadas podem afetar a saúde da população. Já 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 (CONAMA, 1990; CETESB, 2010). Os padrões primários são tidos como metas a serem atendidas a curto e médio prazo, enquanto que os padrões secundários constituem-se em metas a longo (VERGNHANINI FILHO, 2002a).

No Brasil, o problema relacionado à poluição do ar surgiu na década de 60, diante da rápida industrialização na região do ABC. Já na década de 70, a poluição do ar aparece em várias regiões do Brasil, principalmente nas regiões

metropolitanas de São Paulo, Porto Alegre, Belo Horizonte e Rio de Janeiro. Nota-se, porém, que foi só no final da década de 70 e início de 80, que surgiu o consenso de que o processamento inadequado de resíduos industriais resulta em grande parte das agressões ao meio ambiente. De acordo com Assunção (2000 apud DIP, 2004, p.12), “tal fato determinou, na maior parte dos países, o aparecimento de um verdadeiro arsenal de regras, leis e mecanismos de controle visando o correto tratamento de resíduos”.

Diante disso, várias Leis e Órgãos relacionados ao assunto são criados:

- Em 14/08/1975 foi promulgada a primeira Lei Federal visando o controle da poluição industrial (Decreto-Lei 1413).
- Em 27/04/1976 a Portaria MINTER nº 231 estabeleceu os padrões de qualidade do ar e as diretrizes sobre controle da poluição atmosférica.
- Em 31/05/1976 o Governo do Estado de São Paulo aprovou sua primeira Lei Estadual de Controle da Poluição (Lei 997).
- Em 1981 foi criada a Lei 6938 que estabeleceu a estrutura e as regras gerais da política ambiental brasileira e criou o CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente), órgão normativo e deliberativo em relação aos grandes problemas nacionais.
- Em 06/05/1986 a Resolução CONAMA nº18 instituiu o PROCONVE – Programa de controle da poluição do ar por veículos automotores.
- Em 22/02/1989, vinculado ao Ministério do Interior, foi criado o IBAMA (Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis).
- Em 15/06/1989 a Resolução CONAMA nº005 instituiu o PRONAR – Programa Nacional de Controle de qualidade do ar.
- Em março de 1990 foi criada a Secretaria Nacional de Meio Ambiente, ligada diretamente a Presidência da República. Em 19/11/1992 esta secretaria foi transformada em Ministério do Meio Ambiente, ficando o IBAMA como órgão executivo da política ambiental brasileira.
- Em 38/06/1990 a resolução CONAMA nº003 instituiu novos padrões de qualidade do ar (como estabelecia a Portaria MINTER nº231/1976).
- Em 06/12/1990 a resolução CONAMA nº008 estabeleceu limites máximos de emissão de poluentes do ar (padrões de emissão) para processos de combustão externa em fontes fixas por faixa de potência.

- Em 26/08/1999 a resolução CONAMA nº264 fixou critérios para utilização de resíduos e limites de emissão e monitoramento ambiental para co-processamento em fornos rotativos de clínquer.
- Em 29/10/2002 a resolução CONAMA nº316 dispôs sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos.
- E, em 26/12/2006 a resolução CONAMA nº382 estabeleceu os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas.

A década de 80 marcou fatos importantes relacionados ao meio ambiente, tanto no Brasil quanto no mundo. Á nível mundial, a Organização das Nações Unidas (ONU), em 1987, realizou a reunião de Montreal – Canadá, que resultou no Protocolo de Montreal, que fixa metas para redução da emissão de gases destruidores da camada de ozônio (ASSUNÇÃO, 2000). Já no Brasil, de acordo com Assunção (2000), foi nesta década que ocorreu uma maior conscientização e participação da comunidade no processo e o desenvolvimento de corpo técnico e infra-estrutura laboratorial capacitados a lidar com o assunto, aliados ao desenvolvimento e a transferência de tecnologias para a solução do problema. Também foi na década de 80 que alguns fatores tiveram início, tais como:

- a melhoria das condições ambientais de Cubatão;
- a maior participação da área médica em estudos toxicológicos e epidemiológicos de efeitos da poluição;
- o início de estudos de efeitos da poluição na vegetação;
- a existência de legislação que se compara às melhores do mundo;
- a conscientização, cada vez maior, dos empresários quanto à necessidade de controlar a poluição;
- existência, atualmente, de organismos de controle de poluição em praticamente todos os Estados brasileiros; e,
- a participação cada vez maior da sociedade civil organizada na luta pela preservação ambiental que são de fundamental importância para que as ações ambientais reflitam o pensamento da sociedade.

Com toda a atenção voltada para o meio ambiente foram criadas normas estaduais que fixam os parâmetros de desempenho das instalações de incineração.

Para se obter uma licença de operação, as concentrações de poluentes devem ser comparadas com limites exigidos por órgãos especializados, permanecendo dentro da faixa exigida. Os padrões de emissão são os valores

máximos de emissão permissíveis para serem lançados na atmosfera por fontes potencialmente poluidoras.

No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) define que o processamento e a destinação final de resíduos tóxicos ou perigosos dependem de estudo de impacto ambiental. Dos incineradores é exigido que operem dentro das normas cuja definição cabe às secretarias estaduais e de meio ambiente. São as secretarias nacionais que devem emitir as licenças de funcionamento e realizar a fiscalização dos processos.

Assim, considerando que os sistemas de tratamento térmico de resíduos são fontes potenciais de risco ambiental e de emissão de poluentes perigosos, podendo constituir agressão à saúde e ao meio ambiente se não forem corretamente instalados, operados e mantidos; que entre estes poluentes destacam-se, pela sua periculosidade, os poluentes orgânicos persistentes, e que deve ser buscada a redução das emissões totais dos poluentes mencionados, com a finalidade de sua contínua minimização e, onde viável, sua eliminação definitiva; que os poluentes orgânicos persistentes têm propriedades tóxicas, são resistentes à degradação, se bioacumulam, são transportados pelo ar, pela água e pelas espécies migratórias; e que o estabelecimento de limites máximos de emissão, para poluentes a serem lançados na atmosfera, nas águas e no solo, por sistemas de tratamento térmico, contribui na implementação do Sistema de Licenciamento de Atividades Poluidoras; a Resolução CONAMA nº 316, de 29 de outubro de 2002, dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos e cadáveres, estabelecendo procedimentos operacionais, limites de emissão e critérios de desempenho, controle, tratamento e disposição final de efluentes, de modo a minimizar os impactos ao meio ambiente e à saúde pública, resultantes destas atividades (CONAMA, 2002).

Na resolução do CONAMA (316/2002) estão fixados os limites de emissão que devem ser considerados no monitoramento e no controle dos efluentes gasosos. Os limites máximos de emissão para sistema de tratamento térmico, segundo o CONAMA 316/2002, são apresentados na tabela 9:

**Tabela 9 – Limites máximos de emissão para sistema de tratamento térmico<sup>27</sup>**

Poluente atmosférico	Limite máximo de emissão
I - material particulado (MP) total	70 mg/Nm <sup>3</sup>
II - substâncias inorgânicas na forma particulada, agrupadas em conjunto como classe I, II ou III	
a) Classe 1: 1. cádmio e seus compostos, medidos como cádmio (Cd); 2. mercúrio e seus compostos, medidos como mercúrio (Hg); 3. tálio e seus compostos, medidos como tálio (Tl);	0,28 mg/Nm <sup>3</sup>
b) Classe 2: 1. arsênio e seus compostos, medidos como arsênio (As); 2. cobalto e seus compostos, medidos como cobalto (Co); 3. níquel e seus compostos, medidos como níquel (Ni); 4. telúrio e seus compostos, medidos como telúrio (Te); 5. selênio e seus compostos, medidos como selênio (Se);	1,4 mg/Nm <sup>3</sup>
c) Classe 3: 1. antimônio e seus compostos, medidos como antimônio (Sb); 2. chumbo e seus compostos, medidos como chumbo (Pb); 3. cromo e seus compostos, medidos como cromo (Cr); 4. cianetos facilmente solúveis, medidos como Cianetos (CN); 5. cobre e seus compostos, medidos como cobre (Cu); 6. estanho e seus compostos medidos como estanho (Sn); 7. fluoretos facilmente solúveis, medidos como flúor (F); 8. manganês e seus compostos, medidos como manganês (Mn); 9. platina e seus compostos, medidos como platina (Pt); 10. paládio e seus compostos, medidos como paládio (Pd); 11. ródio e seus compostos medidos como ródio (Rh); 12. vanádio e seus compostos, medidos como vanádio (V).	7 mg/Nm <sup>3</sup>
Poluente atmosférico	Limite máximo de emissão
III. Gases	
1. óxidos de enxofre	280 mg/Nm <sup>3</sup> (medidos como SO <sub>2</sub> )
2. óxidos de nitrogênio	560 mg/Nm <sup>3</sup> (medidos como NO <sub>2</sub> )
3. monóxido de carbono	100 ppm
4. compostos clorados inorgânicos	80 mg/Nm <sup>3</sup> , até 1,8kg/h (medidos como HCl)
5. compostos fluorados inorgânicos	5 mg/Nm <sup>3</sup> (medidos como HF)
6. Dioxinas e Furanos (dibenzo-p-dioxinas e dibenzo-p-furanos, expressos em TEQ (total de toxicidade equivalente) da 2,3,7,8 TCDD (tetracloro-dibenzo-para-dioxina))	0,50 ng/Nm <sup>3</sup>

<sup>27</sup> Fonte: Lisboa e Kawano (2007, p.16)

A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) também estabelece padrões de emissões para as instalações de incineração, no Estado de São Paulo, em função de suas capacidades, conforme é apresentado na tabela 10.

**Tabela 10 – Limites Legais de emissões estabelecidas pela CETESB<sup>28</sup>**

Poluente	Emissões em base seca com 7% de O <sub>2</sub> nos gases efluentes <sup>1</sup>		
	Capacidade < 200 kg/dia	Capacidade de 200 a 1500 kg/dia	Capacidade > 1500 kg/dia
Material particulado	120 mg/Nm <sup>3</sup>	70 mg/Nm <sup>3</sup>	50 mg/Nm <sup>3</sup>
Monóxido de Carbono CO	125 mg/Nm <sup>3</sup>	125 mg/Nm <sup>3</sup>	125 mg/Nm <sup>3</sup>
SO <sub>x</sub> (expresso em SO <sub>2</sub> )	250 mg/Nm <sup>3</sup>	250 mg/Nm <sup>3</sup>	250 mg/Nm <sup>3</sup>
NO <sub>x</sub> (expresso em NO <sub>2</sub> )	400 mg/Nm <sup>3</sup>	400 mg/Nm <sup>3</sup>	400 mg/Nm <sup>3</sup>
Ácido Clorídrico HCl	100 mg/Nm <sup>3</sup> ou 1,8 kg/h	100 mg/Nm <sup>3</sup> ou 1,8 kg/h	70 mg/Nm <sup>3</sup>
Ácido Fluorídrico HF	5 mg/Nm <sup>3</sup>	5 mg/Nm <sup>3</sup>	5 mg/Nm <sup>3</sup>
Substância Classe I <sup>2</sup>	0,28 mg/Nm <sup>3</sup>	0,28 mg/Nm <sup>3</sup>	0,28 mg/Nm <sup>3</sup>
Substância Classe II <sup>3</sup>	1,4 mg/Nm <sup>3</sup>	1,4 mg/Nm <sup>3</sup>	1,4 mg/Nm <sup>3</sup>
Substância Classe III <sup>4</sup>	7,0 mg/Nm <sup>3</sup>	7,0 mg/Nm <sup>3</sup>	7,0 mg/Nm <sup>3</sup>
Dioxinas e Furanos <sup>5</sup>	-	0,14 ng/Nm <sup>3</sup>	0,14 ng/Nm <sup>3</sup>

1 – condições aplicáveis desde que não haja injeção de oxigênio puro

2 – somatório das emissões de Cd, Hg e Tl

3 – somatório das emissões de As, Co, Ni, Se, Te

4 – somatório das emissões de Sb, Pb, Cr, Cn, F, Cu, Mn, Pt, Pd, Rh, Va, Sn

5 – em 2,3,7,8 TCDD FET (toxicidade equivalente)

Existem outros órgãos especializados no assunto, tanto no Brasil quanto no mundo, que também definem os limites para emissão de gases, tais como os apresentados na tabela 11:

<sup>28</sup> Fonte: Sindicic (2002)

**Tabela 11 – Limites de Emissão de Gases (Valores expressos em mg/Nm<sup>3</sup>, base seca, a 11% de O<sub>2</sub>, sendo as dioxinas e furanos em ng/Nm<sup>3</sup>)<sup>29</sup>**

Elemento poluente	ABNT NB-1265 Dez.89	FEEMA/RJ NT574 de 05.10.93	Cetesb E15.011 Dez.92	Ato LRV-K 1989/90 Europeu	Áustria RV-K*	Alemanha 17 BfMS**
Particulado total	70	50	50	15	15	10
SO <sub>x</sub>	280	100	300	50	50	50
NO <sub>x</sub>	560	560	560	100	100	200
HCl	1,8 kg/h	50	1,8 kg/h	10	10	10
CO	100 ppm	50	125	50	50	50
Hg	0,28	0,2	0,28	0,05	0,05	0,05
Dioxinas e furanos		0,14	0,14	0,1	0,1	0,1

Obs.: \*valores médios de meia hora; \*\* valores médios de um dia.

Em 2004 a Agência Americana de Proteção Ambiental (EPA) lançou novos limites padrões de emissões de gases oriundos, tanto de incineradores existentes quanto de novos incineradores, que são demonstrados na tabela 12:

**Tabela 12 – Valores de Emissão de Poluentes EPA (2004)<sup>30</sup>**

Poluente	unidade	Padrões de Emissão <sup>1</sup>	
		Incineradores Existentes	Novos Incineradores
Dioxinas e furanos - fontes equipadas com boilers aquecidos a resíduos e sistema de controle de poluição do ar seco <sup>2</sup>	ng TEQ/m <sup>3</sup>	0,28	0,11
Dioxinas e furanos - fontes não equipadas com boilers aquecidos com resíduos e sistema de controle de poluição do ar seco <sup>2</sup>	ng TEQ/m <sup>3</sup>	0,2; ou 0,4 e temperatura de entrada do material particulado ≤ 204,4°C	0,2
Mercurio	µg/m <sup>3</sup>	130	8
Material Particulado	mg/m <sup>3</sup>	34	1,6
Metais Semivoláteis	µg/m <sup>3</sup>	59	6,5
Metais Pouco Voláteis	µg/m <sup>3</sup>	84	8,9
HCl e Cl <sub>2</sub> <sup>3</sup>	ppmv	1,5	0,18
Hidrocarbonetos <sup>4,5</sup>	ppmv	10 (ou 100 ppmv de CO <sub>2</sub> )	10 (ou 100 ppmv de CO <sub>2</sub> )
Eficiência de destruição e Remoção		Para plantas novas ou existentes, 99,999% para cada constituinte principal de perigo orgânico	

1 – Todos os padrões de emissões estão corretos em base seca com 7% de oxigênio.

<sup>29</sup> Fonte: Aranda (2001)

<sup>30</sup> Fonte: EPA (2004)

2 – Um sistema de controle de poluição de ar úmido seguido por um sistema de controle de poluição de ar seco não é considerado um sistema de controle de poluição de ar seco para os propósitos destes padrões. Um sistema de controle de poluição de ar seco seguido por um sistema de poluição de ar úmido é considerado um sistema de controle de poluição de ar seco para os propósitos destes padrões.

3 – Padrão combinado, equivalente a Cl<sup>(-)</sup>.

4 – As fontes que desejarem usar padrões de CO<sub>2</sub> devem mostrar equivalência durante os testes de performance.

5 – De maneira geral, hidrocarboneto é considerado propano.

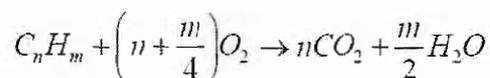
Como pode-se observar, as legislações e normas vigentes no Brasil acompanham de perto as diretrizes estabelecidas por outros países onde as legislações pertinentes à incineração de resíduos sólidos foram evoluindo de acordo com o maior grau de desenvolvimento da própria tecnologia, bem como em função de pressões da sociedade junto às autoridades no sentido de restringir ao máximo as fontes poluidoras (SINDICIC, 2002).

### 2.3.2 Principais Emissões Gasosas de Compostos Orgânicos Voláteis

Todo processo de queima produz, de maneira geral, água (H<sub>2</sub>O), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), monóxido de carbono (CO), hidrocarbonetos (HCs) e óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>). Neste processo também podem estar presentes gases ácidos, como enxofre (S), cloro (Cl) e flúor (F), e seus precursores, tais como o clorídrico (HCl), o fluorídrico (HF) e o dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>) que na atmosfera dará origem ao ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>). Cada uma dessas substâncias tem efeitos sobre a atmosfera, o clima, a vida e a propriedade (SINDICIC, 2002).

A combustão pode ser classificada de duas maneiras: completa ou incompleta, dependendo de como se dá a reação entre o carbono do combustível e o oxigênio (MARTINS; NOGUEIRA, 2007).

Durante a combustão completa, o carbono e o hidrogênio no combustível reagem com o oxigênio para formar dióxido de carbono e água, conforme a reação (FLORIANI, 2007):



Martins e Nogueira (2007) destacam que a combustão completa é a reação total do carbono com o oxigênio, gerando dióxido de carbono, vapor d'água e óxidos de enxofre e de nitrogênio.

Na combustão incompleta, parte do carbono não reage, ou reage parcialmente com o oxigênio, produzindo, além dos compostos gerados na combustão completa, monóxido de carbono e fuligem (se houver falta considerável de ar) (MARTINS; NOGUEIRA, 2007).

Floriani (2007) explica que quando ocorre a combustão incompleta ou falhas na combustão, tais como insuficiência de ar, mistura insuficiente entre ar e combustível, tempo de reação insuficiente, entre outros, alguns poluentes podem ser formados e lançados ao meio ambiente, dentre eles: monóxido de carbono, hidrocarbonetos, substâncias com odores e fuligem.

A interação entre as fontes de poluição e a atmosfera é o que irá definir o nível de qualidade do ar, que por sua vez determina o surgimento de efeitos adversos da poluição sobre o homem, os animais, as plantas e os materiais (FLORIANI, 2007).

Na seqüência, serão apresentadas as características principais de alguns compostos responsáveis pela poluição atmosférica.

### **2.3.2.1 Compostos de Carbono**

O monóxido de carbono (CO) é um gás poluente sem cheiro, incolor, insípido, tóxico e formado na combustão incompleta de combustíveis que contêm átomos de carbono (CARNEIRO, 2004; FLORIANI, 2007). O CO é emitido anualmente para a atmosfera por fontes antropogênicas do mundo todo, sendo que 60% do total das emissões ocorrem através da queima de combustíveis fósseis (DAVIS; CORNWELL, 1992 apud FLORIANI, 2007).

A oxidação do monóxido de carbono (CO) requer uma temperatura de ignição de pelo menos 1263°C para ser queimado e convertido a CO<sub>2</sub>. No entanto, se a temperatura de combustão e o tempo de residência na chama são insuficientes, ou ainda, se há insuficiência de ar, parte do CO é emitida juntamente com os gases de exaustão.

Segundo Davis e Cornwell (1992 apud FLORIANI, 2007), não há registros de mudanças significativas da concentração de CO na atmosfera nos últimos 30 anos, mesmo as emissões tendo sido dobradas neste período.

Durante a combustão, o CO pode ser formado através de duas rotas (FLORIANI, 2007):

- Na primeira, ocorre através do ataque primário do oxigênio nos hidrocarbonetos, onde o CO é formado pelo mecanismo:  $C + 0,5O_2 \rightarrow CO$  (exotérmica), tendo como reação posterior do CO a  $CO_2$  a equação:  $CO + 0,5O_2 \rightarrow CO_2$  (endotérmica), que é lenta e requer alto tempo de residência adequado para que a reação se complete. Dessa forma, é possível produzir emissões significativas de CO, mesmo na presença de grandes quantidades de excesso de ar.

- Na segunda, como o combustível permanece no leito após a reação primária e o oxigênio já se encontra mais esgotado, o dióxido de carbono é reduzido pela reação de Boudouard, tal como demonstra a equação:  $CO_2 + C \rightarrow 2CO$  (endotérmica). Os principais fatores que afetam a cinética da reação de Boudouard são: temperatura; composição da atmosfera gasosa; tipo de sólido; componentes das cinzas, estrutura química e estrutura porosa do sólido; e as condições experimentais.

De modo geral, diferentes regimes de temperatura correspondem a diferentes etapas limitantes da reação. Assim, em temperaturas baixas, a velocidade depende da reação química, fazendo com que sob condições adequadas de temperatura e concentração de oxigênio, os gases de combustão (contendo alto teor de  $CO_2$ ) formados na zona primária vão se equilibrando conforme entram em contato com combustível ainda não queimado. Como a reação é endotérmica, acontecerá um resfriamento dos gases conforme a esta evolui. Quando a temperatura cai de forma que a taxa de reação se torna desprezível, o processo de equilíbrio cessará e a concentração de CO estagnará. Este fenômeno ocorre quando a temperatura está em cerca de 600-700°C (NIEDMAN et al, 1998 apud FLORIANI, 2007).

O monóxido de carbono é um composto perigoso para a saúde humana, pois ele se une a hemoglobina mais facilmente do que o oxigênio e assim ocupa seu lugar, reduzindo a capacidade de oxigenação dos órgãos e do cérebro. Em pequenas concentrações (apenas 0,1% = 1.000 ppm) o CO pode matar em duas horas. Os níveis considerados limites máximos são de 31 ppm para exposição de uma hora ou 9 ppm para exposição de 8 horas (SINDICIC, 2002).

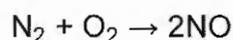
Na presença de oxigênio molecular, o monóxido de carbono (CO) forma o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), que contribui para o efeito estufa e é responsável pela elevação das temperaturas do planeta (CARNEIRO, 2004). O CO<sub>2</sub> não é considerado tecnicamente um poluente, por ter pouco efeito direto sobre a saúde humana, porém, sendo o CO<sub>2</sub> uma molécula de longa permanência na atmosfera, com um tempo médio de vida de 100 anos, seus efeitos serão sentidos pelo meio ambiente por muitos anos no futuro (SINDICIC, 2002).

### 2.3.2.2 Compostos de Nitrogênio

A presença de NO<sub>x</sub> nos produtos de queima de combustíveis orgânicos foi descoberta no século XIX. No final dos anos 50 começaram investigações sistemáticas dos processos físico-químicos de geração do NO<sub>x</sub> em fornalhas de caldeiras, motores de combustão interna e fornalhas industriais (LORA; TEIXEIRA, 2006).

Durante o processo de combustão, as reações químicas entre oxigênio atômico e nitrogênio são os principais formadores de óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>). Porém, os NO<sub>x</sub> também podem ser gerados a partir do nitrogênio existente no material a ser queimado. Os óxidos de nitrogênio ocorrem sob a forma de 6 compostos estáveis (NO, NO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) e um instável (NO<sub>3</sub>). Contudo, para fins de análise das emissões atmosféricas de equipamentos de combustão, os principais óxidos de nitrogênio são: o óxido nítrico (NO), o dióxido de nitrogênio (NO<sub>2</sub>) e o óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) (GODINHO, 2006; VERGNHANINI FILHO, 2002b; DIP, 2004; SINDICIC, 2002).

O nitrogênio e o oxigênio estão presentes na atmosfera em grande quantidade, e em altas temperaturas eles reagem segundo a equação (FLORIANI, 2007):



De acordo com Lee et al (2007) os compostos de NO<sub>x</sub> emitidos no ar provocam chuva ácida e têm sido alvo de muitas investigações, tanto a nível nacional, quanto internacional.

### 2.3.2.2.1 Formação de Óxido Nítrico (NO)

Durante a queima de combustíveis orgânicos, forma-se principalmente NO. O óxido nítrico pode se formar de três formas:

- NO térmico: onde  $N_2$  reage com oxigênio a altas temperaturas;
- NO combustível: formado devido à presença de nitrogênio do combustível a temperaturas relativamente baixa;
- NO ativo: formado, principalmente, devido a reações de radicais hidrocarbônicos, derivados do combustível com  $N_2$ . A existência deste é limitada ao estágio inicial da chama.

A importância dos diferentes mecanismos de formação de NO depende dos seguintes fatores (LORA; TEIXEIRA, 2006):

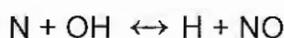
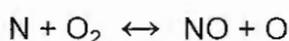
- temperatura do núcleo da chama;
- conteúdo de nitrogênio no combustível;
- parâmetros do processo na fornalha (excesso de ar).

De acordo com Lora e Teixeira (2006), é importante conhecer os mecanismos de formação de NO para se estabelecerem as tecnologias de controle das emissões.

#### **NO Térmico:**

Na maior parte dos processos de combustão, NO térmico é a fonte dominante de NO. Este elemento forma-se da reação de nitrogênio com oxigênio a altas temperaturas, que faz com que a molécula de oxigênio (normalmente estável), dissocie-se em átomos reativos. Por sua vez, os átomos reativos atacam as moléculas de nitrogênio, que de outra forma também seriam estáveis (VERGNHANINI FILHO, 2002b; FLORIANI, 2007). Lora e Teixeira (2006) relatam que a reação do nitrogênio atmosférico com o oxigênio livre é, na verdade, uma reação em cadeia.

Em 1946, Zeldovich propôs as principais reações que governam a formação de NO térmico, sendo elas (VERGNHANINI FILHO, 2002b; FLORIANI, 2007):



A velocidade da formação de NO é muito menor do que a velocidade da maioria das reações de combustão, portanto conclui-se que, a maior parte da formação de NO ocorre após o término da chama (VERGNHANINI FILHO, 2002b).

A concentração de átomos de oxigênio disponíveis depois ou durante a combustão é responsável pela formação do NO térmico. Em altas temperaturas a concentração de O aumenta consideravelmente, como resultado da dissociação do O<sub>2</sub>. Conseqüentemente, a velocidade de formação do NO também aumenta (FLORIANI, 2007). Segundo Lora e Teixeira (2006) a concentração de NO térmico cresce linearmente com o acréscimo da concentração de oxigênio atômico e exponencialmente com a temperatura.

A quantidade de NO térmico formado é influenciada por três fatores (MILLER; BOWMAN, 1989 apud FLORIANI, 2007):

- razão ar/combustível na zona de reação: as emissões de NO geralmente diminuem com o decréscimo dessa razão;
- temperatura na zona de combustão: a reação depende de alta temperatura e a dissociação do O<sub>2</sub> também, assim, quanto maior a temperatura, maior a formação de NO;
- tempo de residência dos gases na zona de reação em uma temperatura máxima, ou velocidade da mistura depois da reação com os gases mais frios da reação: quanto menor o tempo de residência, menor a formação de NO.

#### **NO Combustível:**

NO combustível é formado durante a queima de combustíveis com nitrogênio quimicamente ligado. O teor de nitrogênio de combustíveis fósseis varia consideravelmente (VERGNHANINI FILHO, 2002b). A influência do NO combustível sobre a emissão de óxidos de nitrogênio é mais forte durante a combustão a temperaturas relativamente baixas ( $T_{\text{max}} < 1500^{\circ}\text{C}$ ).

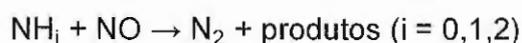
A quantidade de nitrogênio combustível convertida a NO depende da estequiometria da chama, assim, quanto maior for o excesso de ar, maior será a conversão, dependendo pouco da temperatura do processo. Em condições de temperatura relativamente baixa, NO combustível é a fonte dominante. Porém, aumentando a temperatura, a concentração de NO térmico aumenta até passar a ser a fonte dominante. Contudo, durante a combustão somente parte do nitrogênio

do combustível é formado em NO, pois quanto menor a ligação do nitrogênio no combustível, maior a velocidade de formação de NO (VERGNHANINI FILHO, 2002b; FLORIANI, 2007; LORA; TEIXEIRA, 2006).

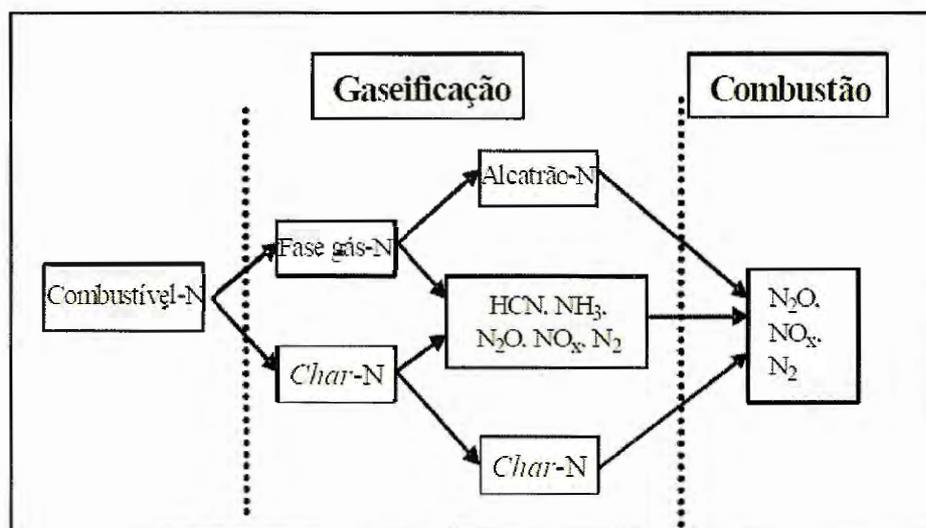
O mecanismo de formação de NO<sub>x</sub> combustível é descrito por Liu (1997 apud GODINHO, 2006, p.16) pela seguinte seqüência:



Seguido pelas reações:



Leppälahti (1995 apud GODINHO, 2006) esquematiza, através da figura 19, a formação de compostos nitrogenados em processos de gaseificação, seguidos de uma etapa de combustão. O autor destaca que na etapa de pirólise, parte do nitrogênio ligado ao combustível é liberado para a fase gás, enquanto parte fica retido no carbono residual (char).



**Figura 19** – Mecanismo de formação de compostos nitrogenados em processos de gaseificação<sup>31</sup>

Os compostos orgânicos de nitrogênio presentes nos combustíveis sofrem decomposição térmica na zona de preaquecimento, o que resulta em outros

<sup>31</sup> Fonte: Leppälahti (1995 apud GODINHO, 2006, p.17)

compostos de baixo peso molecular ( $\text{NH}_3$ , HCN, CN etc) cujas oxidações ocorrem em escala de tempo comparada à das reações de combustão (VERGNHANINI FILHO, 2002b).

Godinho (2006) relata que enquanto a amônia é preferencialmente convertida a NO, o HCN pode ser convertido a NO ou  $\text{N}_2\text{O}$ . Todavia, existem dúvidas se o HCN e a  $\text{NH}_3$  são lançados independentemente na etapa de pirólise do combustível, ou se a  $\text{NH}_3$  é um produto de hidrólise do HCN.

Existem dois métodos de controle de óxidos de nitrogênio: métodos pré-combustão (preventivos) e métodos pós-combustão (corretivos). As principais precauções a serem tomadas referem-se ao controle da temperatura na fornalha e da relação ar/combustível (excesso de ar), como demonstrado na tabela 13 (LORA; TEIXEIRA, 2006).

**Tabela 13** – Classificação dos métodos de controle das emissões de óxidos de nitrogênio<sup>32</sup>

Tipo	Denominação	Fundamentação
Métodos pré-combustão (preventivos)	Recirculação dos produtos da combustão.	Diminuição da temperatura e concentração de oxigênio no núcleo da chama
	Combustão por etapas.	“
	Queimadores com baixa emissão de $\text{NO}_x$ (LBN).	“
	Injeção de água e vapor.	“
	Combustão em leito fluidizado.	Temperaturas de combustão menores que em sistemas convencionais para combustíveis sólidos pulverizados.
	Requeima ou OFA – Overfire Air.	Reação em hidrocarbonetos e $\text{NO}_x$ .
	Redução seletiva não catalítica (SNCR).	Redução de $\text{NO}_x$ até $\text{N}_2$ por injeção de amônia sem a utilização de catalisadores

<sup>32</sup> Fonte: adaptado de Lora e Teixeira (2006, p.103).

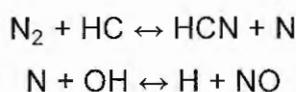
Métodos pós-combustão (corretivos)	Redução catalítica seletiva (SCR).	Redução de NO <sub>x</sub> até N <sub>2</sub> por injeção de amônia com a utilização de catalisadores
	Injeção de ozônio	Formação de N <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , solúvel em água e removível num scrubber

### NO Ativo:

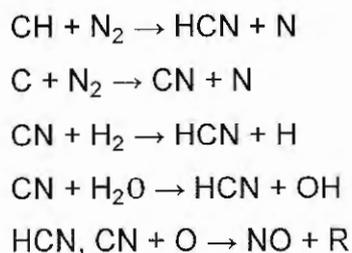
Alguns pesquisadores verificaram que consideráveis concentrações de NO podem ser formadas sem estarem atribuídas ao NO térmico e ao NO combustível. Diante disso, surge para estas concentrações a designação NO ativo (VERGNHANINI FILHO, 2002b).

O termo NO ativo foi usado pela primeira vez por Fenimore (1971 apud VERGNHANINI FILHO, 2002b) para designar o NO formado na frente da chama, próximo a parte luminosa, onde ocorre grande parte das reações de combustão. Lora e Teixeira (2006), utilizam o termo NO "rápidos" ao invés de NO ativo, devido a velocidade de sua formação na zona da frente da chama ser muito alta. Segundo Fenimore (1971 apud VERGNHANINI FILHO, 2002b), a formação de NO ativo ocorre através de um mecanismo específico, do qual NO é gerado a partir do nitrogênio molecular em reações com radicais hidrocarbônicos (CH, C<sub>2</sub>, C e outros), sendo a existência deste NO limitada ao estágio inicial da chama.

O mecanismo de formação deste composto é o seguinte (LORA; TEIXEIRA, 2006):



Nas áreas da chama em que tem pouco oxigênio, o NO pode ser formado via radicais do próprio combustível, como CH com o nitrogênio molecular, o que leva o NO a ser chamado de ativo (FLORIANI, 2007). Conforme descreve Floriani (2007), o NO ativo segue as seguintes reações:



Onde: R = residuo orgânico

As principais características do NO ativo são apontadas por Vergnhanini Filho (2002b):

- absoluta dependência da presença de hidrocarbonetos (chamas de  $H_2$  e CO, por exemplo, não produzem NO ativo);
- relativa independência da temperatura, tipo de combustível e ritmo de mistura;
- independência do tempo de residência.

Já Lora e Teixeira (2006) apontam como principais características da oxidação ativa:

- Duração breve do processo: a zona de formação de NO está localizada numa seção pequena da frente da chama;
- Dependência fraca entre a emissão de NO e a temperatura;
- Forte dependência da emissão de NO com a relação ar/combustível;
- A emissão de  $NO_x$  ativo, durante a combustão de gás natural, é de 100 – 120  $mg/m^3$ ; Para outros autores, este valor atinge somente 75  $mg/m^3$ .

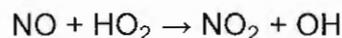
Para Lora e Teixeira (2006, p.102) a “emissão de óxidos de nitrogênio pode ser controlada atuando-se sobre os fatores que determinam a sua formação, em particular sobre a temperatura máxima na fornalha  $T_{max}$  e sobre a concentração de oxigênio nesta região”.

#### **2.3.2.2.2 Formação de Dióxido de Nitrogênio ( $NO_2$ )**

Concentrações de  $NO_2$  em gases de combustão são geralmente negligenciáveis comparadas com concentrações de NO (VERGNHANINI FILHO, 2002b), pois somente uma pequena parte deste elemento foi lançada dessa forma da sua fonte (GODINHO, 2006).

O dióxido de nitrogênio está entre os principais poluentes atmosféricos. Os caminhos que levam a eliminação deste composto na atmosfera estão ligados a ação fotoquímica da radiação solar que o transforma em monóxido de nitrogênio. Outra forma de eliminação está na sua transformação em ácido nítrico ( $HNO_3$ ), que removido da atmosfera pela chuva, o que contribui para a formação da chuva ácida. O dióxido de nitrogênio ainda atua como catalisador na transformação, no processo de oxidação, do dióxido em trióxido de enxofre (MACÊDO, 2002).

Pode-se observar uma maior concentração de  $\text{NO}_2$  nas regiões iniciais das chamas, entre as temperaturas 1100 e 1300k, antes das regiões de formação de NO ativo. Esta posição coincide com a região de pico de  $\text{HO}_2$ . Dessa forma, o mecanismo proposto é que em chamas de hidrocarbonetos, onde há a formação de NO ativo, este por difusão atinja a região de pico do  $\text{HO}_2$ , reagindo com ele para formar  $\text{NO}_2$ , ou seja:



Já em chamas de hidrogênio, por exemplo,  $\text{NO}_2$  não é gerado, pois não há a formação de NO ativo e a formação de NO térmico depende do mecanismo de Zeldovich, que é muito lento (VERGNHANINI FILHO, 2002b).

O  $\text{NO}_2$  é consumido pela reação com hidrogênio ( $\text{NO}_2 + \text{H} \rightarrow \text{NO} + \text{OH}$ ) e, eventualmente, em chamas pobres em combustível, pela reação com oxigênio ( $\text{NO}_2 + \text{O} \rightarrow \text{NO} + \text{O}_2$ ) (VERGNHANINI FILHO, 2002b).

Cabe lembrar que basicamente a formação de  $\text{NO}_2$  é controlada pelas concentrações e velocidade de formação de NO ativo, assim como pelas concentrações de  $\text{HO}_2$  e H (VERGNHANINI FILHO, 2002b).

Além disso, parece haver evidências da formação de  $\text{NO}_2$  na interface da chama com o ar frio circundante. Nessa região também se observa uma concentração acentuada de  $\text{HO}_2$ , sendo que entre 800 e 900k se verificam valores de pico de  $\text{NO}_2$  e  $\text{HO}_2$  (VERGNHANINI FILHO, 2002b).

Neste caso as reações de formação e decomposição de  $\text{NO}_2$  são as mesmas já apontadas, sendo que quando a temperatura do gás de combustão diminui aparece também a reação de decomposição:  $\text{NO}_2 + \text{OH} \rightarrow \text{NO} + \text{HO}_2$  (VERGNHANINI FILHO, 2002b).

### 2.3.2.2.3 Formação de Óxido Nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ )

O Óxido Nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) é um dos gases causadores do efeito estufa, sendo um dos responsáveis pela destruição do ozônio na atmosfera (FLORIANI, 2007).

Quando existe um aumento de temperatura no processo de combustão, as emissões de  $\text{NO}_x$  aumentam e a do  $\text{N}_2\text{O}$  diminui (FLORIANI, 2007). Estudos de

Shen et al (2003 apud FLORIANI, 2007) demonstram que a co-combustão de carvão com biomassa pode reduzir as emissões tanto de  $N_2O$  quanto de  $NO_x$ . O estudo destes autores ainda revela que a emissão de  $N_2O$  diminui conforme aumenta a quantidade de biomassa na co-combustão. A redução desses dois poluentes pode ter várias explicações, uma delas é a possibilidade de que uma quantidade maior de voláteis irá consumir grande parte do oxigênio na área de formação de  $N_2O$  e do  $NO_x$ .

#### 2.3.2.2.4 Técnicas para controle de $NO_x$

Duas técnicas para controle das emissões de  $NO_x$  podem ser utilizadas pelas indústrias para minimizar a emissão destes poluentes, são elas: diminuir a formação de  $NO_x$  na fonte ou dar tratamento adequado dos gases efluentes contendo  $NO_x$  no processo de combustão. (VERGNHANINI FILHO, 2002b; DIP, 2004).

