



CRITÉRIOS DE PROJETO
PARA
INCINERADORES E ATERROS SANITÁRIOS DE LIXO
EM FUNÇÃO DAS SUAS EMISSÕES GASOSAS

Danielle da Silva

Rafaela Mantovanelli

Verônica dos Santos Amorim

EQW 501 Projeto Final de Curso - EQ

Orientador:

Prof. Dr. Abraham Zakon

Novembro de 2007

**CRITÉRIOS DE PROJETO
PARA
INCINERADORES E ATERROS SANITÁRIOS DE LIXO
EM FUNÇÃO DAS SUAS EMISSÕES GASOSAS.**

DANIELLE DA SILVA
RAFAELA MANTOVANELLI
VERÔNICA DOS SANTOS AMORIM

Projeto Final de Curso submetido ao Corpo Docente da Escola de Química,
como parte dos requisitos necessários à obtenção dos graus de
Engenheiro Químico e Químico Industrial.

Aprovado por:

Ladimir José de Carvalho,
Prof. Adjunto, D.Sc.

Nefitaly Batista de Almeida Filho,
Eng. Civil, M.Sc.

Luiz Henrique de Souza Lúcio,
Químico

Orientado por:

Abraham Zakon,
Dr. Eng.

Rio de Janeiro, RJ – Brasil
Novembro de 2007

Ficha Catalográfica

Amorim, Verônica dos Santos. Mantovanelli, Rafaela. Silva, Danielle da.
Critérios de projeto para aterros sanitários e incineradores de lixo urbano em função das suas emissões gasosas/ Danielle da Silva, Rafaela Mantovanelli, Verônica dos Santos Amorim. Rio de Janeiro: UFRJ/EQ, 2007.

ix, 77, il

Projeto Final de Curso – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, 2007.

Orientador: Abraham Zakon, Doutor Engenheiro

1. Emissões Gasosas. 2. Incineração. 3. Aterros de lixo. 4. Usinas Termoelétricas de Lixo. 5.

Abraham Zakon, Dr. Eng. I. Critérios de Projeto para Aterros Sanitários e Incineradores de Lixo Urbano em Função das suas Emissões Gasosas.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Abraham Zakon pelo apoio, orientação e empenho.

À nossas famílias e companheiros pelo carinho e compreensão.

À USINAVERDE S/A.

À TRIBEL S/A.

À KOMPAC S/A.

À COMLURB.

Aos Docentes e Funcionários da Escola de Química da UFRJ.

E por fim a Deus.

Resumo do Projeto de Final apresentado à Escola de Química da UFRJ
como parte dos requisitos necessários para a conclusão dos cursos de
Engenharia Química e Química Industrial.

**CRITÉRIOS DE PROJETO
PARA
INCINERADORES E ATERROS SANITÁRIOS DE LIXO
EM FUNÇÃO DAS SUAS EMISSÕES GASOSAS.**

Danielle da Silva
Rafaela Mantovanelli
Verônica dos Santos Amorim

Novembro de 2007.

Orientador: Prof. Dr. Abraham Zakon

Até o ano 2000, não se cogitava utilizar a energia do lixo, que é renovável, para atender às demandas de energia no Brasil. Até hoje, muitos brasileiros consideram que os aterros de lixo são seguros e não poluem, como se as emissões de gases e vapores não existissem, porque não são visíveis. Cada vazadouro de lixo (lixão, aterro controlado ou sanitário) é um imenso reator químico múltiplo, onde ocorrem espontaneamente vários processos subterrâneos e invisíveis de digestão anaeróbica (análogos à atividade intestinal dos animais superiores), combustão, pirólise e gasificação de forma incontrolável e silenciosa. Muitas pessoas acreditam que uma usina incineradora de lixo polui o ambiente, porém diversos estudos de países do Hemisfério Norte indicam que várias atividades cotidianas como acender cigarros, fogueiras em jardins, churrascos, utilizar automóveis, vans, ônibus; motocicletas; tratores; caminhões, assim como as ocorrências esporádicas de incêndios florestais, queima de pneus e montes de lixo e operação de fornos crematórios, também poluem a atmosfera, e poucos reclamam ou sabem disso. O estado de desconhecimento do grande público, dos gestores e, até mesmo, de alguns estudiosos da destinação final do lixo, que incluem dezenas de resíduos perigosos à saúde e ao ambiente, tornou-se a motivação principal para reunir os critérios de projeto para incineradores e aterros. As dificuldades para encontrar dados científicos e tecnológicos sobre as emissões gasosas dos aterros e incineradores de lixo porventura existentes no Brasil tornaram imprescindível a elaboração de um documento básico que possa servir de base para estudos e projetos de empreendimentos vinculados à destinação segura do lixo. Foram reunidos diversos critérios tecnológicos que esclarecem como é viável reduzir ou eliminar poluentes tóxicos das emissões gasosas de instalações industriais químicas e das usinas incineradoras de lixo. Na Europa, sabe-se que os aterros constituem a pior opção de destinação final do lixo, ao passo que a compostagem e reciclagem são aceitas porque reduzem a poluição e as demandas de energia da sociedade industrial. Na Alemanha, desde 1º de junho de 2005 os resíduos não-tratados deixaram de ser destinados a aterros. No Brasil conhece-se, no momento, apenas uma usina termoelétrica de lixo operando em caráter de demonstração nas instalações localizadas no *campus* da UFRJ. Estão sendo instaladas usinas para o aproveitamento da energia do biogás gerado em aterros. Em 18 países europeus existem cerca de 304 usinas de incineração, 96% das quais produzem ou recuperam energia do lixo. Em bases anuais, a Europa tem uma capacidade para tratar 50,2 milhões de toneladas de lixos doméstico e correlatos.

ÍNDICE

CAPÍTULO 1 – DESTINAÇÃO DE LIXO E RESÍDUOS PERIGOSOS	1
1.1 – O contexto dos resíduos sólidos urbanos (lixo) em grandes cidades	1
1.2 – A destinação dos resíduos sólidos municipais no Rio de Janeiro e em Dakha	1
1.3 – Resíduos sólidos urbanos ou municipais	3
1.4 – Classificações atuais no Brasil para os resíduos sólidos	3
1.5 – Resíduos sólidos especiais	5
1.5.1 – Entulho de Obra	5
1.5.2 – Pilhas e Baterias	5
1.5.3 – Lâmpadas Fluorescentes	6
1.5.4 – Pneus	6
1.6 – Produtores e Gestores dos resíduos sólidos e afins	7
1.7 – Resíduos sólidos domésticos perigosos	9
1.7.1 – Caracterização toxicológica de produtos domésticos que geram resíduos perigosos	9
1.7.2 – Características e propriedades que conferem periculosidade aos rejeitos	9
1.8 – As opções de destinação dos resíduos sólidos municipais e industriais	10
1.9 – Constatações do capítulo 1	10
1.10 – Referências bibliográficas do capítulo 1	12
CAPÍTULO 2 – DESTINAÇÃO DE LIXO E RESÍDUOS PERIGOSOS EM ATERROS	13
2.1 – Os vazadouros de lixo e resíduos industriais	13
2.2 – Dos lixões para os aterros sanitários	13
2.3 – Os problemas inerentes aos aterros de lixo	15
2.4 – Os aterros sanitários ainda são considerados seguros no Brasil	16
2.5 – Processos de Digestão Anaeróbica no interior dos depósitos de lixo	17
2.6 – Lixões não obedecem a critérios de projeto de engenharia	20
2.7 – Critérios de projeto para os aterros controlados	21
2.8 – Critérios de projeto para os aterros sanitários	22
2.8.1 – Seleção de locais para implantar aterros sanitários	22
2.8.2 – Critérios de seleção das áreas disponíveis para aterros sanitários	
2.8.3 – Priorização dos critérios de seleção dos locais para aterrar lixo	
2.8.4 – Seleção da melhor área para aterro	24
2.8.5 – Ponderação do atendimento aos critérios	24
2.8.6 – Locais para despejo e aterramento de lixo	25
2.8.7 – Critérios de zoneamento para lançamento dos rejeitos	26
2.8.8 – Critérios de preparação do terreno de lançamento dos resíduos	26
2.8.9 – Métodos de lançamento do lixo num aterro sanitário	27
2.8.10 – Métodos de tratamento ou destinação do chorume	27
2.9 – Critérios Americanos para aterros de resíduos perigosos	28
2.9.1 – Considerações fundamentais para planejar aterros de resíduos perigosos	28
2.9.2 – Volume e características dos resíduos para lançamentos em aterros	29
2.9.3 – Critérios de seleção de local para aterros de resíduos perigosos	30
2.9.4 – Investigação preliminar do local para o aterro	32
2.10 – Projeto conceitual do aterro	32
2.10.1 – Investigação do subsolo ou pesquisa mineral	34
2.10.2 – Plano de Desenvolvimento (Evolução) do aterro	34
2.10.2.1 – Etapas evolutivas de um aterro	34
2.10.2.2 – Métodos de despejo para resíduos secos, úmidos e embalados	35
2.10.2.3 – Cobertura das camadas	36
2.10.2.4 – Métodos de lançamento dos Resíduos ao longo da área do aterro	36
2.11 – Gestão das águas pluviais	37
2.12 – Proteção do Lençol Freático	38
2.13 – Coleta de Emissões Gasosas	39
2.14 – Instalações Auxiliares	40
2.15 – Operação do Aterro	40
2.16 – Monitoramento do Lençol Freático	41
2.17 – Encerramento e Pós-Encerramento do aterro	42

2.18 – Custos de construção e operação de aterros para resíduos perigosos	43
2.19 – Constatações do Capítulo 2	44
2.20 – Referências Bibliográficas do Capítulo 2	45

CAPÍTULO 3 – COMPOSTAGEM DE COMPONENTES ORGÂNICOS DO LIXO URBANO **46**

3.1 – A importância da compostagem de resíduos orgânicos	46
3.1.1 – Reciclagem	46
3.1.2 – Modelos de reciclagem	46
3.2 – Condições para a ocorrência da compostagem	48
3.3 – Aplicações da Compostagem	48
3.4 – Principais Classificações dos métodos de compostagem	49
3.5 – Processos práticos de compostagem	49
3.5.1 – Compostagem natural	49
3.5.2 – Compostagem acelerada	50
3.5.3 – O uso de composteiras em galpões	51
3.5.4 – Compostagem anaeróbica	52
3.5.5 – Compostagem aeróbica	52
3.5.5.1 – Fases de compostagem aeróbica segundo a temperatura de operação	53
3.5.5.2 – Métodos de compostagem aeróbica	53
3.5.6 – O uso de composteira por aterramento	54
3.5.7 – Sistema Chinês de compostagem	54
3.5.8 – Sistema Beccari	54
3.5.9 – Sistema CETESB	55
3.5.10 – Sistema <i>Sanecon</i>	55
3.5.11 – Sistema DANO de Bioestabilização	55
3.6 – Fatores relevantes no processo de compostagem	57
3.7 – Critérios básicos para projetos de compostagem	58
3.8 – Unidades operacionais de catação seletiva e compostagem da COMLURB	59
3.9 – Variedades de compostos orgânicos resultantes da usina de Irajá	61
3.10 – Avaliação da maturidade do fertilizante orgânico	62
3.11 – Potencial de recuperação energética do lixo via compostagem	62
3.12 – Constatações do capítulo 3	63
3.13 – Referências bibliográficas do capítulo III	64

CAPÍTULO 4 – EMISSÕES GASOSAS DE ATERROS E DE COMPOSTAGEM, SUA COLETA E MODELAGEM **66**

4.1 – Gases emitidos em aterros e processos de compostagem	66
4.2 – Aterros de rejeitos misturados ou compartilhados	67
4.3 – A saúde humana e as preocupações com sua segurança	68
4.4 – Geração e transporte de gases do lixo aterrado	70
4.4.1 – Processos de produção dos gases emitidos pelo lixo aterrado	70
4.4.2 – Processos de decomposição biológica dos componentes do lixo aterrado	71
4.4.3 – Processos de termodecomposição dos componentes do lixo aterrado	71
4.4.4 – Incêndios em vazadouros de lixo	73
4.4.5 – Mecanismos de transporte dos gases emitidos pelo lixo aterrado	74
4.5 – Os riscos da exposição humana aos gases emitidos pelo lixo	75
4.6 – As rotas da exposição humana às emissões gasosas do lixo aterrado (p. 1-4)	76
4.7 – Critérios para avaliar os impactos das emissões gasosas de aterros	77
4.8 – Sistemas de coleta e controle das emissões gasosas em aterros de lixo	78
4.8.1 – Sistemas de captação de gás em aterros	78
4.8.2 – A seleção do sistema de coleta de emissões gasosas em aterros	79
4.8.3 – Determinação do número total de amostras para um plano de amostragem	79
4.9 – Métodos e técnicas analíticas para determinar gases na atmosfera	80
4.10 – O uso de sensores portáteis para medir emissões gasosas sub-superficiais	81
4.10.1 – A varredura inicial de amostragem e suas consequências	81
4.10.2 – A segunda varredura de amostragem	81

4.10.3 – Os monitores portáteis	81
4.10.3.1 – Detectores de ionização de chama (FID)	82
4.10.3.2 – Detectores de foto-ionização (PID)	82
4.11 – Monitoração em tempo real de gases orgânicos	82
4.12 – Tratamentos para o biogás nos aterros	83
4.13 – As emissões de biogás no aterro municipal de Gramacho	84
4.14 – Emissões gasosas das usinas de compostagem de lixo no Brasil	85
4.14.1 – A disponibilidade de dados sobre emissões gasosas de compostagem	85
4.14.2 – Formação e emissão de N ₂ O e CH ₄ em pilhas de compostagem	85
4.15 – Constatações do capítulo 4	87
4.16 – Referencias bibliográficas do capítulo 4	88

CAPÍTULO 5 – MODELAGEM DAS EMISSÕES GASOSAS DE ATERROS DE LIXO **90**

5.1 – Estimativas das emissões gasosas em aterros sanitários	90
5.1.1 – Modelo de Scholl Canyon	90
5.1.2 – Modelos Teóricos	91
5.1.3 – Modelo de Regressão	92
5.1.4 – Comparação entre os modelos de Scholl Canyon e de Regressão	92
5.2 – Estimativa das emissões gasosas não-controladas em aterros	93
5.3 – As bases do programa de modelagem e simulação LandGEM da EPA	94
5.3.1 – As referências básicas de simulação e análise no programa	94
5.3.2 – O metano como referência principal	94
5.3.3 – Entendendo o LandGEM	95
5.3.4 – O projeto da planilha	95
5.3.5 – A equação da velocidade de decomposição de primeira ordem	95
5.3.6 – Determinação dos parâmetros do modelo	96
5.3.6.1 – Velocidade de geração de metano (k)	96
5.3.6.2 – Capacidade potencial de geração de metano (L ₀)	96
5.3.6.3 – Concentração de compostos orgânicos não-metano (NMOC)	97
5.3.6.4 – Teor de metano	97
5.3.7 – Seleção de gases poluentes para uso no programa LandGEM	97
5.3.8 – Determinação das concentrações dos constituintes do biogás	97
5.4 – Monitoramento da qualidade do ar ao redor do aterro	99
5.5 – O emprego do biogás captado em aterros para fins energéticos	99
5.5.1 – Biogás no aterro sanitário de Adrianópolis – NOVAGERAR	101
5.5.2 – Biogás no aterro de Gramacho	102
5.6 – O modelo de bioreator de aterro para o programa simulador “TOUGH2”	103
5.6.1 – Fundamentos biotecnológicos do programa de simulação computacional	103
5.6.2 – As questões ambientais americanas para os aterros ou vazadouros de lixo	103
5.6.3 – Critérios iniciais de concepção e modelagem do processo de biodegradação de aterro	105
5.6.4 – Componentes químicos considerados no programa de simulação computacional	105
5.6.5 – Modelos das reações de biodegradação num aterro de lixo	105
5.6.6 – Cinética das reações de biodegradação de componentes do lixo	106
5.6.7 – Produção e transferência de calor nas reações de biodegradação de lixo num aterro	106
5.6.8 – Estimativa do pH	107
5.6.9 – Compactação do aterro	107
5.6.10 – Propriedades observáveis do aterro	107
5.7 – Simulações das emissões gasosas de um aterro biodigestor	108
5.7.1 – A emergência dos aterros biodigestores	108
5.7.2 – Metodologia do estudo adotada no estudo de um aterro biodigestor	109
5.7.3 – Cenário hipotético de um aterro sanitário	109
5.7.4 – Estimativas da velocidade de geração de gases do lixo aterrado (LFG)	109
5.7.5 – Estimativas das emissões gasosas	110
5.7.5.1 – Sistemas de captação e controle de gases (GCCS) do lixo aterrado (LFG)	110
5.7.5.2 – Emissões de metano e de gases do efeito estufa (GHG)	110
5.7.5.3 – Compostos orgânicos diferentes do metano (NMOC)	111
5.7.5.4 – Compostos orgânicos voláteis (VOC)	111
5.7.5.5 – Poluentes perigosos do ar (HAP)	111

5.7.5.6 – Poluentes secundários oriundos dos queimadores de gases do lixo aterrado (LFG)	112
5.7.6 – Conclusões	112
5.7.6.1 – As emissões de metano e gases causadores do efeito estufa (GHG)	113
5.7.6.2 – Potencial de recuperação de energia	113
5.7.6.3 – Emissões de compostos orgânicos não-controlados (NMOC)	114
5.7.6.4 – Emissões de compostos orgânicos voláteis (VOC)	114
5.7.6.5 – Poluentes perigosos do ar (HAP)	115
5.7.6.6 – Poluentes secundários dos queimadores de gases do lixo aterrado (LFG)	115
5.7.6.7 – Recomendações	115
5.8 – Constatações do capítulo 5	116
5.9 – Referências bibliográficas do capítulo 5	117

CAPÍTULO 6 – TERMODESTRUIÇÃO DE LIXO E RESÍDUOS PERIGOSOS E O TRATAMENTO DAS SUAS EMISSÕES GASOSAS **118**

6.1 – O uso do fogo como método de purificação, desinfecção e estabilização	118
6.2 – A termodestruição de resíduos sólidos urbanos e industriais no século 21	118
6.3 – A complexidade da gestão de resíduos sólidos	119
6.4 – Objetivos da destruição térmica de lixo e resíduos perigosos	119
6.5 – As questões energéticas na destinação de descartes em aterros	119
6.6 – Processos convencionais de termodestruição de resíduos sólidos	120
6.7 – A incineração de lixo: características processuais, demandas e usos	120
6.8 – Os perigos da combustão de lixo: fontes e efeitos	122
6.8.1 – A formação dos óxidos de nitrogênio (NO _x) nos processos de combustão	122
6.8.2 – A presença dos metais no lixo e nos fumos da sua incineração	122
6.8.3 – A presença de compostos orgânicos no lixo e nos fumos da sua incineração	122
6.8.4 – Os tipos de cinzas produzidas na incineração do lixo.	123
6.9 – Histórico das tecnologias de incineração do lixo	124
6.10 – Tipos de incineradores	125
6.10.1 – Câmara de combustão para líquidos	125
6.10.2 – Câmara de combustão em forno rotativo	126
6.10.3 – Câmara de combustão de fundo fixo	127
6.10.4 – Incineradores de leito fluidizado	128
6.10.5 – Incineradores de infravermelhos	129
6.10.6 – Forno de plasma	129
6.11 – Procedimentos prévios para incineração de lixo	130
6.11.1 – Classificação e Seleção da Carga	130
6.11.2 – Tratamento após Classificação e Seleção	130
6.11.3 – Alimentação Manual ou Mecânica dos Rejeitos no Incinerador	130
6.12 – Processos de queima de lixo no incinerador de combustão	130
6.13 – Preparação dos resíduos para alimentar o incinerador de combustão	131
6.13.1 – Resíduos Sólidos	131
6.13.2 – Rejeitos líquidos e pastosos	131
6.13.3 – Descartes Gasosos	131
6.14 – Controle das emissões gasosas, líquidas e das cinzas resultantes	132
6.15 – Produtos sólidos da incineração: cinzas, escórias e cinzas volantes	132
6.16 – Co-processamento de resíduos perigosos	133
6.16.1 – A redução do consumo de energia na indústria de cimento e o co-processamento	133
6.16.2 – O Sistema forno de clinquerização pela via seca	134
6.16.3 – Co-processamento de resíduos industriais perigosos nas fábricas de cimento	136
6.16.4 – A combustão em fornos de clinquerização	137
6.16.5 – Vantagens do co-processamento de resíduos perigosos em fornos de clinquer	139
6.16.5.1 – Altas temperaturas de incineração e tempo de residência	139
6.16.5.2 – Ambiente alcalino (básico) natural	139
6.16.5.3 – Alta turbulência no sistema pré-calcinador e na clinquerização	139
6.16.5.4 – Processo sem geração de cinzas ou resíduos	139
6.16.5.5 – Estabilidade térmica	139
6.16.5.6 – Equipamento de despoeiramento de alta eficiência	140
6.16.5.7 – Pequena proporção da carga de resíduos perigosos na alimentação ao forno	140