Basicamente, a formação de  $NO_x$  pode ser diminuída por: redução do teor de nitrogênio, oxigênio e temperatura de pico e do tempo de residência na zona de combustão. Algumas técnicas podem ser citadas para que se possa diminuir a emissão de  $NO_x$  na fonte (VERGNHANINI FILHO, 2002b; DIP, 2004):

- *Uso de combustíveis com menor teor de nitrogênio.*
- *Atuar na redução da formação de  $NO$  combustível.*
- *Combustão com baixo excesso de ar:* a redução de excesso de ar sem emissão de CO e fuligem pode causar reduções de 17 a 38% de  $NO_x$ .
- *Combustão estagiada:* divide o processo em duas partes, sendo uma zona de combustão primária rica em combustível, portanto com pouca disponibilidade de  $O_2$  (normalmente, cerca de 70% do ar estequiométrico) e baixa temperatura de pico, seguida pela injeção de ar secundário para completar a queima do combustível.
- *Uso de queimadores específicos, que produzem menor formação de  $NO_x$ :* por exemplo, para a queima de líquidos com alto teor de nitrogênio, o combustor adequado é aquele que, mantendo a relação ar/combustível alta o necessário para a queima do combustível, mantém a oxidação do nitrogênio a um mínimo, aplicando o conceito de mistura distribuída. São vários os detalhes de construção nos queimadores, de acordo com o caso, que conseguem maior eficiência de queima juntamente com minimização de formação de  $NO_x$  existentes no mercado.

- *Recirculação interna ou externa dos gases de combustão*: reduz a formação de NO à medida que abaixa a temperatura de pico da chama e dilui o oxigênio em excesso. Esta aplicação é verificada com maior incidência em chamas de gás natural e de óleo com baixo teor de nitrogênio.
- *Diminuir a temperatura de preaquecimento do ar inibindo a formação de NO térmico*: quanto menor a temperatura do ar injetado na zona de combustão, menor será a emissão de NO<sub>x</sub>, pois a temperatura de pico de chama será diminuída. Esta técnica é desinteressante pelo aspecto de conservação de energia.
- *Diminuir a temperatura de superfície envolvente para inibir a formação de NO térmico*: a utilização de paredes d'água na zona da chama, no caso de caldeiras, diminui a temperatura local por transporte de calor convectivo e radioativo.
- *Diminuir o índice de rotação do queimador*: no caso de combustão de líquidos e sólidos pulverizados, aumentando o índice de rotação do queimador, o teor de O<sub>2</sub> na chama tende a se uniformizar, aumentando, portanto, a emissão de NO<sub>x</sub>, já que regiões antes deprimidas em O<sub>2</sub> passam a ter teores mais elevados destes componentes.
- *Combustão em leito fluidizado*: dispositivos que permitam aumentar o tempo de residência das partículas carbonáceas acima do leito e a ação de reinjetar no leito as partículas arrastadas são formas de reduzir a emissão de NO<sub>x</sub>, pois favorecem a reação:  $2 \text{NO} + \text{C} \rightarrow \text{CO}_2 + \text{N}_2$
- *Uso de aditivos*: vários são os aditivos estudados que podem minimizar a geração de NO<sub>x</sub>. No entanto, a maioria dos estudos utiliza sólidos de pequeno tamanho, talvez devido a reação já citada:  $2 \text{NO} + \text{C} \rightarrow \text{CO}_2 + \text{N}_2$
- *Injeção de água ou vapor*: inibe o NO térmico à medida que resulta na diminuição da temperatura de pico da chama;
- *Redução no diâmetro da gota*: aplicável à combustão de líquidos. Esta redução ocasionará mais rápida vaporização dos compostos nitrogenados do combustível na zona primária da chama, resultando mais tempo para a formação de nitrogênio molecular. Esta técnica reduz a formação de NO combustível. Por outro lado, as temperaturas ao longo da chama tendem a subir, resultando em aumento na formação de NO térmico.

Os processos de tratamento dos gases efluentes contendo NO<sub>x</sub>, na operação de combustão, podem ser classificados como secos ou úmidos. Os processos secos

geralmente utilizam técnicas de decomposição catalítica ou decomposição homogênea, que requerem altas temperaturas e por isso, normalmente, são integrados ao processo de combustão. O mesmo não ocorre com os processos úmidos (VERGNHANINI FILHO, 2002b).

A tabela 14 apresenta os principais processos de remoção de  $\text{NO}_x$  dos gases de combustão nos processos de via seca e nos processos de via úmida.

**Tabela 14** – Processos de remoção de  $\text{NO}_x$  dos gases de combustão<sup>33</sup>

Processos de via seca	Processos de via úmida
Decomposição catalítica	Absorção com líquido e oxidação para $\text{NO}_2/\text{NO}_3$
Redução com $\text{NH}_3$ através de seleção catalítica	Oxidação na fase gasosa seguida de adsorção e redução na fase líquida
Redução com gases redutores e catalisador não seletivo	Oxidação na fase gasosa seguida de adsorção e oxidação para $\text{NO}_2/\text{NO}_3$ na fase líquida
Redução seletiva com $\text{NH}_3$ sem catalisador	Absorção com redução para $\text{NH}_4^+$ na fase líquida
Absorção por sólidos	

Os processos secos vêm ganhando destaque devido à complexidade e custo dos processos úmidos. Atualmente, os processos em via úmida não são considerados economicamente viáveis se comparado com os de via seca (VERGNHANINI FILHO, 2002b).

Os processos secos para remoção de  $\text{NO}_x$  possuem as seguintes vantagens em relação aos úmidos (VERGNHANINI FILHO, 2002b):

- menor custo fixo e operacional;
- processos mais simples que requerem equipamentos menos sofisticados;
- eficiência de remoção de  $\text{NO}_x$  mais alta (>90%);
- maior quantidade de testes em grandes unidades;

<sup>33</sup> Fonte: adaptado de Vergnhanini Filho (2002b, p.21)

- não geram resíduos.

Entretanto, possuem as seguintes desvantagens (VERGNHANINI FILHO, 2002b):

- maior sensibilidade à presença de material particulado nos gases;
- requerem instalações para tratamento e estocagem de  $\text{NH}_3$ ;
- possíveis emissões de  $(\text{NH}_4)\text{SO}_4$ ,  $\text{NH}_4\text{HSO}_4$  e  $\text{NH}_3$ ;
- requerem altas temperaturas (350-400°C).

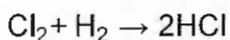
### 2.3.2.3 Compostos de Cloro

Durante o processo de combustão, o cloro contido no combustível forma, em sua grande maioria,  $\text{HCl}$  e  $\text{Cl}_2$ . A interação do cloro nas cinzas depende principalmente da concentração de metais alcalinos e alcalinos-terrosos, bem como de Si, no qual reagem com o cloro (FLORIANI, 2007). O ácido clorídrico ( $\text{HCl}$ ) e o cloro livre ( $\text{Cl}_2$ ) estão entre os gases ácidos e corrosivos formados na incineração de hidrocarbonetos clorados (SINDICIC, 2002).

Em sua forma pura, o  $\text{HCl}$  é um gás conhecido como cloreto de hidrogênio. À temperatura ambiente, o cloreto de hidrogênio é um gás de incolor a ligeiramente amarelado, corrosivo, não inflamável, mais pesado que o ar e de odor fortemente irritante. Quando exposto ao ar, o cloreto de hidrogênio forma vapores corrosivos de coloração branca. Este gás é principalmente liberado pelos vulcões ou pode formar-se durante a queima de muitos plásticos. Quando entra em contato com a umidade do ar forma o ácido clorídrico.

O ácido clorídrico ( $\text{HCl}$ ) é obtido pela queima de Cloro e Hidrogênio, formando o gás Cloreto de Hidrogênio, que depois é absorvido em água. Apresenta-se como um líquido fumegante claro e ligeiramente amarelado, com odor pungente e irritante. Contém vestígios de cloro, ferro e matéria orgânica. É um produto tóxico e extremamente corrosivo.

Na combustão, o hidrogênio em ambiente clorado forma o cloreto de hidrogênio, através da seguinte reação:



O cloreto de hidrogênio resultante desta reação é absorvido em água desmineralizada, formando o ácido clorídrico quimicamente puro. A formação do ácido clorídrico ocorre pela substituição de átomos de hidrogênio nos compostos orgânicos por átomos de cloro, da seguinte forma:



O cloreto de hidrogênio resultante pode ser absorvido em água, com a formação de ácido clorídrico técnico. Boa parte do ácido clorídrico industrial é produzida juntamente com a formação de compostos orgânicos clorados e fluoretados.

O ácido clorídrico (HCl) é um ácido que se evapora no ar e que possui alta estabilidade térmica e uma ampla variedade de aplicações. É utilizado principalmente para limpeza e tratamento de metais ferrosos, flotação e processamento de minérios, acidificação de poços de petróleo, regeneração de resinas de troca iônica, na construção civil, na neutralização de efluentes, na fabricação de produtos para indústria de alimentos e farmacêutica, entre muitos outros.

O ácido concentrado é fumegante, sendo seu ponto de difusão  $-25^{\circ}\text{C}$ , seu ponto de ebulição de  $109^{\circ}\text{C}$  e sua gravidade específica é igual a 1,19. O ácido clorídrico é estável e incompatível com a maioria dos metais comuns, tais como Aminas, Óxidos metálicos, Anidrido Acético, Propiolactona, Acetano de Vinila, Sulfato de Mercúrio, Fosfeto de Cálcio, Formaldeído, Álcalis, Carbonatos, Bases Fortes, Ácido Sulfúrico, Ácido Clorosulfônico.

Compostos clorados determinam a formação e emissão de HCl durante a combustão. A presença de cloretos orgânicos no combustível é mais preocupante do que a presença de cloretos inorgânicos, visto que os íons cloretos se combinam com o hidrogênio rapidamente em temperaturas altas. Na presença de NaCl, a formação de HCl depende da quantidade de água do combustível, pois a afinidade do Na com o hidrogênio é maior que a afinidade com o Cl<sup>-</sup> (FLORIANI, 2007).

A presença de cloretos também influencia a formação de SO<sub>2</sub>, sendo que a concentração deste na presença de cloretos inorgânicos e em altas temperaturas decresce. Contudo a presença de cloretos orgânicos não ocasiona mudança significativa (FLORIANI, 2007).

As propriedades físicas do ácido clorídrico, tais como temperatura de ebulição, fusão, densidade e pH dependem da concentração (massa/massa ou massa/volume) ou da concentração molar do ácido em solução. Estas concentrações podem variar, conforme é demonstrado na tabela 15:

**Tabela 15 – Propriedades físicas do ácido clorídrico<sup>34</sup>**

Conc. (m/m) c : kg HCl/kg	Conc. (m/V) c : kg HCl/m <sup>3</sup>	Densidade $\rho$ : kg/L	Molaridade M	pH	Viscosidade $\eta$ : mPa·s	Calor específico s : kJ/(kg·K)	Pressão vapor $P_{\text{HCl}}$ : Pa	Ponto ebulição p.e.	Ponto fusão p.f.
10%	104,80	1,048	2,87 M	-0,5	1,16	3,47	0,527	103 °C	-18 °C
20%	219,60	1,098	6,02 M	-0,8	1,37	2,99	27,3	108 °C	-59 °C
30%	344,70	1,149	9,45 M	-1,0	1,70	2,60	1410	90 °C	-52 °C
32%	370,88	1,159	10,17 M	-1,0	1,80	2,55	3130	84 °C	-43 °C
34%	397,46	1,169	10,90 M	-1,0	1,90	2,50	6733	71 °C	-36 °C
36%	424,44	1,179	11,64 M	-1,1	1,99	2,46	14100	61 °C	-30 °C
38%	451,82	1,189	12,39 M	-1,1	2,10	2,43	28000	48 °C	-26 °C

Condições de temperatura e pressão de 20 °C e 1 atm respectivamente

O HCl é termodinamicamente estável e deve ser removido, pois em grandes quantidades causa tanto corrosão de equipamentos como problemas respiratórios nos seres vivos expostos. O líquido pode causar danos à pele e aos olhos. Os principais efeitos do cloro são: o potencial corrosivo dos sais clorados e HCl nas partes metálicas do equipamento; a emissão de HCl em forma de particulados (KCl, NaCl, ZnCl<sub>2</sub>, PbCl<sub>2</sub>); e sua influência na formação de dioxinas e furanos (OBERNBERGER et al apud FLORIANI, 2007).

A exposição ao ácido clorídrico, a níveis baixos, pode produzir irritação na garganta e nariz. Já em níveis mais elevados pode levar ao estreitamento dos bronquíolos, acumulando líquidos nos pulmões, podendo levar a morte. Dependendo da concentração, este ácido pode produzir desde uma leve irritação até queimaduras graves na pele e olhos.

Além disso, o HCl está entre os ácidos que formam aerossóis e que atuam como núcleos de condensação de nuvens, interferindo na composição da água da chuva. Dessa forma, devido ao HCl ser bastante solúvel em água, possuindo um

<sup>34</sup> Fonte: Wikipédia (2010).

curto período de residência na atmosfera, ele torna-se um importante elemento na acidificação de chuvas próximas à fonte emissora (CARNEIRO, 2004).

#### 2.3.2.4 Compostos de Enxofre

Enxofre é uma impureza encontrada na maioria dos combustíveis sólidos e líquidos. Grande parte dos combustíveis fósseis, principalmente carvão e óleo residual, possui enxofre na sua composição (VERGNHANINI FILHO, 2002de; GODINHO, 2006). Os óxidos de enxofre vêm da oxidação do enxofre contido no combustível, podendo estar presente tanto em sua forma elementar, quanto na forma de compostos nos combustíveis, ou ainda, na forma de sulfatos, em resíduos orgânicos (SINDICIC, 2002).

Na etapa de gaseificação são formados compostos reduzidos de enxofre, tais como, COS (sulfeto de carbonila), CS<sub>2</sub> (sulfeto de carbono), H<sub>2</sub>S (sulfeto de hidrogênio) e SO<sub>4</sub> (sulfatos), que posteriormente são oxidados a dióxido de enxofre na etapa de combustão (GODINHO, 2006; FLORIANI, 2007). A maior parte das emissões naturais de enxofre no processo de combustão é liberada na forma de dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>) e, em menor porcentagem (até 5%), em trióxido de enxofre (SO<sub>3</sub>) (VERGNHANINI FILHO, 2002e; SINDICIC, 2002).

O sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S) tem odor desagradável de ovo podre e é altamente tóxico, instável e transforma-se rapidamente em SO<sub>2</sub> na atmosfera (LORA; TEIXEIRA, 2007; MACÊDO, 2002). O SO<sub>2</sub> é um gás incolor com odor irritante e azedo, e é altamente solúvel em água (LORA; TEIXEIRA, 2007). As emissões de dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>) dependem exclusivamente do conteúdo de enxofre presente no combustível (resíduo) (GODINHO, 2006).

Na atmosfera, o dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>) transforma-se em trióxido de enxofre (SO<sub>3</sub>), que reagindo com a água, leva a formação de ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), originando a chuva ácida (MACÊDO, 2002; SINDICIC, 2002). Além de ácidos sulfúricos, o SO<sub>2</sub> e o SO<sub>3</sub>, quando lançados na atmosfera pelo processo de queima, podem formar ácidos sulfuroso (H<sub>2</sub>SO<sub>3</sub>) (SINDICIC, 2002).

Tanto o SO<sub>2</sub>, quanto o SO<sub>3</sub> são poluentes, pois logo após a emissão se convertem rapidamente em sulfatos e ácido sulfúrico no ar. A taxa de oxidação do

SO<sub>2</sub> para ácido sulfúrico depende da taxa de isolação, da umidade, da concentração de hidrocarbonetos, catalisadores e outros. (VERGNHANINI FILHO, 2002e).

Durante o processo de combustão, os compostos de enxofre quando não removidos em sistemas de limpeza de gases são lançados para a atmosfera. Calcula-se, segundo Vergnhanini Filho (2002d), que a emissão dos compostos de enxofre por equipamentos de combustão, seja em torno de 93.10<sup>6</sup> ton/ano, sendo 70% emitido por usinas termoeletricas que operam com combustíveis fósseis.

Como visto, o SO<sub>3</sub> em reação com H<sub>2</sub>O, a temperaturas abaixo de 400°C, formam ácido sulfúrico H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. Quando unidos, o SO<sub>3</sub> e o H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> podem levar a taxas de erosão elevadas de superfícies metálicas localizadas no interior de equipamentos de combustão, tais como: superaquecedores de vapor e recuperadores de calor, bem como de equipamentos de coleta de particulados (como filtros eletrostáticos e de manga). Normalmente as fibras sintéticas de menor custo, empregadas na fabricação de alguns filtros, não resistem à presença de ácido sulfúrico junto com o particulado, sofrendo severo ataque (VERGNHANINI FILHO, 2002d).

Verifica-se que os compostos de enxofre geram dois problemas: um relacionado à poluição ambiental e outro relacionado à corrosão interna de equipamentos de combustão. Na atmosfera, o SO<sub>2</sub> em baixas concentrações (até algumas centenas de ppm), é praticamente inócuo a vegetais e animais. Contudo, os compostos resultantes da sua oxidação com oxigênio e da sua reação com a água são extremamente nocivos. O ácido sulfúrico formado na atmosfera é altamente reativo e tem levado à corrosão de estruturas metálicas e equipamentos, bem como de materiais de construção. Além disso, chuvas ácidas reduzem a população de microorganismos no solo e levam a uma lixiviação de nutrientes, provocando reduções na taxa de crescimento de plantações (VERGNHANINI FILHO, 2002de).

Dessa maneira nota-se que o enxofre é um poluente preocupante, sendo considerado responsável por danos a plantas e destruição de florestas, podendo provocar a acidificação de lagos e rios quando removido da atmosfera pelas chuvas. Já como efeito direto na saúde dos seres humanos e outros animais, pode-se citar que o SO<sub>x</sub> é irritante para a vista, causa problemas respiratórios, como enfisemas e

bronquites, e, segundo alguns estudos, pode estar relacionado ao câncer de pulmão (SINDICIC, 2002).

#### **2.3.2.4.1 Corrosão provocada por Compostos de Enxofre**

A corrosão da parte interna de equipamentos de combustão, principalmente de recuperadores de calor, deve-se unicamente a presença de  $\text{SO}_3$  nos gases de combustão. O  $\text{SO}_2$  não participa das reações de corrosão, atuando somente como fonte de enxofre para formação de  $\text{SO}_3$  dentro dos equipamentos de combustão (VERGNHANINI FILHO, 2002e).

Em equipamentos de combustão, podem ocorrer dois tipos básicos de corrosão relacionada com a presença de enxofre nos combustíveis: corrosão a alta temperatura e corrosão a baixa temperatura (VERGNHANINI FILHO, 2002d).

A corrosão a alta temperatura ocorre em superfícies metálicas em temperaturas acima de  $400^\circ\text{C}$ , enquanto que a corrosão a baixa temperatura também ocorre em superfícies metálicas, porém, em temperaturas abaixo da temperatura de orvalho de  $\text{H}_2\text{SO}_4$ , ou seja, abaixo de  $180^\circ\text{C}$ .

A corrosão a alta temperatura é mais significativa quando se queima óleos residuais com elevados teores de metais, principalmente vanádio e sódio. Os óxidos dos metais depositam-se sobre as superfícies metálicas por impacto ou difusão e se apresentam na forma de  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  e  $\text{V}_2\text{O}_5$ , ou de complexos como o  $\text{Na}_2\text{O}\cdot\text{V}_2\text{O}_4\cdot 5\text{V}_2\text{O}_5$  ou  $\text{Na}_2\text{O}\cdot 6\text{V}_2\text{O}_5$  (VERGNHANINI FILHO, 2002d).

Os óxidos metálicos se depositam por fusão ou por impacto sobre a superfície metálica, formando um depósito catalítico. Este depósito atua como catalisador na formação de  $\text{SO}_3$  e, na fase líquida, como meio de transporte de  $\text{SO}_3$  da camada limite, onde está presente em grande quantidade, para a superfície metálica (VERGNHANINI FILHO, 2002d).

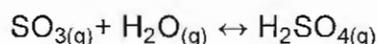
Uma forma de reduzir a corrosão a alta temperatura é adicionar aditivos, tal como o magnésio, aos óleos combustíveis que elevam o ponto de fusão dos depósitos. Dessa forma impede-se a migração de  $\text{SO}_3$  da camada limite gasosa para a superfície metálica, interrompendo o mecanismo apresentado anteriormente (VERGNHANINI FILHO, 2002d).

Outra forma de reduzir a corrosão a alta temperatura é operar o equipamento de combustão com baixos excessos de ar, na faixa de 1% em volume de O<sub>2</sub> nos gases de combustão (VERGNHANINI FILHO, 2002d).

Em síntese, nota-se que a corrosão a alta temperatura está associada a presença de um depósito catalítico com baixo ponto de fusão e aos teores de SO<sub>2</sub> e O<sub>2</sub> nos gases de combustão. Já a corrosão a baixa temperatura, está associada ao teor de SO<sub>3</sub> e H<sub>2</sub>O nos gases de combustão e ocorre com muito mais frequência no meio industrial (VERGNHANINI FILHO, 2002d).

O teor de SO<sub>2</sub> em gases de combustão pode ser determinado através de analisadores contínuos disponíveis no mercado, operando segundo absorção de radiação infravermelha ou de célula eletroquímica. Já o teor de SO<sub>3</sub>, normalmente é determinado por processos descontínuos, por via úmida (VERGNHANINI FILHO, 2002d).

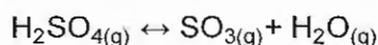
Na corrosão a baixa temperatura, em uma mistura gasosa contendo SO<sub>3</sub> e H<sub>2</sub>O, em temperatura abaixo de 673 K, ocorrem reações do tipo (VERGNHANINI FILHO, 2002d):



O ácido sulfúrico puro, bem como suas soluções aquosas, possui pressão de vapor muito baixas, o que faz com que, na pressão atmosférica, as temperaturas de ebulição destas soluções sejam elevadas e as concentrações de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> na fase vapor, em equilíbrio com as soluções líquidas, sejam baixas. Dessa forma, soluções aquosas com altas concentrações de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> são condensadas a partir de gases com baixos teores de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> e H<sub>2</sub>O (VERGNHANINI FILHO, 2002d).

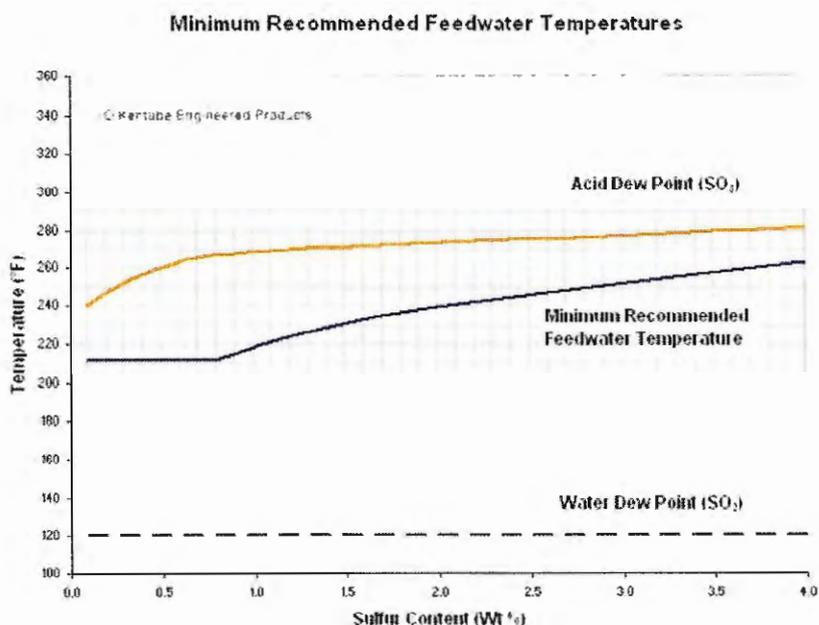
A temperatura na qual as primeiras gotas ou películas de soluções aquosas de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> se formam é chamada de “ponto ou temperatura de orvalho de ácido sulfúrico” (VERGNHANINI FILHO, 2002d).

Quando ocorrem temperaturas acima de 400°C, a maior parte do ácido sulfúrico presente em gases de combustão se dissocia na forma de SO<sub>3</sub> e H<sub>2</sub>O, segundo a reação (VERGNHANINI FILHO, 2002d):



A velocidade ou grau de corrosão de uma superfície metálica exposta a uma corrente gasosa contendo vapores de  $H_2SO_4$  e  $H_2O$  varia de acordo com sua temperatura. Se a temperatura da superfície metálica estiver acima da temperatura de orvalho de  $H_2SO_4$  não há a condensação de uma solução aquosa sobre ela, levando a uma taxa de corrosão baixa. Para temperaturas abaixo da temperatura de orvalho de  $H_2SO_4$ , a velocidade de condensação de soluções ácidas vai se elevando até atingir um pico máximo, caindo a seguir e tornando a se elevar, desta vez a uma taxa muito mais elevada, a partir da temperatura de orvalho da água (VERGNHANINI FILHO, 2002d).

O ponto de orvalho ácido pode ser calculado tendo o teor de enxofre no combustível. A figura 20 mostra o gráfico do ponto de orvalho ácido levando em consideração a temperatura de exaustão e a quantidade de enxofre contida no combustível (% em massa) (FLORIANI, 2007):



**Figura 20** – Ponto de orvalho do  $SO_3$ : Temperatura x Quantidade de enxofre [% massa]<sup>35</sup>

Observou-se que a corrosão a baixa temperatura é função principalmente da taxa de conversão de  $SO_2$  a  $SO_3$ . Desta forma, ações que minimizam esta taxa

<sup>35</sup> Fonte: Floriani (2007, p.30)

tendem a levar a taxa de corrosão menores em recuperadores de calor, sistemas de limpeza de gases e chaminés. Além disso, existem outras medidas que não interferem na formação de  $\text{SO}_3$  e que podem minimizar os problemas de corrosão, tais como (VERGNHANINI FILHO, 2002d):

- Emprego de combustíveis com baixo teor de enxofre: a utilização de combustíveis com baixos teores de enxofre (óleos da série B, gás natural, biomassa, etc.) eliminam ou diminuem o problema da corrosão a baixa temperatura;
- Redução do excesso de ar: o aumento do excesso de ar tende a elevar o teor de  $\text{SO}_3$  em gases de combustão, portanto, para minimizar a emissão de  $\text{SO}_3$  deve-se procurar operar os equipamentos de combustão com o menor índice possível de ar em excesso, que normalmente é limitado pela emissão de CO e fuligem;
- Manutenção da temperatura de superfícies em contato com os gases de combustão acima da temperatura de orvalho de  $\text{H}_2\text{SO}_4$ : ao empregar combustíveis com teores elevados de enxofre, deve-se ter o cuidado de manter as superfícies em contato com os gases de combustão a temperatura acima da temperatura de orvalho. Um procedimento relativamente simples de ser aplicado, em particular em chaminés expostas ao vento, consiste em isolar a superfície externa, elevando a temperatura da superfície interna;
- Emprego de aditivos: adicionar aditivos que elevam o ponto de fusão dos depósitos catalíticos tende a reduzir significativamente a taxa de formação de  $\text{SO}_3$  e inibir a corrosão a alta temperatura. Os depósitos que se formam nas paredes das fornalhas e tubulações normalmente são de fácil remoção, reduzindo a área de depósitos catalíticos onde pode ocorrer as reações de oxidação de  $\text{SO}_2$  a  $\text{SO}_3$ ;
- Redução da carga das caldeiras: diversos trabalhos experimentais têm demonstrado que a carga da caldeira interfere na taxa de formação de  $\text{SO}_3$ , o que torna a redução de carga de uma caldeira uma solução em situações críticas de corrosão a baixas temperaturas, às custas, porém, de uma perda de eficiência;
- Emprego de materiais resistentes à corrosão por  $\text{H}_2\text{SO}_4$ : o emprego de materiais cerâmicos como vidro e boro-silicato, que apresentam alta resistência a choques térmicos, pode vir a ser uma alternativa, visto que a elevação da área de troca de calor dos recuperadores, provocada pela menor condutividade térmica destes materiais é mínima, da ordem de 15%, porque a maior resistência está na camada limite dos gases de combustão e não nos tubos ou no lado da água.

#### 2.3.2.4.2 Métodos de Redução de Emissão de $\text{SO}_x$

Em uma combustão completa não existe forma de eliminar a formação de compostos de enxofre, já que todo o enxofre presente nos combustíveis é convertido em  $\text{SO}_2$  ou  $\text{SO}_3$ . O que se pode fazer é variar a taxa de conversão de  $\text{SO}_2$  em  $\text{SO}_3$ , operando com os menores teores de  $\text{SO}_3$  possíveis, reduzindo a formação de fuligem ácida (VERGNHANINI FILHO, 2002e).

Vergnhanini Filho (2002e, p.4) cita quatro formas possíveis de minimizar a emissão de  $\text{SO}_x$ , são elas:

1. Uso de combustíveis com baixo teor de enxofre, com gás natural e combustíveis líquidos e sólidos com baixo teor de enxofre. A dificuldade de se aplicar esta medida se deve ao elevado custo e/ou disponibilidade destes energéticos.
2. Dessulfurização de combustíveis. Combustíveis sólidos podem ter o teor de enxofre facilmente reduzido por processos de lavagem. Liquefação de combustíveis sólidos e gaseificação de combustíveis sólidos e líquidos levam a reduções substanciais do teor de enxofre. Esta medida é particularmente interessante para combustíveis com alto teor de enxofre (maior que 4%).
3. Remoção de  $\text{SO}_x$  durante a combustão. Na combustão em leito fluidizado de carvão e óleos combustíveis pesados, óxidos de metais alcalinos terrosos como cal ou dolomita são adicionados ao leito. Estes óxidos absorvem o enxofre, que fica retido no resíduo sólido, e com eles são removidos da câmara de combustão.
4. Remoção dos óxidos de enxofre dos gases de combustão antes de serem enviados à atmosfera. Processos via seca ou úmida podem ser empregados, e o enxofre normalmente é convertido a ácido sulfúrico ou sulfatos. As eficiências encontradas são da ordem de 90%.

Segundo Lora e Teixeira (2007), existem vários métodos de dessulfurização de produtos da combustão para controle dos óxidos de enxofre. Dentre os mais usados estão a dessulfurização por calcáreo e por cal hidratada. O método de dessulfurização por calcáreo é o mais utilizado, pois atende altas eficiências de remoção de óxidos de enxofre (até 98%) e apresenta melhores indicadores

econômicos, enquanto que a dessulfurização com cal é mais efetiva, porém mais cara.

A tabela 16 apresenta uma guia de aplicação para os diferentes tipos de dessulfurizadores:

**Tabela 16** – Guia de aplicação dos diferentes tipos de dessulfurizadores (recomendação da Wheelabrator Air Pollution Control)<sup>36</sup>

Sistema de Injeção a seco	Sistema de secador spray	Sistema úmido
Projetos pequenos e médios para o aproveitamento de resíduos sólidos municipais;	Projetos médios e grandes para o aproveitamento de resíduos sólidos municipais;	Caldeiras energéticas para a combustão de carvão mineral;
Tratamento de emissões de fornos de produção de coque metalúrgico;	Incineração de resíduos perigosos;	Projetos de grandes escalas para o aproveitamento de resíduos sólidos perigosos e municipais.
Projetos de calcinação de óxidos de alumínio;	Caldeiras industriais e energéticas para a combustão de carvão mineral.	
Controle de emissões secundárias não ferrosas.		

Para finalizar, Lora e Teixeira (2007, p.104) descrevem a classificação dos sistemas de dessulfurização com calcáreo:

- Processo de Injeção a seco: o adsorvente seco é injetado no fluxo de produtos de combustão e separado, logo após a dessulfurização, num separador de particulados. Os óxidos de enxofre são absorvidos no ponto de injeção e durante a separação dos particulados no filtro de mangas. Eficiências de remoção de 50-70% são características destes sistemas. Porém, com a utilização do bicarbonato de sódio

<sup>36</sup> Fonte: adaptado de Lora e Teixeira (2007, p.104)

como reagente, a eficiência pode chegar até 70-90% (MAKANSI, 1991 apud LORA; TEIXEIRA, 2007).

- Processo com secador spray: a lama ou solução alcalina é nebulizada nos produtos de combustão no secador spray. As gotículas absorvem  $\text{SO}_2$  e outros gases ácidos, evaporando-se finalmente. As partículas sólidas são separadas num filtro de mangas ou precipitador eletrostático. A eficiência de remoção de  $\text{SO}_2$  nestes sistemas é de aproximadamente 90% (MAKANSI, 1991 apud LORA; TEIXEIRA, 2007).

- Processo úmido: os produtos da combustão entram no absorvedor e ascendem através da zona de absorção, onde têm contato com a polpa ou solução de absorvente que movimenta-se à contracorrente. O gás passa por um separador de umidade e já sai limpo do absorvedor. Os projetos de dessulfurização úmida prevêm eficiências de separação maiores que 95% (MAKANSI, 1991 apud LORA; TEIXEIRA, 2007).

### 2.3.2.5 Hidrocarbonetos Totais

Os hidrocarbonetos são produzidos pela queima incompleta dos combustíveis e, geralmente, são íons, originados na fragmentação de moléculas maiores. A poluição por hidrocarbonetos ocorre quando combustíveis fósseis são queimados parcialmente, sendo eliminados pelo sistema de exaustão dos veículos, ou quando evaporam diretamente para a atmosfera, de reservatórios onde são armazenados (SINDICIC, 2002; CARNEIRO, 2004).

No grupo dos hidrocarbonetos encontram-se muitos compostos tóxicos que podem causar danos graves à saúde humana. Podem apresentar-se na forma de gases ou partículas em suspensão, emitidos por uma grande variedade de processos naturais e industriais (USEPA, 2004 apud CARNEIRO, 2004).

Durante a combustão, quando os hidrocarbonetos não são totalmente oxidados, uma variedade de substâncias pode aparecer nos gases de exaustão, como por exemplo: alcoóis ou ácidos orgânicos. Além disso, os hidrocarbonetos podem ser oxidados a dióxido de carbono e água segundo a oxidação mais ou menos estável no qual é possível emissão de qualquer dos componentes da cadeia

de reações (ROBERTS et al, 1998 apud FLORIANI, 2007). Os mais importantes entre os HCs produzidos pelas atividades humanas são (SINDICIC, 2002):

- *Hidrocarbonetos oxigenados*, como os aldeídos, cetonas, álcoois e ácidos, que em quantidade suficiente podem causar irritação nos olhos, diminuir a visibilidade atmosférica e reagir com outras substâncias na atmosfera formando outros poluentes;

- *Hidrocarbonetos Halogenados*, como o tetracloreto de carbono, percloroetileno, 2-3-7-8 dibenzo-dioxina e outros compostos aos quais são atribuídos efeitos severos sobre a saúde humana, como o aumento do risco de câncer por exemplo;

- *Hidrocarbonetos de cadeia fechada*, como as olefinas e aromáticos que podem causar danos às plantas, irritação dos olhos, agravamento do risco de câncer e a criação, na atmosfera, de outros compostos perigosos para saúde humana e o meio ambiente.

Verifica-se que na combustão incompleta, parte do combustível pode ser emitida junto com os gases de exaustão, sem que haja a reação de oxidação. Também pode ocorrer decomposição térmica (pirólise), caso haja insuficiência de ar na chama, que irá formar compostos aromáticos (benzeno, tolueno, xileno) e compostos aromáticos policíclicos (HPAs) (FLORIANI, 2007).

Os hidrocarbonetos aromáticos representam uma fração significativa dos compostos orgânicos voláteis. Os hidrocarbonetos monoaromáticos, tal como o benzeno, têm sido o principal alvo de análise e prevenção de emissão, pois o benzeno é considerado carcinogênico e os alquibenzenos são pioneiros na formação de ozônio troposférico (FLORIANI, 2007).

#### **2.3.2.5.1 Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs)**

A presença de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs) na baixa atmosfera é um importante aspecto de poluição ambiental, já que muitos de seus componentes são mutagênicos, cancerígenos e tóxicos a vida aquática (CARNEIRO, 2004; FLORIANI, 2007). Os Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) são de grande interesse científico em consequência de seu potencial carcinogênico e provavelmente são os poluentes orgânicos mais difundidos no meio ambiente. Representam um grande perigo à saúde humana pela sua incorporação

ao ar e aos gêneros alimentícios. Os efeitos toxicológicos são diferentes para cada composto e perceptíveis mesmo em baixas dosagens (PAVESI, 2006).

A grande maioria dos HPAs são emitidos em forma de material particulado e estão presentes na incineração de resíduos conforme a composição destes em cada queima (PAVESI, 2006; FLORIANI, 2007).

As emissões de HPAs podem ser geradas através de (FLORIANI, 2007):

- Emissões individuais: fornalhas, automóveis, fornos, cigarro;
- Emissões industriais: plantas de combustão de carvão ou óleo para produção de energia, incineradores de resíduos, produção de asfalto, fundição de alumínio, produção de carvão, tratamento da madeira, etc;
- Emissões naturais: queimadas, erupções vulcânicas, deterioração da matéria orgânica.

Os HPAs, quando liberados diretamente na atmosfera podem atacar pequenas partículas e serem transportados a grandes distâncias antes de retornarem a terra através das chuvas. Eles estão presentes, em baixas concentrações, em praticamente em toda a atmosfera e, ocasionalmente, podem aparecer em concentrações elevadas como resultado de prolongadas atividades industriais envolvendo combustão (FLORIANI, 2007).

Os Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos fazem parte de um grupo de mais de cem compostos orgânicos (PAVESI, 2006, FLORIANI, 2007). No entanto, são dezesseis os HPAs prioritários definidos pela USEPA (FLORIANI, 2007):

**Tabela 17** – Classificação dos HPAs por sua carcinogenicidade (IARC), carcinogenicidade e ocorrência (EPA) e periculosidade (ABNT)<sup>37</sup>

HPAs	IARC	EPA	ABNT
Fluoreno	3	P	NM
Fenantreno	3	P	NM
Antraceno	3	P	NM
Metilfenantrenos	3	P	NM
Pireno	3	P	NM
Fluoranteno	3	P	CP
Benzo[a]antraceno	2A	P	CP
Criseno	3	P	CP
Benzo[b]fluoranteno	2B	P	CP
Benzo[k]fluoranteno	2B	P	NM
Benzo[e]pireno	3	P	NM
Benzo[a]pireno	2A	P	CP
Indeno[1.2.3-c.d]pireno	2B	P	CP
Dibenzo[a.h]antraceno	2A	P	CP
Benzo[g,h,i]pirileno	3	P	NM
Coroneno	3	P	NM

**Onde:**

IARC = International Agency for Research on Cancer; EPA = Environment Protection Agency; ABNT = Associação Brasileira de Normas Técnicas (NBR 10.004).

2A = provável carcinogênico para humanos – limitada evidência em humanos e suficiente em animais (IARC); 2B = Possível carcinogênico para humanos – limitada evidência em humanos e insuficiente em animais (IARC); 3 = não é carcinogênico para humanos (IARC); P = prioritário EPA; CP = confere periculosidade (ABNT); NM = não mencionado (ABNT).