6.16.5.8 - Capacidade de incorporação de teores controlados de resíduos perigosos no clínquer sem deteriorar as propriedades do cimento Portland resultante	140
6.16.6 - Resíduos perigosos industriais passíveis de co-processamento na clínquerização	140
6.16.7 - A legislação brasileira para o co-processamento de resíduos perigosos até 2001	141
6.17 - Uso do plasma térmico no tratamento de descartes	141
6.18 - Constatações do capítulo 6	142
6.19 - Referências bibliográficas do capítulo 6	143

CAPÍTULO 7 – TRATAMENTO DAS EMISSÕES GASOSAS DOS INCINERADORES **145**

7.1 - Os problemas gerados pelas emissões gasosas de incineradores e fornos	145
7.2 - Possíveis poluentes gasosos nas emissões dos incineradores de lixo	146
7.3 - Tratamentos das emissões gasosas de incineradores	146
7.4 - Dioxinas e furanos	147
7.4.1 - O perigo das dioxinas e furanos	147
7.4.2 - Descrição das dioxinas e furanos	148
7.4.3 - Formação e degradação das dioxinas e furanos	148
7.5 - Redução e eliminação de ácidos, cloretos e compostos orgânicos	151
7.6 - Processos de redução das emissões dos óxidos de nitrogênio	153
7.6.1 - A formação dos óxidos NO _x	153
7.6.2 - Tecnologias para evitar a formação ou remover os NO _x	153
7.6.3 - Métodos pré-combustão ou preventivos	154
7.6.4 - Métodos pós combustão	155
7.7 - Processos de redução da emissão de partículas	156
7.7.1 - Método químico	156
7.7.2 - Métodos físicos para remover partículas	156
7.7.2.1 - Ciclones	156
7.7.2.2 - Colunas lavadoras de gás ("Scrubbers")	157
7.7.2.3 - Filtros de mangas ("fabric filter")	157
7.7.2.4 - Precipitadores eletrostáticos	158
7.7.2.4.1 - Precipitador de placa e arame	158
7.7.2.4.2 - Precipitador de placas planas	158
7.7.2.4.3 - Precipitador úmido	158
7.8 - Processos de remoção de metais nas emissões gasosas	159
7.8.1 - As origens da presença de metais nos fumos de incineração de lixo	159
7.8.2 - Método de remoção dos metais	159
7.9 - Remoção do monóxido de carbono	159
7.10 - Remoção dos gases do enxofre	160
7.10.1 - Combustão	160
7.10.2 - Pós combustão	160
7.11 - Constatações do capítulo 7	162
7.12 - Referências bibliográficas do capítulo 7	163

CAPÍTULO 8 – ENERGIA E LIXO

8.1 - Energia e sustentabilidade perante a incineração de lixo	165
8.2 - Recursos energéticos disponíveis e dominantes no cenário mundial	165
8.2.1 - Lenha	166
8.2.2 - Combustíveis fósseis	166
8.2.3 - Energia nuclear	166
8.3 - Os problemas ambientais oriundos da geração de energia e o advento do Clean Air Act e da Environmental Protection Agency (EPA)	166
8.4 - As fontes de energia renováveis e o lixo	168
8.5 - Os efeitos da recuperação da energia contida nos componentes do lixo	168
8.6 - As bases documentais para avaliar as usinas termoelétricas de lixo	169
8.7 - O advento do lixo como combustível alternativo e seus efeitos	170
8.7.1 - Origens da incineração de lixo na Alemanha e Suécia	170

8.7.2 – As exigências de tratamento das emissões gasosas na Suécia e seus resultados	170
8.7.3 – As equivalências energéticas entre carvão e lixo	170
8.7.4 – Comparação das emissões gasosas de aterros e usinas termoelétricas de lixo	174
8.8 – A redução de emissões gasosas tóxicas na Alemanha	174
8.8.1 – Poluentes tóxicos cancerígenos	175
8.8.2 – Poeiras finas	176
8.8.3 – Poluentes tóxicos não-cancerígenos	176
8.9 – Fatores-chave para avaliar impactos ambientais na incineração de lixo com método de tratamento e fonte de energia na Europa em 2004	177
8.10 – A incineração de lixo na Europa	182
8.10.1 – O mercado da incineração de lixo na Suécia	182
8.10.2 – A recuperação de energia na incineração de lixo na Europa	182
8.11 – O potencial energético do lixo no Brasil	183
8.11.1 – Gestão e investimento em usinas termoelétricas de lixo	183
8.11.2 – O problema da eliminação de lixo versus seu potencial de energia para o Brasil	184
8.11.3 – Os efeitos da catação de rua e da coleta seletiva em galpão das frações de lixo	185
8.11.4 – Balanço do uso de rejeitos sólidos municipais no Brasil como uma fonte de energia	186
8.12 – Usina Verde: Uma geradora termoelétrica de lixo no RJ	187
8.13 – Constatações do capítulo 8	190
8.14 – Referências bibliográficas do capítulo 8	191

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 – Destinação final do RSU do município do RJ	2
Figura 1.2 – Caracterização do município do RJ	8
Figura 1.3 – Ceramização das cinzas de incineração de lixo	11
Figura 2.1 – Tempo médio de decomposição dos componentes do lixo	16
Figura 2.2 – Etapas da biodegradação	19
Figura 2.3 – Fotografia do lixão do rio Carapao (MG), em 2003	20
Figura 2.4 – Algumas instalações do aterro municipal de Gramacho	21
Figura 2.5 – Método de disposição de resíduos sólidos em aterros	26
Figura 2.6 – Esquema ilustrativo do aterro sanitário	27
Figura 2.7 – Aterro construído em terreno plano	33
Figura 2.8 – Aterro construído num terreno inclinado	33
Figura 2.9 – Aterro construído num vale	34
Figura 2.10 – Seção típica de um aterro construído num vale	35
Figura 2.11 – Métodos de acomodação de resíduos num aterro em terreno	36
Figura 2.12 – Métodos de acomodação de resíduos num aterro em terreno inclinado	37
Figura 2.13 – Formação de degraus no terreno para drenagem	38
Figura 2.14 - Modelos de projetos da RCRA para aterros de resíduos perigosos	39
Figura 3.1 – Leiras de compostagem de resíduos orgânicos	50
Figura 3.2 – Preparação de uma leira para compostagem	50
Figura 3.3 – Biodigestor ou bioestabilizador para compostagem acelerada	51
Figura 3.4 - Composteiras sem e com aeração	51
Figura 3.5 – Representação esquemática da ação microbiana na compostagem anaeróbica	52
Figura 3.6 – Representação esquemática da ação microbiana na compostagem aeróbica	52
Figura 3.7 – Composto de grama (Mulch)	53
Figura 3.8 - Vista geral e tomada interna do sistema Beccari de Maceió em 1940	54
Figura 3.9 – Vista aérea da usina de Jacarepaguá para compostagem	55
Figura 3.10 – Fluxograma de processo da usina de Jacarepaguá, que inclui a biodigestão, catação seletiva, separação magnética e compostagem	56
Figura 3.11 – Usina de Jacarepaguá: Biodigestores e Pilhas de compostagem	56

Figura 3.12 – Catação seletiva primária na usina de Jacarepaguá para a compostagem das frações orgânicas de lixo	59
Figura 3.13 – Catação seletiva e primária e prensagem de plásticos na usina do Caju	60
Figura 4.1 – Carvão vegetal queimando num braseiro para simular queimas sem chamas luminosas ou incêndios subterrâneos	72
Figura 4.2 – Difusão molecular dos gases ou vapores para o ar em dias ensolarados	74
Figura 4.3 – Convecção dos gases ou vapores no ar em dias de chuva	74
Figura 4.4 – Sistema de coleta ativa de emissões gasosas em aterros de lixo	78
Figura 4.5 – Queimadores passivos de biogás no aterro municipal de Gramacho, RJ	79
Figura 4.6 – Componentes do sistema de captação de emissões gasosas no aterro municipal de Gramacho em 2007	84
Figura 5.1 – Procedimentos para avaliar os efeitos das emissões gasosas num aterro através da sua modelagem matemática	93
Figura 5.2 – Escopo da geração de energia elétrica em aterros	100
Figura 5.3 – Vista panorâmica da geração de energia elétrica em aterros	100
Figura 5.4 – Captação das emissões fluidas no projeto Nova Gerar	101
Figura 5.5 – Modelos de bioreator para aterro ou de aterro biodigestor	104
Figura 6.1 – Representação esquemática da incineração de lixo aeroportuário no aeroporto internacional Carlos Jobim (Galeão) operado pela INFRAERO	121
Figura 6.2 – Reações simbólicas da formação de óxidos de nitrogênio (NO_x)	122
Figura 6.3 – Câmara de combustão para líquidos	125
Figura 6.4 – Forno rotativo	126
Figura 6.5 – Câmara de combustão de fundo fixo	127
Figura 6.6 – Câmara de combustão de leito fluidizado	128
Figura 6.7 – Forno de plasma para cinzas da incineração via combustão	129
Figura 6.8 – Fluxograma de um processo de incineração	131
Figura 6.9 – Diagrama representativo do processo de incineração	132
Figura 6.10 – A pré-calcinação e clinquerização por via seca para fabricar cimento Portland	134
Figura 6.11 – Rotas Tecnológicas para produção de cimento	135
Figura 6.12 – O ambiente de destruição térmica num forno de Clinquer Portland	136
Figura 6.13 – Tempos de residência de sólidos e gases na clinquerização via seca	137
Figura 7.1 – Furanos e Dioxinas	148
Figura 7.2 – Teor de dioxinas em função da temperatura e tempo de permanência	150
Figura 7.3 – Redução de dioxinas e furanos em duas usinas termoelétricas de lixo na Alemanha	152

Figura 7.4 – Ciclone para separação de material particulado	156
Figura 7.5 – Lavador de gás tipo Venturi	157
Figura 7.6 – Filtro de mangas	157
Figura 8.1 – A concepção básica das usinas termoelétricas convencionais	167
Figura 8.2 – A concepção básica da usinas termoelétricas nucleares	167
Figura 8.3 – Gráfico comparativo* das emissões de compostos orgânicos não-metano em aterros e usinas termoelétricas de lixo para uma carga de 1500 ton/dia	172
Figura 8.4 – Emissões provenientes dos aterros e usinas termoelétricas de lixo	173
Figura 8.5 – Mapa das usinas termoelétricas de lixo na Europa em 2005	182
Figura 8.6 – Galpão de recebimento do lixo e coleta seletiva da Usina Verde	188
Figura 8.7 – Instalações de incineração do lixo, produção de vapor, lavagem das emissões gasosas e tratamento das soluções lavadoras da Usina Verde	189

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1.1 – Tipologia dos resíduos sólidos	3
Tabela 1.2 – Classificação dos resíduos de serviço de saúde	4
Tabela 1.3 – Composição média de entulho no Brasil	5
Tabela 1.4 – Potencial poluidor das pilhas e baterias	6
Tabela 1.5 – Determinação dos responsáveis de acordo com a origem do lixo	7
Tabela 2.1 – Situação do destino final dos resíduos sólidos nas regiões brasileiras	14
Tabela 2.2 – Quantidade de lixo coletado por tipo de destinação final, segundo as grandes regiões brasileiras – 2000	14
Tabela 2.3 – Critérios para selecionar locais para aterros sanitários	22
Tabela 2.4 – Critérios econômicos para selecionar locais de aterros	23
Tabela 2.5 – Critérios político-sociais para selecionar locais de aterros	23
Tabela 2.6 – Hierarquização dos critérios de seleção dos locais de aterros	24
Tabela 2.7 – Peso dos critérios e do tipo de atendimento em projetos de aterros de lixo	24
Tabela 2.8 – Pontuação das áreas disponíveis para aterros sanitários	25
Tabela 2.9 – Propriedades dos resíduos aterrados influentes na estabilidade a longo prazo	29
Tabela 2.10 – Critérios de proibição de locais para aterros de resíduos perigosos – Especificados pelos regulamentos RCRA	30
Tabela 2.11 – Critérios de seleção para locais de disposição de lixo perigosos	31
Tabela 2.12 – Aspectos importantes para incluir nos mapas dos locais de aterros	32
Tabela 2.13 – Critérios que influenciam a seleção de equipamentos para aterro sanitário	40
Tabela 2.14 – Fatores a serem considerados e estimados nos custos de aterros sanitários	43
Tabela 3.1 – Parâmetros classificadores da compostagem	49
Tabela 3.2 – Sistemas de compostagem de lixo existentes no Brasil em 1993	58
Tabela 4.1 – Fontes de dioxinas	66
Tabela 4.2 - Contaminantes orgânicos preocupantes que ocorrem no biogás	67
Tabela 4.3 – Gases formadores do efeito estufa atuantes no aquecimento global	67
Tabela 4.4 – Componentes típicos do gás de lixo aterrado, em % V/V	69
Tabela 4.5 – Potencial de aquecimento global dos gases emitidos na compostagem	85
Tabela 5.1 – Valores de velocidade de geração de metano	96
Tabela 5.2 – Valores de capacidade potencial de geração de metano (k)	96

Tabela 5.3 – Dados típicos (“default”) de gases poluentes usados no programa LandGeM	98
Tabela 5.4 - Fases e componentes no módulo <i>T2BLM</i>	104
Tabela 5.5 – Valores Projetados das emissões gasosas e do potencial de recuperação de metano	112
Tabela 6.1 – Componentes primários perigosos das emissões gasosas das usinas termoeletricas de lixo	123
Tabela 7.1 – Técnicas para redução das emissões de poluentes atmosféricos	145
Tabela 7.2 – Fontes de dioxina	147
Tabela 8.1 – Consumo mundial de energia e reservas provadas	165
Tabela 8.2 – Poder calorífico das frações de resíduos sólidos	169
Tabela 8.3 – Valores de poder calorífico de vários materiais combustíveis de resíduos sólidos municipais	171
Tabela 8.4 – Emissões provenientes dos aterros e usinas termoeletricas de lixo	173
Tabela 8.5 – Fontes de Dioxina	173
Tabela 8.6 – Capacidade de incineração de lixo municipal na Alemanha	174
Tabela 8.7 – Fontes de emissão e cargas anuais de dioxinas na Alemanha, em gramas por unidade de toxidez, incluindo estimativas para 2000	175
Tabela 8.8 – Fatores-chave de importância geral para classificar ambientalmente os métodos de tratamento de resíduos	179
Tabela 8.9 - Fatores-chave para classificar ambientalmente a incineração de resíduos	179
Tabela 8.10 – Fatores-chave de importância para classificar ambientalmente a reciclagem se comparada a incineração	180
Tabela 8.11 – Fatores -chave de importância geral para classificar ambientalmente os tratamentos biológicos (digestão anaeróbica e compostagem) e comparar com a incineração	180
Tabela 8.12 - Fatores-chave de importância geral para classificar ambientalmente o uso de resíduos combustíveis nas fábricas de cimentos e usinas termoeletricas convencionais quando comparados com a incineração	181
Tabela 8.13 - Fatores-chave de importância geral para classificar ambientalmente o aterro quando comparado com a incineração	181
Tabela 8.14 – Desperdícios econômicos nos sistemas tradicionais de coleta de lixo	186
Tabela 8.15 – Comparação entre as opções de coleta de lixo (US\$ bilhões/ano)	186

CAPÍTULO 1

DESTINAÇÃO DE LIXO E RESÍDUOS PERIGOSOS

1.1- O CONTEXTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (LIXO) EM GRANDES CIDADES

A destinação do lixo é um problema, sempre presente, que vai se aguçando com o crescimento populacional e, principalmente, o urbano. De início, era considerado simplesmente um problema de estética e conforto. Porém, com o crescimento populacional, surgiram os problemas causados por lançamentos no solo: incêndios, moscas, ratos e obstrução de rios e canais. Surgiram, assim, as questões de ordem sanitária, como, surtos epidêmicos, preocupação com a preservação do meio ambiente e sua importância econômica. A gestão do lixo, envolvendo coleta e destinação, adquiriu relevância devido ao seu custo elevado e a possibilidade de se reduzir gastos, através do processo de reciclagem de materiais, considerados imprestáveis, até então.

Muitos são os fatores que nos levaram a realizar o presente estudo. A atual situação do sistema de destinação final de lixo no Brasil tem causado muitas controvérsias, dentre elas, uma que se refere diretamente aos profissionais da Química: "aterrar ou incinerar?".

A nossa realidade, em termos de disposição final do lixo, assemelha-se em muitos aspectos ao que acontece em Dhaka, Bangladesh. Entendemos que a situação daquela municipalidade é similar ao que pode ser encontrado no Município da Cidade do Rio de Janeiro, segundo o relato de Alam (2002), por isso podem ser destacados, inicialmente, alguns aspectos similares, entre ambas as cidades.

Na capital de Bangladesh, Dakha, vivem cerca de 10 milhões de pessoas, numa área de 344 quilômetros quadrados. Estima-se que o lixo total gerado seja de 3.500 toneladas por dia e a demanda em aterro seja de 110 hectares por ano. Espera-se que no ano de 2015, o lixo total gerado em Dakha seja de 8.000 t/d, que irá demandar 292 hectares de terra por ano. Bangladesh é um país carente de terras, que não possui espaço físico para acolher depósitos ou aterros de lixo (Alam, 2002).

No Município da Cidade do Rio de Janeiro, temos aproximadamente, uma população de 6.136.652 habitantes distribuídos em 1.182 Km² de território (IBGE, 2006), e estima-se uma geração de 1,14 kg de lixo por habitante / dia, num total de produtividade média de lixo coletado de 8.815 toneladas por dia (Comlurb, 2006). Apesar de algumas diferenças qualitativas, a realidade do Rio de Janeiro é similar à de Dakha, pois, ainda perduram grandes discussões e enfrentamentos políticos para implementar ou abortar a criação do Aterro Sanitário de Paciência. A destinação indiscriminada de lixo em lugares públicos provoca sérios perigos ambientais e riscos à saúde. O despejo aberto e descontrolado de entulhos também entope os sistemas de drenagem de águas pluviais e esgotos, forma poças de água estagnada e ameaça contaminar o suprimento de água potável. Portanto, os problemas dos resíduos sólidos urbanos em Dhaka estão gerando ameaças crescentes à saúde dos seus habitantes (Alam, 2002)

Existe uma demanda crucial de eletricidade para o consumo doméstico, indústrias e instituições públicas. Entretanto, o suprimento é inadequado devido à escassez do combustível de custo elevado para usinas termoeletricas. O uso de lixo urbano para produzir energia elétrica por meio da incineração vem contribuindo consideravelmente para resolver esse problema (Alam, 2002).