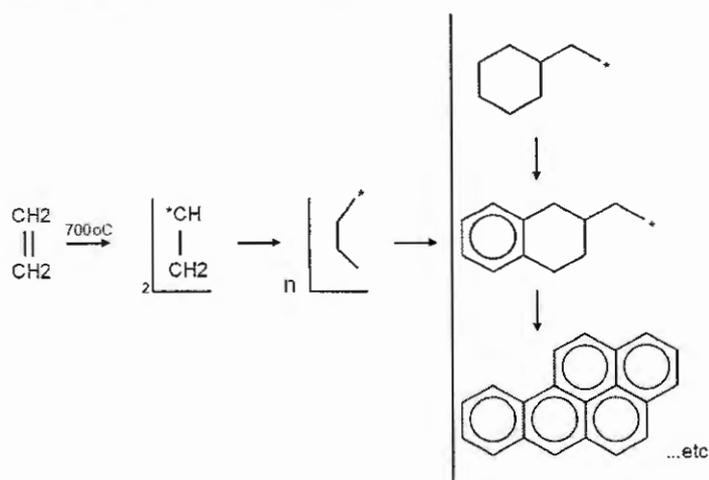
A identificação e minimização de HPAs são necessárias nos processos de combustão. Dentre os principais HPAs, o benzo[a]pireno é um dos mais fáceis de se detectar em emissões, sendo utilizado como marcador da presença de outros HPAs carcinogênicos (FLORIANI, 2007).

Os HPAs consistem de carbono e hidrogênio na forma de anéis benzêmicos fundidos. Conforme aumenta o peso molecular dos HPAs, a solubilidade em água

<sup>37</sup> Fonte: Floriani (2007, p.9)

desses compostos decresce, a solubilidade em gordura aumenta e o ponto de fusão e ebulição também aumenta (FLORIANI, 2007).

Os Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) e seus derivados são formados por meio da combustão incompleta de compostos orgânicos e não são produtos de interesse comercial (PAVESI, 2006). Os compostos poliaromáticos também podem ser gerados na pirossíntese de material orgânico (LEE et al, 2003 apud FLORIANI, 2007). A formação pirolítica de HPAs é bastante complexa e variável e depende de fatores como a temperatura e a pressão. O mecanismo desta reação envolve a polimerização via radicais livres em várias etapas até a formação de núcleos aromáticos condensados, tal como demonstra a figura 21 (LOPES; ANDRADE, 1996 apud FLORIANI, 2007).



**Figura 21** – Mecanismo de formação de HPAs via pirólise<sup>38</sup>

De maneira geral, as reações que envolvem os HPAs podem ser classificadas como de substituição (um átomo de hidrogênio é substituído por outro elemento ou grupo) ou de adição (onde uma ligação dupla é desfeita), seguida ou não de eliminação (regeneração da ligação dupla). Os produtos destas reações podem sofrer transformações e dar origem a compostos mais complexos (FLORIANI, 2007).

A degradação dos HPAs depende de vários parâmetros físicos e químicos, como a composição espectral, a intensidade de radiação, composição e características físicas de adsorventes, bem como da presença e concentração de

<sup>38</sup> Fonte: Floriani (2007, p.10)

espécies químicas reativas ( $\text{NO}_x$ ,  $\text{O}_3$ ) (LOPES; ANDRADE, 1996 apud FLORIANI, 2007).

De acordo com Lopes e Andrade (1996 apud FLORIANI, 2007, p.11),

os HPAs, principalmente os mais pesados, são extremamente sensíveis à oxidação e substituição eletrofílica, assim óxidos de nitrogênio e ácido nítrico diluídos podem interagir com os HPAs resultando em reações de adição, substituição ou oxidação. O alto grau de mutagenicidade dos nitroderivados de HPA, aliado à constatação de que muitos deles são amplamente distribuídos no ambiente, resultou em crescente interesse pelas reações entre esses hidrocarbonetos e óxidos de nitrogênio que formam os nitro-HPAs. Os nitro-HPAs (NHPAs) são ainda mais tóxicos e cancerígenos que os HPAs e também são emitidos diretamente por fontes de combustão.

A formação e emissão de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos variam de acordo com o sistema de combustão. Estudos demonstram que temperaturas altas na zona de combustão produzem espécies reativas de compostos voláteis gerando, conseqüentemente, HPAs e dioxinas durante o processo de resfriamento. Dessa forma contata-se que, predições do modelo de equilíbrio dos gases são fortemente dependentes da concentração de oxigênio da temperatura escolhida (CHAGGER et al, 1998 apud FLORIANI, 2007). Além disso, a vazão de alimentação no sistema também influencia na emissão dos HPAs (WANG et al, 2002 apud FLORIANI, 2007).

O tipo e as propriedades do resíduo a ser queimado, tal como o poder calorífico, heterogeneidade, umidade e outros, influenciam na escolha do tipo e tamanho do queimador a ser usado. Quando o resíduo a ser queimado é perigoso, algumas quantidades devem ser determinadas (como teores de cloro, flúor, enxofre e metais pesados) antes da combustão ou incineração.

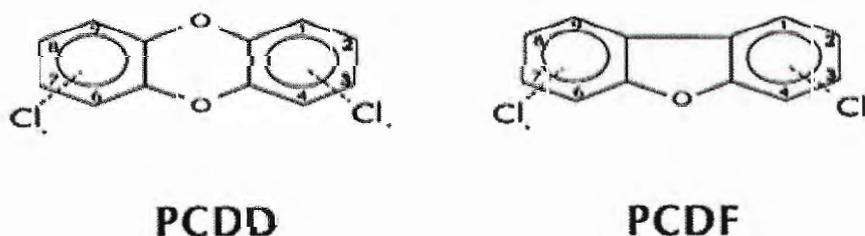
Em uma taxa de queima de centenas de quilogramas por hora, a combustão apresenta um controle do processo mais eficiente e produtos mais estáveis, liberando uma menor quantidade de HPAs do que em queimadores em escala pequena. No entanto, um mesmo tipo de planta industrial não apresenta emissões de HPAs iguais devido a diversos fatores, tais como o combustível utilizado e as condições de operação (YANG et al, 1998 apud FLORIANI, 2007).

### 2.3.3 Dioxinas e Furanos

A primeira descoberta da dioxina em incineradores ocorreu em 1977, através da cinza flutuante de MSWI (Sistema de Incineração de Resíduos Sólidos Municipais – EUA) (KARASEK; HUTZINGER, 1986 apud TAKAYANAGUI, 1993). Desde então, vários estudos sobre a emissão de dioxinas e furanos e suas conseqüências para o organismo vem sendo desenvolvidos.

As dioxinas, dibenzo-p-dioxinas policloradas (*PCDD - polychlorinated-p-dibenzodioxins*), e os furanos, dibenzofuranos policlorados (*PCDF - polychlorinated-p-dibenzofurans*), são duas classes de compostos aromáticos tricíclicos, de função éter, com estrutura quase planar e que possuem propriedades físicas e químicas semelhantes. Os átomos de cloro se ligam aos anéis benzênicos, possibilitando a formação de um grande número de congêneres: 75 para as dioxinas e 135 para os furanos, totalizando 210 compostos, cujas fórmulas estruturais genéricas são mostradas na figura 22. Os isômeros com substituições de cloro na posição 2,3,7 e 8 (Tetracloro Di-Benzo-p-Dioxina) são de interesse especial devido à sua toxicidade, estabilidade e persistência. As PCDD e os PCDF 2,3,7,8-substituídos são encontrados em quase todo o meio ambiente (ASSUNÇÃO; PESQUERO, 1999).

A figura 22 ilustra esquematicamente as moléculas de dioxinas e furanos, sendo que os números indicam as possíveis posições para o cloro nos anéis benzênicos.



**Figura 22** – Estruturas das dibenzo-p-dioxinas policloradas (PCDD) e dibenzofuranos policlorados (PCDF)<sup>39</sup>

Observa-se que as dioxinas são compostas por três anéis benzênicos, sendo que no anel central, dois dos átomos de carbono são substituídos por átomos de

<sup>39</sup> Fonte: Assunção e Pesquero (1999, p.2)

oxigênio. Qualquer átomo de carbono do anel, que não está ligado ao oxigênio pode ligar-se a átomos de hidrogênio ou a outro elemento. Os anéis laterais são constituídos de um a oito átomos de cloro. A numeração presente no nome do composto corresponde à posição do átomo de cloro no anel. Os furanos possuem uma estrutura química próxima das dioxinas, porém seus dois anéis benzênicos são interligados por um anel de cinco lados, que contém um átomo de oxigênio (SINDICIC, 2002; MACÊDO, 2002).

As dioxinas e furanos com mais de quatro átomos de cloro, ou seja, em suas formas Tetra (TCDD e TCDF respectivamente) e Penta (PCDD e PCDF) são os mais significativos do ponto de vista de risco à saúde humana (SINDICIC, 2002; PAVESI, 2006). A toxicidade depende: por um lado do número de átomos de cloro substituindo o hidrogênio, e por outro, da posição dos átomos do cloro na molécula (FIGUEIRA; GOMES, s/d).

Todas as PCDDs e PCDFs são substâncias orgânicas, estáveis, sólidas a temperatura ambiente, com elevados ponto de fusão e baixa pressão de vapor, caracterizadas por terem solubilidade em água extremamente limitada (mas é muito solúvel em óleos) e tendência de ser adsorvidas na superfície do material particulado (FLORIANI, 2007; GODINHO, 2006; FIGUEIRA; GOMES, s/d; MACÊDO, 2002).

A combinação de propriedades das dioxinas e furanos fazem com que estes elementos não sejam levados pelas águas das chuvas, tornando-se um lixo ambiental cumulativo. Entretanto, como são solúveis em gorduras, podem ser absorvidos pelo corpo através dos tecidos gordurosos (MACÊDO, 2002).

Algumas definições são importantes para entender os diversos compostos químicos da família das dioxinas e furanos, são elas (BELLIN, 1986 apud ASSUNÇÃO; PESQUERO, 1999):

- **Congênere** - denominação de um dado composto pertencente a uma classe de substância química. Neste caso, qualquer composto com 1 a 8 átomos de cloro, pertencente à classe das dioxinas ou dos furanos, corresponde a um congênere.
- **Homólogos** - denominação dos compostos com o mesmo número de átomos de cloro e pertencentes à mesma classe de substâncias. Há 8 grupos de homólogos das dioxinas policloradas e 8 para os furanos policlorados.

- **Isômeros** - são compostos diferentes com mesma fórmula molecular (moléculas dentro do mesmo grupo homólogo, com diferentes localizações dos átomos de cloro).

A tabela 18 apresenta os isômeros e os congêneres das dioxinas e furanos.

**Tabela 18 – Congêneres e isômeros das dioxinas e furanos<sup>40</sup>**

Átomos de cloro	isômeros das dioxinas	isômeros dos furanos
1	2	4
2	10	16
3	14	28
4	22	38
5	14	28
6	10	16
7	2	4
8	1	1
<b>Congêneres</b>	<b>75</b>	<b>135</b>

Das 210 dioxinas e furanos existentes, 17 compostos destacam-se sob o ponto de vista toxicológico: substituições nas posições 2,3,7 e 8. A toxicidade aguda mais elevada é para a 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-p-dioxina (2,3,7,8-TCDD) que é ultrapassada somente por algumas outras toxinas de origem natural, conforme mostra a tabela 19 (GROSSI, 1993 apud ASSUNÇÃO; PESQUERO, 1999).

<sup>40</sup> Fonte: Oliveira (1996 apud ASSUNÇÃO; PESQUERO, 1999, p.3)

**Tabela 19** – Toxicidade relativa de algumas substâncias<sup>41</sup>

Substância	Massa molecular	Dose letal (micrograma/kg)
Botulinustoxina A	900000	0,00003
Tetanustoxina	150000	0,0001
Ricina	66000	0,02
Crotoxina	30000	0,2
Difteriotoxina	72000	0,3
2,3,7,8-TCDD	320	1
Tetradoxina	319	10
Aflatoxina B1	312	10
Curanina	696	500
Estriquinina	334	500
Nicotina	162	1000
Cianeto de Sódio	49	10000
Fenobarbital	232	100000

A toxicidade da 2,3,7,8-TCDD é muito variável para diferentes tipos de animais. Por exemplo: para cobaias a dose letal (via oral) é cerca de 1 µg/kg de peso corporal, enquanto para hamster a dose tóxica aguda é cerca de 3.000 - 4.000 µg/kg de peso corporal (Grossi, 1993 apud ASSUNÇÃO; PESQUERO, 1999). Já para seres humanos, vários estudos epidemiológicos com pessoas expostas à mistura de dioxinas, furanos e outros produtos químicos, observou-se aumento da incidência de câncer em diferentes locais do organismo, mas vários fatores limitam a confiança nesses achados (IPCS, 1989 apud ASSUNÇÃO; PESQUERO, 1999). O único efeito comprovado até o momento é a cloroacne. A Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA - *United States Environmental Protection Agency*, 1995 apud SINDICIC, 2002, p.2.31) classifica as TCDDs no grupo B2, ou seja, “o peso da evidência de cancerogenicidade baseada em estudos com animais é ‘suficiente’ mas os estudos epidemiológicos mostram uma ‘evidência inadequada’ ou uma ‘ausência de dados’” A EPA está conduzindo uma reavaliação da toxicidade do 2,3,7,8 TCDD (SINDICIC, 2002).

Diferentes dioxinas e furanos possuem diferentes efeitos sobre a saúde humana. Dessa forma, a Toxicidade equivalente (TEQ) tem sido utilizada para correlacionar a toxicidade dos diversos compostos do grupo das dioxinas e dos furanos, com aquela considerada mais tóxica, ou seja, a 2,3,7,8-TCDD, tomada

<sup>41</sup> Fonte: Grossi (1993 apud ASSUNÇÃO; PESQUERO, 1999, p.4)

como valor 1 (um). Assim, cada composto deve ter sua participação absoluta multiplicada pelo fator de equivalência, e a soma desses valores para todos os PCDD e PCDF presentes resultará na toxicidade total relativa à 2,3,7,8-TCDD (ASSUNÇÃO; PESQUERO, 1999).

Os fatores de equivalência foram introduzidos por órgãos competentes de diversos países, existindo divergências entre os valores de conversão adotados. Em 1988, o Comitê de Desafios da Sociedade Moderna da Organização do Tratado do Atlântico Norte (OTAN/CCMS) estabeleceu fatores de equivalência internacionais (I-TEF) com o objetivo de eliminar diferenças entre os valores empregados por diversos países (OLIVEIRA, 1996 apud ASSUNÇÃO; PESQUERO, 1999). Na 20 são apresentados os fatores de conversão adotados pela Usepa e pela OTAN/CCMS.

**Tabela 20** – Fatores de equivalência de toxicidade adotados pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA) e pelo Comitê de Desafios da Sociedade Moderna da Organização do Tratado do Atlântico Norte (NATO/CCMS) (I-TEF)<sup>42</sup>

Composto	USEPA	I_TEF	CONAMA
Congêneres 2,3,7,8 - substituídos	Usepa	I_TEF	316
2,3,7,8-TetraCDD	1	1	1
1,2,3,7,8-PentaCDD	0,5	0,5	0,5
1,2,3,4,7,8-HexaCDD	0,04	0,1	0,1
1,2,3,6,7,8-HexaCDD	0,04	0,1	0,1
1,2,3,7,8,9-HexaCDD	0,04	0,1	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDD	0,001	0,01	0,01
1,2,3,4,6,7,8,9-OctaCD	0	*0,01	0,001
2,3,7,8-TetraCDF	0,1	0,1	0,1
1,2,3,7,8-PentaCDF	0,1	0,05	0,05
2,3,4,7,8-PentaCDF	0,1	0,5	0,5
1,2,3,4,7,8-HexaCDF	0,01	0,1	0,1
1,2,3,6,7,8-HexaCDF	0,01	0,1	0,1
1,2,3,7,8,9-HexaCDF	0,01	0,1	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDF	0,001	0,01	0,01
1,2,3,4,7,8,9-HeptaCDF	0,001	0,01	0,01
1,2,3,4,6,7,8,9-OctaCDF	0	0,001	0,001
Congêneres 2,3,7,8 - substituídos	Usepa	I_TEF	CONAMA
outros TetraCDD	0,001	0	0
outros PentaCDD	0,005	0	0
outros HexaCDD	0,0004	0	0
outros HeptaCDD	0,00001	0	0
outros TetraCDF	0,001	0	0
outros PentaCDF	0,001	0	0
outros HexaCDF	0,0001	0	0
outros HeptaCDF	0,00001	0	0

OBS: CDD e CDF significam respectivamente clorodibenzodioxina e clorodibenzofurano. “\*” indica provável erro de digitação no original.

A Agência Internacional de Pesquisas em Câncer (IARC - International Agency for Research on Cancer), uma das filiadas à Organização Mundial da Saúde, classificou a dioxinas, em 1977, como um notório carcinogênico humano. Em setembro de 2000 o setor de saúde da EPA, e em janeiro de 2001, o Programa Nacional de Toxicologia do Departamento de Saúde e Serviços Humanos dos EUA (Department of Healthy and Human Services' National Toxicology Program – USA) também classificaram a dioxina como carcinogênico humano. A EPA estima um nível

<sup>42</sup> Fonte: Grossi (1993 apud ASSUNÇÃO; PESQUERO, 1999, p.5)

de risco de um indivíduo adquirir câncer para cada mil que entrarem em contato com a dioxina produzida por incineração. O nível geral que considera como “aceitável” é de um para um milhão (ACPO, 2008).

Estudos realizados em várias espécies animais (roedores, cobaias, coelhos, macacos e gado) demonstram que o sistema imune é alvo para as dioxinas e furanos. O efeito desses compostos no sistema reprodutivo tem sido reconhecido há vários anos, considerando-se, inclusive, que este pode estar entre os mais sensíveis da dioxina. Além disso, os estudos em animais de laboratório demonstraram que a dioxina é carcinógeno em vários pontos do organismo, e indicam que, em grande parte, os humanos parecem responder semelhantemente aos animais submetidos a teste, no que diz respeito aos efeitos bioquímicos e carcinogênicos (USEPA, 1994 apud ASSUNÇÃO; PESQUERO, 1999).

Ressalta-se também que as dioxinas são reconhecidas como passíveis de promover diversos tipos de interferências no sistema hormonal, razão pela qual pode causar diversas doenças no corpo humano e gerar um pesado ônus para as pessoas expostas antes mesmo do aparecimento do câncer ou outras doenças não menos graves (ACPO, 2008).

Assim, como resultado da expansão de pesquisas na última década, pode-se citar como conseqüências à saúde creditadas às dioxinas: cânceres, efeitos reprodutivos e no desenvolvimento, deficiência imunológica, disfunção endócrina (incluindo diabetes mellitus), níveis de testosterona e do hormônio da tireóide alterados, danos neurológicos (incluindo alterações cognitivas e comportamentais em recém-nascidos de mães expostas à dioxina), danos ao fígado, elevação de lipídios no sangue (constituindo fator de risco para doenças cardiovasculares) e danos à pele (APHA, 1995 apud ASSUNÇÃO; PESQUERO, 1999).

Além disso, outros efeitos tóxicos para saúde humana pela contaminação das dioxinas e furanos também podem ser encontrados: acumula-se no leite materno (WHO, 2001 apud ACPO, 2008); causa alteração nas glândulas sebáceas (como cloroacne: doença que produz erupções cutâneas como se fosse um caso grave de acne, mas que atinge o corpo inteiro); suprime as funções imunológicas (PATNAIK, 2002 apud ACPO, 2008); causa queda nas taxas de espermatozóides e testosterona (COLBORN *et al*, 2002 apud ACPO, 2008; MACÊDO, 2002); causa neoplasia de tireóide (DAMSTRA *et al*, 2002 apud ACPO, 2008); causa disfunção neurofisiológica bilateral nos lobos frontais do cérebro; causa endometriose (doença em mulheres

em que o tecido do útero cresce em outros locais do corpo); causa dificuldade de aprendizagem; e, ainda, causa efeitos estruturais na formação dos dentes (MACÊDO, 2002).

As rotas de exposição às dioxinas e furanos incluem exposição direta pelas emissões atmosféricas e de chaminés e exposição indireta pela contaminação do solo e produtos alimentícios, água e outros (ASSUNÇÃO; PESQUERO, 1999). O raio de ação tóxica de dioxinas e furanos é ampliado pela facilidade com que são transportados no meio ambiente e inseridos na cadeia alimentar (PAVESI, 2006).

Alguns estudos consideram que apenas 17% de toda dioxina emitida na atmosfera global têm origem doméstica e 83% têm outras origens, destacando os incineradores como a mais importante fonte de emissão (ACPO, 2008).

As emissões de dioxinas e furanos já são controladas em boa parte do mundo e estão começando a ser controladas em processos de incineração no Brasil. A resolução do CONAMA nº 316, de 29 de outubro de 2002 (Procedimentos e critérios para o funcionamento de tratamento térmico de resíduos), dispõe que os sistemas de tratamento térmico de resíduos deve passar a controlar a emissão de dioxinas e furanos para  $0,50\text{ng}/\text{Nm}^3$ , base seca, corrigido para 12% de  $\text{O}_2$ .

Para emissões de dioxinas e furanos, no Brasil, a norma CETESB E15.011/Dez.92 fixa os padrões de emissões atmosféricas em  $0,14\text{ ng}/\text{Nm}^3$  (método de ensaio EPA 23). Na comunidade Européia esse nível tende a se fixar em  $0,10\text{ng}$ ; a Inglaterra tolera  $1\text{ ng}$  e os Estados Unidos entre  $5$  e  $10\text{ ng}$ , tendendo para exigir  $1\text{ng}/\text{Nm}^3$  (ALENCAR JUNIOR; GABAÍ, 2001).

Já a dose aceitável diária de dioxinas e furanos no corpo humano é estabelecida pela Organização Mundial de Saúde como  $4\text{ pgTEQ}/\text{Kg}$  por quilo de peso corporal para todos os congêneres, incluindo PCBs (FIGUEIRA; GOMES, s/d; MACÊDO, 2002).

Para efeitos de comparação, a tabela 21 apresenta a classificação das toxinas com base nas doses letais para seres humanos. A toxicidade aguda é causada por produtos perigosos que incluem compostos sintéticos e naturais, tais como toxinas do botulismo (produzidas por bactérias *Clostridium botulinum*), veneno de cobra ou espécies de aranhas, toxinas derivadas de plantas (como estricnia e nicotina) e alguns produtos químicos sintéticos. Essas substâncias são classificadas como supertoxinas porque causam efeitos letais em humanos em doses menores

que  $5\text{mg.Kg}^{-1}$  (massa de toxina em relação ao peso corporal do organismo contaminado) (MATOS, 2001 apud MACÊDO, 2002).

**Tabela 21** – Classificação das toxinas com base nas doses letais para seres humanos<sup>43</sup>

Grau de Toxicidade	Provável dose letal para humanos (mg.Kg-1)
Praticamente não-tóxica	> 15000
Levemente tóxica	5000-15000
Moderadamente tóxica	500-5000
Muito tóxica	50-500
Extremamente tóxica	5-50
Supertóxica	< 5

### 2.3.3.1 Mecanismos de formação de Dioxinas e Furanos

Pesquisas têm mostrado que as dioxinas e furanos são compostos formados como subprodutos, não intencional, de vários processos térmicos, resultante da combustão incompleta envolvendo matéria orgânica e cloro (ou substâncias e/ou materiais que o contenham). Estes compostos também podem ser formados pela produção de diversos produtos químicos (pesticidas, branqueamento de papel e celulose), ou ainda, por fontes naturais, tais como incêndios florestais, raios, e a ação dos vulcões (ASSUNÇÃO; PESQUERO, 1999; ACPO, 2008; SINDICIC, 2002).

De acordo com a WHO (1987 apud ASSUNÇÃO; PESQUERO, 1999), as fontes de PCDD e PCDF podem ser divididas em dois grandes grupos: o dos produtos químicos e o dos processos de combustão:

a) Produtos químicos: PCB (formação de furanos somente), componentes do agente-laranja (2,4,5-T e 2,4-D), pentaclorofenol, hexaclorofeno, herbicidas do grupo difenileter, benzenos clorados, compostos de cloro e bromo assemelhados;

<sup>43</sup> Fonte: Matos (2001 apud MACÊDO, 2002)

b) processos de combustão: incineradores de lixo municipais, incineradores de resíduos industriais, incineradores de lodos, incineradores hospitalares, plantas de preparação de carvão, termelétricas a carvão, recuperação de arames, produção de papel e celulose, queima ao ar livre de resíduos de madeira, veículos automotores, fumaça de cigarro, lareiras que queimam madeira, aciarias, fundições de cobre, e outros.

A formação de dioxinas e furanos dependem da presença de oxigênio, carbono, cloro e calor. Em processos de combustão onde há estes requisitos, ambas as categorias de substâncias podem ser encontradas com certa frequência, embora geralmente em pequenas quantidades (SINDICIC, 2002).

Por vezes, dioxinas e furanos podem ser encontradas nos próprios resíduos incinerados, e por causa de sua estabilidade térmica sobrevivem ao processo de combustão se a temperatura não for suficientemente alta para sua destruição. A destruição térmica das dioxinas requer temperaturas acima de 900°C (SINDICIC, 2002).

As dioxinas e furanos podem ainda ser produzidas durante o processo de incineração a partir de precursores como os bifenis policlorados, benzenos clorados, pentaclorofenóis etc., que são algumas vezes encontrados nos resíduos destinados a incineração. A formação desses compostos pode ser minimizada com uma boa combustão dos precursores, além da operação adequada do combustor. Estudos recentes mostraram que combustores de alta eficiência podem minimizar a formação de dioxinas e furanos policlorados no interior da zona de queima (SINDICIC, 2002; FLORIANI, 2007).

Outro fator importante a ser observado é o resfriamento dos gases de exaustão, pois é possível que mesmo que dioxinas e furanos sejam destruídas na região de temperatura elevada dos combustores, estas substâncias voltem a formar-se em regiões de temperaturas mais baixas, entre 300 e 400°C, tipicamente encontradas nos sistemas de tratamento dos gases dos combustores industriais. Este mecanismo de formação de dioxinas e furanos nos gases de combustão é conhecido como Síntese De-Novo e prevê a formação de dioxinas a partir de reações elementares de átomos de carbono, hidrogênio, oxigênio e cloro (SINDICIC, 2002). A quantidade de dioxinas durante a síntese de-novo é proporcional ao tempo de reação (DAVIS; CORNWELL, 1992 apud FLORIANI, 2007).

Pagliuso (2009) complementa que o principal mecanismo de formação de dioxinas e furanos é a síntese De Novo. A formação ocorre a partir de C, H, Cl, O na presença de fuligem (carbono sólido) e possivelmente é catalizada pelo cobre, em uma faixa de temperatura de 200 a 400°C. O resfriamento rápido (quencher) ajuda a evitar a sua formação.

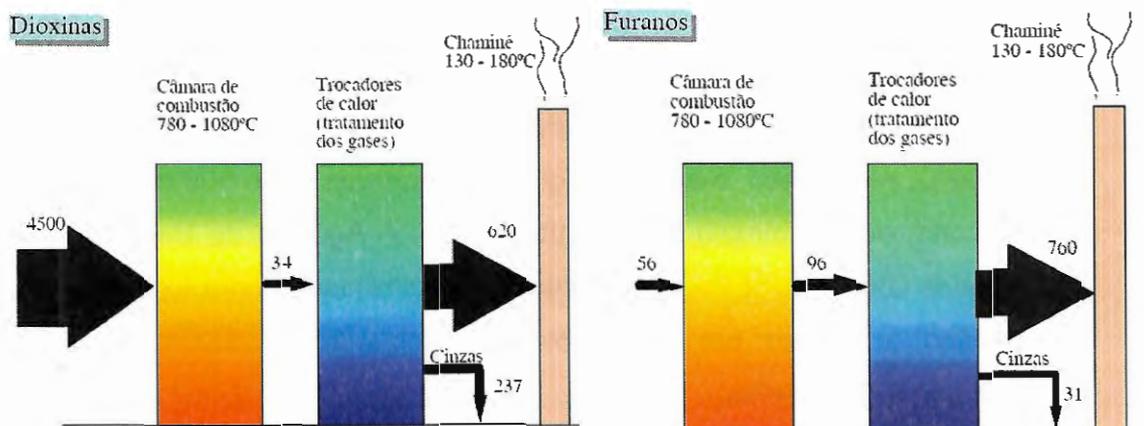


Figura 23 – Síntese De Novo<sup>44</sup>

Existem ainda outros processos de formação de dioxinas e furanos em regiões de baixa temperatura que envolve a presença de particulados contendo carbono, HCl, O<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O, possivelmente catalisados por óxidos metálicos e silicatos. Constata-se que também aqui as condições necessárias à síntese de dioxinas e furanos são freqüentemente satisfeitas no interior de sistemas de tratamento dos gases (SINDICIC, 2002).

As reações químicas dependem do tempo de contato entre os reagentes e do tempo de residência que experimentam dentro da faixa de temperatura adequada. Dessa forma, o resfriamento controlado pode ser um meio efetivo de inibir a formação de dioxinas e furanos (SINDICIC, 2002).

Verifica-se que uma série de condições pode contribuir para formação de dioxinas e furanos. Santoleri, Reynolds e Theodore (2000 apud SINDICIC, 2002) sintetizam os quatro principais mecanismos, já citados, de formação de dioxinas e furanos em incineradores:

- 1) Presença de dioxinas nos resíduos de alimentação;
- 2) Formação na zona de combustão a partir de precursores clorados;

<sup>44</sup> Fonte: Pagliuso (2009)

- 3) Formação a baixas temperaturas a partir de átomos de C, H, O e Cl (síntese de-novo);
- 4) Formação a baixa temperatura na condensação de orgânicos e átomos de cloro sobre a superfície de particulados.

Luscombe (1999 apud MACÊDO, 2002) identifica três condições que facilitam a formação de dioxinas e furanos em processos térmicos: presença de organoclorados ou outros compostos contendo cloro, temperaturas no processo contendo entre 200 e 400°C e equipamento de controle de poluição operando entre 200 e 400°C. Além disso, o autor cita que temperaturas entre 800 e 1200°C também podem conduzir à formação destas substâncias. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) menciona três possibilidades para explicar a presença de dioxinas e furanos em processos de combustão (LUSCOMBE, 1999 apud MACÊDO, 2002), são elas:

- 1) As dioxinas já estariam presentes no material alimentado e seriam destruídas de modo incompleto, no processo de combustão;
- 2) Compostos clorados precursores estariam presentes na fonte (isto é, substâncias químicas que se assemelham à dioxina, tais como hidrocarbonetos aromáticos clorados, tipo fenóis clorados e cloro benzeno) que sofrem reestruturação química para formar dioxinas;
- 3) As dioxinas seriam formadas em processo de síntese de-novo, ou seja, envolvendo combinações de substâncias químicas totalmente não relacionadas entre si, que combinam para formar dioxina.

Os principais fatores citados por Alencar Junior e Gabai (2001) como “facilitadores” da geração de dioxinas e furanos são:

- baixas temperaturas de combustão (abaixo de 900°C);
- tempo de residência na fornalha abaixo de 1,5 segundos;
- alto teor de CO (>100 ppm na chaminé, referido a 7% de O<sub>2</sub>);
- excesso de oxigênio (favorece a “recombinação” dos fragmentos de moléculas, formando pontes entre anéis benzênicos);
- resfriamento lento ou em cascata, dos gases de combustão;
- presença de moléculas “precuradoras” de PCDD/PCDF tais como PCB's;
- contato entre gases quentes e cinzas em suspensão;
- presença de metais divalentes nas cinzas (Ni, Cu) agindo como catalisadores.

Pode-se observar que diferentes autores citam praticamente as mesmas condições contribuintes para a formação de dioxinas. A figura a seguir (24) mostra um dos caminhos para a formação de dioxinas e furanos.

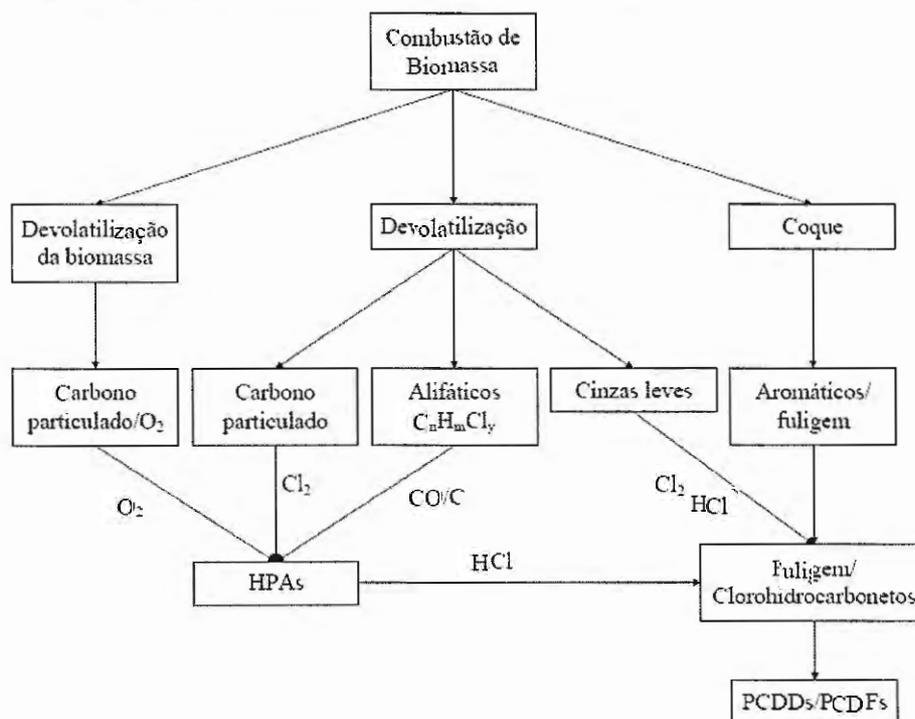


Figura 24 – Formação de poluentes<sup>45</sup>

Para evitar a formação de dioxinas e furanos, Alencar Junior e Gabai (2001) recomendam trabalhar em temperaturas acima de 1200°C (Sindicic, 2002 recomenda temperatura maior que 980°C), tempo de residência de 2 segundos (Sindicic, 2002 sugere tempo de residência maior que um segundo), CO na faixa de 40-50 ppm, excesso de oxigênio em torno de 3% base seca na chaminé (para assegurar a destruição ou inibir a formação de TCDDs e TCDFs), resfriamento rápido dos gases de combustão (brusco até 80°C, sem etapas intermediárias, evitando-se tempo de residência nas faixas entre 275-375°C e 550-650°C), evitar o acúmulo de cinzas principalmente nas zonas de baixa temperatura e, finalmente, boas condições de intimidade entre os reagentes na câmara de combustão, além de perfeita distribuição da temperatura na câmara. Os autores sugerem que, preventivamente, pode-se também recorrer ao pré-tratamento do resíduo,

<sup>45</sup> Fonte: Chagger et al (1998 apud FLORIANI, 2007, p.32)

adicionando-se um “veneno” catalítico ( $\text{CS}_2$ , CaS, carvão com alto teor de enxofre) ou cal.

Buekens (1998 apud GODINHO, 2006) cita que a remoção das PCDD e dos PCDF dos gases de combustão pode ocorrer através do escoamento dos gases por leitos de carvão ativo, o que leva a concentração de PCDD e PCDF a ficar abaixo dos limites máximos permitidos de emissão. Entretanto, esta técnica gera um aumento significativo nos custos de incineração do resíduo (em função da troca periódica do leito de absorção) e a disposição final do carvão ativo exausto acaba constituindo um grande problema.

Também é importante o controle de alguns parâmetros de combustão que devem ser monitorados rigorosamente para que a combustão do resíduos seja eficiente e, conseqüentemente, ocorra uma diminuição na formação dos reagentes ou precursores nas zonas de combustão. Da mesma forma, deve-se haver o controle da composição e propriedades do resíduo, ou seja, identificar e discriminar compostos contido no resíduo a ser alimentado no equipamento de incineração que favoreçam a formação das PCDD e dos PCDF (BUEKENS, 1998 apud GODINHO, 2006).

Além das recomendações mencionadas, com o intuito de minimizar as emissões de dioxinas e furanos, pode-se utilizar sistemas de remoção, tais como: dispositivos de captação de particulados (as emissões de PCDD's/PCDF's são nesta forma) – torres de lavagem, leitos de carvão ativado; oxidação catalítica a 300 °C; e injeção de oxidante, como água oxigenada (ALENCAR JUNIOR; GABAÍ, 2001).

#### **2.3.4 Emissão de Metais**

Até recentemente, a maioria dos estudos relativos a emissões de incineradores centrava-se apenas nos poluentes orgânicos, sendo bem limitados os dados sobre o comportamento de metais em incineradores de resíduos perigosos (DEMPSEY; OPPELT, 1999; SINDICIC, 2002; INTIMA, 2004). No entanto, por estarem presentes na composição de muitos resíduos e pelos efeitos adversos sobre a saúde humana, os metais se tornaram uma grande preocupação para o processo de incineração (SINDICIC, 2002). Diante disso, observa-se que, nos

últimos anos, o estudo da emissão de metais resultante da incineração tem se expandido significativamente (PAVESI, 2006; INTIMA, 2004; SINDICIC, 2002).

Segundo a CETESB (2001), a expressão “metal pesado” é freqüentemente utilizada para designar metais classificados como poluentes. A expressão engloba um grupo muito heterogêneo de metais, semi-metais e mesmo não metais como o selênio.

Alguns metais como o arsênio, cádmio, cromo e berílio, são considerados cancerígenos, enquanto outros, embora não sejam considerados como tal, possuem efeitos tóxicos, como o antimônio, bário, chumbo, mercúrio, prata e tálio. Todo esse grupo de metais já tem sua emissão regulamentada pelas legislações ambientais de diversos países, incluindo Japão, Europa, EUA e Brasil. Contudo, ainda aguarda-se a regulamentação internacional das emissões de selênio e níquel (SINDICIC, 2002).

Os metais que aparecem com maior freqüência são: cobre, ferro, manganês, molibdênio, zinco, cobalto, níquel, vanádio, alumínio, prata, cromo, mercúrio e chumbo (MUÑOZ, 2002).

Os metais pesados como chumbo, mercúrio, cádmio, arsênico, cromo, zinco, manganês e outros, podem ser encontrados em diversos resíduos encaminhados tanto para aterros sanitários municipais, quanto para incineradores. A presença desses metais pode ser observada em materiais como: lâmpadas, pilhas galvânicas, baterias, resto de tintas, resto de produtos de limpeza, óleos lubrificantes usados, solventes, embalagens de aerossóis, resto de amálgama utilizada em consultórios odontológicos, materiais fotográficos e radiográficos, embalagens de produtos químicos, pesticidas, fungicidas e inseticidas, componentes eletrônicos descartados isoladamente em placas de circuitos impressos, resíduos de produtos farmacêuticos, medicamentos com prazo de validade vencidos, latarias de alimentos, aditivos alimentares, plásticos descartáveis, dentre outros (WHO, 2001 apud MUÑOZ, 2002).

O processo de incineração provoca a partição do metal presente nos resíduos, podendo ocorrer sua emissão através de cinzas e escórias, ou nos resíduos do sistema de controle de poluição ou, até mesmo, através da chaminé dependendo de sua volatilidade (INTIMA, 2004, p.21). Tanto os efeitos dos metais sobre o ambiente quanto as técnicas de controle e de disposição utilizadas variam acentuadamente, dependendo da forma como os metais saem do incinerador (SINDICIC, 2002).

Diversos estudos realizados pela Agência de Proteção ao Meio Ambiente dos Estados Unidos (United States Environmental Protection Agency – EPA) têm examinado principalmente dois aspectos dos metais: a partição (distribuição dos metais entre as várias descargas e/ou saídas possíveis nos incineradores) e a eficiência dos sistemas de controle da poluição do ar (captura e remoção de metais) (SINDICIC, 2002; INTIMA, 2004).