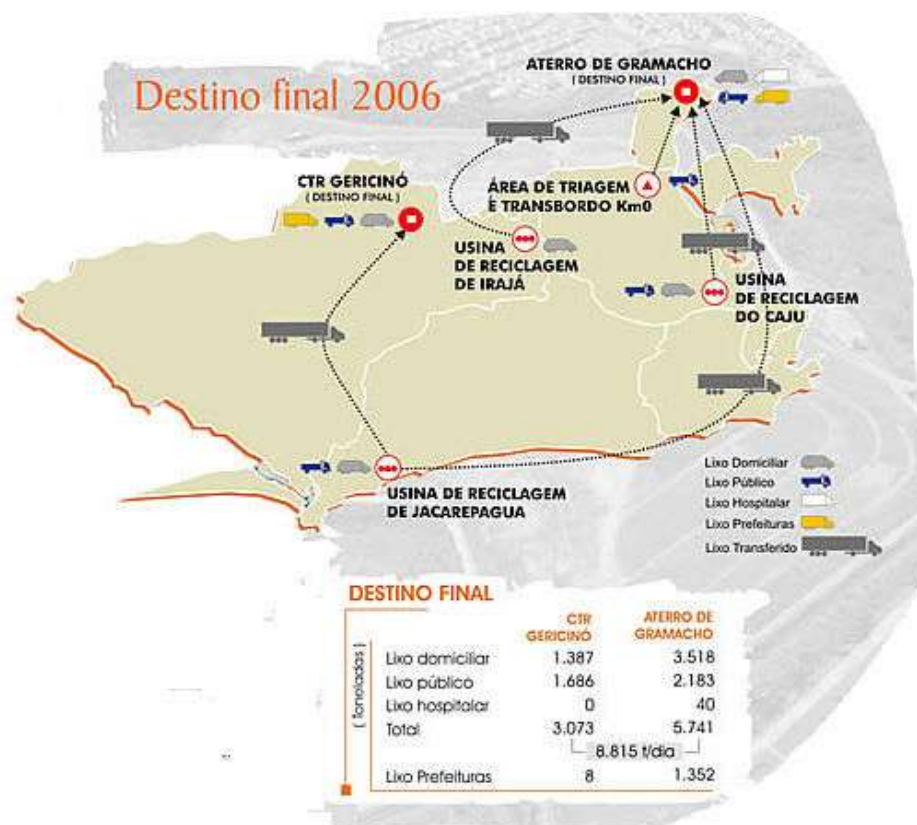
1.2 – A DESTINAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS MUNICIPAIS NO RIO DE JANEIRO E EM DAKHA

O Município do Rio de Janeiro dispõe de dois aterros em operação para destinar seu lixo: Gramacho e Bangu-Gericinó. Segundo os dados da Comlurb, em 2006, o Aterro de Bangú-Gericinó recebia por dia 3.073 toneladas de lixo (domiciliar e público), enquanto o Aterro de Gramacho operava com 5.741 ton/dia (hospitalar, domiciliar e público). Vide esquema ilustrativo abaixo:

A Companhia de Limpeza Urbana - COMLURB responsável pelo município do Rio de Janeiro recebe uma verba de aproximadamente 450 milhões de reais por ano, que representa mais do que o orçamento de 90% dos municípios brasileiros (Monteiro e colaboradores, 2006).

Entretanto, mesmo com esse volume significativo de recursos financeiros, o crescimento populacional neste município tem propiciado problemas demográficos para a construção de novos aterros e a destinação final do lixo nos aterros ainda em atividade. Algo semelhante ocorre para os processos de compostagem, já que as leiras ou pilhas demandam espaços físicos, além de gerar gases e odores, o que dificulta a instalação de usinas de compostagem nas proximidades de residências. O húmus produzido é utilizado como adubo para o solo e o rejeito gerado disposto num aterro.

**FIGURA 1.1 – DESTINAÇÃO FINAL DO RSU DO MUNICÍPIO DO RJ
(COMLURB, 2006).**



Devido a todos os problemas ocasionados por uma produção cada vez maior de lixo, e de uma crescente demanda de terra para destinação, novas tecnologias e tipos de gestão têm sido considerados, e vários enfoques ou aspectos revelam-se interessantes com a ampliação das discussões.

A gestão de resíduos sólidos em Dhaka, até 2002, abrangia, apenas, a coleta de lixo de locais específicos e sua descarga em aterros determinados. Não existia sistema de reciclagem de rejeitos, exceto pelas crianças de rua que recuperam materiais facilmente recicláveis. Elas espalhavam o lixo ao redor, e, assim, aumentavam os riscos à saúde e os perigos ambientais (Alam, 2002). Entretanto, foram disponibilizados estudos de uma proposta mais adequada aos problemas locais. O espalhamento de lixo durante a catação individual de rua é um fato lamentável que também ocorre no Rio de Janeiro, minorado pela coleta quase imediata dos lixeiros da COMLURB em caminhões, o que não impede o constrangimento da imagem e dos odores fétidos dos sacos plásticos rasgados defrontes a edifícios e residências, em áreas urbanas e faveladas.

Assim, uma grande cidade asiática e outra sul-americana enfrentaram, diariamente, e em paralelo, a mesma questão da coleta e destinação do lixo, com problemas de disponibilidade de áreas para acolhimento de aterros. No caso do Rio de Janeiro, esse quadro persiste.

Porém, sabe-se que grandes cidades européias implementaram grandes usinas incineradoras co-geradoras de energia térmica e/ou elétrica e a conseqüente redução na demanda de terrenos, bem como um maior controle das emissões de chorume e gases ou vapores poluentes. A CEWEP (Confederação Européia para Plantas de Aproveitamento Energético do Lixo) representa cerca de 340 plantas de geração de energia através do lixo em 16 países europeus, totalizando o tratamento de 48 milhões de toneladas de lixo por ano de maneira sadia. Essas plantas tratam lixo municipal (domiciliar ou similar), que não pode ser reciclado nem reutilizado, também produzem eletricidade e calor através da queima do lixo para a sociedade e indústrias.

Essa simples visão panorâmica tornou imperativo analisar o problema da destinação do lixo em função dos seus aspectos energéticos e de poluição atmosférica, envolvendo as emissões gasosas dos aterros sanitários e dos incineradores, e ainda a questão da compostagem.

1. 3 - RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS OU MUNICIPAIS

Geralmente ao se definir resíduos é comum o pensamento de que seu estado seja sólido e que este ainda apresente algum valor de mercado. Ao contrário, ao se pensar em "lixo" acredita-se na inexistência de um valor comercial (Calderoni, 1998). Atualmente, existe uma tendência de denominar "lixo" como "Resíduo Sólido Urbano ou RSU". Essa denominação está mais em evidência, devido ao recente hábito do mundo de reciclar parte desse resíduo. Entretanto, a expressão mais adequada seria "Resíduos Sólidos Municipais ou RSM", que acompanharia a tendência mundial referente à "Municipal Solid Wastes (MSW)".

A NBR 1004/04 define *resíduos*, como sendo *aqueles que nos estados sólidos e semi-sólidos resultam de atividades da comunidade de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, serviços de varrição, lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos, cujas particularidades tornam inevitável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente viáveis em face de melhor tecnologia disponível* (ABNT,2004).

1. 4 – CLASSIFICAÇÕES ATUAIS NO BRASIL PARA OS RESÍDUOS SÓLIDOS

A ABNT classificou os resíduos sólidos, conforme a NBR 10004/04, em três grupos de periculosidade e reatividade hidroquímica:

Resíduo Classe I - Perigosos – apresentam risco ao meio ambiente ou a saúde pública.

Resíduo Classe II – Não Perigosos

II A – Não Inertes – não se enquadram nem na classe I nem na classe II B.

II B – Inertes – submetidos ao ensaio de solubilização, só se distinguem da água pelos padrões dos aspetos como cor, turbidez e sabor.

Quanto à origem ou natureza, os resíduos sólidos classificam-se em: residenciais, comerciais, institucionais, construção e demolição, serviços municipais, tratamento de águas, industriais, agrícolas, pesticidas ou fertilizantes químicos e de serviço de saúde (vide tabelas abaixo)

TABELA 1. 1- TIPOLOGIA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS
(Campos, 2005)

TIPOS	ORIGEM
DESCARTES RESIDENCIAIS DESCARTES COMERCIAIS	Doméstica, incluem restos de alimento, plásticos, embalagens, etc. Lojas, hotéis, restaurantes e firmas
DESCARTES INSTITUCIONAIS RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO	Escolas, quartéis, presídios, abrigos, orfanatos, asilos Entulhos de aço, madeira, concreto, papelão, etc.
RESÍDUOS DE LIMPEZA MUNICIPAL RESÍDUOS DE TRATAMENTOS DE ÁGUAS	Varrição de ruas, parques, praias e áreas de recreação Lamas, lodos e biossólidos das estações de tratamento de efluentes (ETE) municipal e das indústrias que possuam instalações internas para água e esgotos
RESÍDUOS INDUSTRIAIS RESÍDUOS AGRÍCOLAS	Refinarias de petróleo, açúcar, sal, indústrias químicas, petroquímicas, metalúrgicas, cerâmicas, vidreiras, cimenteiras e fábricas de uma maneira geral Sobras de cultivo, conversão agro-pecuária e produtos de desmatamento
EMBALAGENS DE PESTICIDAS OU FERTILIZANTES QUÍMICOS RESÍDUOS RADIATIVOS	Pesticidas que resistem à degradação química, fotolítica e biológica são: aldrina, clordano, DDT, dieldrina, endrina, heptacloro, mirex e toxafeno (www.naturlink.pt). Usinas nucleares e pela Fábrica de Combustíveis Nucleares da INB;
DESCARTES EM TRANSPORTES OU TERMINAIS DE PASSAGEIROS RESÍDUOS DE SERVIÇO DE SAÚDE	Portos e aeroportos, decorrentes do consumo dos passageiros (apresentam risco de transmissão de doenças por cargas contaminadas, animais, alimentos diversos e plantas) Vide tabela 1.2.

TABELA 1. 2- CLASSIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS DE SERVIÇOS DE SAÚDE

TIPO	NOME	CARACTERÍSTICAS
CLASSE A – RESÍDUOS INFECTANTES		
A.1	BIOLÓGICOS	Cultura, inóculo, mistura de microorganismos e meio de cultura inoculado provenientes de laboratório clínico ou de pesquisa, vacina vencida ou inutilizada, pó de filtros de gases aspirados de áreas contaminadas e qualquer resíduo contaminado por estes materiais.
A.2	SANGUE E HEMODERIVADOS	Sangue e hemoderivados com prazo de validade vencido ou sorologia positiva, bolsa de sangue para análise, soro plasma e outros subprodutos.
A.3	CIRÚRGICOS, ANATOMOPATOLÓGICOS E EXSUDATO	Tecido, órgão, feto, peça anatômica, sangue e outros líquidos orgânicos resultantes de cirurgia, necropsia e resíduos contaminados por estes materiais.
A.4	PERFURANTES E CORTANTES	Agulha, ampola, pipeta, lâmina de bisturi e vidro.
A.5	ANIMAIS CONTAMINADOS	Carcaça ou parte de animal inoculado, exposto à microorganismos patogênicos, ou portador de doença infecto - contagiosa, bem como resíduos que tenham estado em contato com estes.
A.6	ASSISTÊNCIA A PACIENTES	Secreções e demais líquidos orgânicos procedentes de pacientes, bem como os resíduos contaminados por estes materiais, inclusive restos de refeição.
CLASSE B – RESÍDUOS ESPECIAIS		
B.1	REJEITOS RADIOATIVOS	Material radioativo ou contaminado com radionuclídeos, provenientes de laboratório de análises clínicas, serviços de medicina nuclear e radioterapia.
B.2	RESÍDUOS FARMACÊUTICOS	Medicamentos vencidos, contaminados, interditados ou não utilizados.
B.3	RESÍDUOS QUÍMICOS PERIGOSOS	Resíduo Tóxico, corrosivo, inflamável, explosivo, reativo, genotóxico ou mutagênico.
CLASSE C – RESÍDUOS COMUNS		
C	RESÍDUOS COMUNS	São aqueles que não se enquadram nos tipos A e B e que, por sua semelhança aos resíduos domésticos, não oferecem risco adicional à saúde pública.

1.5 – RESÍDUOS SÓLIDOS ESPECIAIS

Alguns resíduos se destacam quanto à sua composição e processamento, e envolvem os entulhos de obras da construção civil, as pilhas e baterias, as lâmpadas fluorescentes e os pneus de veículos automotores, carrinhos, bicicletas, velocípedes e patinetes.

1.5.1 - Entulho de Obra

A indústria da construção civil é a que mais explora recursos naturais e mais gera resíduos sólidos de processos fabris. No Brasil, a tecnologia construtiva normalmente aplicada favorece o desperdício na execução de novas edificações. Enquanto em países desenvolvidos a média de resíduos provenientes de novas edificações encontra-se abaixo de 100 kg/ m², no Brasil este índice gira em torno de 300 kg/m² edificado (IBAM 2001). Em termos quantitativos, esse material corresponde a algo em torno de 50% da quantidade de peso de resíduos sólidos urbanos coletados em cidades com mais de 500 mil habitantes de diferentes países, inclusive o Brasil. Em termos de composição, os resíduos da construção civil é uma mistura de materiais inertes, tais como concreto, argamassa, madeira, plásticos, papelão, vidros, metais, cerâmica e terra, conforme consta na tabela 1.3.

TABELA 1.3 – COMPOSIÇÃO MÉDIA DO ENTULHO NO BRASIL

(IBAM, 2001)

COMPONENTES	VALORES (%)
ARGAMASSA	63,0
CONCRETO DE BLOCOS	29,0
OUTROS	7,0
ORGÂNICOS	1,0
TOTAL	100

1.5.2 - Pilhas e Baterias

As pilhas e baterias convertem energia química em eletricidade. Apresentando-se sob várias formas (cilíndricas, retangulares, botões e etc.) podem conter um ou mais dos seguintes metais: chumbo (Pb), cádmio (Cd), mercúrio (Hg), níquel (Ni), prata (Ag), lítio (Li), zinco (Zn), manganês (Mn) e seus compostos. As substâncias das pilhas que contêm esses metais possuem características de corrosividade, reatividade e toxicidade e são classificadas como "Resíduos Perigosos" – classe I.

As substâncias contendo cádmio, chumbo, mercúrio, prata e níquel causam impactos negativos sobre o meio ambiente e em especial sobre o homem. Outras substâncias presentes nas pilhas e baterias, como o zinco, o manganês e o lítio, embora não estejam limitados pela NBR 10.004, também causam problemas ao meio ambiente, como verificado na tabela 1.4 (a seguir):

Já existem no mercado pilhas e baterias fabricadas com elementos não tóxicos, que podem ser descartadas, sem problemas, juntamente com o lixo domiciliar. Os principais usos das baterias e pilhas são em funcionamento de aparelhos eletrônicos, partida de veículos automotores e máquinas em geral, telecomunicações, usinas elétricas, sistemas interruptos de fornecimento de energia, alarme e segurança ("no break"), movimentação de carros elétricos e aplicações específicas de caráter, médico ou militar.

**TABELA 1.4 – POTENCIAL POLUIDOR DAS PILHAS E BATERIAIS
(IBAM, 2001)**

ELEMENTOS	EFEITOS SOBRE O ORGANISMO HUMANO
CHUMBO	Dores abdominais, disfunção renal, anemia, problemas pulmonares, neurite periférica (paralisia) e encefalopatia.
MERCÚRIO	Gengivite, salivação, diarreia (com sangramento), dores abdominais, congestão, dermatite, elevação da pressão arterial, estomatites, Ulceração da faringe e do esôfago, lesões renais e no tubo digestivo, insônia, dores de cabeça, colapso, delírio, convulsões e lesões cerebrais e neurológicas.
CÁDMIO	Manifestações digestivas (náuseas, vômitos e diarreias), disfunção renal, problemas pulmonares, envenenamento (quando ingerido), pneumonite (quando inalado) e câncer (o cádmio é carcinogênico).
NÍQUEL	Câncer (o níquel é carcinogênico), dermatite, intoxicação em geral.
PRATA	Distúrbios digestivos e impregnação da boca pelo metal, argiria (intoxicação crônica) provocando coloração azulada da pele e morte.
LÍTIO	Com a inalação ocorre lesão mesmo ocorrendo o pronto atendimento e com a ingestão ocorre uma mínima lesão residual, se nenhum tratamento for aplicado.
MANGANÊS	Disfunção do sistema neurológico, que prejudica o cérebro, gagueira e insônia.
ZINCO	Problemas pulmonares, pode causar lesão residual, a menos que seja dado atendimento imediato e o contato com os olhos gera grave lesão, mesmo com o pronto atendimento.

1.5.3 - Lâmpadas Fluorescentes

O pó que se torna luminoso, encontrado no interior das lâmpadas fluorescentes, contém mercúrio. Isso não está restrito apenas as lâmpadas fluorescentes comuns de forma tubular, mas encontra-se também nas lâmpadas fluorescentes compactas. As lâmpadas fluorescentes liberam mercúrio quando são quebradas, queimadas ou enterradas em aterros sanitários, o que as transforma em resíduos perigosos Classe I, uma vez que o mercúrio é tóxico para o sistema nervoso humano e, quando inalado ou ingerido, pode causar uma enorme variedade de problemas fisiológicos. Uma vez lançado no meio ambiente, o mercúrio sofre uma "bioacumulação", isto é, suas concentrações aumentam nos tecidos dos peixes, tornando-os menos saudáveis, ou mesmo perigosos se forem consumidos freqüentemente. Se a mulher grávida consumir o peixe contaminado por mercúrio, este é transferido para o feto, que é particularmente sensível ao seu efeito tóxico. A acumulação do mercúrio nos tecidos também pode contaminar outras espécies selvagens, como marrecos, aves aquáticas e outros animais.

1.5.4 - Pneus

São muitos os problemas ambientais gerados pela destinação inadequada dos pneus. Se deixados em ambiente aberto, sujeito à chuva, os pneus acumulam água, servindo como local para a proliferação de mosquitos. Se encaminhados para aterros de lixo convencionais, geram volumes vazios na massa de resíduos, causando a instabilidade do aterro. Se destinados em unidades de incineração geram gases que necessitam de um tratamento eficaz e caro.

1.6 - PRODUTORES E GESTORES DOS RESÍDUOS SÓLIDOS E AFINS

A responsabilidade de cada tratamento e disposição final varia de acordo com o tipo de procedência desses resíduos (vide tabela 1.5).

TABELA 1.5 – DETERMINAÇÃO DOS RESPONSÁVEIS DE ACORDO COM A ORIGEM DO LIXO
(IPT-CEMPRE, 1995)

ORIGEM	RESPONSÁVEL PELA DESTINAÇÃO
DOMICILIAR	Prefeitura
COMERCIAL	Prefeitura*
PÚBLICO	Prefeitura
SAÚDE E HOSPITALARES	Gerador
POSTOS, AEROPORTOS, TERMINAIS RODOVIÁRIOS E FERROVIÁRIOS	Gerador
INDUSTRIAL	Gerador
AGRÍCOLA	Gerador **
ENTULHO	Gerador

(*) A prefeitura é co-responsável por pequenas quantidades de resíduos comerciais e entulhos, geralmente menos de 50 kg, e de acordo com a legislação municipal específica.