Durante a atividade de incineração, os metais são lançados junto com os gases através das chaminés de incineradores e são particularmente importantes pela resistência que possuem, ou seja, são elementos cuja concentração é a mesma, antes e depois da incineração (MUÑOZ, 2002; ALLSOPP; COSTNER; JOHNSTON, 2007). De acordo com Allsopp, Costner e Johnston (2007, p.10) “muitos metais pesados são persistentes e causam uma série de efeitos adversos na saúde humana”.

Segundo Sindicic (2002), a incineração pode mudar a combinação química com que os metais se apresentam nos resíduos, mas não é capaz de destruir os metais elementares. Pavesi (2006, p.24) destaca que, embora a incineração altere a forma química do metal nos resíduos, não o destrói. Como resultado espera-se que os metais saiam do sistema de combustão na mesma quantidade que entraram. A principal preocupação ambiental é a partição das emissões de metais e a forma física/química em que os metais deixam o sistema de combustão (PAVESI, 2006; SINDICIC, 2002).

A maior parte dos metais e seus compostos são encontrados na porção inorgânica dos resíduos, formando cinzas e escórias pois não podem ser destruídos pelo processo de incineração. Uma grande parte do material inorgânico permanece inerte durante a incineração, vindo a fazer parte das cinzas. A parte mais fina destas cinzas compõe o material particulado e apenas uma pequena quantidade deste material é arrastada pelos gases de combustão e captadas pelo sistema de controle de poluição do ar. A fração maior das cinzas fica na fornalha, de onde é removida como cinzas de fundo ou escória (INTIMA, 2004; PAVESI, 2006; SINDICIC, 2002).

As cinzas são compostas principalmente por óxidos de silício, ferro, cálcio e alumínio, e inclui também entre um e 10% em massa de metais regulamentados pela RCRA (SINDICIC, 2002). Algumas espécies de metais são volatáveis e vaporizam durante o processo, produzindo maior emissão nos gases (INTIMA, 2004;

PAVESI, 2006; SINDICIC, 2002). Os metais que possuem alta pressão, como o Hg e Se, são emitidos ao meio ambiente em forma de vapor, enquanto que metais com baixa pressão de vapor são emitidos como partículas. O modo como o metal entra na forma gasosa depende da forma com que o elemento entra no combustor, da temperatura e da composição do gás formado (FLORIANI, 2007).

Os metais vaporizados durante a combustão dos resíduos podem condensar homogeneamente, através da nucleação, promovendo a formação de fumos finos, ou podem condensar heterogeneamente como material particulado presente nos efluentes gasosos. Em ambos os casos estes metais condensados enriquecem a descarga de material particulado. Em outro mecanismo, algumas espécies de metais podem reagir formando novos compostos que não estavam presentes no resíduo de alimentação do processo, tais como cloretos, fluoretos, óxidos metálicos e algumas espécies reduzidas, que podem apresentar maior volatilidade. Assim, estes novos compostos, que por vezes são mais voláteis do que os metais puros que os originaram, passam à fase gasosa mais facilmente, vindo depois a condensarem-se homogeneamente (PAVESI, 2006; INTIMA, 2004; SINDICIC, 2002; FLORIANI, 2007).

A Agência de Proteção ao Meio Ambiente dos Estados Unidos (United States Environmental Protection Agency – EPA) considera a temperatura de volatilização dos metais e seus compostos um dos principais parâmetros para prever a distribuição relativa dos traços de metais nas emissões e descargas dos incineradores (INTIMA, 2004; PAVESI, 2006). A temperatura de volatilização pode ser definida como a temperatura na qual a pressão de vapor efetiva (soma das pressões de vapor exercida em condições de equilíbrio por todas as espécies químicas que contém o metal em uma determinada amostra) exercida pelo metal é igual  $10^{-6}$  atmosferas (SINDICIC, 2002).

Estudos desenvolvidos pela EPA verificaram que a presença de cloro junto aos compostos metálicos pode afetar as temperaturas de volatilização, principalmente do chumbo e do níquel, pois os cloretos destes metais são mais voláteis do que outras espécies. As temperaturas de volatilização de 10 compostos metálicos são apresentadas na tabela 22, para situações com e sem presença de cloro (PAVESI, 2006; SINDICIC, 2002).

**Tabela 22** – Temperaturas de volatilização de alguns compostos metálicos com e sem adição de cloro<sup>46</sup>

Metal	Principais Compostos	Temperatura de Volatilização (°C)	
		Sem Adição de Cloro	Com adição de 10% de Cloro
Cromo	CrO <sub>2</sub> / CrO <sub>3</sub>	1613	1611
Níquel	Ni (OH) <sub>2</sub>	1210	693
Berílio	Be (OH) <sub>2</sub>	1054	1054
Prata	Ag	904	627
Bário	Ba (OH) <sub>2</sub>	849	904
Tálio	Tl <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	721	138
Antimônio	Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	660	660
Chumbo	Pb	627	-15
Selênio	SeO <sub>2</sub>	318	318
Cádmio	Cd	214	214
Arsênio	As <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	32	32
Mercúrio	Hg	14	14

Observa-se que com a adição do cloro, alguns compostos de metais como níquel, tálio e chumbo sofrem uma redução significativa na temperatura de volatilização, enquanto outros compostos metálicos são pouco afetados, ou até mesmo chegam a sofrer o efeito inverso, tal como o Bário, na presença do cloro. Conforme alerta Sindicic (2002, p.2.14), "a redução na temperatura de volatilização é uma característica importante das misturas cloradas, pois quanto menor esta temperatura maior a presença dos metais nos gases efluentes e menor a presença na escória dos incineradores". Sindicic (2002, p.2.15) também lembra que "escoando junto com os gases, estes materiais são mais difíceis de capturar e tem maiores oportunidades de dispersão na atmosfera do que incorporados à escória que tem destinação mais simples e mais segura em aterros".

A maioria dos metais segue principalmente para o sistema de tratamento de gases, com exceção do bário, berílio, cromo e prata que tem 50% ou mais de sua massa concentrada nas escórias. Contudo, o aprisionamento na escória do Berílio e do Cromo torna mais simples a disposição destes metais. Percebe-se que o sistema de tratamento dos gases é um elemento crucial no processo de incineração (SINDICIC, 2002).

<sup>46</sup> Fonte: Dempsey e Oppelt (1993)

No processo de incineração, podem ser utilizados diversos tipos de incineradores e de controle da poluição do ar. Também são diversas as condições de operação, com diferentes temperaturas, concentrações de oxigênio e velocidade dos gases, que podem resultar em diferenças significativas nas partições e nas eficiências de coleta dos metais (SINDICIC, 2002).

Pavesi complementa que “os metais apresentam comportamentos diferentes no processo de incineração, que dependem entre outros fatores, das condições de operação do incinerador”. Segundo este autor, estudos de diversos incineradores revelam diferentes distribuições dos metais emitidos.

Por exemplo, na Flórida, Heck e colaboradores relatam em estudo relativo a incineradores que o chumbo foi o metal encontrado em maior quantidade nas cinzas produzidas no fundo da câmara de combustão (chamada escória) e cinzas depositadas nos filtros, enquanto que o cádmio foi encontrado principalmente no material particulado em suspensão. O mercúrio liberado nas emissões gasosas foi recuperado em 72% pelo sistema de conduto de gases e 24% no precipitador eletrostático (HECK et al, 1994)”. (PAVESI, 2006, p.25).

A tabela 23 mostra alguns equipamentos utilizados no tratamento de gases e a eficiência destes no processo de remoção dos metais.

**Tabela 23** – Equipamentos de controle da poluição do ar e suas eficiências estimadas, de modo conservativo, no controle de metais tóxicos<sup>47</sup>.

Equipamentos de Controle de Poluição do Ar	Poluente				
	Ba, Be	Ag	Cr	As, Sb, Cd, Pb, Tl	Hg
Ciclone+Lavador seco+Prec. Eletrost.+Filtro de Mangas;	99	99	99	99	98
Filtro de Mangas	95	95	95	90	50
Filtro de mangas+Lavador (*)	95	95	95	90	50
Lavadores de varios tipos	50	50	50	40	30
Lavador Patenteado (**)	95	95	95	95	80
Lavador Venturi, $\Delta P=20$ a $30''$ de $H_2O$	90	90	90	20	20
Lavador Venturi, $\Delta P=20$ a $30''$ de $H_2O$ +Lavador (**)	97	97	97	96	80
Lavador Venturi, $\Delta P=60''$ de $H_2O$	98	98	98	40	40
Lavador+Lavador Ionizante (**)	95	95	95	95	85
Precipitador Eletrost.+Lavador	99	99	99	95	85
Prec. Eletrost. 4 estágios+Lavador Patenteado					
Precipitador Eletrost. um estágio+Lavador	96	96	96	90	80
Prec. Eletrost. um estágio+Lav. patenteado					
Precipitador Eletrost. Úmido+Lavador	99	99	99	97	90
Venturi $\Delta P=20''$ + Lavador iônico (**)					
Precipitador Eletrost., quatro estágios	99	99	99	90	0
Precipitador Eletrostático úmido	97	97	97	95	60
Precipitador Eletrostático, dois estágios	97	97	97	85	0
Precipitador Eletrostático, um estágio	95	95	95	80	0
Sistema seco, Filtro de Mangas	98	98	98	98	50
Lavador seco, Ciclone, Precipitador eletros. Um estágio	99	99	99	95	85
Lavador seco+Filtro de Mangas	99	99	99	95	90

(\*) Foi assumido que o fluxo gasoso foi pré-resfriado. Se os gases não são resfriados adequadamente, a recuperação do mercúrio diminuirá, assim como a de cádmio e arsênio.

(\*\*) O lavador ionizante é quase sempre usado com um resfriador à montante e um lavador horizontal de recheio a jusante.

Nota-se que, quando utilizados isoladamente, os equipamentos que têm menor eficiência na remoção dos metais são os lavadores de gases. Quando são usados lavadores via úmida, os metais são armazenados nos lodos dos seus sistemas de tratamento de água e requerem destinação adequada. No caso de sistemas que fazem a limpeza a seco, os metais ficam impregnados nos sólidos particulados utilizados na sua captura e na remoção dos gases ácidos. Estes materiais (calcário e carvão) geralmente são destinados a aterros sanitários (SINDICIC, 2002).

Dados de chaminé indicam que a eficiência de remoção de filtros de mangas é superior a 95% para a maioria dos metais, exceto o mercúrio. Com isso constata-se que o mercúrio é o metal mais difícil de ser capturado. A “remoção efetiva do mercúrio requer resfriamento dos gases e o uso de lavadores úmidos de alta eficiência, ou ainda utilização de carvão ativado associado com o uso de filtro de

<sup>47</sup> Fonte: Dempsey e Oppelt (1993)

mangas, onde as mangas funcionam como superfícies de reação nos sistemas secos” (SINDICIC, 2002, p.2.17).

De acordo com Allsopp, Costner e Johnston (2007, p.10), com “exceção do mercúrio, os níveis de metais pesados lançados através dos gases de chaminé diminuíram consideravelmente na última década devido a melhorias nas tecnologias para controle de poluição do ar”. Contudo, a redução dos níveis de metais pesados lançados junto com os gases de chaminé, como no caso das dioxinas, “resulta em um aumento correspondente nos níveis desses compostos nas cinzas, que irão, por sua vez, resultar na contaminação do meio ambiente quando essas cinzas forem dispostas”.

Diante disso, embora a maior preocupação com as emissões de metais esteja centrada nas descarregadas para a atmosfera, vem crescendo a atenção dada à contaminação do ambiente por metais provenientes dos resíduos sólidos gerados na incineração (SINDICIC, 2002).

A concentração de metais pesados no meio ambiente, com sua disseminação no solo, água e atmosfera tem sido motivo de crescente preocupação no mundo. A disposição inadequada dos resíduos pode provocar a contaminação da água e poluir o solo, atingindo as plantas os animais e o homem (MAGOSSI; BONACELLA, 1991; SERRA et al, 1998; apud MUÑOZ, 2002, p.14). De acordo com Magossi e Bonacella (1991 apud MUÑOZ, 2002) e Serra et al (1998 apud MUÑOZ, 2002),

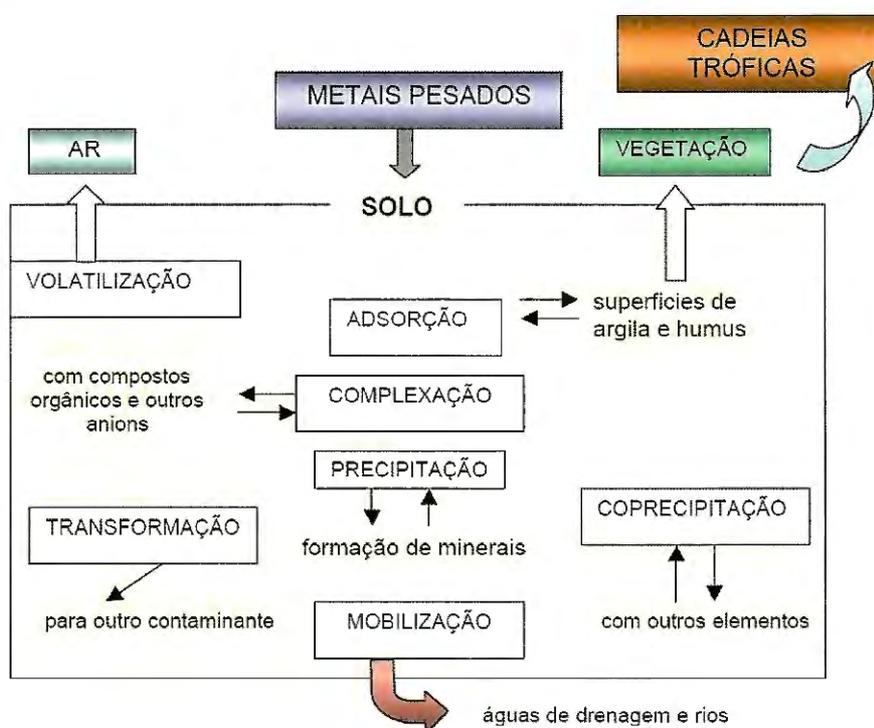
os metais pesados podem ser percolados por meio do chorume, que é o líquido resultante da decomposição de resíduos. O chorume mistura-se com a água de chuva e outros líquidos, originalmente existente no lixo, infiltrando-se no solo e, quando alcança o lençol freático, contamina a água subterrânea. A contaminação dessas águas tem conseqüências que perduram por tempo indefinido e são de difícil controle (p.14).

Por outro lado, o processo de incineração de resíduos forma materiais particulados que transportam poluentes como metais pesados, dioxinas e furanos policlorinados, que contaminam o ambiente, pois são arrastados pela fumaça, levados pelo vento e lançados ao solo. Uma vez no solo os metais “podem ser assimilados pelos vegetais, podendo ter um efeito fitotóxico para o homem ao serem introduzidos na cadeia alimentar” (MUÑOZ, 2002, p.15).

No processo de incineração, os “metais tóxicos são volatizados e logo condensados na superfície das partículas de cinza suspensas no ar, podendo passar para a vegetação ou solo, e por sua vez, podem ser facilmente inaladas ou

ingeridas pelo homem” (DENISON; SILBERGELD, 1998; SERRA et al, 1998; apud MUÑOZ, 2002, p.15).

Os metais quando incorporados no solo podem seguir diferentes vias de fixação, liberação ou transporte. Eles podem ficar retidos no solo (dissolvidos em solução ou fixados por processos de adsorção, complexação e precipitação), podem ser absorvidos pelas plantas (sendo incorporados às cadeias tróficas), podem passar para a atmosfera por volatilização ou mover-se para águas superficiais ou subterrâneas (MUÑOZ, 2002). A dinâmica dos metais no solo é apresentada na figura 25.



**Figura 25** – Dinâmica dos metais pesados no solo<sup>48</sup>

Os “metais pesados apresentam peso atômico relativamente alto e caracterizam-se pelo efeito bioacumulativo”. Além disso, os metais, “em concentrações superiores às legalmente recomendadas, têm sido responsabilizados por causar agravos à saúde, além de uma série de doenças carcinogênicas” (MUÑOZ, 2002, p.16).

<sup>48</sup> Fonte: adaptado de Anta (1996 apud MUÑOZ, 2002, p.16)

Os efeitos tóxicos dos metais são amplamente descritos na literatura, sendo que a “gravidade depende do grau de exposição aos mesmos. Dentre os efeitos adversos, apontam-se danos no sistema nervoso central, no sistema hepático, no sistema renal, no sistema hematopoiético e no sistema esquelético”. Os metais mais estudados devido a seus efeitos na saúde são: mercúrio, chumbo, cádmio, cromo, manganês e zinco (MUÑOZ, 2002, p.16).

A avaliação do teor de metais detectada nos pontos de emissão do incinerador é muito importante, pois pode constituir um risco ao meio ambiente e a saúde dos trabalhadores, dada sua toxicidade (INTIMA, 2004).

Alguns metais e sua toxicidade são apresentados na tabela 24.

**Tabela 24** – Concentrações de referência no ar, segundo a EPA<sup>49</sup>

<i>Metais carcinogênicos</i>	<i>Metais tóxicos não carcinogênicos</i>
Cd = 0,0056 mg m <sup>-3</sup>	Ba = 50,00 mg m <sup>-3</sup>
Be = 0,0042 mg m <sup>-3</sup>	Ni = 20,00 mg m <sup>-3</sup>
As = 0,0023 mg m <sup>-3</sup>	Se = 4,00 mg m <sup>-3</sup>
Cr = 0,00083 mg m <sup>-3</sup>	Ag = 3,00 mg m <sup>-3</sup>
	Tl = 0,50 mg m <sup>-3</sup>
	Sb = 0,30 mg m <sup>-3</sup>
	Pb = 0,09 mg m <sup>-3</sup>
	Hg = 0,08 mg m <sup>-3</sup>

Como visto, no processo de incineração existe a presença de metais na fumaça emitida pela chaminé, no material particulado do sistema de desempoeiramento e nas cinzas ou escórias. Os metais podem proporcionar risco à saúde do trabalhador e ao meio ambiente (INTIMA, 2004). Avaliações de “risco associando emissões de arsênio e metais como cádmio, cromo e berílio, a casos de câncer revelam que o risco de ocorrência da doença é maior se comparado com o risco associado à emissão de compostos orgânicos” (PAVESI, 2006, p.24). Portanto, não é aconselhável que resíduos com teores elevados de metais e arsênio sejam

<sup>49</sup> Fonte: Intima (2004, p.22).

encaminhados à incineração, devendo-se optar, nesses casos, pela prática da segregação e da reciclagem (CETESB, 1997).

Devido à diversidade de resíduos, aos diferentes tipos de projetos de incineradores e às alterações nas condições de operação, há uma grande variação na composição das emissões de metais nos incineradores. Além disso, como resultado de fatores de dispersão, as taxas de emissão de metais para usinas de incineração semelhantes podem apresentar níveis de exposição ocupacional bastante distinta. Contudo, para que seja feita uma ampla avaliação dos impactos à saúde, por exposição ocupacional ou da população do entorno dos incineradores é conveniente realizar o monitoramento ambiental em paralelo com o monitoramento biológico (PAVESI, 2006).

Em ordem alfabética, serão apresentados alguns metais que podem ser liberados no processo de combustão, suas propriedades, seus aspectos toxicológicos e os efeitos sobre a saúde humana:

## **COBRE**

O cobre também é um metal abundante na natureza. É um elemento maleável, que conduz calor e eletricidade e é mais resistente a corrosão, quando comparado ao ferro. Ocorre em minerais e na maior parte dos organismos vivos. É muito utilizado nas indústrias elétricas devido a suas propriedades, e seus compostos podem ser usados como pigmentos, algicidas, fungicidas, inseticidas, conservantes entre outros (INTIMA, 2004).

Em baixas concentrações, o cobre é um elemento essencial para o organismo e todas as formas de vida. Contudo, altos níveis deste mineral têm sido associados a sintomas gastrointestinais, como diarreia, dor abdominal, náusea e vômito (PIZARRO et al (1999 apud MUÑOZ, 2002, p.21). A “ingestão de quantidades excessivas de cobre resulta em um acúmulo no fígado e ocorrência de anemia hemolítica” (INTIMA, 2004, p.42).

Ingestões acidentais de cobre já foram retratadas, principalmente associadas com a ingestão de água e alimentos cozidos em recipientes de cobre ou que tenham sido preparados em máquinas defeituosas. Existem “relatos de intoxicação pelo consumo de vinho preparado com misturas a base de cobre, que causaram febre, diminuição do apetite, fraqueza muscular e sobretudo uma patologia pulmonar que

desencadeia o câncer de pulmão e a cirrose do fígado” (WHO, 2001 apud MUÑOZ, 2002, p.21).

A inalação de poeiras e fumos contendo cobre pode causar congestão nasal, irritação, ulceração e até perfuração do septo nasal. A exposição prolongada causa dores abdominais e problemas renais (INTIMA, 2004).

## **CROMO**

O cromo é um metal abundante na natureza, que ocorre naturalmente e pode formar uma grande variedade de compostos altamente tóxicos (INTIMA, 2004; MUÑOZ, 2002). Sua origem no meio ambiente é “proveniente da produção de ferrocromo, refino de minério, processos refratários e químicos, combustão de combustíveis fósseis, e incineração de resíduos contendo este metal”. Somente as formas tri e hexavalente apresentam significância biológica. As formas do cromo hexavalente possuem maior importância industrial, pois os “despejos de indústrias de cromeação, têxteis e curtumes são fontes deste metal e necessitam de tratamento para sua remoção” (INTIMA, 2004, p.41).

As emissões atmosféricas lançam em maior proporção o cromo em estado trivalente (INTIMA, 2004). Além disso, através da alimentação e da ingestão de água potável, a população em geral está exposta ao cromo, normalmente em sua forma trivalente. Estima-se que o ser humano ingere até 60 ug por dia de cromo a partir dos alimentos (WHO, 1998 apud MUÑOZ, 2002).

Estudos vêm demonstrando que os compostos de cromo hexavalente são muito mais tóxicos que os compostos trivalentes (MUÑOZ, 2002; INTIMA, 2004). Os efeitos prejudiciais do cromo em humanos são atribuídos à sua forma hexavalente. Os compostos de cromo hexavalente são “rapidamente absorvidos após sua ingestão ou inalação, podendo causar o comprometimento do trato respiratório através de irritação da mucosa, lesões no septo nasal, asma, e até câncer nos pulmões em casos de longa exposição a este elemento”. Também é muito comuns nestes casos, aparecerem problemas renais e dermatites (INTIMA, 2004, p.41).

Pode-se verificar que o aparelho respiratório é o principal alvo da intoxicação por cromo que, após inalado, provoca dispnéia e tosse. Além disso, a forma hexavalente do cromo é considerada um cancerígeno muito potente, “tendo sido associado com a incidência de tumores malignos de pulmão e de danos renais” (MUÑOZ, 2002, p.21). A “mortalidade por câncer pulmonar tem sido associada à

exposição ocupacional do cromo hexavalente” (BECKER, 1999; FLORA, 2000; apud MUÑOZ, 2002, p.21). O cromo hexavalente também é considerado irritante das mucosas e da pele, pela sua propriedade corrosiva (SNYDER et al, 1997; COSTA; 1998; BARCELOUX, 1999; apud MUÑOZ, 2002).

## **CHUMBO**

O chumbo pode ser encontrado em todas as partes do meio ambiente. A principal fonte do chumbo é a galena (PbS), porém existem outros minerais dos quais o chumbo pode ser extraído. O chumbo também pode estar associado a outros metais tóxicos, tais como cobre, estanho, antimônio, zinco e bismuto (INTIMA, 2004). Historicamente, o chumbo é reconhecido como um dos metais mais antigos e nocivos (CORONA, 1998 apud MUÑOZ, 2002, p.18).

O chumbo metálico é utilizado sob forma de chapas e tubos que necessitam de flexibilidade e resistência a corrosão, os quais são largamente utilizados por indústrias químicas e de materiais de construção. Este metal também é utilizado como fonte de radiação ionizante. Outra aplicação é a produção de baterias e ligas. Seus compostos são utilizados em indústrias de borracha, de tinta, de vernizes, de esmaltes, de vidro, de inseticida, de combustível e de produtos químicos em geral (INTIMA, 2004, p.43).

A principal rota de exposição por chumbo é a alimentação, seguida de fontes industriais tal como a produção de tintas a base deste elemento (INTIMA, 2004). Assim, o trato gastrointestinal serve como via primária de entrada do chumbo no corpo humano. Porém, fumaças contendo chumbo também podem ser inaladas, resultando na absorção de partículas muito pequenas através do pulmão (CEHN, 1999 apud MUÑOZ, 2002).

É no sistema nervoso que ocorre o maior risco de toxicidade por chumbo. No entanto, os efeitos tóxicos do chumbo podem ser encontrados nos vários sistemas orgânicos e em atividades bioquímicas. A exposição ocupacional excessiva, ou acidental, de adultos a este elemento pode ocasionar: neuropatia (cujos sintomas podem começar com letargia, vômito, irritabilidade, perda de apetite, reduzindo o nível de consciência até a morte), hipertensão, alteração nos sistemas reprodutivo e gastrointestinal, e anemia acompanhada de outros fatores cinérgicos. Além disso, o “chumbo produz alterações nos cromossomos e liga-se fortemente à membrana da mitocôndria”, bem como “diminui a atividade da ferroquelatase, que catalisa a incorporação do íon ferroso na estrutura do anel porfirínico”. As “mudanças nas velocidades das atividades enzimáticas oferecem subsídios sobre os níveis

sanguíneos e servem como resposta rápida sobre os índices bioquímicos relacionados à exposição ao chumbo” (INTIMA, 2004, p.43).

O chumbo é distribuído pelo sangue, no interior das hemácias. Ele se acumula nos ossos, dentes, fígado, pulmões, rins, cérebro e baço (PAVESI, 2006). Devido à semelhança entre as propriedades dos compostos de chumbo e cálcio, grande parte do chumbo é incorporada ao tecido ósseo, podendo gerar processos degenerativos como osteoporose, após uma exposição prolongada (MUÑOZ, 2002). Reforça-se que os “ossos são considerados os órgãos preferenciais (90%) devido à substituição do cálcio”. O chumbo também atravessa a barreira hematoencefálica (WHO, 1977 apud PAVESI, 2006, p.42).

Mesmo “baixas concentrações de chumbo são capazes de inibir enzimas responsáveis pela catalização de uma etapa essencial na síntese de hemoglobina, levando a quadros de anemia crônica”. Além disso, o chumbo apresenta “efeitos adversos no Sistema Nervoso Central, podendo causar retardo mental, distúrbios do aprendizado, disfunções cognitivas e encefalopatias nas crianças”. O chumbo também “tem sido associado com transtornos do sistema hematopoiético, endócrino, renal e reprodutivo” (MUÑOZ, 2002, p.19).

Alguns dos sintomas por exposição aguda ao chumbo são: encefalopatia aguda com insuficiência renal, sintomas gastrintestinais graves e hemólise (PAVESI, 2006). Já a intoxicação crônica por chumbo apresenta alterações nos diversos sistemas, conforme citado por Pavesi (2006) e listado abaixo:

- Sistema nervoso central: encefalopatia com efeitos cognitivos e de ânimo. Sintomas de cefaléia e astenia são seguidos por insônia, irritabilidade e perda da libido;
- Sistema nervoso periférico: polineuria periférica, sobretudo nas extremidades superiores;
- Sistema hematopoiético: anemia;
- Sistema gstrintestinal: dor abdominal, anorexia e crises de prisão de ventre alternadas com diarréia. Pode surgir coloração azulada na gengiva;
- Sistema renal: insuficiência renal, associada à hipertensão arterial e gota.

Os grupos mais sensíveis à exposição ambiental do chumbo são as mulheres grávidas, lactantes e crianças pequenas. E como a placenta é permeável a esses metais, os fetos podem ser atingidos, nascendo já afetados (GERHARD et al, 1998 apud MUÑOZ, 2002, p.19).

## MERCÚRIO

O mercúrio pode ser encontrado na natureza sob a forma de sulfeto, como minério de cinabre, contendo de 0,1 a 4,0% deste elemento. Também pode ser encontrado na crosta terrestre sob a forma de geodos de mercúrio líquido ou impregnado em pedras como a ardósia (INTIMA, 2004).

O “mercúrio elementar reage facilmente com enxofre e halogênios a temperatura ambiente, e forma amálgamas com vários metais, exceto ferro, níquel, paládio, alumínio, cobalto e platina”. Exotermicamente, o mercúrio pode reagir com metais alcalinos e pode ser oxidado por ácido nítrico. Este metal não reage com ácido clorídrico, e com o ácido sulfúrico reage somente quando quente (INTIMA, 2004, p.44).

As principais maneiras de usar este metal e seus compostos incluem: a mineração de ouro e prata; a produção de amálgamas; a produção de lâmpadas incandescentes e de vapor frio de mercúrio; a produção de válvulas de raio X, baterias e outros. Também pode ser usado como catalisador na produção de cloretos e álcalis, dentre outros produtos químicos. Compostos orgânicos contendo mercúrio são utilizados como antisépticos, germicidas, diuréticos e contraceptivos. No campo de pesticidas, agem como algicidas, fungicidas e herbicidas. Em tintas, borrachas, látex e papéis, os compostos de mercúrio são usados para combater a proliferação de fungos provenientes da umidade, tal como o mofo (INTIMA, 2004).

O mercúrio pode existir em três formas distintas: elementar, inorgânica e orgânica. Os compostos inorgânicos provocam danos à saúde, contudo, são os compostos orgânicos que possuem a forma mais tóxica e as que passam na cadeia alimentar. O metilmercúrio é o mercúrio poluente mais tóxico (MUÑOZ, 2002).

O interesse pelos efeitos no metilmercúrio originou-se a partir do desastre em Minamata, no Japão, em 1956. Nesta cidade, uma fábrica que utilizava metilmercúrio como catalisador na síntese de aldeídos desprezava seus efluentes nos corpos d'água, levando a contaminação da Baía de Minamata. Nesse desastre foram diagnosticados 65 casos fatais e mais de 2000 casos com seqüelas de variada etiologia (WEISS, 1996; HARADA et al, 1998; apud MUÑOZ, 2002).

A principal forma de absorção do mercúrio metálico e inorgânico é a inalação devido à exposição a vapores e poeiras, com penetração de 75% da dose inalada através da membrana alvéolo-capilar (SÄLLSTEN, 1994; FRIBERG; NORDBERG, 1979; apud PAVESI, 2006, p.43).

O mercúrio iônico é transportado pelo plasma, enquanto o mercúrio elementar é transportado pelas hemácias, onde é oxidado a íon mercúrio. O mesmo acontece nos outros tecidos, por via catalítica reversível, fixando-se depois às proteínas. O mercúrio não oxidado é capaz de penetrar através das barreiras hematoencefálica e placentária (SÄLLSTEN, 1994 apud PAVESI, 2006). A acumulação ocorre no cérebro quando originado de exposição a vapores de mercúrio metálico e organomercuriais (FRIBERG; NORDBERG, 1979 apud PAVESI, 2006). A acumulação ocorre nos rins com cerca de 50% a 90% da carga corpórea para exposição a sais inorgânicos (WHO, 1976 apud PAVESI, 2006, p.44).

Após exposição ao mercúrio, 80% do metal inalado é absorvido pelos pulmões. Assim, “o elemento passa ao trato gastrointestinal, uma vez que o material particulado presente nas vias aéreas é dissolvido, concentrando-se principalmente nos rins e no cérebro, provocando distúrbios neuro-musculares e renais” (INTIMA, 2004, p.44).

Em casos de intoxicação aguda por inalação de mercúrio metálico, os sintomas iniciais são: tosse seca, febre e calafrios, que podem evoluir para pneumonia intersticial. Esses efeitos acompanham sintomas digestivos específicos, tais como: sabor metálico na boca, disfagia, gengivite com sangramento e aspecto cinza escuro na boca e faringe. Também ocorrem alterações visuais, sintomas neurológicos e insuficiência renal, podendo chegar a necrose (WHO, 1976 apud PAVESI, 2006).

Os casos de intoxicação crônica por mercúrio ocorrem mais frequentemente, afetando, na maioria dos casos, o sistema nervoso central (PAVESI, 2006) e sistema nervoso periférico (MUÑOZ, 2002). Nestes casos, a contaminação do organismo começa lentamente, o que inviabiliza o afastamento do indivíduo do ambiente de trabalho (INTIMA, 2004). O “quadro clínico, que apresenta período de latência variável, é caracterizado por tremor involuntário das extremidades da língua” (PAVESI, 2006, p.44). As alterações no sistema nervoso irão provocar leve tremor muscular e distúrbios psicomotores (INTIMA, 2004), além de tremores anormais, falta de coordenação motora e diminuição da velocidade de resposta motora, podendo haver atrofia muscular severa (MUÑOZ, 2002). Também irão surgir alterações nas mucosas, estomatite e gengivite, com perda de dentes.

Alterações na conduta e no humor, como ansiedade, excitação, irritabilidade, depressão e mudanças na personalidade, podendo desencadear um quadro de demência, também costumam aparecer (PAVESI, 2006; MUÑOZ, 2002). E mais, aparecem também alguns sintomas neurológicos, tais como: polineuropatia, perda

auditiva, restrição do campo visual, descoordenação de movimentos que pode chegar à paralisia, distúrbio do sono, perda de memória, diminuição dos níveis de inteligência, cegueira, surdez, podendo levar ao coma e a morte (WHO, 1976 apud PAVESI, 2006). O comprometimento renal poderá ser detectado mais rápido do que os distúrbios do sistema neurológico. Estomatites, diarreias, anorexias e perda de peso são manifestações que também podem ocorrer (INTIMA, 2004).

A exposição prolongada ao mercúrio também têm sido associada à infertilidade, aborto, malformações congênitas e a diversos tipos de câncer (MUÑOZ, 2002).

## **MANGANÊS**

O manganês é um mineral essencial. No entanto, quando absorvido em excesso torna-se tóxico. A contaminação por este metal tem sido associada à deficiências neurológicas, transtornos comportamentais e doenças neuro-psiquiátricas (MUÑOZ, 2002).

Estudos recentes indicam que os primeiros sinais de neurotoxicidade do manganês são difusos e envolvem funções neuromotoras, sensoriais, cognitivas e fisiológicas. Os primeiros sintomas são debilidade muscular, tremores anormais, dor de cabeça, inclinação ao caminhar, salivação e reações psicóticas, quadro que pode desencadear a denominada “loucura mangânica”, que é seguida por uma disfunção extrapiramidal que apresenta sinais da doença de Parkinson (MUÑOZ, 2002).

Segundo Huang et al (1993 apud MUÑOZ, 2002, p.20) e Fechter (1999 apud MUÑOZ, 2002, p.20), os danos causados pela absorção por manganês são irreversíveis, mesmo quando os pacientes são retirados da fonte de poluição. Contudo, em função da placenta se constituir em uma barreira biológica que diminui a absorção do manganês, o feto parece estar relativamente protegido.

## **ZINCO**

O zinco é um elemento absorvido nas reações que acontecem no solo, e forma lentamente precipitados solúveis com os íons  $\text{CO}_3$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{PO}_4$  e Si. Os “compostos de zinco, se presente em quantidades superiores às recomendadas, podem produzir irritação e corrosão do trato intestinal, podendo ainda levar à necrose renal ou nefrite, nos casos mais severos”. Além disso, “a exposição ocupacional à fumaça contendo óxido de zinco provoca fadiga, calafrios, febre,

mialgia, tosse, leucocitose, sede, sabor metálico na boca, e salivação” (MUÑOZ, 2002, p.22). Segundo Barceloux (1999 apud MUÑOZ, 2002, p.22), “os compostos de zinco não são considerados carcinogênicos”.

### 2.3.5 Material Particulado

Lora e Teixeira (2006) definem Material Particulado (MP) como qualquer substância, com exceção da água pura, que existe como líquido ou sólido na atmosfera e tem dimensões microscópicas ou submicroscópicas, porém, maiores que as dimensões moleculares. Os autores classificam os particulados presentes na atmosfera como: finos (com diâmetro  $dp < 2,5 \mu\text{m}$ ) e grossos (com diâmetro  $dp > 2,5 \mu\text{m}$ ).

Dependendo de sua origem, os particulados atmosféricos também podem ser divididos em primários e secundários. Os particulados secundários são originados na atmosfera a partir de reações químicas na fase gasosa que geram compostos condensáveis (LORA; TEIXEIRA, 2006).

Os materiais particulados são partículas sólidas ou líquidas emitidas por fontes de poluição do ar ou formadas na atmosfera, são de pequenas dimensões, sendo mais conhecidos na combustão como fumaça ou fuligem (SINDICIC, 2002; DIP, 2004). De acordo com Floriani (2007), 80% do material particulado é fuligem. Quando as chaminés emitem fumaça, existe a presença de particulados nos gases de exaustão. As partículas finas quando dispersas no ar combinadas com o gás de arraste (gases de exaustão) também podem ser chamadas de aerossóis (FLORIANI, 2007; DIP, 2004).

Chremisinoff (1993 apud GODINHO, 2006) explica que diferentes termos são usados para descrever a origem e as características do material particulado, dentre eles:

- Pós: partícula sólida com diâmetros entre 1 e 1.000  $\mu\text{m}$  formadas, freqüentemente, em processos de moagem e filtração, bem como em operações de transporte de materiais sólidos;
- Cinza volante: material finamente dividido, com diâmetro inferior a 1  $\mu\text{m}$ , geralmente arrastado nos gases exaustos da combustão;

- Fumos: material formado pela condensação de vapores que possuem diâmetro entre 0,1 e 1  $\mu\text{m}$ ;
- Fuligem: partículas formadas pela combustão incompleta, constituída de uma mistura de carbono e compostos voláteis condensados, com diâmetro entre 0,01 a 1  $\mu\text{m}$ ;
- Aerosol: partículas sólidas ou líquidas suspensas no ar, com diâmetro entre 0,01 e 100  $\mu\text{m}$ .

A CETESB (2002 apud CARNEIRO, 2004) diferencia Material Particulado (MP) de Partículas Totais em Suspensão (PTS), sendo ambos constituintes de material sólido ou líquido suspenso no ar, na forma de poeira, neblina, aerossol, fumaça e fuligem. Contudo, as partículas totais em suspensão possuem dimensões inferiores a 100 micrometros, enquanto que o material particulado tem dimensões inferiores a 10 micrometros. Além disso, enquanto ambos podem ser produzidos nos processos de combustão industrial e por veículos, as PTS também são produzidas em suspensão do solo e queimadas.

As partículas de maior interesse para a saúde pública são as chamadas partículas respiráveis, ou seja, com diâmetro menor que 10  $\mu\text{m}$  (1  $\mu\text{m}$  corresponde a um milionésimo do metro) (DIP, 2004).

As primeiras recomendações para avaliação de material particulado visavam apenas o tamanho das partículas, classificando-as em partículas inaláveis, menores que 10  $\mu\text{m}$  e partículas totais, compostas por todo material particulado suspenso no ar. A definição da fração inalável para material particulado suspenso no ar foi originalmente recomendada pelo British Medical Research Council em 1952, e internacionalmente adotada em 1959. A partir de então, dispositivos seletores passaram a ser desenvolvidos para separar as partículas menores que 10  $\mu\text{m}$  (INTIMA, 2004).