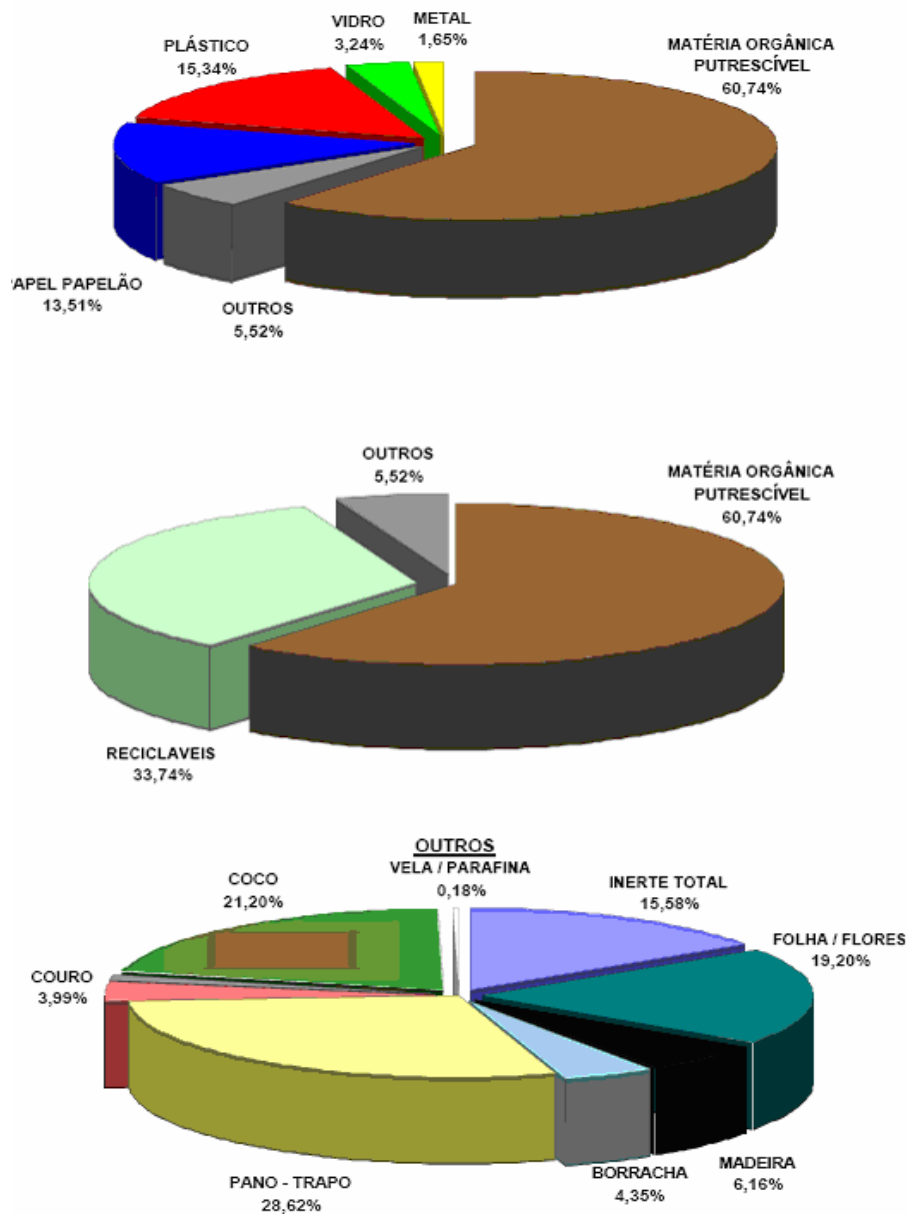
(**) Os Agroquímicos são produtos desenvolvidos pela indústria química com a finalidade de matar insetos, microorganismos e espécies de plantas que possam atrapalhar o desenvolvimento da cultura na qual se tem interesse. Nesta categoria enquadram-se acaricidas, fungicidas, formicidas, mata-matos e outros, cujos resíduos podem ser extremamente danosos ao consumidor dos alimentos cultivados nessas condições.

Pode-se adotar como parâmetro de pequeno gerador de resíduos comercial, o estabelecimento que gere 120 litros ou 0,12 m³ de resíduo por dia. E os grandes geradores comerciais, aqueles que gerem valores superiores a este. Já em relação aos geradores domésticos, essa quantidade deve estar relacionada de acordo com a quantidade de RSU médio gerado por uma residência no Município do Rio de Janeiro.

A taxa de geração e o tipo de resíduos sólidos urbanos estão relacionados aos hábitos de consumo de cada cultura, onde se nota uma correlação estreita entre produção de RSU do Município do Rio de Janeiro. De acordo com a caracterização do lixo do Município do RJ-2005, realizado pela COMLURB, o principal componente dos RSU é de matéria orgânica e isto se torna mais evidente nas áreas de baixa renda do município.

FIGURA 1.2 - CARACTERIZAÇÃO DO MUNICÍPIO DO RJ

(COMLURB, 2005)



1.7 - RESÍDUOS SÓLIDOS DOMÉSTICOS PERIGOSOS

1.7.1 – Caracterização Toxicológica de Produtos Domésticos e Resíduos Perigosos

A dissertação de mestrado de Regiane Schio (2001), orientada pela Dra. Sonia Corina Hess, e defendida na Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, abordou uma questão “esquecida” por gestores ambientais e ambientalistas. Sob o título “Caracterização Toxicológica de Produtos Domésticos que geram Resíduos Sólidos Perigosos e sua Destinação no Município de Campo Grande-MS” esse documento estabelece uma relação direta entre a periculosidade de diversas substâncias e os resíduos sólidos urbanos, e merece destaque no presente trabalho.

A grande diversidade de produtos químicos disponíveis no mercado tem trazido melhorias na qualidade de vida. Contudo, tais benefícios estão associados a perigos e riscos. O consumidor ao adquirir os diversos produtos disponíveis nos supermercados e lojas especializadas, passa a conviver com uma série de riscos, muitos involuntários, porque, raramente são disponibilizadas informações claras sobre os perigos envolvidos no uso e descarte de produtos domésticos perigosos (Schio, 2001).

Produtos adquiridos para limpeza de ambientes, proteção de estruturas, manutenção de veículos, eliminação de pestes, cuidados com o corpo e para animais, podem, na verdade, se tornar agentes desencadeadores de alterações orgânicas e de poluição ambiental, tendo em vista suas respectivas composições químicas (Schio, 2001).

Muitas alterações ambientais e danos à saúde humana podem ter suas causas relacionadas ao uso incorreto e descarte de produtos domésticos perigosos. Por isso, tais resíduos deveriam ser incluídos num plano de gerenciamento a ser desenvolvido de acordo com a realidade brasileira (Schio, 2001).

1.7.2 – Características e Propriedades que conferem Periculosidade aos Rejeitos

Segundo Schio (2001), a norma brasileira NBR 10004 classifica tradicionalmente os resíduos sólidos em três classes: perigosos, não-inertes e inertes. Tal classificação é decorrente da constatação de que em todo o volume de resíduos gerados, apenas uma parcela requer maior rigor em seu monitoramento e controle: os perigosos. Essa percepção revela que a maioria das pessoas, inclusive profissionais de Engenharia, acredita que um aterro sanitário é seguro e suficiente para destinar resíduos sólidos municipais.

Também amparada em diversas referências, Schio (2001) destacou que os resíduos sólidos perigosos são aqueles rejeitos ou misturas de descartes sólidos que, em função de suas características podem apresentar riscos à saúde pública, provocando, ou contribuindo para, o aumento da mortalidade ou incidência de doenças, podendo ainda trazer efeitos adversos ao meio ambiente, quando manuseados ou dispostos de forma inadequada. Diversas expressões tem sido utilizadas para designar esses rejeitos que requerem cuidados especiais: 1º - resíduos tóxicos; 2º - resíduos especiais; 3º - resíduos químicos; 4º - resíduos perigosos. A expressão “resíduos perigosos” tem sido a mais difundida e utilizada em documentos com aceitação internacional e seu equivalente em inglês é “hazardous waste”.

Schio (2001) destaca que a “periculosidade dos resíduos” é definida por propriedades físicas, químicas e infecto-contagiosas que apresentam as características de corrosividade, reatividade, explosividade, toxicidade, inflamabilidade, patogenicidade e radiatividade, sendo qualquer uma destas qualidades capaz de atribuir a classificação “resíduo perigoso” a algum descarte.

Solventes, pesticidas, inseticidas e suas embalagens, tintas, pigmentos inorgânicos, combustíveis, substâncias contendo chumbo, mercúrio, cádmio, são alguns exemplos de materiais que se enquadram na classificação de resíduos perigosos. No entanto, nem todos os resíduos que contém materiais perigosos são classificados como tais no Brasil. Produtos de consumo doméstico, descartados por consumidores finais para o lixo urbano incluem: lâmpadas fluorescentes, pilhas galvânicas, restos de tintas, restos de produtos de limpeza, embalagens de aerossóis, pesticidas, inseticidas, que foram utilizados em residências são os mesmos que provêm de estabelecimentos comerciais e públicos em geral (Schio, 2001) e que são resíduos perigosos após o seu descarte, que frequentemente são enviados para lixões e aterros.

A pesquisadora Regiane Schio (2001) destacou que o grupo dos medicamentos, apesar de serem produtos domésticos perigosos, não contemplado em seu levantamento, devido ao seu grande número, devendo ser alvo de estudos específicos.

A EPA revela que 0,35 a 0,45% dos resíduos domésticos nos EUA podem ser enquadrados como perigosos. Sendo assim, pequenas atitudes para evitar seu mero descarte nas latas de lixo domésticas

devem ser consideradas. Os órgãos de proteção ambiental Brasileira ainda não apresentaram políticas relativas ao gerenciamento de RSU perigosos (Schio, 2001).

Os produtos mais preocupantes são os pesticidas, repelentes, e os óleos. Esses podem ser classificados como extremamente tóxicos ou sem qualquer ação nociva à saúde humana, dependendo da subjetividade do classificador. Segundo a EPA, um litro de óleo lubrificante tem a capacidade de poluir um milhão de litros de água potável. Desta mesma maneira existem vários outros poluentes hidrofóbicos como graxas e tintas poluentes (Schio, 2001).

A contaminação ambiental por resíduos sólidos domésticos perigosos (em geral, "simplesmente jogados fora") pode ocorrer pelo seu uso cotidiano, pelo seu arraste ou percolação por ventos e chuvas, e pela liberação de emissões fluidas poluidoras, quando dispostos em locais inapropriados como aterros controlados, ou mesmo sanitários (adaptado de Schio, 2001)

1.8 – AS OPÇÕES DE DESTINAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS MUNICIPAIS E INDUSTRIAIS

A rigor, três soluções técnicas são confrontadas quando se discute o que fazer com os resíduos sólidos municipais: aterros, compostagem das frações orgânicas e incineração, sendo esta hoje associada com a geração de energia térmica ou elétrica (a opção "lixo-energia").

Quando se trata de resíduos sólidos industriais perigosos, a incineração direta ou o co-processamento em indústrias fabricantes dos materiais de construção são adotados (Figura I.3).

Quando se trata de resíduos de serviços de saúde ou de lixo de bordo das aeronaves internacionais, sua incineração direta é adotada.

Se uma grande parcela dos resíduos sólidos domésticos contém, despercebidos ou ignorados, vários componentes perigosos, então devem ser considerados como tal: perigosos.

Dessa forma, é necessário entender que os critérios de construção ou adequação de aterros sanitários devem ser os mesmos aceitáveis e exigidos internacionalmente para resíduos industriais perigosos (não co-processados)

1.9 – CONSTATAÇÕES DO CAPÍTULO I.

1.9.1 – É obrigatório incinerar resíduos e rejeitos municipais de origem doméstica, comercial, de serviços de saúde e de origem industrial contendo componentes reconhecidamente perigosos.