De maneira geral, as partículas grandes constituem um problema de bem estar, porém, não é o principal problema de saúde, pois além delas poderem ser facilmente dissolvidas e lavadas pelas chuvas, elas não podem penetrar no sistema respiratório. Por outro lado, as partículas finas tornam-se o principal problema da poluição do ar por material particulado, fazendo com que os custos dos equipamentos tornem-se mais elevados conforme a melhor eficiência de controle das mesmas (DIP, 2004).

As partículas finas são perigosas para a saúde porque podem penetrar profundamente nos pulmões e suas propriedades tanto físicas quanto químicas podem agravar ainda mais a situação. Além disso, algumas partículas podem servir como meio de transporte para poluentes gasosos, podendo produzir efeitos sinérgicos para a saúde humana (DIP, 2004).

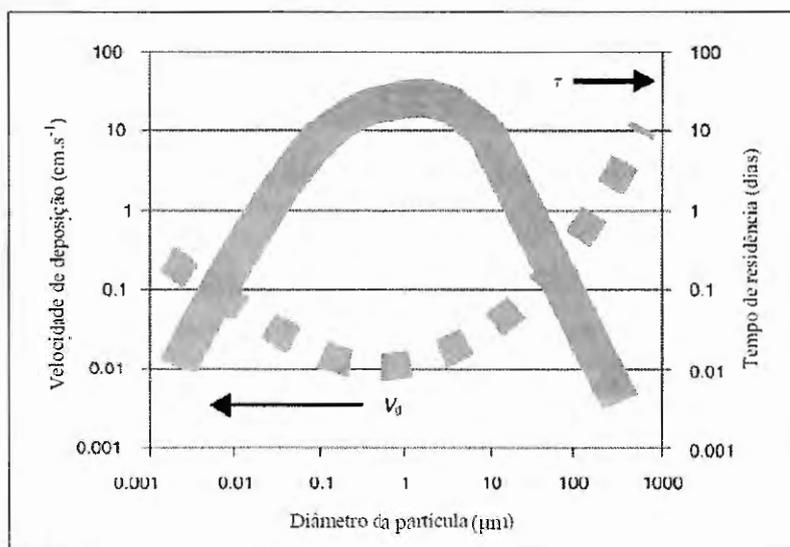
O material particulado representa, em grande parte, partículas finas que geralmente são sílica, óxido de alumínio, outros óxidos metálicos e eventualmente, alguns metais tóxicos (FLORIANI, 2007). Muitas partículas finas são materiais metálicos e alguns desses, como Vanádio e Chumbo, são altamente químicos e cataliticamente ativos. Por certos metais serem solúveis na secreção respiratória, as propriedades tóxicas destas substâncias podem ser manifestadas nos pulmões, nas vias aéreas ou podem ser transferidas para outros órgãos. Dessa forma, é necessário considerar a toxicidade do que está no interior do material particulado (HARRINGTON, 1974 apud DIP, 2004).

É importante considerar que os efeitos provindos do material particulado são variados e causam desde problemas respiratórios e intoxicações até efeitos climáticos, ao interferirem na formação de chuvas ou na transparência da atmosfera do planeta (SINDICIC, 2002).

A origem do material particulado é diversa, podendo estes ser criados tanto pela queima incompleta de combustível (resultando em grafite ou gotículas líquidas) quanto pelo arraste de materiais não combustíveis introduzidos nas fornalhas (SINDICIC, 2002). Uma grande porcentagem de particulados liberados no ar origina-se de processos de combustão e depende de fatores como: tipo de combustível, tipo de preparação do combustível e condições de combustão (temperatura da chama, mistura, oxigênio, etc.).

De acordo com Godinho (2006), a deposição de partículas presentes no ar ocorre segundo três mecanismos: sedimentação, movimento Browniano e impactação. A sedimentação está relacionada à razão entre a força gravitacional e a força de empuxo aplicada sobre a partícula. Já o efeito Browniano descreve o comportamento de partículas de pequeno diâmetro ( $<0,1\mu\text{m}$ ), avaliando o efeito da taxa de colisão entre a partícula e as moléculas presentes na atmosfera.

A figura 26 demonstra a velocidade de deposição de partículas presentes no ar, em função de seu diâmetro.



**Figura 26** – Velocidade de deposição de partículas na atmosfera<sup>50</sup>

Godinho (2006) explica que nas partículas maiores que 1 µm o mecanismo de sedimentação controla a velocidade de deposição, nas partículas com diâmetro inferior a 0,01 µm o movimento Browniano é dominante e, no intervalo entre 0,01 e 1 µm, nenhum mecanismo é predominante.

Na queima de combustíveis líquidos, o material sólido arrastado pelos gases de combustão resulta de três possíveis fontes (VERGNHANINI FILHO, 2002c):

- material orgânico resultante da coqueificação das gotas (“coque” ou “cenosfera”);
- material orgânico formado a partir de frações evaporadas das gotas (fuligem); e,
- material inorgânico presente no combustível (cinzas).

### 2.3.5.1 Fuligem

Fuligem é um material orgânico residual formado em chamas. A fuligem é constituída de partículas, basicamente carbono e hidrogênio na proporção molar de 9:1, e possui formato próximo ao esférico e de diâmetro médio na faixa de 200 a 400 Angstroms (VERGNHANINI FILHO, 2002c).

A formação de fuligem pode ocorrer pela ausência de oxigênio na base da chama, por mistura insuficiente de ar/combustível e por temperaturas muito altas

<sup>50</sup> Fonte: Colls (2002 apud GODINHO, 2006, p.14).

nesta fase. A formação de fuligem depende tanto das condições de queima, quanto do combustível utilizado (FLORIANI, 2007).

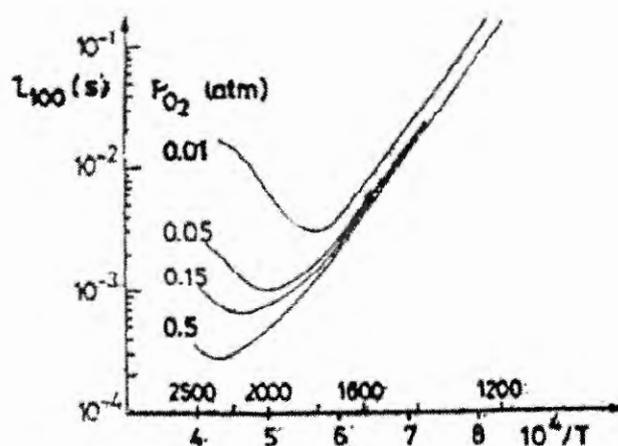
Tanto para o ponto de vista ambiental, quanto para o de conservação de energia, a fuligem é indesejável, pois parte de suas emissões podem ser constituídas de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos carcinogênicos. Por outro lado, as “partículas de fuligem são a principal causa da luminosidade das chamas e sua formação é promovida quando se quer maximizar a transferência de calor por radiação da chama para as paredes da câmara de combustão”. A fuligem emite e absorve radiação durante todo o espectro, inclusive na região visível, enquanto que gases como  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{O}$  só emitem radiação em determinados comprimentos de onda (VERGNHANINI FILHO, 2002c, p.7).

Nesse sentido, Vergnhanini Filho (2002c, p.7) sugere que “em alguns casos, é interessante inibir a formação de fuligem na chama e em outros promover e, numa região subsequente à chama, destruir, via oxidação, de forma a contemplar os aspectos poluição e troca de calor por radiação”.

São ainda pouco conhecidos os mecanismos de formação e oxidação da fuligem, existindo controvérsias em relação a vários pontos. No entanto, para Vergnhanini Filho (2002c), no processo de formação podem ser identificados os seguintes estágios de geração e crescimento da partícula: formação dos precursores, nucleação, coagulação e crescimento superficial, e aglomeração. Esses estágios são freqüentemente seguidos pela oxidação. Dessa forma, uma eventual emissão de fuligem em sistemas de combustão irá depender do balanço entre os processos de formação e queima.

A emissão de fuligem é função da quantidade e da distribuição granulométrica das partículas que atingem a frente da chama e das condições locais. Dessa forma, o processo tende a não emitir fuligem, caso atinja o topo da chama em pequena quantidade, tenha diâmetro reduzido, encontre temperatura e teor de  $\text{O}_2$  relativamente altos e permaneça nessa região por um tempo suficiente para sua oxidação completa (FLORIANI, 2007).

Vergnhanini Filho (2002c) cita um experimento onde foi estudada a oxidação completa de uma partícula de fuligem de 100 Å (Angstroms) em função dos parâmetros: tempo de residência, temperatura e pressão parcial de  $\text{O}_2$ .



**Figura 27** – Efeito da temperatura e da pressão parcial de oxigênio no tempo necessário à oxidação completa de uma partícula de fuligem de diâmetro igual a 100 Å (Angstroms)<sup>51</sup>

Nota-se, através da figura 27, que para a partícula ser consumida totalmente e para cada pressão parcial de  $O_2$ , são necessários tempos de residência cada vez menores, conforme se aumenta a temperatura. Quando determinada temperatura é atingida (diferente para cada pressão parcial de  $O_2$ ), a relação temperatura-tempo passa a ser oposta, ou seja, “temperaturas maiores exigem maiores tempos de residência”. Esse fato pode ser explicado ao ser considerado que a fuligem, quando atinge “determinada temperatura relativamente alta e cujo valor será função da composição da atmosfera que circunda a partícula, sofrerá alterações de estrutura de forma a se tornar mais resistente à difusão do oxigênio” (VERGNHANINI FILHO, 2002c, p.9).

Além disso, pode-se constatar que para temperaturas inferiores a 1800K (aproximadamente), o processo é relativamente independente da pressão parcial de  $O_2$ . Vergnhanini Filho (2002c, p.9) explica que “mesmo no caso da menor pressão (0,01 atm) a exigência estequiométrica já é atendida e, inclusive, quantidades adicionais de oxigênio terão efeito adverso à medida que acarretarão em redução na temperatura”. Portanto, “para temperaturas superiores a 1800K, a pressão parcial de  $O_2$  passa a ter forte influência de forma que, mantida a temperatura, maiores pressões parciais permitem a operação com menores tempos de residência”. O autor afirma que esta explicação “pode ser atribuída não ao aspecto

<sup>51</sup> Vergnhanini Filho (2002c, p.9)

estequiométrico, mas sim à influência de uma atmosfera mais ou menos oxidante no ponto de deformação da estrutura da partícula de fuligem”.

Vergnhanini Filho (2002c, p.10) revela que “de maneira geral, pode-se dizer que um processo de combustão que tenha condições favoráveis à formação de fuligem, muito provavelmente tenha, também, alta propensão à emissão de material particulado”.

### **2.3.5.2 Técnica de Redução das Emissões de Material Particulado (MP)**

Os principais mecanismos de remoção dos particulados são: sedimentação e impacto em superfície e deposição úmida. Já os equipamentos mais utilizados para o controle de particulados são (LORA; TEIXEIRA, 2006):

- separadores ciclônicos;
- separadores úmidos (lavadores de gás scrubbers);
- filtros (precipitadores) eletrostáticos;
- filtros de manga.

Na indústria ocorrem emissões de particulados de diferentes características (dimensões e densidade das partículas, concentração, etc.). As dimensões das partículas constituem o parâmetro mais importante para definir o tipo de separador que é possível utilizar com alta eficiência. Durante a seleção de um separador de particulados deve-se considerar: a eficiência, o consumo de energia, o custo do investimento, a natureza física e química dos particulados, e a periculosidade (incêndios e explosões) (LORA; TEIXEIRA, 2006).

A tabela 25 apresenta uma comparação qualitativa entre os principais tipos de equipamentos para controle de particulados.



**Tabela 25** – Comparação qualitativa de separadores de particulados<sup>52</sup>

Avaliação	Tipo de separador			
	Ciclones	Lavadores de gás	Filtros de mangas	Precipitadores eletrostáticos
Vantagens	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Baixo custo;</li> <li>• Operação a altas temperaturas;</li> <li>• Baixo custo de manutenção (não tem partes móveis);</li> <li>• Neutralização de gases particulados corrosivos;</li> <li>• Resfriamento dos gases.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Pode tratar particulados inflamáveis e explosivos;</li> <li>• Absorção de remoção de particulados no mesmo equipamento;</li> <li>• Variada eficiência de remoção;</li> <li>• Baixa queda de pressão.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Alta eficiência;</li> <li>• Pode separar uma grande variedade de particulados;</li> <li>• Projeto modular;</li> <li>• Baixos custos de operação.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Alta eficiência;</li> <li>• Pode tratar grandes volumes de gases com uma pequena queda de pressão;</li> <li>• Separação seca e úmida;</li> <li>• Ampla faixa de temperatura de operação.</li> </ul>
Desvantagens	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Baixa eficiência (dc &lt; 5-10 µm);</li> <li>• Alto custo de operação (queda de pressão).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Corrosão;</li> <li>• Poluição secundária (um efluente líquido a tratar);</li> <li>• Contaminação das partículas (não recicláveis).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ocupa uma área considerável;</li> <li>• Danos às mangas por altas temperaturas e gases corrosivos;</li> <li>• As mangas não operam em condições úmidas;</li> <li>• Perigo de fogo e explosão.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Alto custo de investimento;</li> <li>• Não controla emissões gasosas;</li> <li>• Pouca flexibilidade;</li> <li>• Ocupa um grande espaço;</li> <li>• É afetado pela resistividade das cinzas.</li> </ul>

Para Floriani (2007) as principais vantagens de uma bateria de ciclones são o baixo valor de investimento e a descarga de material coletado seco. A desvantagem é a alta perda de carga introduzida no escoamento dos gases.

Os lavadores de gases têm como principal característica o baixo custo fixo, porém possui um alto custo operacional, uma vez que exige a implantação de sistema para tratamento do efluente líquido gerado (FLORIANI, 2007).

<sup>52</sup> Fonte: adaptada de Lora e Teixeira (2006, p.111).

Floriani (2007) cita como principais vantagens do precipitador eletrostático a baixa perda de carga introduzida no escoamento, baixo custo operacional e apresentação seca do material coletado sendo, portanto, de fácil disposição ou reaproveitamento. Esta alternativa tem como desvantagem o alto valor de investimento.

A utilização de filtro de mangas é uma excelente opção para controle de particulados, com o avanço tecnológico temos hoje materiais de confecção das mangas que podem operar a altas temperaturas (acima de 250 °C) realizando a remoção de fuligens e cinzas com alta eficiência. Pode-se também acrescentar a corrente de ar, carvão e cal para realizar lavagem a seco dos gases, eliminando inclusive HPAs.

### **2.3.6 Cinzas**

As cinzas resultantes do Processo de Incineração também são consideradas poluentes, devido à forma de disposição final destes materiais.

A incineração gera cinzas de fundo (que permanecem no fundo da caldeira), e cinzas volantes, que podem ser coletadas pelos equipamentos de controle da poluição atmosférica. Os principais contaminantes das cinzas volantes são os metais pesados e alguns sais que requerem gerenciamento seguro, além de compostos orgânicos clorados. Esses resíduos são, em alguns casos, dispostos em aterros, porém suas características podem exigir cuidados especiais (SILVA; LANGE, 2008).

A análise do teor das cinzas do resíduo incinerado fornece uma boa estimativa da formação de material particulado e da quantidade de resíduo sólido a ser gerado na incineração. Por exemplo, a incineração de resíduos com alto teor de cinzas ou halogênios, produzirá cinza na forma de escória e na forma de partículas em suspensão, estas últimas coletadas pelos equipamentos de controle de poluição do ar. Além disso, os teores de elementos como sódio, magnésio, alumínio e flúor precisam ser conhecidos para evitar possíveis danos ao material refratário de revestimento interno do forno, pois existe a possibilidade dessas cinzas fundirem à temperatura de incineração (PAVESI, 2006).

No Brasil, as cinzas geradas na incineração recebem a mesma classificação dos resíduos originais (NBR 1004), o que determina as condições de sua disposição

final em aterros. Um dos testes de caracterização de periculosidade das cinzas é o teste de lixiviação, que mede a concentração de certos contaminantes no extrato do resíduo (NBR 10005). Outro teste é o da solubilidade das cinzas (NBR 10006). Estes testes permitem determinar teores de cádmio, chumbo, mercúrio, bário, cromo, cobre e outros (PAVESI, 2006).

### 3. EXPERIMENTAL

#### 3.1 O Incinerador de Resíduos

##### 3.1.1 Geral

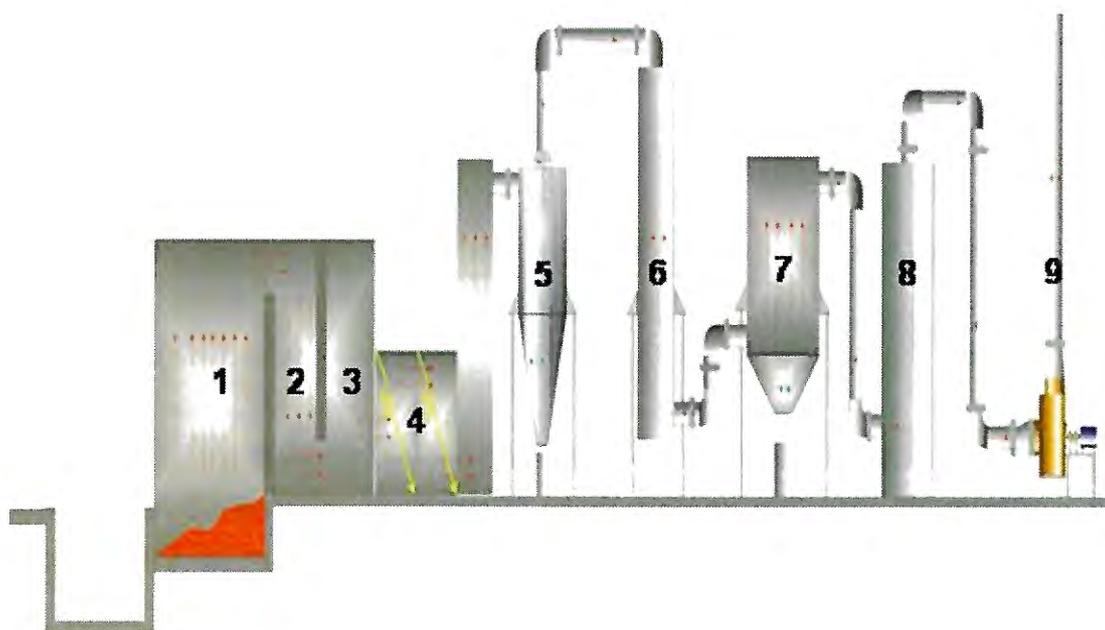
O teste e a coleta de dados deste experimento foram executados no Incinerador de resíduos da Clariant S.A (Figura 28 e 29), localizado em Resende – RJ. O Incinerador usado no teste é de câmara estática e utilizado para queima de embalagens de produtos resultantes do processo de produção química das unidades produtivas do site em questão.



**Figura 28** – Unidade de Incineração de Resíduos da Clariant S.A. em Resende.



**Figura 29** – Unidade de Incineração de Resíduos da Clariant S.A. em Resende



**Figura 30** – Esquema Geral da Unidade de Incineração de Resíduos da Clariant S.A. em Resende, usada na obtenção dos dados deste trabalho.

Representação da figura:

- 1 - Câmara Primária de Combustão
- 2 - Câmara de Pós Combustão I
- 3 - Câmara de Pós Combustão II
- 4 - Trocador de Calor
- 5 - Ciclone / Multiciclone
- 6 - Torre de resfriamento
- 7 - Filtro de Mangas
- 8 - Lavador de Gases Alcalino
- 9 - Exaustor / Chaminé

### 3.1.2 Unidade de Incineração

Trata-se de um Incinerador estático de câmaras múltiplas (três), sendo uma de combustão primária e mais duas de pós-combustão, com sistemas de tratamento dos gases composto por ciclone, multiciclone, trocador de calor, quencher, filtro de mangas e torre de lavagem de gases. Utilizado na queima de embalagens de papelão contaminadas, plástico, madeira oriundos das áreas produtivas do complexo industrial de Resende. O mesmo tem por objetivo a incineração dos resíduos não-passíveis de tratamento para reaproveitamento ou reciclagem por terceiros. Emprega óleo diesel como combustível auxiliar para início de partida do equipamento e na incineração de resíduos de baixo poder calorífero, com um consumo médio de 32 l/h.

#### **Detalhamento do processo:**

- Câmara Primária de Combustão:

O incinerador possui uma câmara primária com capacidade de projeto de cerca 250 kg/h de alimentação. A mesma inicialmente é aquecida até a temperatura de 800°C utilizando os queimadores e com adição de madeira / papelão descontaminados. Esta câmara é alimentada manualmente através da abertura principal que é acionada via sistema com talha elétrica, abrindo e fechando o sistema para alimentação dos resíduos sólidos. O descritivo dos tipos de resíduos sólidos alimentados / destruídos e suas características serão detalhados no item 3.2.1.

- Queimadores:

Os queimadores utilizados são de tecnologia Alemã Weishaupt, do tipo monobloco. Os queimadores são controlados automaticamente através de

intertravamento com sensores de temperatura (TIC-Controlador Indicador de Temperatura), não permitindo que a temperatura ultrapasse os 1100 °C. Nesses casos também um alarme é ativado para alertar os operadores. A entrada e saída do sistema de queima estão intertravadas com as temperaturas nas câmaras, entrando com temperatura inferior a 800 °C e desligando com temperaturas superiores a 1100 °C.

- Ar primário:

É retirado da atmosfera para uso nos queimadores através de exaustor integrado ao sistema de queima, fornecendo oxigênio para a queima do combustível (óleo diesel), assegurando a manutenção da chama. A vazão de óleo diesel e excesso de ar primário são controlados por sistema automático do próprio sistema de queima. Este sistema automático provoca uma injeção de ar nas câmaras, por três minutos antes da primeira partida via este exaustor, como forma de garantir a limpeza e exaustão de possíveis gases inflamáveis ou combustíveis que venham a comprometer a segurança na câmara primária de combustão e só então inicia a chama piloto de acendimento.

- Câmaras de Pós Combustão:

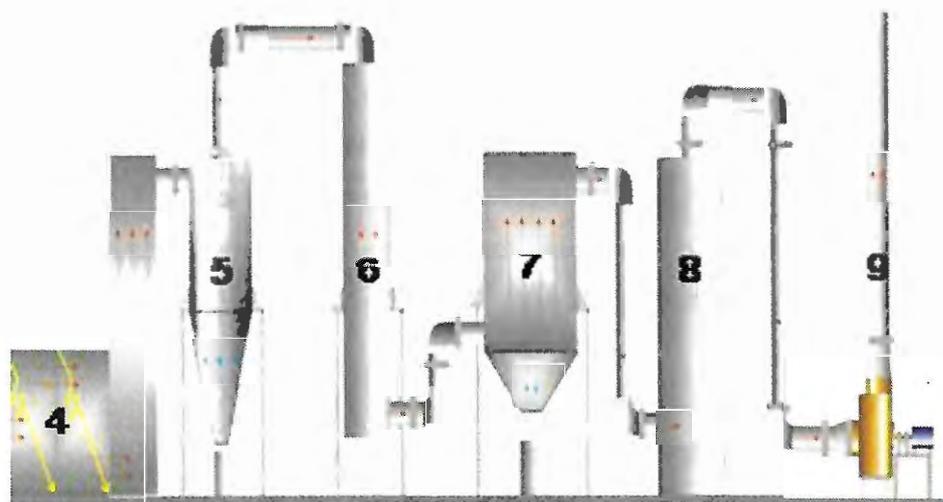
Os gases de combustão gerados na primeira câmara (temperatura média de 900°C), passam por duas outras de pós-queima (ca. 800 a 1.000°C nesta região) que contam com dois queimadores para manutenção da temperatura e término de destruição de possíveis resíduos e outras substâncias resultantes da queima na câmara primária.

- Cinzas:

As cinzas geradas na incineração são, no caso de Resende, retiradas manualmente ao final do turno de trabalho de 12 horas. Deve-se lembrar que se trata de um incinerador estático e sendo assim esta operação ocorre duas vezes ao dia com o resfriamento de todo o sistema, abertura da câmara primária lateralmente e, por último, a retirada das cinzas manualmente.

### 3.1.3 Sistema de Controle dos Gases

Após a destruição térmica na câmara primária, os gases são direcionados para o sistema de limpeza na seguinte seqüência:



**Figura 31** – Sistema de limpeza dos gases efluentes do Incinerador de resíduos.

Onde:

- 4 – Trocador de Calor
- 5 - Ciclone/Multiciclone
- 6 – Torre de Resfriamento
- 7 - Filtro de Mangas
- 8 - Lavador de Gases Alcalino
- 9 - Exaustor / Chaminé

- Trocadores de calor:

Os gases provenientes da combustão seguem pelas câmaras três e em seguida são direcionados para dois trocadores de calor do tipo tubular em serie. Os gases entram em série nos equipamentos, onde trocam calor com água que circula nos tubos, saindo com uma temperatura variando de 350 a 450°C. Em seqüência os gases são direcionados para o Multiciclone conforme figura 32.

- Multiciclone / Ciclone:

Após o resfriamento inicial os gases entram no multiciclone fazendo o primeiro processo de separação de partículas principalmente acima de 20  $\mu\text{m}$ . As mesmas são armazenadas em tambores.

- Torre de resfriamento:

No sistema de tratamento existe um resfriador de gás evaporativo (“quencher”). O sistema é projetado para que a água seja totalmente evaporada no resfriador promovendo uma descarga seca do gás resfriado. Este sistema possui um lança que faz atomização da água através da injeção de ar comprimido em conjunto com a água, na cabeça da mesma gerando atomização. O sistema é controlado através de um CLP (Controlador Lógico Programável ) instalado no painel central, que está ligado a um indicador de temperatura, de modo que quando a temperatura dos gases ultrapasse o set point (160°C) a válvula de controle pneumática instalada na saída da bomba de água se abre levando água para lança de modo a controlar a temperatura ao final do sistema de tratamento de gases.

- Filtro de Mangas:

No filtro de manga acontece a última remoção de particulados. Estas mangas são feitas de fibra de vidro e teflon e suportam uma temperatura de até 250°C. Os gases deixam o filtro com uma temperatura em torno de 110°C. O equipamento é composto por quarenta e cinco mangas dispostas em cinco fileiras com uma área total de 65m<sup>2</sup>. O mesmo possui sistema de vedação com material flexível para alta temperatura e válvula de fundo rotativa de descarga acoplada a um tambor com sistema de vedação para evitar a entrada de ar o que causaria o retorno da fuligem a manga impedindo a sua descarga.

- Torre Lavadora de Gases:

Faz a remoção dos gases ácidos, por intermédio da neutralização promovida pela adição de carbonato de sódio à água da bacia. No painel de controle existe um controlador de pH que permite ao operador saber quando é necessário dosar manualmente o carbonato de sódio. O pH é mantido entre 8 a 9. A água da bacia é recirculada no sistema através de uma bomba com vazão de 60 m<sup>3</sup>/h. Existe um medidor de vazão acoplado a tubulação de recirculação permitindo verificar qualquer diminuição ou alteração significativa na vazão. Em paralelo tem-se uma tubulação de água industrial (água potável) que em caso de falha de energia ou quebra da bomba pode ser aberta introduzindo água ao sistema.

- Chaminé:

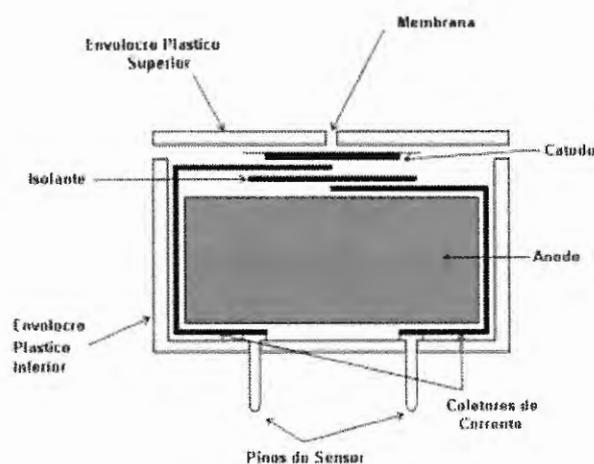
Da Torre Lavadora de Gases, os gases são direcionados para um exaustor com vazão de 14.000 Nm<sup>3</sup>/h que encaminha os mesmos para chaminé, onde são eliminados para atmosfera.

### 3.1.4 Equipamentos

#### - Amostrador/Detector *Tempest 100*:

Este equipamento é um analisador semicontínuo que utiliza sensores eletroquímicos que se baseiam em reações espontâneas de oxidação e redução, que envolvem um determinado gás para medição de sua concentração. Estas reações geram a circulação de uma corrente entre os eletrodos, a qual é proporcional a concentração do gás que se deseja mensurar.

As células eletroquímicas são construídas de forma similar a uma bateria, sendo a principal diferença a presença de uma membrana semipermeável de separação das fases líquida (eletrólito) e gasosa (amostra de ar a ser medida). Esta membrana permite a difusão das moléculas gasosas através do eletrólito, evitando ao mesmo tempo a evaporação do eletrólito. A figura 33 ilustra uma célula eletroquímica de medição de oxigênio.



**Figura 32** – Exemplo de estrutura de um sensor eletroquímico de medição de Oxigênio<sup>53</sup>

<sup>53</sup> Fonte: [www.habmigern2003.info/.../Sensores-eletroquimicos.htm](http://www.habmigern2003.info/.../Sensores-eletroquimicos.htm)

O equipamento completo é formado por:

- Corpo analisador
- Baterias internas recarregáveis de Níquel e Cádmio
- Display de cristal líquido c/ 4linhas e 20 caracteres alfanuméricos
- Sonda de polipropileno e sonda de aço inoxidável
- Mangueira de gases com 2,5 m de comprimento
- Impressora integrada matricial dot matrix
- Relógio com tempo de medição
- Software de menu dirigido
- Válvula e filtro de condensados e partículas combinados

O equipamento tem as seguintes especificações:

Especificações			
Parâmetros medidos	Range	Resolução	Precisão
Oxigênio (O <sub>2</sub> )	0 - 25%	0,1%	+/- 0,2%
Monóxido de carbono (CO)	0 - 10.000 ppm	1 ppm	< 100 ppm: +/- 5 ppm > 100 ppm: +/- 5%fsd
CO alto *	0 - 10,0%	1 ppm	< 0,10%: +/- 0,01% > 0,10%: +/- 5% fsd
Óxido de Nitrogênio (NO)*	0 - 1000 ppm	1 ppm	< 100 ppm: +/- 5 ppm > 100 ppm: +/- 5% fsd
Dióxido de carbono (CO <sub>2</sub> ) calc.	0 - 25%	1 °C	
Temperatura dos gases	até 800 °C	0,1%	+/- 0,3%
Pressão/Tiragem	+/- 150 mbar		+/- 0,5% fsd
Relação CO/CO <sub>2</sub>	0 - 0.9999		
Eficiência de combustão	0 - 99,9%		
Excesso de ar	0 - 2.000%		

**Figura 33** – Especificações do equipamento



Figura 34 – Analisador de gases de combustão<sup>54</sup>

**- Aplicabilidade:**

O equipamento tem como finalidade a detecção instantânea em mg/L e temperatura (°C e °F), % de O<sub>2</sub> com o % de CO<sub>2</sub> calculada para uma escala de combustível padronizado (gás natural, óleo leve, óleo pesado, propano, carvão ou coque), monóxido de carbono (CO), relação CO/CO<sub>2</sub> e NO/NO<sub>x</sub>.

O equipamento usado no teste foi calibrado anteriormente pelo fabricante.

**- Amostrador/Detector Hidrocarbonetos, NO<sub>x</sub>, CO, CO<sub>2</sub>:**

Dos analisadores usados realizamos um descritivo quanto ao de Hidrocarbonetos (HCs) devido ao maior grau de dificuldade na sua análise.

O CO , CO<sub>2</sub> e SO<sub>x</sub> utilizam o princípio de absorção seletiva no infravermelho. O oxigênio é paramagnético.

A análise contínua de hidrocarbonetos (HCs) é difícil de ser realizada, uma vez que um grande número destes compostos pode estar presente na mesma amostra, seja ela obtida na exaustão de motores e fontes estacionárias ou na atmosfera.

Na análise contínua de HCs, dois métodos têm sido aplicados: a absorção seletiva no infra-vermelho e a ionização de chama (Flame Ionization Detector-FID).

<sup>54</sup> Fonte: <http://www.gasbrasil.com.br/arquipl/AutorizacaoFaturamento/8/AfClasArqCatalogo.pdf>

O conteúdo de HCs tem sido preferencialmente expresso em ppmC (parte por milhão em átomos de carbono), o que faz com que uma concentração de 1 ppmV de etano ( $C_2H_6$ ) produza uma indicação que é o dobro da mesma concentração de 1 ppmV de metano ( $CH_4$ ), quando ambas as concentrações são expressas em ppmC.

O equipamento utilizado foi um Horiba Enda VIA 510, de análise contínua.

Este equipamento opera segundo o princípio de ionização de chama e é composto por duas unidades. A primeira é a Unidade de Amostragem onde é feito o pré-condicionamento da amostra. Esta unidade contém a bomba que faz a extração contínua dos gases da chaminé e dispositivos internos para medir vazão e remover umidade, material particulado e gases ácidos da amostra. A segunda unidade é o analisador, propriamente dito. Nesta, o gás amostrado e pré-condicionado é passado por uma câmara onde uma chama permanente de Hidrogênio ioniza as moléculas de HCs, produzindo átomos de carbono eletricamente carregados. Um dispositivo capaz de detectar estas cargas é empregado para produzir uma corrente, proporcional ao número de átomos de carbono presentes na chama em um dado momento. Nota-se que de acordo com este princípio, um ppmV de etano, gerará um sinal aproximadamente igual ao dobro da mesma concentração em volume de metano como mencionado acima.

O equipamento utilizado na amostragem expressa o resultado em ppmC e possui sete faixas de trabalho que são 0 a 10; 0 a 50; 0 a 100; 0 a 500; 0 a 1000; 0 a 5000 e 0 a 10.000 ppmC. Estas faixas podem ser mudadas livremente durante a operação do analisador, garantindo melhor resolução e precisão da leitura.



**Figura 35 – Analisador Horiba**

**- Amostrador Isocinético para determinação de Acido Clorídrico, Cloro e particulado.**

Foi usado no teste um amostrador isocinético da Prameq pertencente a Unidade Clariant de Suzano, devidamente calibrado pela empresa fabricante e CETESB. Os técnicos do laboratório ambiental de Suzano realizaram as amostragens deste teste.

O sistema é composto por:

- Unidade de controle principal com Cronômetro, rotâmetro, potenciômetro para controle de temperatura da caixa quente, manômetro de dupla coluna tipo "U" para leitura de pressões diferenciais, vacuômetro para controle da perda de carga durante a realização da coleta, medidor de volume de gás seco e válvulas de ajuste fino e grosso de controle da vazão.
- Bomba de vácuo com vazão máxima de 51 l/minuto
- Cordão Umbilical
- Caixa quente com termopar de controle de temperatura
- Impingers com soluções padrões para análises
- Caixa Fria
- Sonda / Tubo de PITOT tipo "S" / Boquilhas
- Porta-filtro

### 3.2 Resíduos Considerados

Para realizar o trabalho foi necessária a segregação de resíduos industriais gerados nas plantas produtivas, considerando um mistura de resíduos com base no programa médio de produção. Todo o material gerado em uma semana de produção foi segregado e identificado sendo separado, buscando reproduzir o programa de queima normal do equipamento.

#### - Plástico:

Grande parte do material gerado pelas unidades produtivas (cerca de 60%), é composto deste material que é não oxigenado e apresenta alto poder calorífico, sendo de grande importância para manutenção da temperatura na câmara principal.

O termo “plástico”, que vem do grego plásticos, é designado para o grupo de materiais sintéticos que são processados, aquecidos e moldados até que se obtenha a geometria desejada. Os plásticos são formados por moléculas, principalmente sintéticas e orgânicos, chamados de polímeros (do grego: poli - muitas, mero - partes).



**Figura 36** – Material Plástico usado no teste

**- Madeira:**

A madeira utilizada no teste representa cerca de 30% do material gerado nas unidades produtivas. Esta madeira é basicamente oriunda de pallets que transportam matéria prima ou produtos acabados. Estes pallets são reciclados em uma área específica e reutilizados continuamente até que se tornem cavacos e tem que ser incinerados. A madeira possui um poder calorífico baixo e alto teor de oxigênio, cerca de 42%.



**Figura 37** – Madeira usada no teste.

**- Papelão:**

Este resíduo representa cerca de 10% do material gerado nas unidades produtivas. São embalagens usadas com compostos químicos oriundas de matérias primas geralmente importadas que são incineradas pois não são passíveis de reciclagem devido a sua contaminação. Este resíduo representa o mais baixo poder calorífero dos três usados no incinerador.



**Figura 38** – Embalagens de Papelão usadas no teste.

### **3.2.1 Caracterização Físico-Química dos Resíduos Testados**

Todos os resíduos citados no item anterior foram analisados e as tabelas 26 e 27 mostram suas características. Foram analisados metais, elementos formadores de gases ácidos como HCL e os teores de C, H e N ligados a formação de  $\text{NO}_x$  nascente, formação de material particulado e de CO. As análises das tabelas 26 e 27 foram realizadas no laboratório analítico da Clariant SA em Suzano e CHN na Central Analítica USP – SP.

Tabela 26 – Certificado de Análise

Terminação	Unidade	Resultado			Limites detec.	Técnica
		Madeira	Papelão	Plástico		
Água	%	2,7	1,6	0,3	0,01	Karl Fischer
Poder Calorífico Inferior	kJ/g	27	11,3	45	0,1	DIN 51900
Cinzas 800°C	%	0,6	17	1,3	0,01	Gravimetria
Viscosidade ( 37,8 ° C )	cSt	na*	na*	na*	0,1	Viscos. Hoppler
Cloro	%	0,14	0,2	0,3	0,010	Argentometria
Fluor	mg/kg	448	467	570	15	Íon Especifico
Enxofre	%	0,04	0,1	0,15	0,03	Turbidimetria
Nitrogênio	%	0,1	0,2	0,1	0,05	Análise Elementar
Cádmio	mg/kg	nd	nd	nd	1	ICP-AES
Mercúrio	mg/kg	nd	nd	nd	0,002	ICP-AES
Arsênio	mg/kg	nd	nd	nd	0,002	ICP-AES
Cobalto	mg/kg	nd	nd	nd	1	ICP-AES
Níquel	mg/kg	nd	nd	nd	1	ICP-AES
Chumbo	mg/kg	nd	nd	nd	1	ICP-AES
Cromo	mg/kg	nd	nd	nd	1	ICP-AES
Cobre	mg/kg	nd	17	nd	1	ICP-AES
Antimônio	mg/kg	nd	nd	nd	1	ICP-AES
Manganês	mg/Kg	50	34	2,0	1	ICP-AES
Cianetos	mg/kg	nd	nd	nd	0,03	Espectrofotometria
Fósforo	mg/kg	nd	nd	nd	3	ICP-AES
Bário	mg/kg	14	77	1,5	1	ICP-AES

Onde: nd = não detectável / na = não analisado

Tabela 27 – CHN

Amostra	%C	%H	%N
Papelão	30,51	5,21	0,35
Papelão	37,90	5,77	0,33
Plástico	83,15	13,42	2,43
Plástico	83,44	13,55	2,69
Madeira	43,93	6,02	0,24
Madeira	44,23	6,32	0,26

### 3.3 Procedimentos

O teste foi realizado com alimentação constante dos resíduos plásticos, papelões e madeiras dos sites Resende, Rioquima e Suzano. Incineramos estes resíduos de

modo a obtermos a temperatura ideal de incineração com auxílio apenas inicial dos queimadores.

Para facilitar a execução dos testes, os seguintes passos foram tomados:

1 – Procedimentos de alinhamento do sistema de medição composto (Horiba):

1º passo – Ligar o equipamento de amostragem e aguardar o aquecimento e estabilização do mesmo.

2º passo – Os seguintes tempos de aquecimento devem ser respeitados: CO / CO<sub>2</sub> / SO<sub>2</sub> / O<sub>2</sub> – uma hora e meia; THC – 3 horas.

3º passo – Depois de decorrido o tempo de aquecimento fazer o zero com gás. Nitrogênio em todos os analisadores.

4º passo – Conectar os cilindros de calibração através das mangueiras apropriadas aos analisadores.

5º passo – A calibração para THC foi feita com um cilindro de gás padrão, contendo uma concentração de 105 ppmV de CH<sub>4</sub> em balanço de N<sub>2</sub> conforme recomenda o fabricante.

6º passo – A calibração para CO foi feita com um cilindro de gás padrão, contendo uma concentração de 498 PPM de CO em balanço de N<sub>2</sub> conforme recomenda o fabricante.

7º passo – A calibração para CO<sub>2</sub> foi feita com um cilindro de gás padrão, contendo uma concentração de 16,11 % de CO em balanço de N<sub>2</sub> conforme recomenda o fabricante.

8º passo – A calibração para SO<sub>2</sub> foi feita com um cilindro de gás padrão, contendo uma concentração de 0,984 PPM de SO<sub>2</sub> em balanço de N<sub>2</sub> conforme recomenda o fabricante.

9º passo – A calibração para O<sub>2</sub> foi feita considerando percentual de 21% presente na atmosfera conforme recomenda o fabricante.

10º passo – Todas as concentrações de calibração foram escolhidas com base nas expectativas das concentrações que seriam verificadas em função de medições anteriormente realizadas. A precisão dos aparelhos é dada pelo fabricante como entre 1 e 2% do valor da leitura.

11º passo – Com os equipamentos já operando, conectar a mangueira ao ponto de coleta na chaminé do Incinerador e iniciar a medição dos dados.

1.1- Procedimentos de alinhamento do sistema de medição isocinética para análise de particulado e Ácido Clorídrico durante a queima de plástico e madeira:

1º passo - Montagem do sistema de amostragem isocinética na plataforma superior na chaminé.

2º passo – Verificar visualmente os filtros e secá-los em estufa por duas horas a 120 °C e depois dessecá-los a 20°C por duas horas.

3º passo – Determinar a pressão estática e a temperatura na seção de coleta.

4º passo – Determinar a pressão de velocidade (cinética) conforme Norma Técnica CETESB L9 222 e o teor de umidade conforme L9 224.

5º passo – O tempo de coleta será de uma hora para cada amostragem.

6º passo – Selecionar a boquilha da sonda conforme anexo A.

7º passo – Calcular a constante “K” conforme anexo B.

8º passo – Colocar 100 mL de água destilada em cada um dos dois primeiros borbulhadores, deixando o terceiro vazio e o quarto com 200-300 g de sílica-gel.

9º passo – Pesar os borbulhadores em balança de precisão de 0,5 g e mantê-los em banho de gelo.

10º passo – Montar o filtro previamente pesado no porta-filtro.

11º passo – Executar o teste de vazamento.

12º passo – Anotar a leitura inicial do gasômetro e a pressão barométrica e zerar os manômetros.

13º passo – Colocar o PITOT “S” no interior da chaminé.

14º passo – Ligar a bomba e ajustar o fluxo nas válvulas.

15º passo – Iniciar a coleta.

1.2 – Procedimentos paralelos aos analisadores para alinhamento do sistema de Incineração.

1º passo – Desabilitar os sensores no painel de comando do filtro de Manga (Grecon), com o objetivo de verificar a limpeza da lente, de forma a evitar o

acionamento automático dos sensores e ativação do sistema com injeção de água nas mangas do filtro.

2º passo – Habilitar os sensores em modo operante no painel de comando do filtro de manga (Grecon).

3º passo – Ligar a válvula rotativa do filtro de manga, evitando assim o acúmulo de sólidos.

4º passo – Ligar a unidade de temperatura e o desumificador de AR (AR 000590), localizada ao lado do compressor de ar comprimido. Para que este ar seja utilizado na limpeza das mangas é importante que esteja seco (Livre de umidade).

5º passo – Verificar o nível de óleo antes de ligar o compressor de ar.

6º passo – Ligar o compressor.

7º passo – Abrir a válvula de acesso do ar para o quencher e para as mangas.

8º passo – Verificar se a válvula pneumática de emergência está fechada.

9º passo – Verificar a umidade do Ar no tanque pulmão do filtro de manga; para isso basta abrir a válvula localizada na lateral do pulmão, fazendo assim uma purga, observando se está saindo ou não água.

10º passo – Realizar a limpeza total da câmara de incineração.

11º passo – Abrir a água de refrigeração dos trocadores de calor.

12º passo – Verificar nível e pH (Visor no painel PL 000445) da água da bacia do lavador de gases, devendo o mesmo estar entre oito e nove.

13º passo – No painel de comando (PI 000349): Ligar a bomba de água do lavador de gases, regulando a pressão para a faixa de dois a Três  $\text{kg/cm}^2$

14º passo – No painel de comando (PI 000349), ligar o exaustor de gases.

15º passo – No painel de comando (PI 000349), ligar a bomba de óleo diesel, regulando a pressão da bomba para 3  $\text{kg/cm}^2$

16º passo – No painel de comando (PI 000349), ligar a bomba de resfriamento do quencher.

17º passo – No painel de comando (PI 000349), ligar o exaustor e o ventilador.

18º passo – No painel de comando (PI 000445) ligar os queimadores a diesel.

OBS: Caso as Câmaras de combustão estejam frias, partir o equipamento conforme a curva de aquecimento do mesmo, ou seja, com aumentos gradativos de 150°C na temperatura a cada 1 hora.

19º passo – Aquecer todo sistema até que a temperatura esteja no set point desejado nas câmaras um dois e três.

20º passo – Segregar e pesar todo o material que vai ser alimentado no incinerador, deixando em condições de pesagem e conferencia.

21º passo – Com a câmara primária na temperatura desejada iniciar a adição do resíduo sólido a ser destruído termicamente.

22º passo – O primeiro resíduo a ser incinerado será madeira oriunda das áreas produtivas. As madeiras na sua grande maioria são provenientes de pallets que transportam matérias primas químicas, após a reciclagem vários resíduos (cavacos) deste material são enviados ao Incinerador para destruição.

23º passo – Serão queimados apenas um tipo de resíduo por vez evitando a contaminação ou interferência das informações. Ao final do dia serão retiradas as cinzas da câmara primária e todo o sistema será limpo.

24º passo – Serão coletadas as informações nas planilhas conforme anexo C, de maneira a controlar o material a ser adicionado, todas as temperaturas do sistema, diferencial de pressão no filtro de mangas e pH na torre de lavagem e se obter as leituras dos compostos.

Condições operacionais do incinerador:

- Depressão do forno rotativo de -0,30 mbar (set point);
- Temperatura da Câmara de pós-combustão de 850 - 1100°C;
- pH do lavador de gases: 8 - 9;
- Combustível óleo diesel 32 l/h.
- Vazão de ar de exaustão 14.000 m<sup>3</sup>/h.

## 2- O fator de correção para o Oxigênio.

É importante destacar nesta etapa, que durante a calibração dos equipamentos de medição notou-se que o CO<sub>2</sub> respondia corretamente ao gás de calibração, mas o oxigênio apresentava uma pequena diferença. Os testes foram realizados e ao iniciar a correção necessária dos resultados para a base 11% de oxigênio dos resultados obtidos, percebeu-se que havia uma diferença entre a soma das concentrações de O<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> nas mesmas temperaturas de teste. Primeiro foi usada a fórmula abaixo para a correção de oxigênio que atende as exigências legais (INEA-RJ e Cetesb).

$$C_{\text{corrigido}} = X \frac{(21-11)}{(21-Y)} \text{ a } 11\% \text{ de } O_2$$

Onde:

X = Concentração do poluente coletado na condição operacional Y considerada (mg/Nm<sup>3</sup> base seca a Y% de O<sub>2</sub>).

Y = Porcentagem de oxigênio nos gases de exaustão na condição operacional considerada (% de O<sub>2</sub> base seca).

C<sub>corrigido</sub> = Concentração de material corrigida para a concentração de O<sub>2</sub> a 11% nos gases efluentes (mg/Nm<sup>3</sup> base seca a 11% de O<sub>2</sub>)

E quando da obtenção dos resultados deve-se ter os seguintes resultados aproximados:

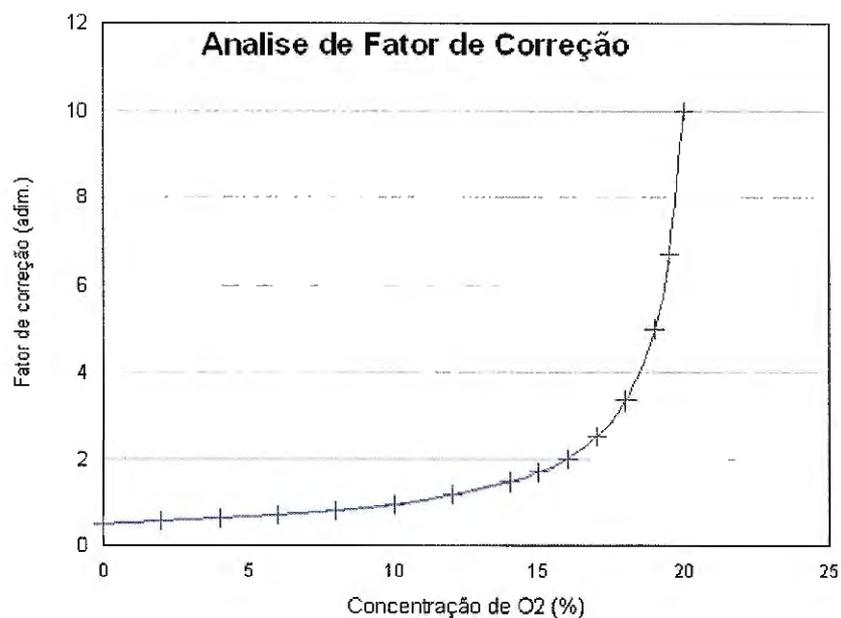
$$O_2\% + CO_2\% + \frac{\% CO}{2} + \frac{THC\%}{2} \sim 21\%$$

Como os dois últimos (THC e CO ) são valores muito pequenos a soma %O<sub>2</sub> + %CO<sub>2</sub> teriam que dar próximo a 21%. Resolveu-se então avaliar a influência da correção do oxigênio nos resultados e se haveria uma alteração significativa.

Estabeleceu-se uma relação entre o percentual de oxigênio e a taxa de correção da equação:

O <sub>2</sub>	C
0	0,48
2	0,53
4	0,59
6	0,67
8	0,77
10	0,91
12	1,11
14	1,43
15	1,67
16	2,00
17	2,50
18	3,33
19	5,00
19,5	6,67
20	10,00

$$\text{Onde } C = \frac{(21-11)}{(21-Y)} \text{ (fator de correção)}$$



**Figura 39 – Análise de Fator de Correção**

Percebe-se na figura 39 que a influência do fator de correção de oxigênio é muito alta ao final (acima de 15% de oxigênio) alterando significativamente os resultados. Trabalhou-se nos testes com oxigênio variando entre 16,5 a 18,5 o que prova a grande

influência, neste caso, do fator de correção de oxigênio para a base 11%. Dessa forma, foi corrigido o percentual de oxigênio para cada temperatura de teste em cada material e colocado na figura 39. A seguir um exemplo de como foi corrigido.

Primeiro se estabeleceu um fator usando a seguinte seqüência:

- Foram tabelados os valores O<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> e a sua soma.
- O resultado foi subtraído do valor de 21% de oxigênio e encontrou-se o fator de correção para cada medida.
- Para checagem foi utilizada a média do valor de medição de oxigênio realizada pelo 2º equipamento usado em paralelo no teste (Tempest 100). O valor acrescido do fator de correção ficou próximo a 21 o que mostra que o método aplicado tem coerência.

Exemplo para madeira a 700 °C:

**Tabela 28 – Madeira a 700°C**

Tempest	17,59 % (média)			
O2	CO2	O2+CO2	Correção	Verificação
19,65	3,47	23,12	-2,12	19,71
18,32	6,06	24,38	-3,38	20,97
19,26	4,19	23,45	-2,45	20,04
19,96	3,42	23,38	-2,38	19,97
15,76	9,08	24,84	-3,84	21,43
17,21	7,56	24,77	-3,77	21,36
18,96	5,44	24,40	-3,40	20,99
17,98	6,78	24,76	-3,76	21,35
19,01	5,12	24,13	-3,13	20,72
18,70	6,12	24,82	-3,82	21,41
18,90	5,76	24,66	-3,66	21,25
19,40	4,78	24,18	-3,18	20,77
19,60	4,86	24,46	-3,46	21,05
17,53	7,50	25,03	-4,03	21,62
17,98	6,90	24,88	-3,88	21,47
19,03	5,83	24,86	-3,86	21,45
20,03	4,11	24,14	-3,14	20,73
17,84	7,34	25,18	-4,18	21,77
20,02	4,18	24,20	-3,20	20,79
19,73	5,05	24,78	-3,78	21,37
Média	Média	Média	Média	Média
18,74	5,68	24,42	-3,42	21,01

O fator médio verificado foi de -3,42 e foi utilizado para correção do oxigênio base seca do teste em questão. Esta análise mostra que este fator deve ser observado quando se realizam amostragens, ele pode interferir diretamente em alguns dos resultados levando a conclusões erradas de um determinado processo. Foi aplicado para todos os testes os fatores de correção como no exemplo da tabela 28.

#### **4. RESULTADOS E DISCUSSÕES**

Os resultados dos efeitos da temperatura nas emissões gasosas no processo de incineração de resíduos são apresentados a seguir na seguinte seqüência:

Análise dos resultados da emissão de CO / CO<sub>2</sub>

Análise dos resultados da emissão de SO<sub>x</sub>

Análise dos resultados da emissão de THC (Hidrocarbonetos Totais)

Análise dos resultados da emissão de NO<sub>x</sub>

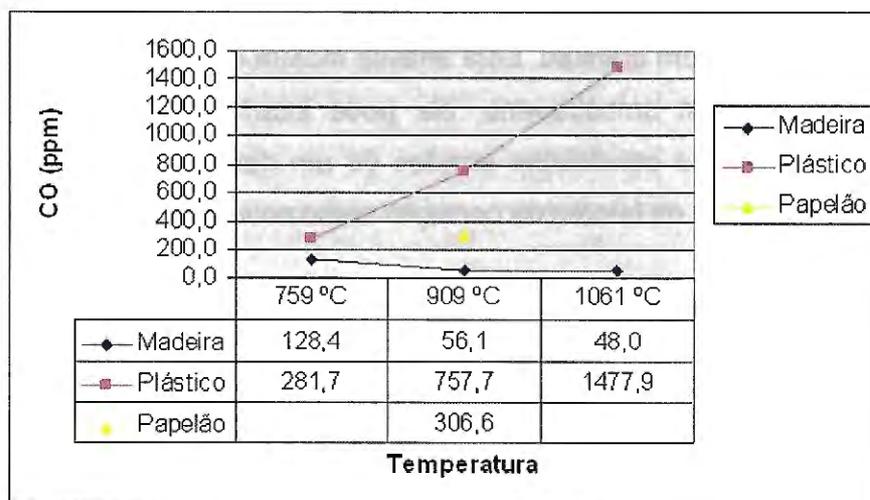
Análise dos resultados da emissão de HCL e CL

Análise dos resultados da emissão de material particulado

As características dos materiais estão nas tabelas 26 e 27, Capítulo 3. Foram realizados testes para três temperaturas diferentes para o resíduo plástico e madeira. Para o resíduo de papelão só realizamos uma medição a 900°C por questão de oportunidade e pela característica do mesmo, pois se acreditava obter resultados próximos a madeira já que se trata de celulose.

##### **4.1 Análises dos resultados da emissão de CO**

O gráfico 1 mostra os resultados das emissões deste composto em diferentes temperaturas e diferentes materiais.

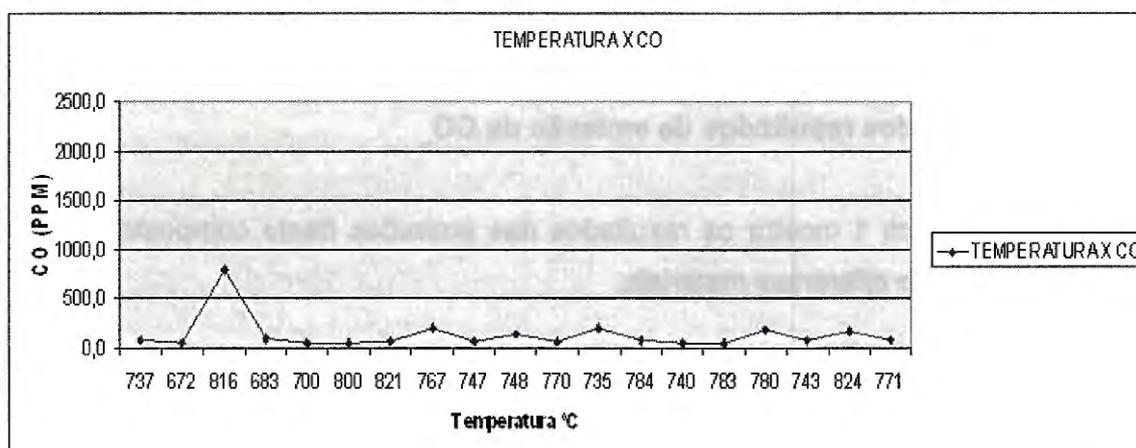


**Gráfico 1** – Emissões de CO durante a incineração de resíduo de madeira, plástico e papelão.

Observa-se no gráfico 1 que a temperatura influencia diretamente os resultados das emissões no incinerador. As emissões de CO sobem com a elevação da temperatura para o resíduo de Plástico e para madeira apresenta uma queda tendo seu menor valor em 1061°C. Os gráficos seguintes (de 2 a 8) mostram a distribuição das emissões com a variação das temperaturas nos testes.

Varição das emissões de CO em função da temperatura para:

- Madeira a 700°C



**Gráfico 2** – Variação das emissões de CO para madeira a 700°C

Plástico a 700°C

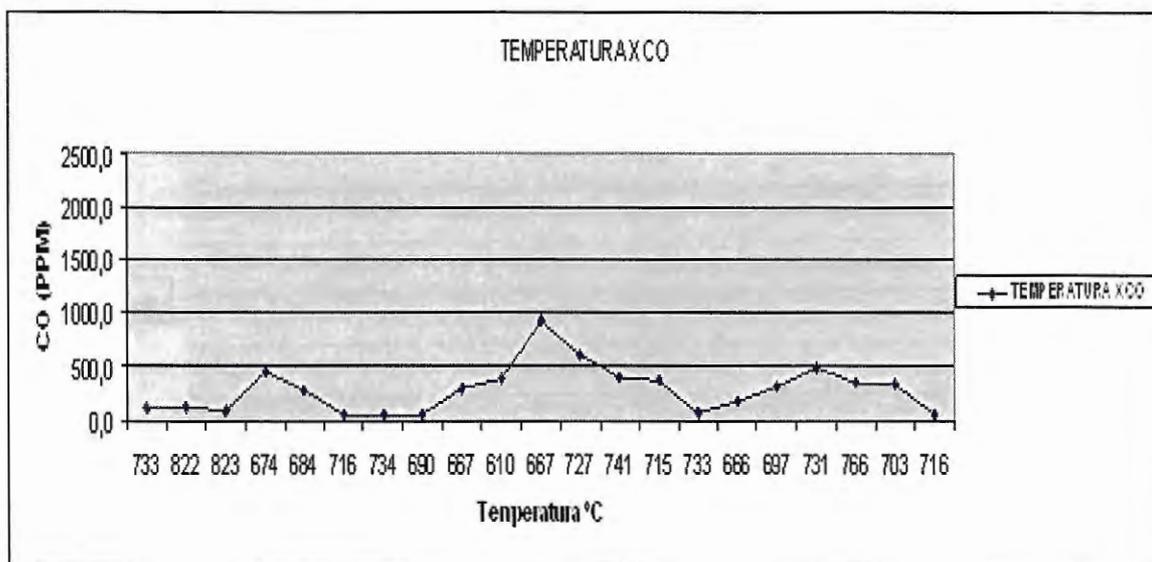


Gráfico 3 – Variação das emissões de CO para plástico a 700°C

Madeira a 900°C

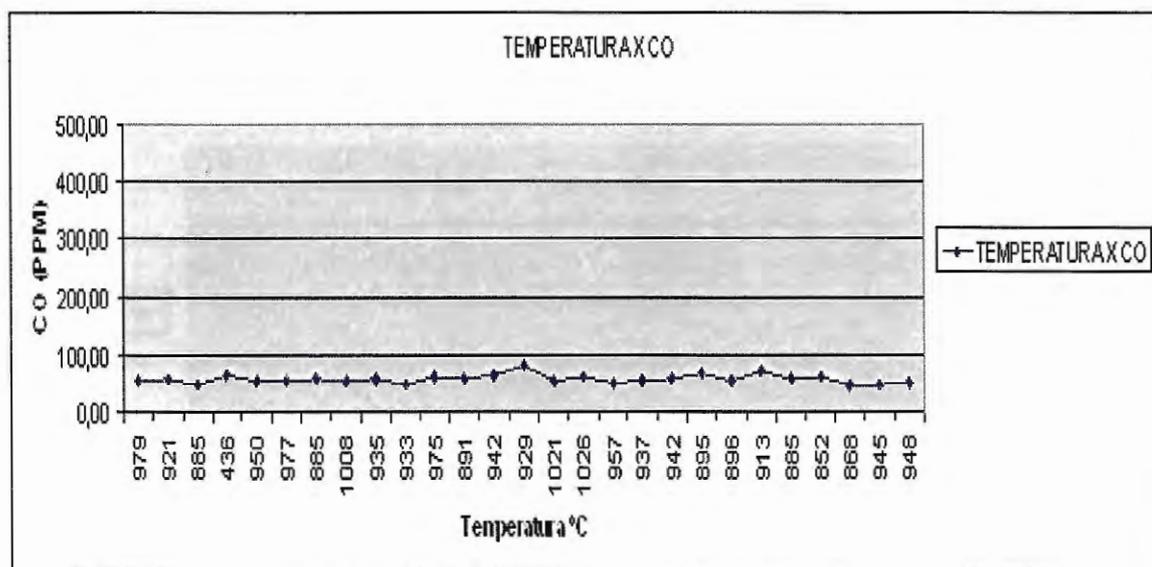


Gráfico 4 – Variação das emissões de CO para madeira a 900°C

Plástico a 900°C

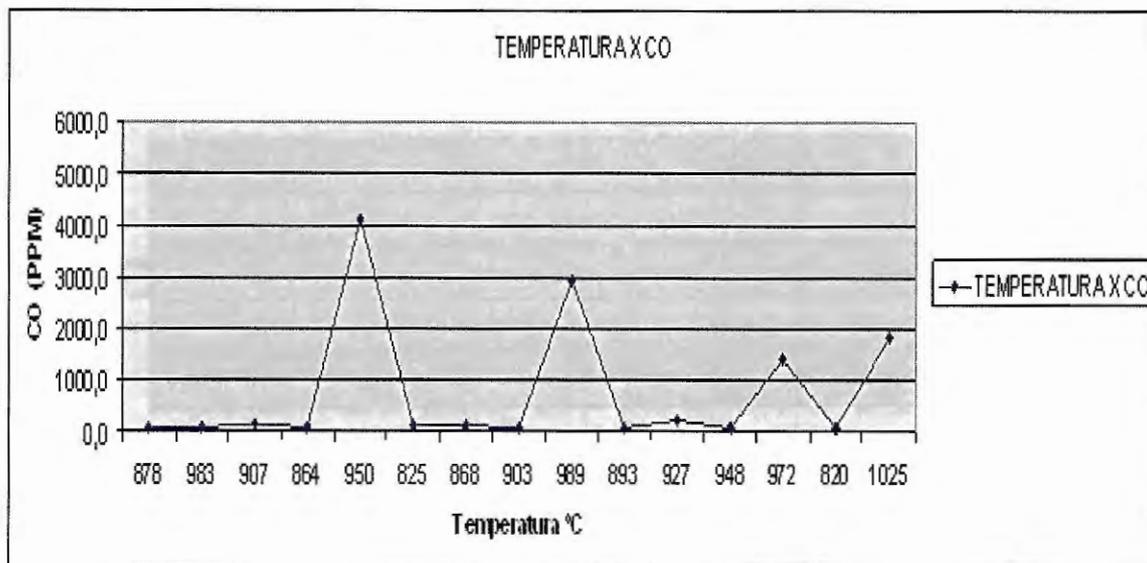


Gráfico 5 – Variação das emissões de CO para plástico a 900°C

Papelão a 900°C

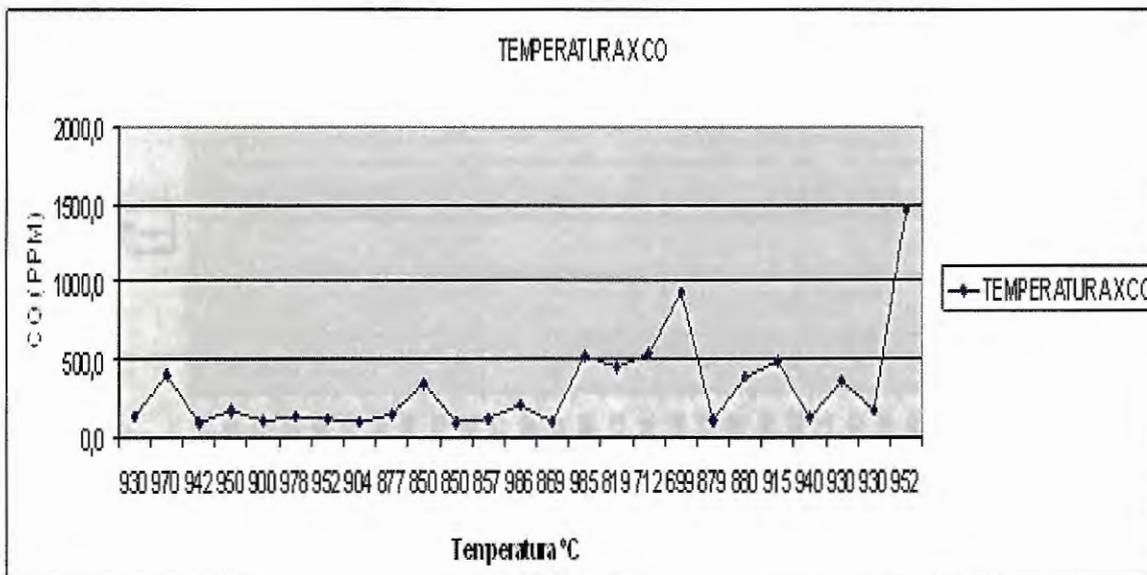
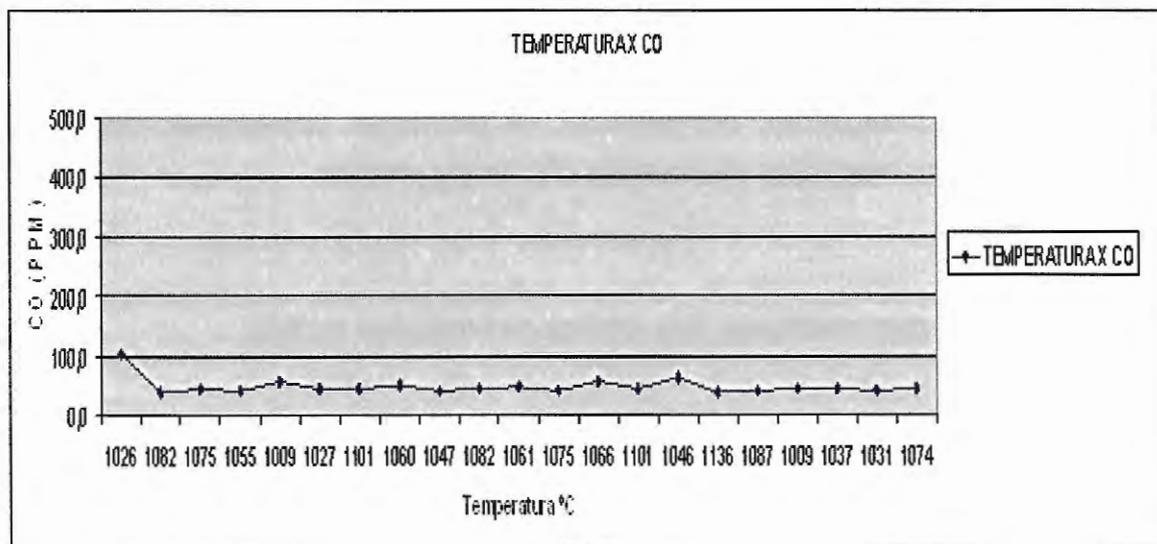


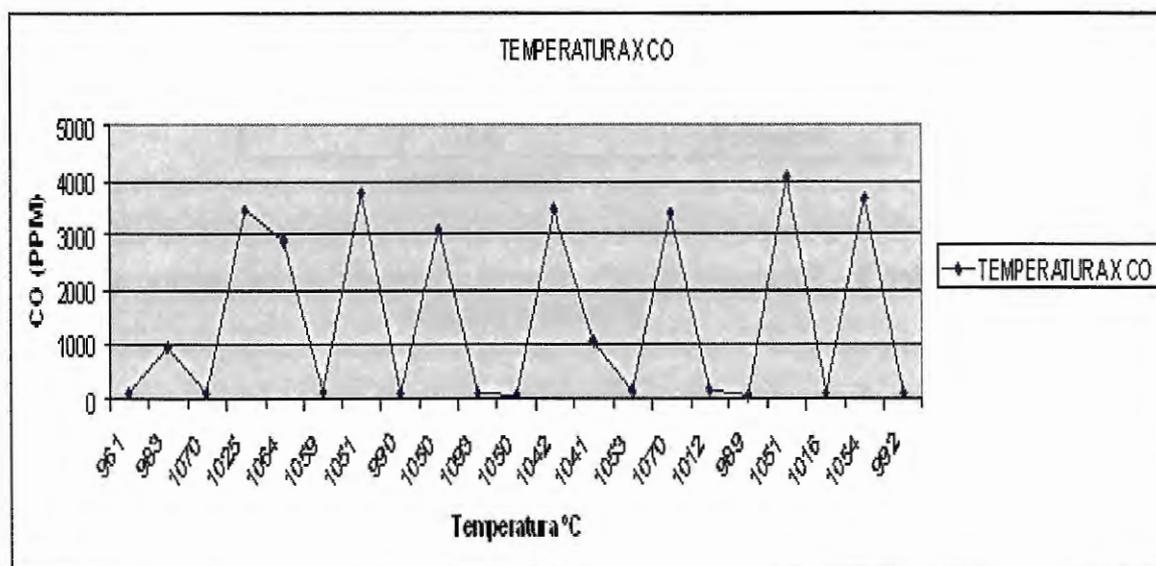
Gráfico 6 – Variação das emissões de CO para papelão a 900°C

### Madeira a 1050°C



**Gráfico 7** – Variação das emissões de CO para madeira a 1050°C

### Plástico a 1050°C

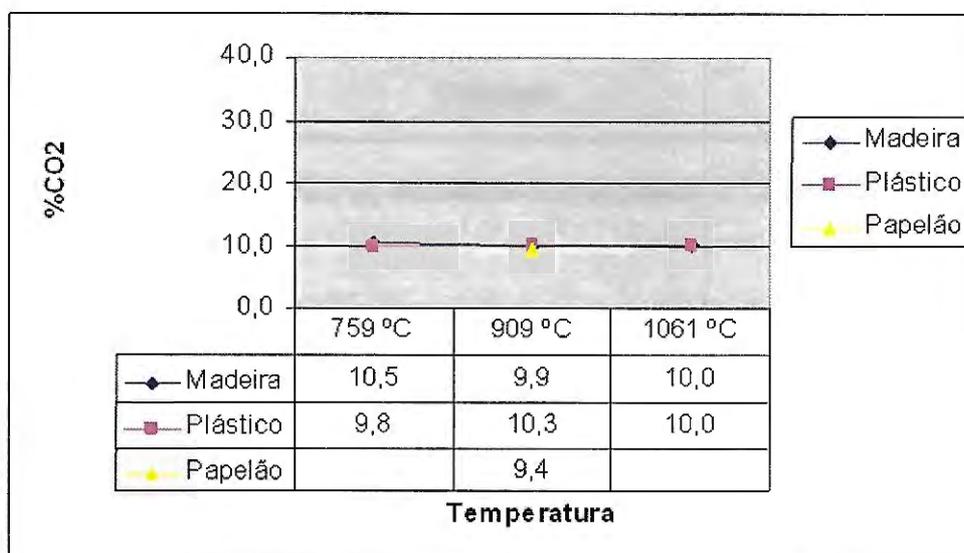


**Gráfico 8** – Variação das emissões de CO para plástico a 1050°C

Nota-se nitidamente nas distribuições acima, em todas as temperaturas, que as maiores variações nas curvas de emissões é na incineração de resíduo plástico. O teor

de Carbono (Tabela 27) do Plástico é quase três vezes superior ao do papelão e cerca de duas vezes maior se comparada a madeira, o que torna as emissões maiores neste resíduo. Vale lembrar que na execução do teste foram procurados os picos para evidenciar e caracterizar, por exemplo, os problemas operacionais decorrentes de carregamentos excessivos de materiais na câmara primária.

#### 4.2 Análises dos resultados das médias de emissões de CO<sub>2</sub>

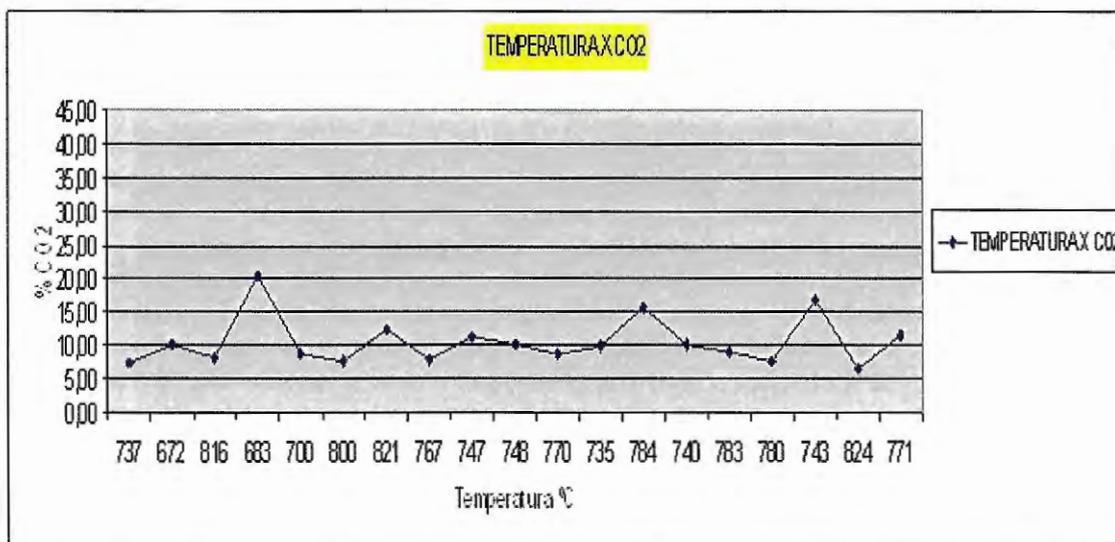


**Gráfico 9** – Emissões de CO<sub>2</sub> durante a incineração de resíduo de madeira, plástico e papelão

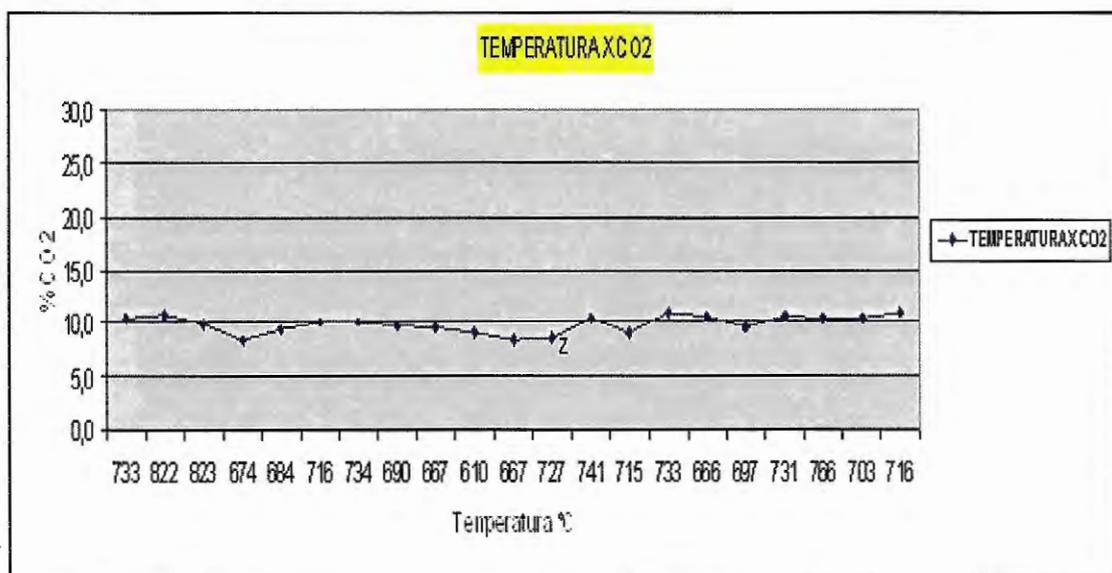
O gráfico 9, mostra que a temperatura, neste caso, tem pouca influência na variação das emissões. As emissões de CO<sub>2</sub> se mantêm praticamente estáveis com a variação da temperatura para os resíduos de plástico, madeira e papelão. Os gráficos 10 a 16, na seqüência, vão mostrar a distribuição das emissões com a variação das temperaturas nos testes.

Varição das emissões de CO<sub>2</sub> em função da temperatura para:

## Madeira a 700°C

Gráfico 10 – Variação das emissões de CO<sub>2</sub> para madeira a 700°C

## Plástico a 700°C

Gráfico 11 – Variação das emissões de CO<sub>2</sub> para plástico a 700°C

Madeira a 900°C

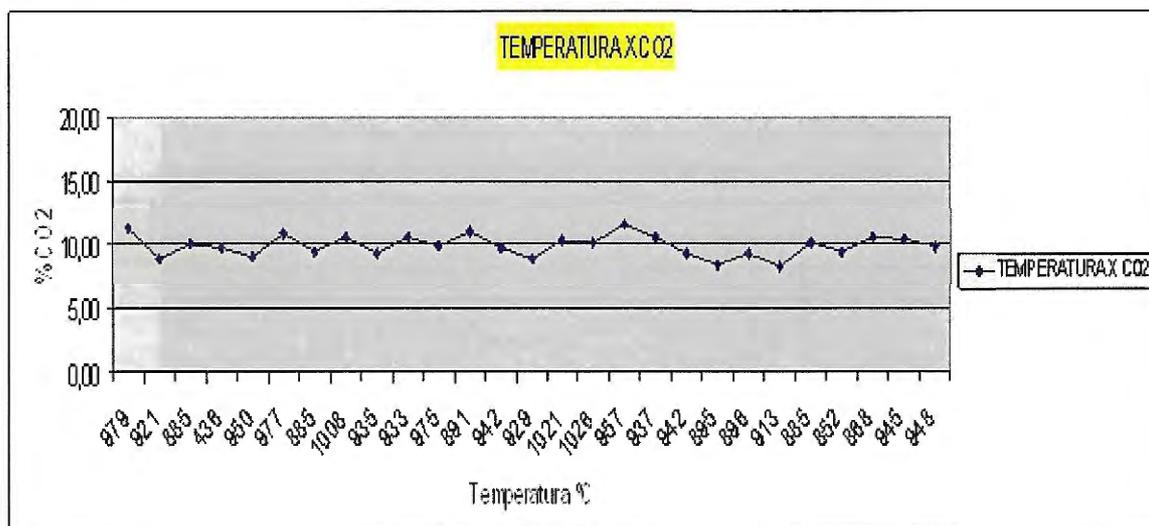


Gráfico 12 – Variação das emissões de CO<sub>2</sub> para madeira a 900°C

Plástico a 900°C

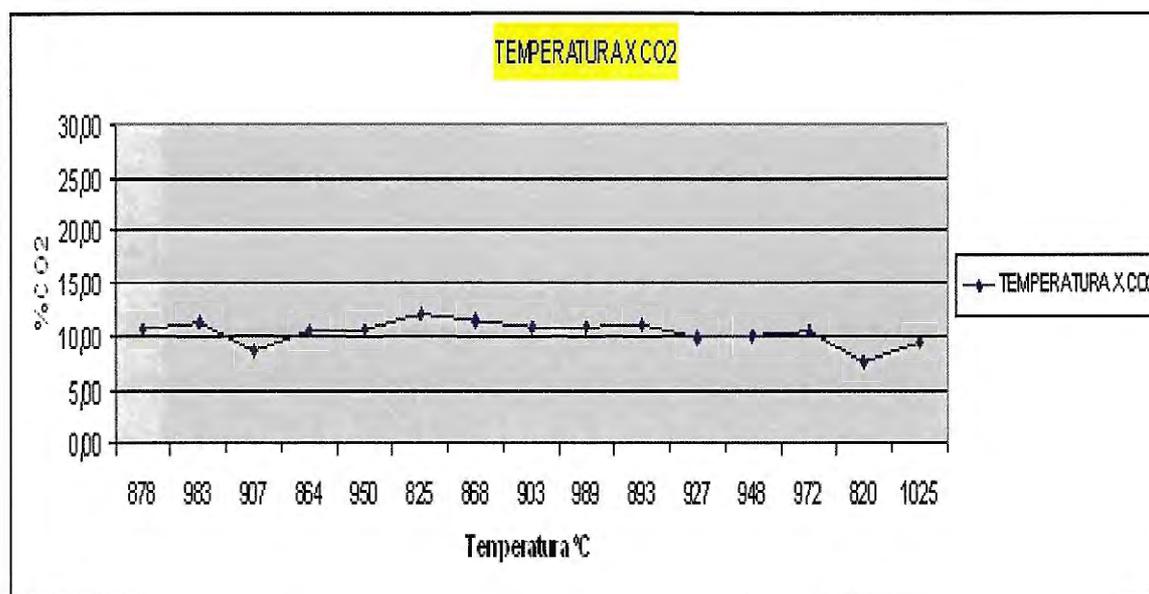
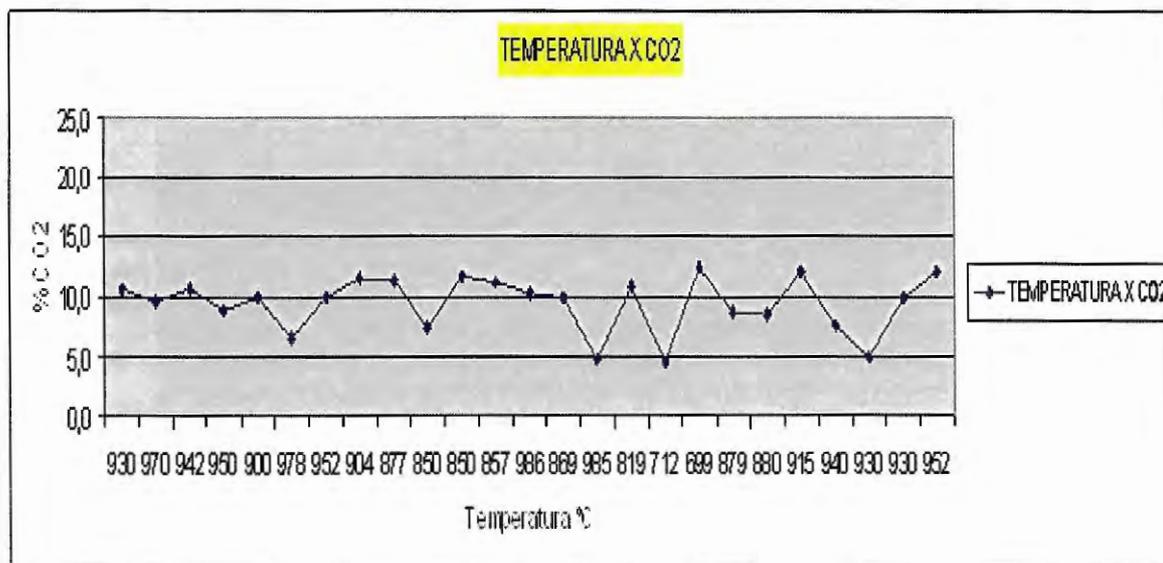


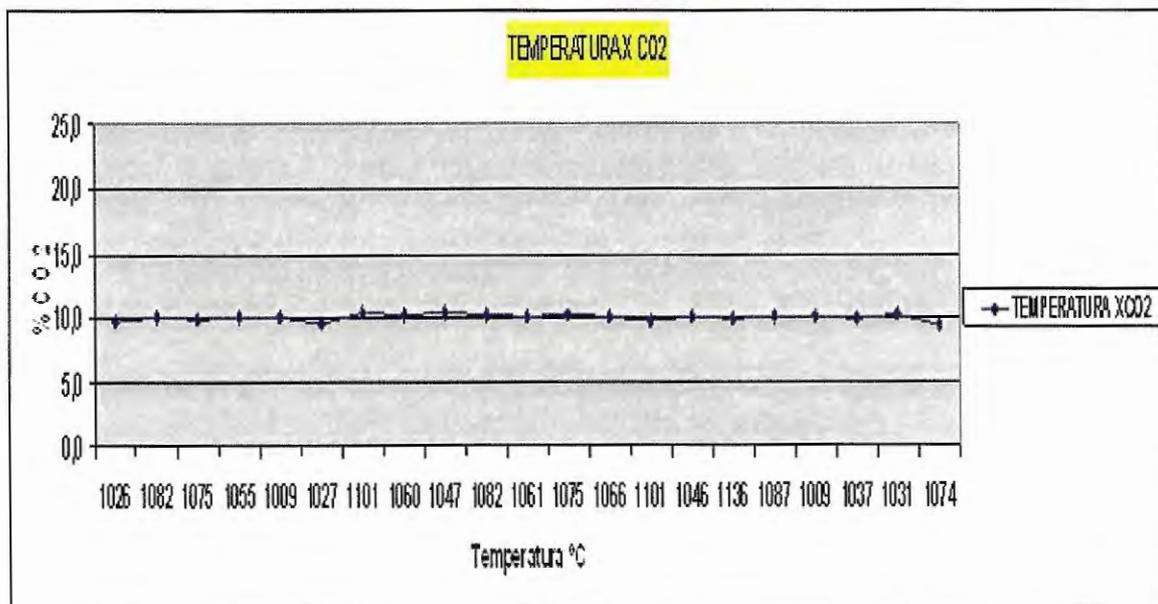
Gráfico 13 – Variação das emissões de CO<sub>2</sub> para plástico a 900°C

Papelão a 900°C



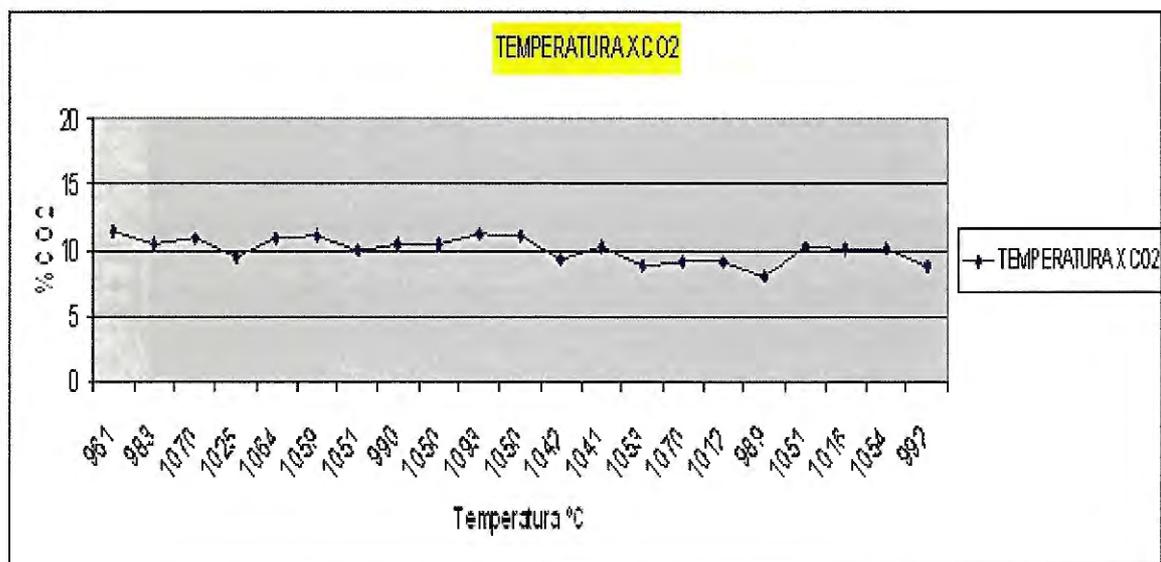
**Gráfico 14** – Variação das emissões de CO<sub>2</sub> para papelão a 900°C

Madeira a 1050°C



**Gráfico 15** – Variação das emissões de CO<sub>2</sub> para madeira a 1050°C

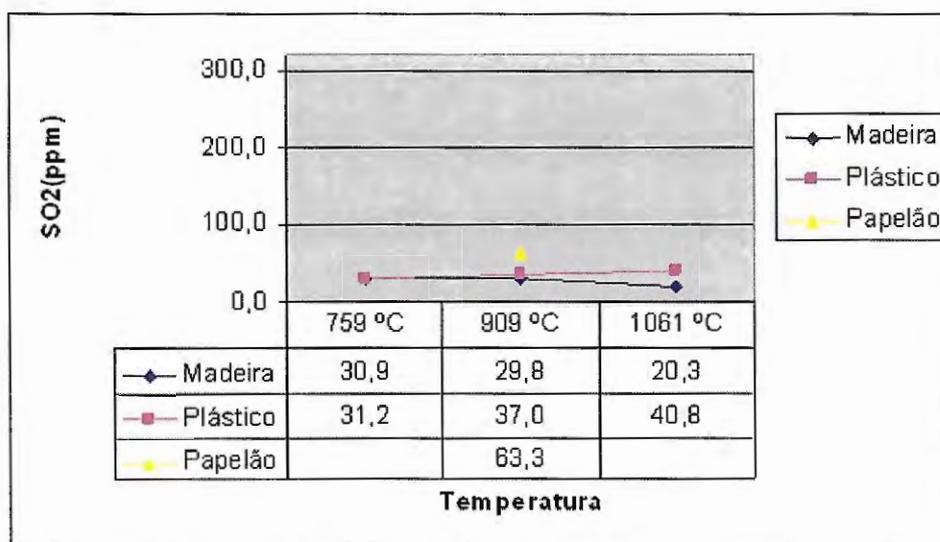
Plástico a 1050°C



**Gráfico 16** – Variação das emissões de CO<sub>2</sub> para plástico a 1050°C

As emissões de CO<sub>2</sub> não apresentaram grandes variações. As maiores ocorreram no papelão a 900°C e na madeira a 750°C. Os picos são decorrentes de carga excessiva destes dois materiais na câmara primária. O material não é triturado o que dificulta a dosagem das quantidades a serem introduzidas no incinerador.

### 4.3 Análises dos resultados das médias de emissões de SO<sub>2</sub>



**Gráfico 17** – Emissões de SO<sub>2</sub> durante a incineração de resíduo de madeira, plástico e papelão

O gráfico 17, mostra que não houve grandes variações nas emissões com exceção do papelão. O papelão mostrou maiores resultados de SO<sub>2</sub> devido às contaminações dos produtos químicos presentes nas embalagens. Os gráficos 18 a 24 a seguir demonstram a distribuição das emissões com a variação das temperaturas nos testes.

Varição das emissões de SO<sub>2</sub> em função da temperatura para:

Madeira a 700°C

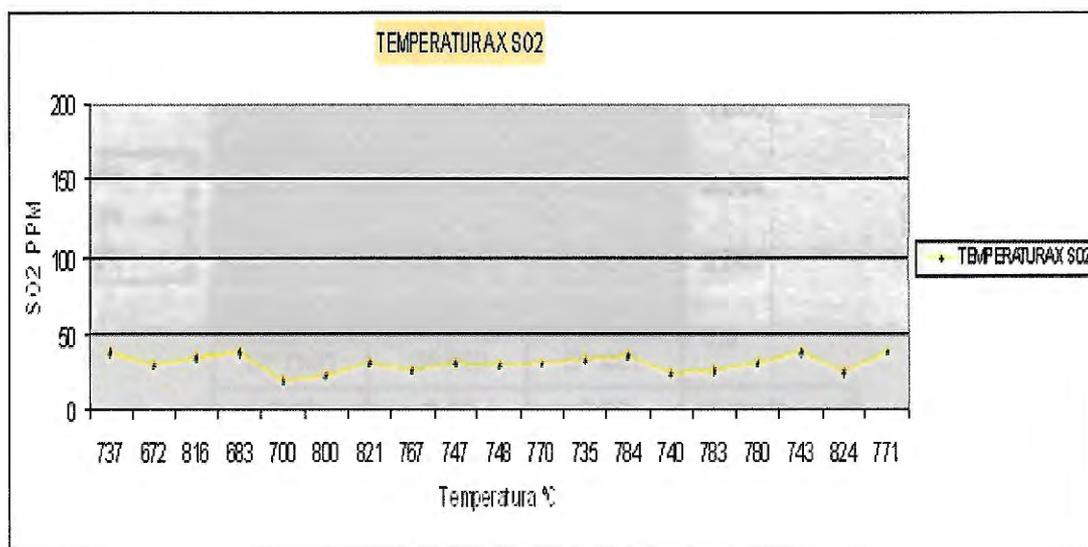


Gráfico 18 – Variação das emissões de SO<sub>2</sub> para madeira a 700°C

Plástico a 700°C

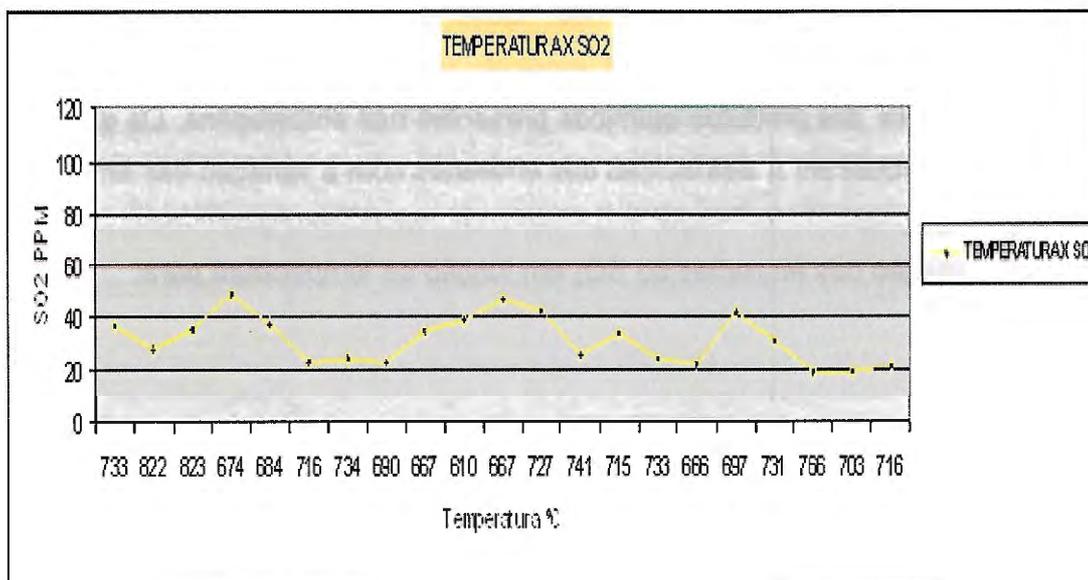


Gráfico 19 – Variação das emissões de SO<sub>2</sub> para plástico a 700°C

Madeira a 900°C

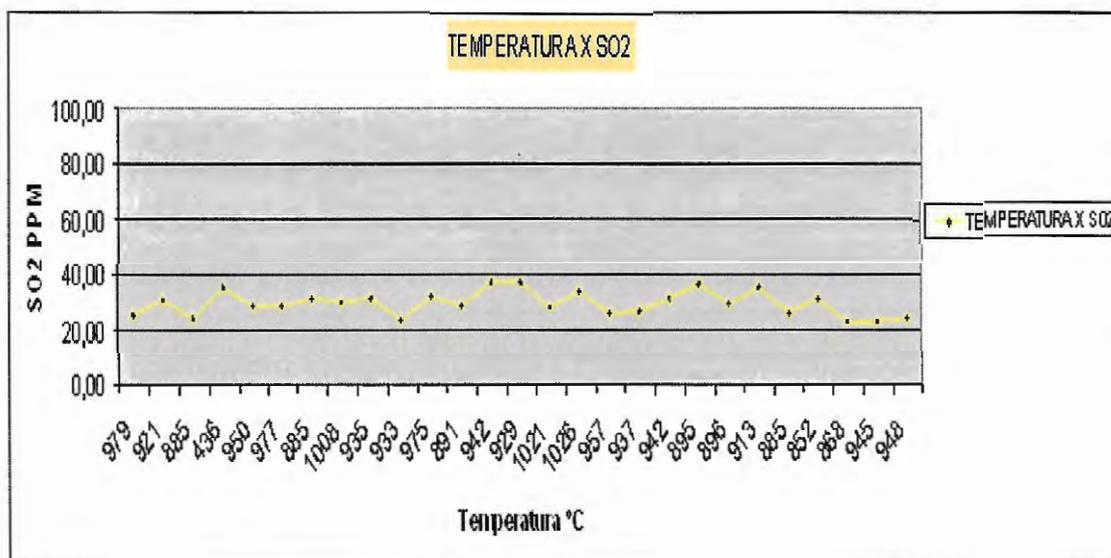


Gráfico 20 – Variação das emissões de SO<sub>2</sub> para madeira a 900°C

Plástico a 900°C

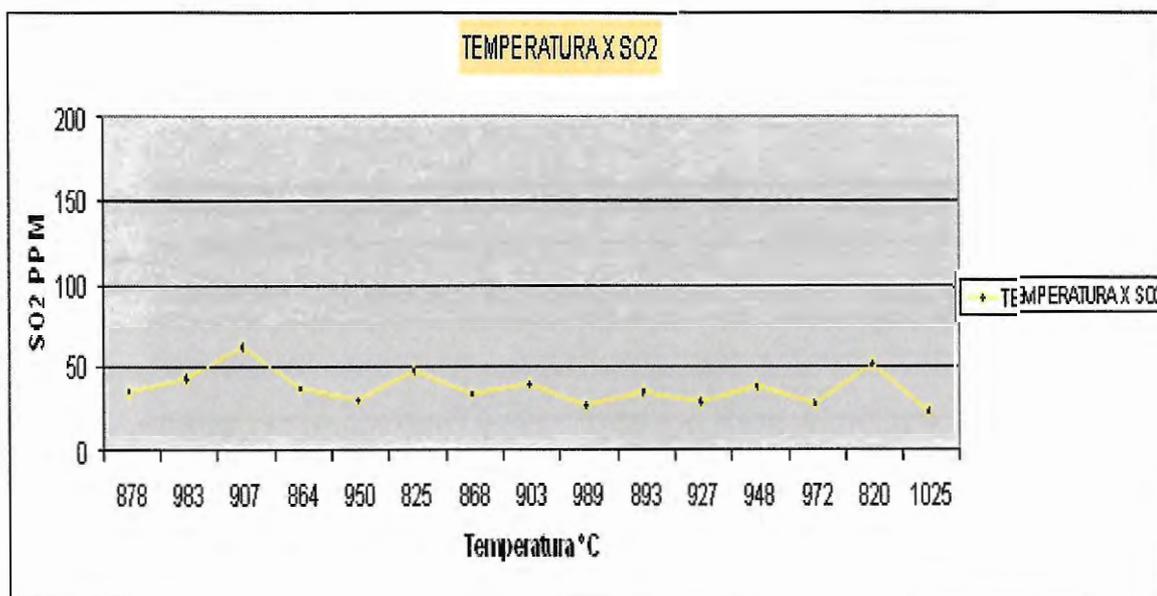


Gráfico 21 – Variação das emissões de SO<sub>2</sub> para plástico a 900°C

Papelão a 900°C

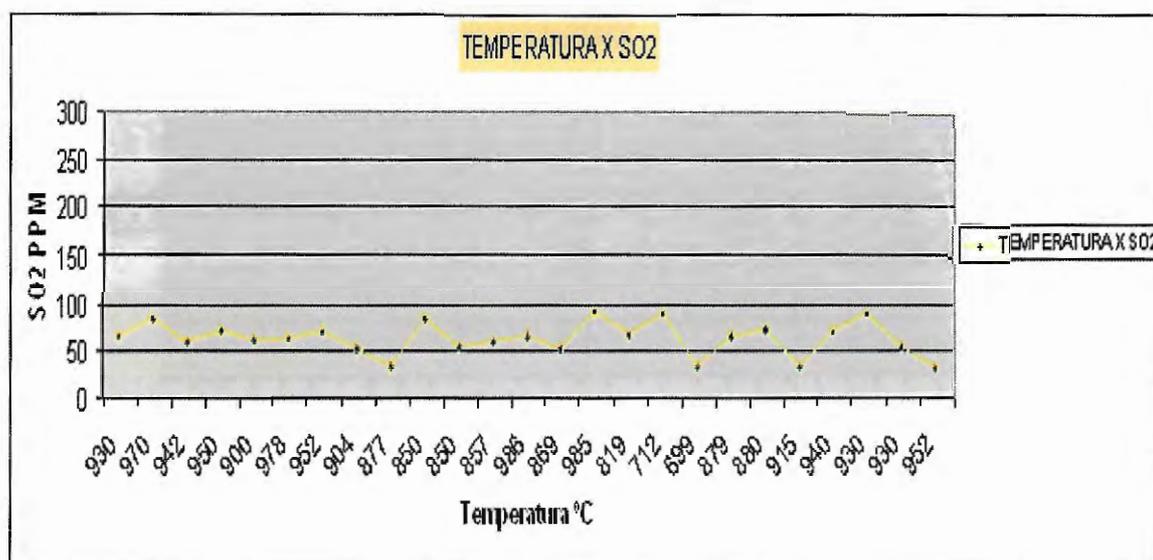


Gráfico 22 – Variação das emissões de SO<sub>2</sub> para papelão a 900°C

Madeira a 1050°C

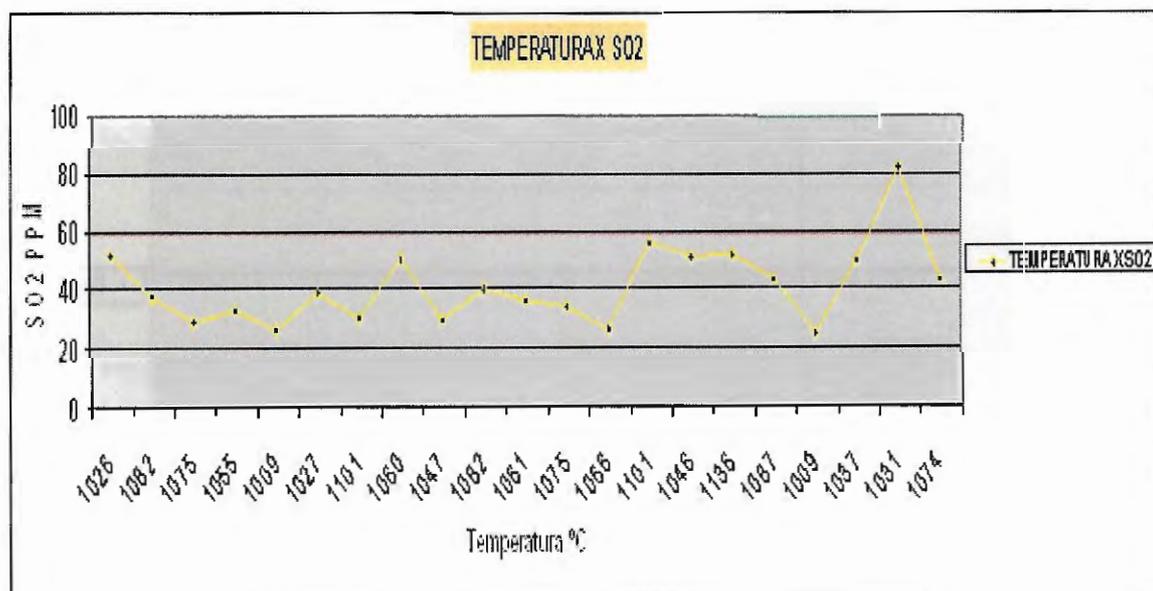
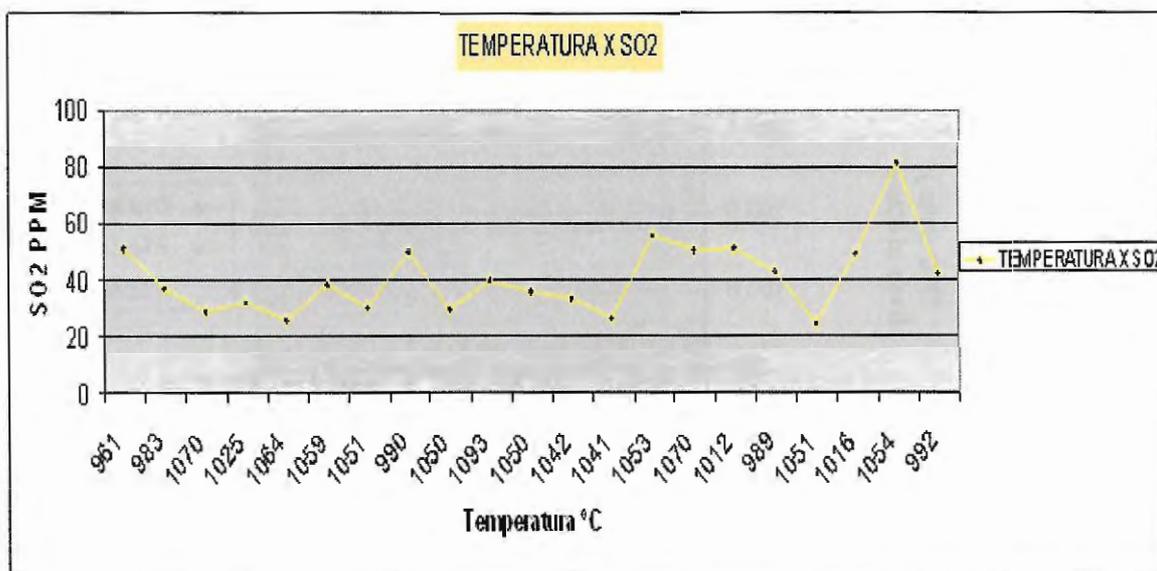


Gráfico 23 – Variação das emissões de SO<sub>2</sub> para madeira a 1050°C

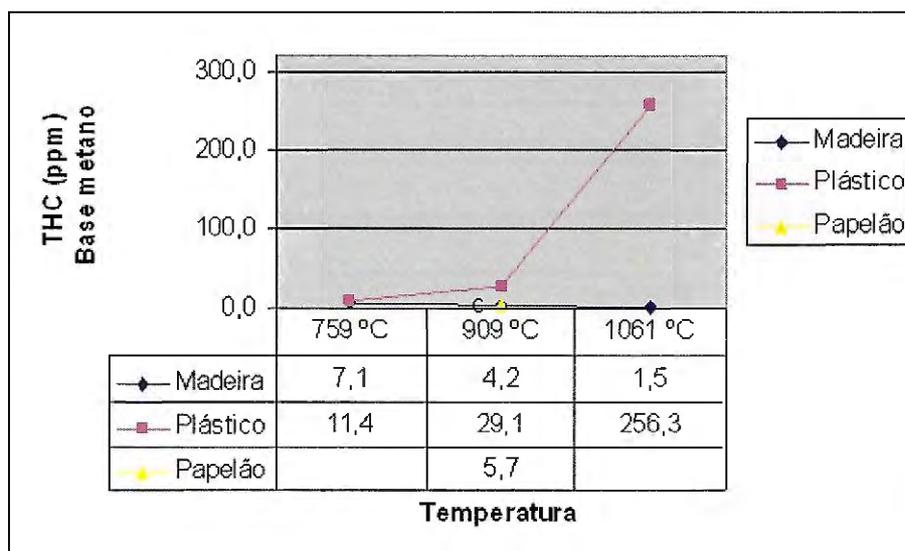
Plástico a 1050°C



**Gráfico 24** – Variação das emissões de SO<sub>2</sub> para plástico a 1050°C

As emissões de SO<sub>2</sub> apresentaram picos com as maiores emissões no plástico e na madeira a 1050°C. Os picos são decorrentes de carga excessiva destes dois materiais na câmara primária. O material não é triturado o que dificulta a dosagem das quantidades a serem introduzidas no incinerador. A grande dificuldade no plástico a esta temperatura é o carregamento da câmara primária, pois com a temperatura alta no forno e o alto poder calorífico do material torna-se muito difícil o parcelamento das quantidades a serem adicionadas. Outro fator é que nesta temperatura observam-se reações muito rápidas de temperatura com diferentes quantidades de material adicionado, o que indica que o controle operacional fica muito comprometido.

#### 4.4 Análises dos resultados das médias de emissões de THC

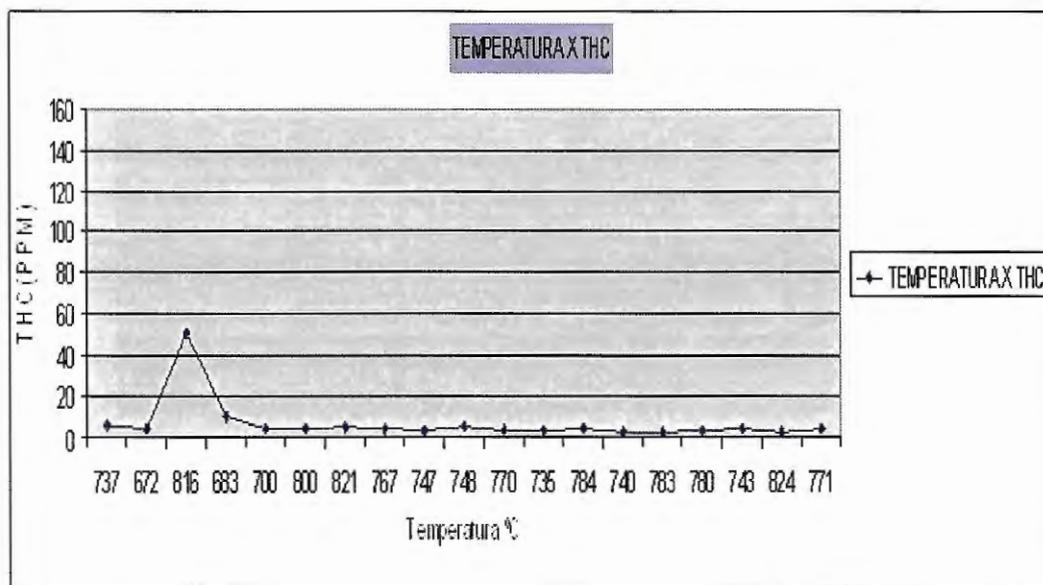


**Gráfico 25** – Emissões de THC durante a incineração de resíduo de madeira, plástico e papelão

As emissões de THC são praticamente constantes para os resíduos testados, a exceção do plástico a 1050°C que apresentou uma média muito alta se comparada aos outros testes.

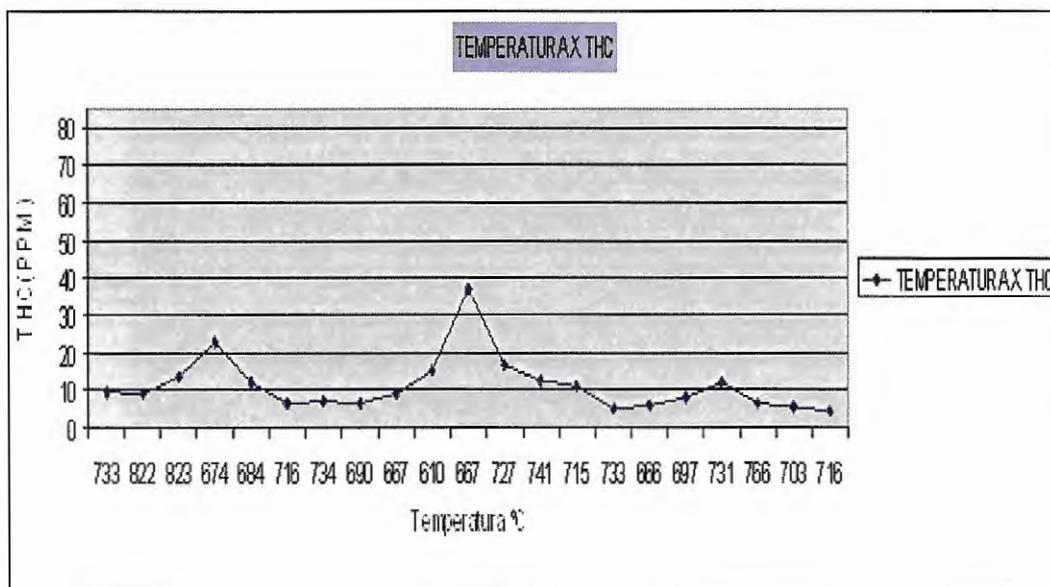
Varição das emissões de THC em função da temperatura para:

### Madeira a 700°C



**Gráfico 26** – Variação das emissões de THC para madeira a 700°C

### Plástico a 700°C



**Gráfico 27** – Variação das emissões de THC para plástico a 700°C

Madeira a 900°C

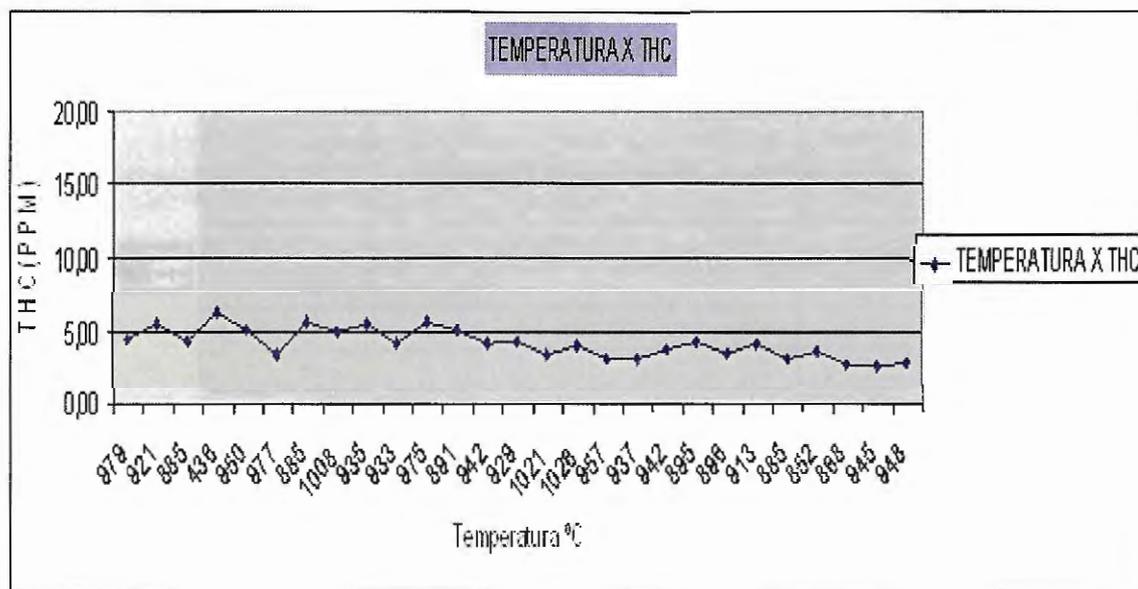


Gráfico 28 – Variação das emissões de THC para madeira a 900°C

Plástico a 900°C

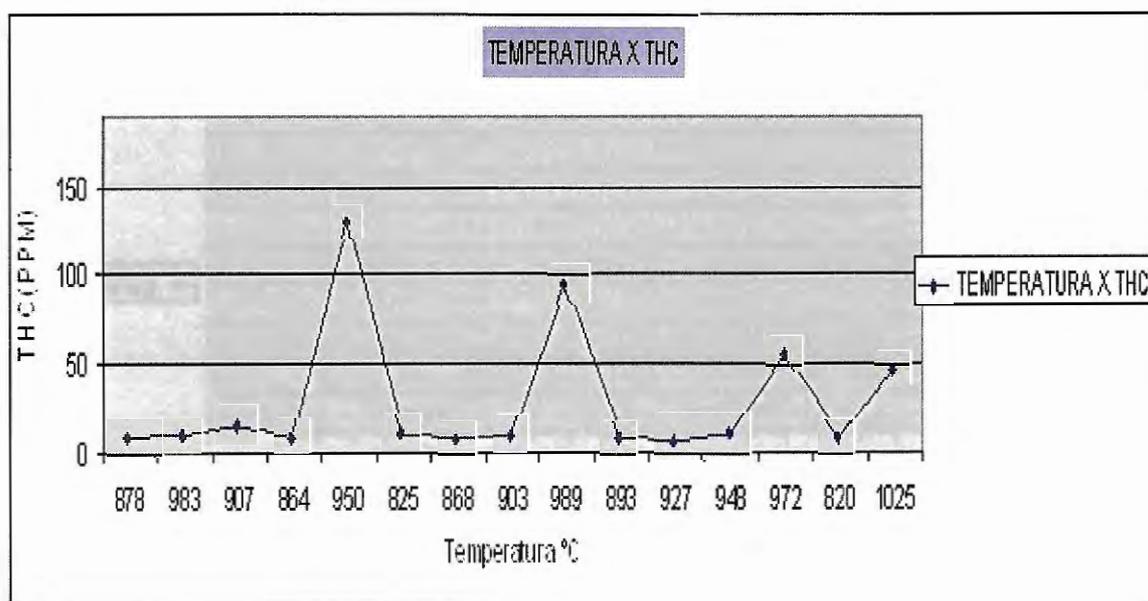


Gráfico 29 – Variação das emissões de THC para plástico a 900°C

Papelão a 900°C

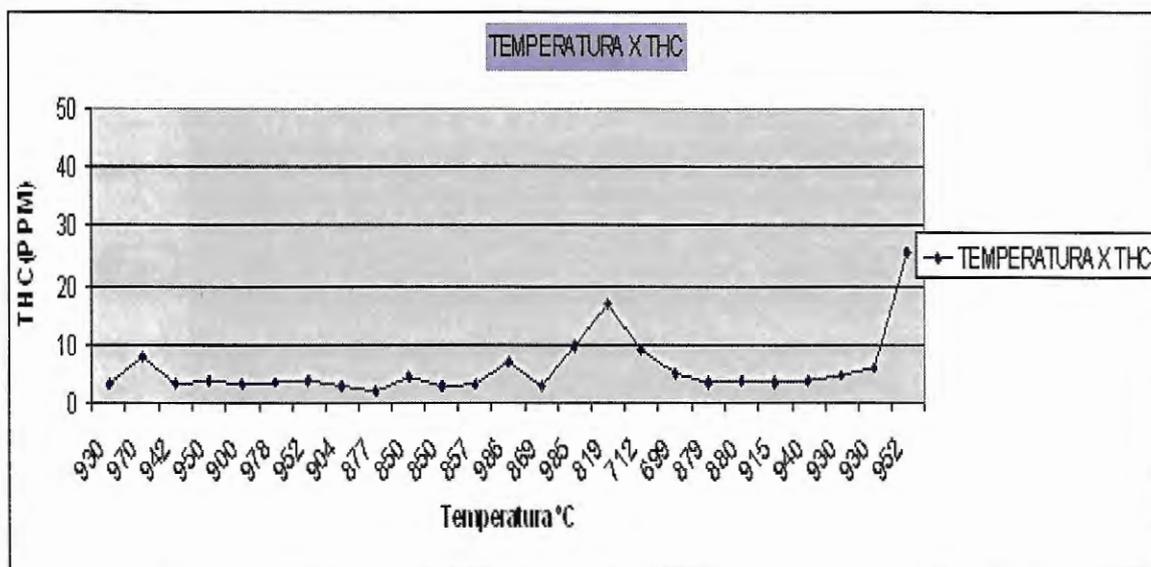


Gráfico 30 – Variação das emissões de THC para papelão a 900°C

Madeira a 1050°C

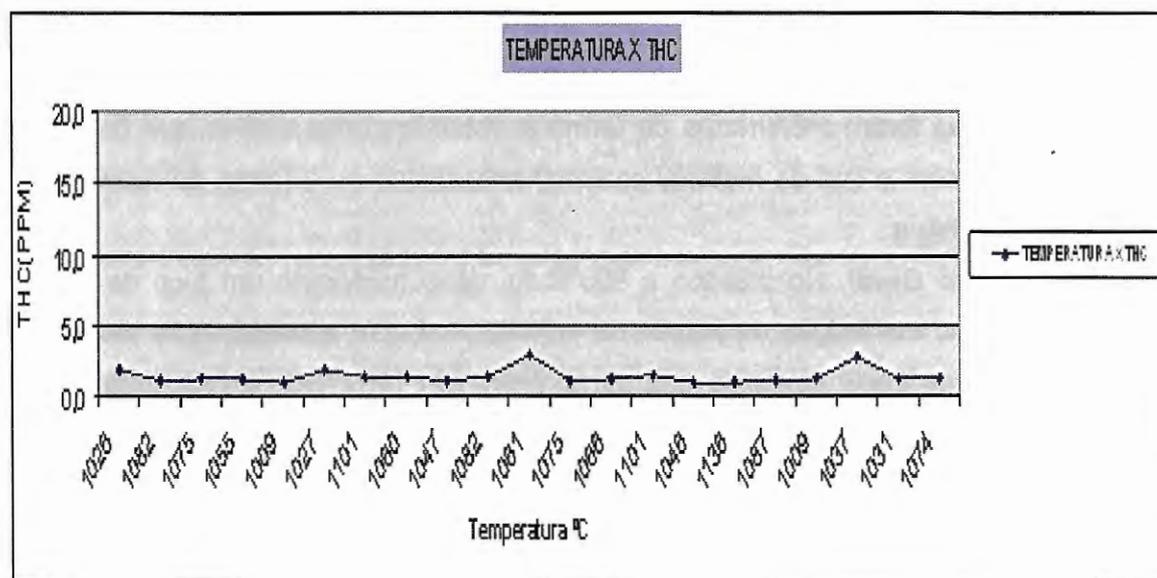
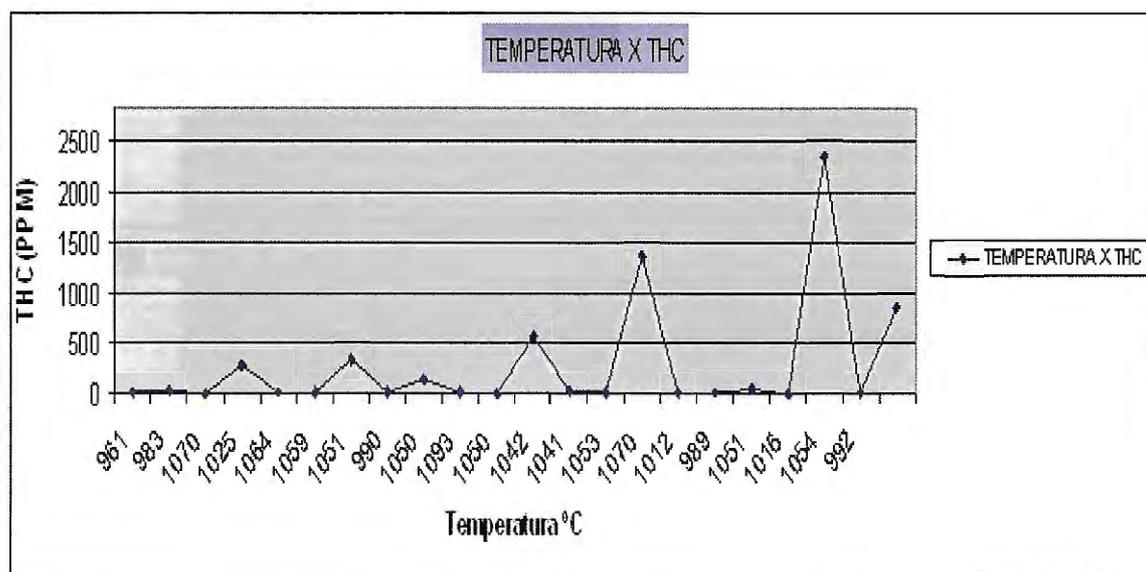


Gráfico 31 – Variação das emissões de THC para madeira a 1050°C

Plástico 1050°C

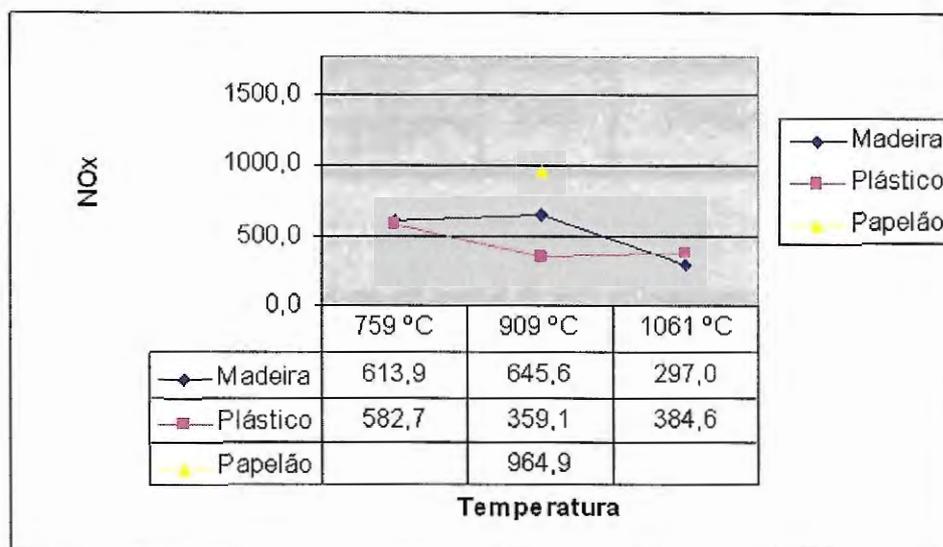


**Gráfico 32** – Variação das emissões de THC para plástico a 1050°C

As emissões de THC apresentaram picos com as maiores emissões no plástico a 1050°C. Como descrito anteriormente na análise de SO<sub>2</sub>, os picos também no THC são decorrentes de carga excessiva dos resíduos na câmara primária. Vale sempre lembrar que os picos foram procurados de forma a obtermos uma análise que buscasse uma correlação com o tipo de material contaminante usado ou a forma de carregamento da câmara primária.

**Observação Geral:** No plástico a 900°C foi desconsiderado um pico de 2304 (ppm) base metano em função da adição de embalagens com contaminação em excesso da matéria prima ácido flavônico que gerou picos em THC, SO<sub>2</sub> e CO. Esta variação foi identificada no acompanhamento do carregamento sendo adicionado mais uma embalagem constatando as variações causadas.

#### 4.5 Análises dos resultados das médias de emissões de NO<sub>x</sub>



**Gráfico 33** – Emissões de NO<sub>x</sub> durante a incineração de resíduo de madeira, plástico e papelão

As análises para NO<sub>x</sub> apresentaram uma inversão nos valores encontrados, a literatura encontrada mostra que à medida que se sobe a temperatura se aumenta a emissão de NO<sub>x</sub>, fato que não ocorreu na amostragem. As análises realizadas dos resíduos usados no teste apontam para uma composição de N% quase nove vezes maior para o plástico e sete para o papelão quando comparados a madeira. Ao analisar o gráfico de médias obtidas no teste, observa-se que a madeira e o papelão têm um valor muito superior ao do plástico, isto prova que houve um problema com o sensor eletroquímico do equipamento usado, levando a resultados inconsistentes neste teste. Tem-se um histórico de valores para NO<sub>x</sub> anteriormente que mostra valores baixos de emissões o que mais uma vez leva a conclusão que realmente ocorreu uma falha no sensor eletroquímico durante as medições realizadas.

Valores das últimas amostragens realizadas com resíduos plásticos e madeiras no incinerador no primeiro e segundo trimestre de 2010 com valores bem abaixo dos encontrados no teste deste trabalho.

**Tabela 29** – Valores das últimas amostragens realizadas com resíduos plásticos e madeiras no primeiro e segundo trimestre de 2010

PARÂMETROS	LIMITES	1ª MEDIÇÃO	2ª MEDIÇÃO	MÉDIA
NO <sub>x</sub> (mg/Nm <sup>3</sup> )	560,0	182,0	197,0	189,50
		192,0	190,0	191,00

#### 4.6 Análises dos resultados das médias de emissões de particulado

Estas monitorações foram realizadas durante os testes de plástico, madeira e papelão usando o amostrador isocinético da unidade de Suzano juntamente com pessoal qualificado do laboratório ambiental da Clariant.

Resultados obtidos:

Plástico a 700, 900 e 1050 °C - Mat. Particulado: 10,91 mg/Nm<sup>3</sup>

Madeira a 700, 900 e 1050 °C - Mat. Particulado: 10,06 mg/Nm<sup>3</sup>

Papelão a 900 °C - Mat. Particulado: 15,85 mg/Nm<sup>3</sup>

Os resultados encontrados são muito baixos para os três tipos de resíduos e demonstram a eficiência do sistema de remoção de sólidos. O filtro de mangas instalado após a torre de resfriamento é o principal equipamento para remoção de material particulado no sistema e tem monitoração constante de temperatura e de controle/resfriamento de possíveis particulados incandescentes que possam vir a perfurar as mangas. Mesmo após o filtro manteve-se um lavador de gases alcalino que serve também de segurança na emissão de particulado em caso de falha no sistema de filtragem.

#### 4.7 Análises dos resultados das médias de emissões de Acido Clorídrico e Cl<sub>2</sub>

Foi usado o mesmo amostrador isocinético citado na emissão de particulado, com as soluções adequadas para a realização das monitorações.

Resultados obtidos:

Plástico a 700, 900 e 1050 °C - Não detectado

Madeira a 700, 900 e 1050 °C - Não detectado

Papelão a 900 °C - Não detectado

Não foram detectados durante as monitorações a emissão de gases Ácido Clorídrico e  $\text{Cl}_2$  no sistema, mostrando a eficiência da torre de lavagem alcalina do mesmo. É importante realçar que algumas semanas antes do teste, em inspeção na área, foi solicitado pelo autor deste trabalho a alteração da faixa de pH no lavador de 7,5 a 8 para 8 a 9 por acreditar que trabalhava-se muito próximo a faixa de 7 e qualquer erro operacional poderia levar a queda de eficiência no equipamento. Resultados anteriores de monitoração apontavam pequenas quantidades destes gases na faixa de 7 a 11  $\text{mg}/\text{Nm}^3$ , mesmo assim abaixo do limite de emissão permitido pelo INEA – RJ de 50  $\text{mg}/\text{Nm}^3$ .

#### 4.8 Uso do queimador na câmara secundária após a estabilização das temperaturas

Foi feito um teste durante a queima de madeira a 900°C ligando manual e, propositadamente ao final do teste por 15 minutos, um queimador na câmara de pós combustão três para observar se alteraria os resultados de emissões melhorando ou aumentando os valores obtidos, como pode-se observar na tabela 30.

**Tabela 30** – Uso do queimador na câmara secundária após estabilização das temperaturas

Parâmetro	CO (ppm)	CO <sub>2</sub> (%)	O <sub>2</sub> (%)	SO <sub>2</sub> (ppm)	THC (ppm)
Media sem queimador	56	10	15	30	4
Media com queimador	<b>55</b>	<b>10</b>	<b>15</b>	27	3

\* Valores corrigidos a 11% O<sub>2</sub>.

Se observados os resultados das médias verificar-se-á que não se altera em praticamente nada os valores, o que indica que para estes parâmetros o uso do queimador é dispensável sendo um gasto de combustível fóssil desnecessário com emissão de CO<sub>2</sub> associada.

## 5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

### 5.1 Conclusões

Após a realização do teste para análise dos efeitos da temperatura nas emissões gasosas do sistema de incineração de câmara fixa de Resende pode-se formular as seguintes conclusões:

- A temperatura recomendada para trabalho no incinerador é de 900°C onde se encontraram, por exemplo, os menores valores de THC. A 1050°C é muito difícil controlar as temperaturas e as emissões tem picos constantes, principalmente no plástico. Com a temperatura alta no forno e o alto poder calorífico do material torna-se muito difícil o parcelamento das quantidades a serem adicionadas. Outro fator é que nesta temperatura observaram-se reações muito rápidas de subida de temperatura com diferentes quantidades de material adicionado, deixando o controle operacional muito comprometido.
- A faixa de 700°C trás outro problema a tona para a alimentação dos resíduos, facilmente decrescem as temperaturas na câmara primária levando a faixa dos 600°C o que começa a por em risco a completa destruição dos gases gerados no sistema.
- Durante o teste com a matéria prima Ácido Flavônico observou-se uma variação significativa nos resultados de THC sendo importante a descontaminação das suas embalagens na produção antes do envio para incineração.
- O uso do queimador na câmara de pós-combustão não mostrou efetividade após a estabilização do sistema, não influenciando nos valores do teste, porém penalizando a economia do processo e aumentando as emissões globais de dióxido de carbono, devendo ser usado apenas no inicio para aquecimento de todo o sistema.
- Ficou evidenciado que processos que trabalham com alta concentração de oxigênio nos gases e necessitam correção são muito sensíveis a medida do O<sub>2</sub>. Uma ferramenta para monitorar possíveis desvios de calibração do analisador de oxigênio durante o processo é verificar a soma de oxigênio e dióxido de carbono.
- De um modo geral os resultados observados são bons, comparáveis ao que pede a legislação paulista(SMA79/2009) a mais rigorosa do país.

## 5.2 Sugestões

- Toda a análise realizada neste trabalho ligada a influência da temperatura no processo de incineração, sofre grande interferência operacional, devido ao tipo de carregamento manual realizado. Faz-se necessário o treinamento do pessoal operacional mostrando a importância da sua participação no controle das emissões. Esta ação não representa custo em investimento e pode trazer muitos benefícios à empresa e ao meio ambiente.
- É recomendado também estudar a realização de um teste com o uso de um triturador para preparar os resíduos a serem incinerados de modo a garantir a dosagem correta e contínua de material a ser carregado na câmara primária evitando picos de temperatura e emissões.
- A instalação de analisadores on line para alguns parâmetros como  $O_2$ ,  $CO$ ,  $CO_2$ ,  $SO_x$  e  $NO_x$  é recomendada e deve ser estudada para auxiliar no processo de alimentação e controle da incineração.
- Em função dos problemas ocorridos durante a amostragem do parâmetro  $NO_x$  é recomendável, mesmo com o histórico existente, realizar outro teste nas mesmas condições para se evidenciar a influência da variação de temperatura na emissão deste poluente.

## REFERÊNCIAS

ABBAS, J.E. **A problemática econômica e geográfica em que se inserem a gestão dos resíduos sólidos domiciliares e os modernos métodos para sua incineração.** [Mestrado]. Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas. Departamento de Geografia, Programa de Pós-Graduação em Geografia Física. Universidade de São Paulo: São Paulo, 2008, 198p.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 10.004:** Resíduos sólidos: classificação. Rio de Janeiro, 2004.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 11175:** Incineração de resíduos sólidos perigosos: padrões de desempenho. Rio de Janeiro, 1990.

ACPO. Associação de Combate aos Poluentes. **Ofício nº 081020\_CONAM-BH/MPE-MG.** Assunto: A renovação de licença de processo de incineração. Belo Horizonte: 2008.

ALENCAR JUNIOR, N.R.; GABAÍ, I. **Incineração e Dioxinas:** Análise do Aporte Teórico Disponível. ENEGEP, 2001. Disponível em: <[http://www.abepro.org.br/biblioteca/ENEGEP2001\\_TR104\\_0410.pdf](http://www.abepro.org.br/biblioteca/ENEGEP2001_TR104_0410.pdf)>. Acesso em: 29 de maio de 2010.

ALLSOPP, M.; COSTNER, P.; JOHNSTON, P. **Incineração e Saúde Humana: Estudo do Conhecimento sobre os Impactos da Incineração na Saúde Humana.** Laboratório de Pesquisas do Greenpeace. Reino Unido: Universidade de Exeter, 2007.

ARANDA, D.A.G. **A incineração controlada de resíduos sólidos – status mundial.** Rio de Janeiro: Mimeo, 2001.

ASSUNÇÃO, J.V.; PESQUERO, C.R. Dioxinas e furanos: origens e riscos. **Rev. Saúde Pública**, São Paulo, v.33, n.5, Out. 1999.

ASSUNÇÃO, J.V. Poluição do ar. In: CASTELLANO, E.G.; CHAUDHRY, F.H. (ed.). **Desenvolvimento Sustentado:** problemas e estratégias. Projeto REENGE. São Carlos: EESC-USP, 2000. p.139-168.

Biblioteca virtual do Amazonas. Governo do Estado do Amazonas. **Meio Ambiente / Utilização de Resíduos / Incineração**. 2001-2004. Disponível em: <[http://www.bv.am.gov.br/portal/conteudo/meio\\_ambiente/incineracao.php](http://www.bv.am.gov.br/portal/conteudo/meio_ambiente/incineracao.php)>. Acesso em: 24 de maio de 2010.

BRUNNER, C.R. **Incineration System Handbook**. Incinerator Consultants Incorporated, 1996.

CARNEIRO, R.M.A. **Bioindicadores vegetais de poluição atmosférica: uma contribuição para a saúde da comunidade**. [Mestrado]. Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto. Universidade de São Paulo: Ribeirão Preto, 2004. 144p.

CENBIO – Centro Nacional de Referência em Biomassa. **Estado da Arte da Gaseificação**. Comparação entre Tecnologias de Gaseificação de Biomassa existentes no Brasil e no Exterior e Formação de Recursos Humanos na Região Norte. Convenio: FINEP / CETENER. São Paulo, 2002.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Resíduos sólidos domiciliares e de serviços de saúde: tratamento e disposição final** – texto básico. São Paulo, CETESB, 1997.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas**. São Paulo, CETESB, 2001.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relatório de Qualidade do ar no Estado de São Paulo 2009**. São Paulo: CETESB, 2010.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n. 003**, de 28 de junho de 1990. Dispõe sobre os padrões de qualidade do ar. Ministério do Meio Ambiente, 1990.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n.313**, de 29 de outubro de 2002. Dispõe sobre o inventário nacional de resíduos sólidos industriais. Ministério do Meio Ambiente, 2002a.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n.316**, de 29 de outubro de 2002. Dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos. Ministério do Meio Ambiente, 2002b.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n.358**, de 29 de abril de 2005. Dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos dos serviços de saúde e dá outras providências. Ministério do Meio Ambiente, 2005.

CIMM. **Incineração**. Material didático. 2010. Disponível em: <[http://www.cimm.com.br/portal/noticia/material\\_didatico/3668](http://www.cimm.com.br/portal/noticia/material_didatico/3668)>. Acesso em: 10 de junho de 2010.

DEMPSEY, C.R. OPPELT, E.T **Incineração de resíduos perigosos** – uma revisão crítica. Tradução: Milton Norio Sogabe. São Paulo: A&WMA, 1999 – Seção Brasil.

DIP, T.M. **Otimização de condições operacionais de processo visando a minimização da emissão de material particulado na incineração industrial de resíduos perigosos**. [Mestrado]. Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Engenharia Mecânica. Universidade de São Paulo: São Carlos, 2004, 303p.

EPA – USA Environmental Protection Agency (U.S.E.P.A.). **National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants**: Proposed Standards of Hazardous Air Pollutants for Hazardous Waste Combustors (Phase I Final Replacement Standards and Phase II); Proposed Rule. Washington: EPA, 2004.

FERREIRA, J.A. Resíduos sólidos e lixo hospitalar: uma discussão ética. **Cad. Saúde Pública**. vol.11, n.2. Rio de Janeiro: 1995. Disponível em: <[http://www.scielosp.org/scielo.php?pid=S0102-311X1995000200015&script=sci\\_arttext](http://www.scielosp.org/scielo.php?pid=S0102-311X1995000200015&script=sci_arttext)>. Acesso em: 14 de junho de 2010.

FIGUEIRA, S.L.; GOMES, J.F.P. Emissão de Dioxinas, Dibenzofuranos, PAHs e PCBs no fabrico de aço em forno de arco eléctrico. **Rev. Química**. Artigo. Centro de Tecnologias Ambientais, Instituto de Soldadura e Qualidade, Tagus Park, Oeiras, s/d. p.21-28.

FLORIANI, S.L. **Potencial de resíduos sólidos industriais como fonte de energia e avaliação das emissões gasosas em combustor em escala piloto**. [Mestrado]. Programa de Pós-graduação em Engenharia Química. Universidade Federal de Santa Catarina: Florianópolis, 2007. 100p.

GODINHO, M. **Gaseificação e combustão de resíduos sólidos na indústria calçadista**. [Doutorado]. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas Metalúrgica e de Materiais (PPGEM). Universidade Federal do Rio Grande do Sul: Porto Alegre, 2006. 96p.

GOUVEIA, N.; PRADO, R.R. Análise espacial dos riscos à saúde associados à incineração de resíduos sólidos: avaliação preliminar. **Rev. Bras. Epidemiol.** 2010; 13(1): 3-10. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbepid/v13n1/01.pdf>>. Acesso em: 19 de maio de 2010.

HENRIQUES, R.M. **Aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos: uma abordagem tecnológica**. [Mestrado]. Programa de Pós-graduação de Engenharia. Universidade Federal do Rio de Janeiro: Rio de Janeiro, 2004. 190p.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB)**. Limpeza Urbana e Coleta de Lixo (Tabela 109 e 110), 2000. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb/lixo\\_coletado/defaultlixo.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb/lixo_coletado/defaultlixo.shtm)>. Acesso em: 15 de abril de 2010.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB)**. Sala de Imprensa. Comunicação Social: 20 de agosto de 2010. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia\\_visualiza.php?id\\_noticia=1691&id\\_pagina=1](http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=1691&id_pagina=1)>. Acesso em: 25 de agosto de 2010.

INTIMA, D.P. **Avaliação do risco a exposição ocupacional a metais em incineradores em resíduos de serviços de saúde**. [Mestrado]. Instituto de Química. Universidade de São Paulo: São Paulo, 2004.

KOMPAC. **Conversão a Plasma Térmico**. Grupo Kompac – Energia e Meio Ambiente, 2010. Disponível em: <<http://www.kompac.com.br/>>. Acesso em: 24 de abril de 2010.

LEE, S. et al. Numerical Investigation of the Combustion Characteristics and Nitric Oxide Formation in a Municipal waste Incinerator. **Numerical Heat Transfer, Part A**, 52: 713–735, Taylor & Francis Group, LLC, 2007.

LIMA, R.G.C.; FERREIRA, O.M. **Resíduos Industriais** – Métodos de tratamento e análise de custos. Departamento de Engenharia Ambiental. Universidade Católica de Goiás: Goiânia, 2007.

LISBOA, H.M.; KAWANO, M. Controle da Poluição Atmosférica: Capítulo IV – **Monitoramento de Poluentes Atmosféricos**. Primeira versão. Montreal: dezembro de 2007.

LORA, E.E.S.; TEIXEIRA, F.N. Energia e Meio Ambiente. In: MARQUES, M.C.; HADDAD, J.; MARTINS, A.R.S. (coords.) **Conservação de Energia**: eficiência energética de equipamentos e instalações. 3.ed. Itajubá-MG: FUPAI, 2006. 43-127p.

MACÊDO, J.A.B. **Introdução a Química Ambiental**: Química & Meio Ambiente & Sociedade. Juiz de Fora - MG: CRQ, 2002.

MAROUN, C.A. **Manual de Gerenciamento de Resíduos**: Guia de procedimento passo a passo. 2.ed. Sistema FIRJAN. Rio de Janeiro: GMA, 2006. Disponível em: <<http://www.firjan.org.br/data/pages/2C908CE9215B0DC4012164980A2B5B2B.htm>>. Acesso em: 21 de maio de 2010.

MARTINS, A.R.S.; NOGUEIRA, F.J.H. Caldeiras e Fornos. In: MARQUES, M.C.; HADDAD, J.; MARTINS, A.R.S. (coords.) **Conservação de Energia**: eficiência energética de equipamentos e instalações. 3.ed. Itajubá-MG: FUPAI, 2006. 349-394p.

MCDOWALL, R.; BOYLE, C.; GRAHAM, B. **Review of emerging, innovative technologies for the destruction and decontamination of POPs and the identification of promising technologies for use in developing countries**. The Scientific and Technical Advisory Panel of the GEF, United Nations Environment Programme. International Centre for Sustainability Engineering and Science, Faculty of Engineering. The University of Auckland, New Zealand, 2004.

MENEZES, R.A.A.; GERLACH, J.L.; MENEZES, M.A. **Estágio Atual da Incineração no Brasil**. ABLP – Associação Brasileira de Limpeza Pública. In: VII Seminário Nacional de Resíduos Sólidos e Limpeza Pública. Curitiba: Parque Barigui, 2000. Disponível em: <<http://www.luftech.com.br/informacoes-ambientais/incineracao/122-estagio-atual.html>>. Acesso em: 05 de junho de 2010

MONTEIRO, J.H.P. et al. **Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos**. Zveibil, V.Z. (coord.). Rio de Janeiro: IBAM, 2001. Disponível em:

<<http://www.ibam.org.br/publique/media/manualRS.pdf>>. Acesso em: 16 de junho de 2010.

MUCCIACITO, J.C. Incineração de Resíduos Perigosos: uma solução definitiva. **Revista e Portal Meio Filtrante**. Ano VIII – Edição nº43 – Março/Abril 2010. Disponível em:

<[http://www.meiofiltrante.com.br/materias\\_ver.asp?action=detalhe&id=586&revista=n43](http://www.meiofiltrante.com.br/materias_ver.asp?action=detalhe&id=586&revista=n43)>. Acesso em: 19 de junho de 2010.

MUÑOZ, S.I.S. **Impacto Ambiental na área do Aterro Sanitário e Incinerador de Resíduos Sólidos de Ribeirão Preto, SP**: Avaliação dos níveis de metais pesados. [Doutorado]. Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto. Universidade de São Paulo: Ribeirão Preto, 2002. 131p.

PACHECO, F.G. et al. Avaliação do uso de Poli (tereftalato de etileno) (PET) como matriz de imobilização de cinzas de incineradores. **Rev. Química Nova**. São Paulo: vol.32, n.9, 2009. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-40422009000900010&nrm=iso&tIng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422009000900010&nrm=iso&tIng=pt)>. Acesso em: 20 de abril de 2010.

PAGLIUSO, J.D.; REGATTIERI, C.R. Estudo do aproveitamento da energia do Biogás proveniente da incineração do chorume para a geração de eletricidade. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais** – n.16, 32-38. Energia e Ambiente. ICTR: ago. 2008.

PAGLIUSO, J.D. Tratamento Térmico de Resíduos: gaseificação ou combustão? [Apresentação]. In: **Palestras do I Simpósio sobre Resíduos Sólidos da USP – São Carlos**. NETeF / EESC / USP, 02/12/2009. Disponível em: <[http://www.eesc.usp.br/shs/neper/isimposio/palestras/02122009-manha/JOSMAR\\_PAGLIUSO-TratamentoTermicoDeResiduos.pdf](http://www.eesc.usp.br/shs/neper/isimposio/palestras/02122009-manha/JOSMAR_PAGLIUSO-TratamentoTermicoDeResiduos.pdf)>. Acesso em: 22 de julho de 2010.

PAVELOSKI, E.M.; RENOFIO, A.; BATTISTELLE, R.A.G. **Proposta de consórcio para incineração dos resíduos sólidos dos serviços de saúde, com possível geração final de energia, para o município de Bauru**. XIII SIMPEP. Bauru, São Paulo: Nov. 2006.

PAVESI, T. **Avaliação de Indicadores Biológicos de Exposição para As, Be, Cd, Hg, Ni e Pb em Trabalhadores de Incineradores de Resíduos de Serviço de saúde**. [Mestrado]. Instituto de Química. Universidade de São Paulo: São Paulo, 2006. 208p.

PLATT, B. **Queimando os Recursos**: As armadilhas econômicas da incineração em oposição à Produção Limpa e uma política de “Lixo Zero”. Global Alliance for Incinerator Alternatives. 2004. Trad. Branco, J.C. Disponível em: <[http://www.acpo.org.br/biblioteca/07\\_incinerao\\_%20aterros/queimando\\_recursos%20com\\_incinerao.pdf](http://www.acpo.org.br/biblioteca/07_incinerao_%20aterros/queimando_recursos%20com_incinerao.pdf)>. Acesso em: 29 de maio de 2010.

REIS, V.; SILVEIRA, D.D. Incineração de resíduo sólido com aproveitamento de energia térmica e de resíduos. **VI Simpósio Italo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Vitória: ABES, set. 2002. 5p. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/sibesa6/clvii.pdf>>. Acesso em: 29 de maio de 2010.

SANTOS, D.H. et al. **Incineração**. UNIEVANGÉLICA – Centro Universitário. Especialização em Tecnologia Ambiental. 2010. Disponível em: <<http://www.ebah.com.br/incineracao-pdf-a56504.html>>. Acesso em: 20 de junho de 2010.

SILVA, M.L.; LANGE, L.C. Caracterização das cinzas de incineração de resíduos industriais e de serviços de saúde. **Rev. Quim. Nova**, vol 31, n.2. São Paulo: 2008. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-40422008000200002&script=sci\\_arttext](http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-40422008000200002&script=sci_arttext)>. Acesso em: 14 de junho de 2010.

SINDICIC, D.R. **Efeitos de Adição de O<sub>2</sub> puro sobre as emissões poluentes produzidas na incineração industrial de resíduos perigosos**. [Mestrado]. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo: São Carlos, 2002.

TAKAYANAGUI, A. M. M. **Trabalhadores de saúde e meio ambiente**: ação educativa do enfermeiro na conscientização para gerenciamento de resíduos sólidos. [Doutorado] Escola de Enfermagem. Universidade de São Paulo: Ribeirão Preto, 1993, 192p.

THOMPSON, J.; ANTHONY, H. The health effects of waste incinerators. **Journal of Nutritional & Environmental Medicine**. June/September 2005; 15(2/3): 115–156.

VERGNHANINI FILHO, R. A – Introdução. In: \_\_\_\_\_. Apostila: **Combustão Industrial**. Capítulo 5 – Poluentes em Processos: Formação de Poluentes em Processos industriais de combustão. IPT, 2002a.

VERGNHANINI FILHO, R. B – Formação e Emissão de Óxidos de Nitrogênio em Processos de Combustão. In: \_\_\_\_\_. Apostila: **Combustão Industrial**. Capítulo 5 –

Poluentes em Processos: Formação de Poluentes em Processos industriais de combustão. IPT, 2002b.

VERGNHANINI FILHO, R. C – Formação e Emissão de Material Particulado em Processos de Combustão. In: \_\_\_\_\_. Apostila: **Combustão Industrial**. Capítulo 5 – Poluentes em Processos: Formação de Poluentes em Processos industriais de combustão. IPT, 2002c.

VERGNHANINI FILHO, R. D – Formação, Emissão e Corrosão provocada por Compostos de Enxofre em Processos de Combustão. In: \_\_\_\_\_. Apostila: **Combustão Industrial**. Capítulo 5 – Poluentes em Processos: Formação de Poluentes em Processos industriais de combustão. IPT, 2002d.

VERGNHANINI FILHO, R. Anexo capítulo 5D: Aspectos ambientais relativos à emissão de compostos de enxofre. In: \_\_\_\_\_. Apostila: **Combustão Industrial**. Capítulo 5 – Poluentes em Processos: Formação de Poluentes em Processos industriais de combustão. IPT, 2002e.

WIKIPÉDIA. A Enciclopédia Livre. **Ácido Clorídrico**. 2010. Disponível em:< [http://pt.wikipedia.org/wiki/%C3%81cido\\_clor%C3%ADrico](http://pt.wikipedia.org/wiki/%C3%81cido_clor%C3%ADrico)>. Acesso em: 20 de maio de 2010.

WÜRDEMANN, M.; VEEN, J.P.W.V. **Ministry of housing, spatial planning and environment**: Dutch notes on bat for the incineration of waste. The Netherlands: InfoMil, 2002. 173p.

YANG, Y. Modeling the Combustion Behavior of Hazardous Waste in a Rotary Kiln Incinerator. **Journal of Environmental Science and Health**, 1823–1842, 2005. Copyright Taylor & Francis Inc.

ZABANIOTOU, A.; GIANNOULIDIS, N. Incineration of Municipal Solid Waste with Electricity Production and Environmental Safety: The Case of a Small Capacity Unit in Greece. **Energy Sources**, Taylor & Francis: 24:115–126, 2002.

# ANEXOS

### ANEXO A – Seleção de Boquilha

A1 – A fim de manter a condição isocinética durante toda a amostragem sem troca de boquilha é de fundamental importância a boa escolha do diâmetro.

A2 – O procedimento baseado no cálculo direto do diâmetro da boquilha, baseado nas condições fluidodinâmicas no conjunto chaminé-trem da amostragem, é mais genérico e por isso é aqui recomendado.

A3 – O diâmetro da boquilha, por este procedimento, é calculado pela seguinte fórmula:

$$D_b = \sqrt{\frac{164,867 Q_m P_g}{T_m C_p (1 - B_{ag})} \sqrt{\frac{T M M_u}{P \Delta P}}}$$

Onde:

$D_b$  = diâmetro da boquilha, em mm

$Q_m$  = vazão do fluxo gasoso no medidor, em m<sup>3</sup>/min

$T_m$  = temperatura do medidor, em k

$\Delta P$  = média das pressões de velocidade, em Pa

$P_g$ ,  $C_p$ ,  $B_{ag}$ ,  $T$ ,  $M M_u$  e  $P$  têm o significado e unidade indicados em 6.2.

A4 – Escolhe-se a boquilha cujo diâmetro mais se aproxima do calculado acima.

## ANEXO B – Cálculo da constante de proporcionalidade (K)

B1 – A equação utilizada em campo para se ter a condição isocinética é a seguinte:

$$\Delta H = K \cdot \Delta P$$

Onde:

$\Delta H$  = pressão no orifício necessário para se ter a condição isocinética

$\Delta P$  = pressão de velocidade dos gases na chaminé ou duto no ponto de coleta

B2 – A constante K tem a seguinte expressão

$$K = 8,035 \times 10^{-5} \cdot \Delta H@ \cdot C_p^2 \cdot D_b^4 \cdot \frac{MM_s}{MM_u} \cdot \frac{T_g}{T} \cdot \frac{P}{P_g} \cdot (1 - Bag)^2$$

Onde:

$\Delta H@$  = média aritmética das pressões no orifício, obtidas na calibração, mmH<sub>2</sub>O

$C_p$  = coeficiente do tubo Pilot, adimensional

$D_b$  = diâmetro da boquilha calculado através do Anexo A, mm

$MM_s$  = massa molecular seca, g/g mol

$MM_u$  = massa molecular úmida, g/g mol

$T_g$  = média das temperaturas do gás na entrada e saída do gasômetro, K

$T$  = temperatura absoluta média do gás na chaminé ou duto, K

$P$  = pressão absoluta do gás na chaminé ou duto, mmHg

$P_g$  = pressão absoluta do gasômetro, mmHg

$Bag$  = umidade dos gases, expressa em termos de proporção, em volume, do vapor dos gases da chaminé ou duto.

## ANEXO C – Madeira

## Planilha de teste

Data	15/07/2010
Local	
Hora de inicio	09:15:00
Hora final	10:15
Intervalos de parada durante o teste	
Duração total do teste	
Nº. do teste	M-1.1-700

M - 700	X
M - 900	
M - 1100	

## Folha de Plano de Queima

Resultados temperaturas Incinerador / DPM e pH

Hora	Camãra 1	Camãra 2	Camãra 3	Entrada Quencher	Saída Quen./ Ent. FM	Saída FM	Ar Comb.	DPM	Torre	pH	Observação
09 15	737	514	610	306	161	99 7	25	9 4	42	7 62	Add Barnha
09 18	672	500	579	302	161	99 7	25	9 9	44	9 02	
09 21	816	554	696	322	162	99 7	25	9 5	42	9 59	
09 24	788	572	652	328	158	99 7	25	9 5	42	9 77	
09 27	683	548	549	313	156	99 7	25	9 5	42	9 66	
09 30	700	513	597	302	162	99 8	25	9 5	42	9 41	
09 33	800	554	672	320	155	99 7	25	10	44	9 23	
09 36	821	583	679	322	156	99 7	25	9 8	48	8 85	
09 39	767	579	638	330	155	99 7	25	9 6	45	8 64	
09 42	747	574	618	328	158	99 8	25	9 6	44	8 98	
09 45	748	571	635	326	155	99 8	26	9 5	44	9 12	
09 48	770	575	640	330	157	99 8	25	9 7	44	9 06	
09 51	735	572	600	327	160	99 8	25	9 4	44	9 14	
09 54	784	574	662	332	160	99 8	25	9 5	44	8 9	
09 57	740	570	610	329	161	99 8	25	9 4	44	8 85	
10 00	783	573	665	333	164	99 9	25	9 6	44	8 8	
10 03	780	584	643	338	155	99 8	26	9 7	43	8 52	
10 06	743	574	620	331	158	99 8	26	9 4	44	8 49	
10 09	824	592	693	341	161	99 8	26	9 8	44	8 39	
10 12	771	590	625	339	162	99 9	26	9 6	42	8 32	
10 15	717	577	594	331	156	99 8	26	9 6	44	8 29	