1.9.2 – É imperativo considerar, na presente abordagem, os recursos tecnológicos, e seus critérios de projeto, referentes aos equipamentos de queima, aos sistemas de tratamento das suas emissões fluidas antes de se cogitar o seu lançamento em aterros.

1.9.3 – Os resíduos municipais com sua diversidade (bio)química, possuindo componentes que podem reagir entre si ou até mesmo produzir produtos tóxicos não devem ser dispostos de maneira desenfreada em aterros. A sua incineração é um caminho obrigatório para a destinação final.

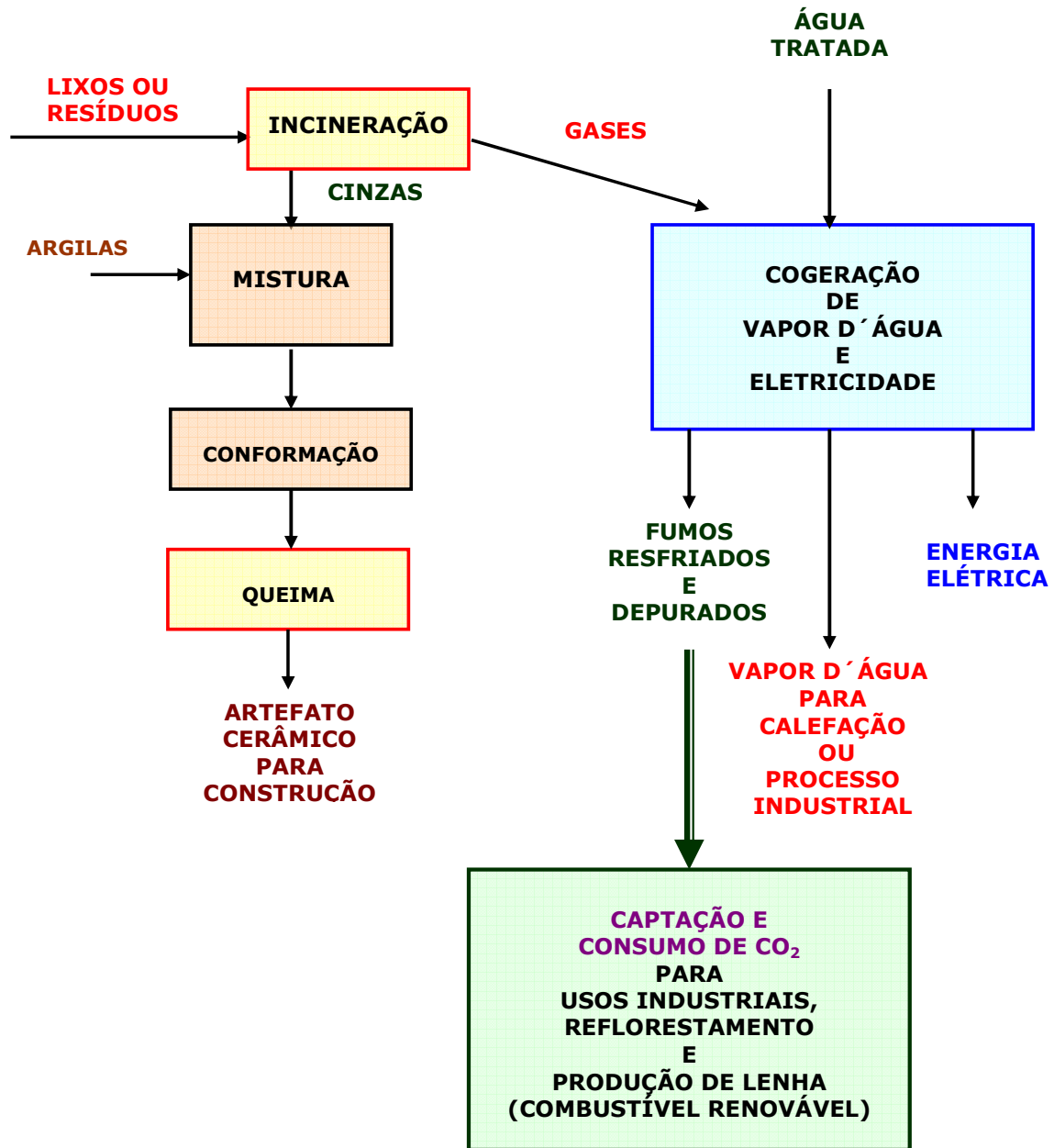
1.9.4 – O encapsulamento de rejeitos sólidos pré-incinerados é um critério de acomodação adotado para resíduos ou descartes industriais perigosos e nucleares para fins de acomodação em aterros com critérios de projeto mais rigorosos do que aqueles considerados para os descartes municipais.

1.9.5 – As emissões fluidas são líquidas e gasosas, e podem ser emanadas por resíduos sólidos úmidos ou secos submetidos a variados processos de degradação, decomposição ou putrefação. No entanto, tendo em vista que são conhecidos e amplamente dominados os processos de tratamentos químicos e biológicos das emissões fluidas, e que os possíveis resíduos sólidos gerados nestas rotas recebem a destinação de resíduos sólidos municipais, é imperativo considerar e comparar os vapores e gases que podem ser emitidos nos aterros e sistemas de incineração.

1.9.6 – É indispensável considerar os aspectos poluentes e energéticos das emissões gasosas de lixões, aterros e incineradores.

FIGURA 1.3 - CERAMIZAÇÃO DAS CINZAS DE INCINERAÇÃO DE LIXO

(adaptado de ZAKON, 2001)



1.10 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS DO CAPITULO I:

ABNT- **“Resíduos sólidos- Classificação (ABNT, NRR 10004)”**-Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2004.

ALAM, Jahangir – **“Energy Recovery from Municipal Solid Waste in Dhaka City, Bangladesh”** – AE Forum 15/02, Alternative Technology, Universität Flensburg, Germany (2002); extraído de www.uni-flensburg.de/at-forum/atf15-02 em 10 de julho de 2007.

Calderone, S. – **“Os bilhões perdidos no lixo”**- 2ª ed., São Paulo: Humanitas Editora, Universidade de São Paulo, 1998.

CAMPOS, M.I.M.M.(2005)-**“Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos: O caso do Município do Rio de Janeiro”**- Tese de mestrado EQ, Orientadora: Prof. Denise Dias de Carvalho Freire, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2005.

CEWEP- **“Mapa das plantas de geração de energia através lixo em 2005”** extraído de www.cewep.eu em 17 julho 2007 - Confederação Européia para Plantas “Lixo-Energia”.

COMLURB - **“Destinação Final 2006”** extraído de www.rio.rj.gov.br/comlurb, em 26 junho 2007.

IBGE – **“Estimativas da População do Rio de Janeiro em 2006”** extraído de www.ibge.gov.br, em 17 julho 2007-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.

COMLURB - **“Caracterização Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Domiciliares do Município do Rio de Janeiro – 2005”** extraído de www.rio.rj.gov.br/comlurb, em junho 2007

CEMPRE – **“Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado”**. 2ª. ed. São Paulo: IPT/CEMPRE, 1995.

MONTEIRO, J.H.P; FIGUEIREDO, C.E.M.; MAGALHÃES, A.F.; MELO, M.A.F; BRITO, J.C.X.; ALMEIDA, T.P.F e MANSUR, G.L. - **“Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos”**- coordenação técnica Víctor Zular Zveibil, IBAM (Instituto Brasileiro de administração Municipal), Rio de Janeiro, 2001.

SCHIO, R. – **“Caracterização Toxicológica de Produtos Domésticos que geram Resíduos Sólidos Perigosos e sua destinação no Município de Campo Grande”**-Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – Centro de Ciências Exatas e Tecnologia - Campo Grande MS, setembro, 2001.

ZAKON, A. – **A Sustentabilidade Integrada dos Processos de Co-Processamento, Ceramização e Incineração de Resíduos Sólidos perante a Legislação Ambiental** – palestra na 2ª Conferência Anual Atendendo os Requisitos Legais na Gestão Ambiental Adequando-se a Legislação Ambiental , Minimizando Responsabilidades, Estabelecendo Critérios Preventivos e Reduzindo Riscos, Internacional Business Communications, São Paulo, 19 e 20 de setembro de 2001.

CAPÍTULO 2

ATERROS PARA RESÍDUOS SÓLIDOS MUNICIPAIS E INDUSTRIAIS

2.1 – OS VAZADOUROS DE LIXO E RESÍDUOS INDUSTRIAIS

Existem quatro modalidades principais de vazadouros ou locais para lançamento de resíduos ou rejeitos sólidos municipais e específicos: lixões, aterro controlado, aterro sanitário e aterro de resíduos industriais perigosos. O lançamento em vazadouros é uma das opções para a destinação final do lixo. Existem diversos meios de se tratar o lixo, mas todos consomem alguma forma de energia para realizar tal tratamento. Parte dessa energia pode ser oriunda de processos de destruição térmica ou termodegradação de frações orgânicas do lixo através de queima, pirólise ou gasificação.

Segundo Silva e Zaidan, (2004 - citados por Santos, 2007) o aterro sanitário é a forma de dispor o lixo sobre o solo, compactando-o com trator, reduzindo-o ao menor volume permissível e recobrimo-o com camada de terra compactada, na frequência necessária (ao menos, diariamente), de modo a ocupar a menor área possível.

Os aterros controlados e sanitários são instalações utilizadas para a disposição dos resíduos sólidos. Muitos profissionais de Engenharia e gestores públicos entendem que os aterros podem ser considerados seguros para o controle da poluição ambiental. Porém, está cada vez mais difícil encontrar locais que possam comportar um aterro devido a sua extensão geográfica e a produção de alguns desconfortos como odor, presença de muitos caminhões de transporte do lixo, desgaste das pavimentações rodoviárias, levantamento de poeira, queda de lixo nas ruas ou estradas e a possível ocorrência de pragas entre outros. Outro fator importante é a inexistência de um controle rígido de emissões mesmo com a idealização da redução de lixo, através da reciclagem e do reaproveitamento de várias frações, ainda hoje predominantes no Município do Rio de Janeiro, onde é preferencial a disposição dos RSU's em aterro.

O lançamento de resíduos perigosos e não-perigosos tem sido cada vez mais difícil e custoso. Os critérios mais rigorosos de projeto de aterros receptores de resíduos sólidos referem-se aos resíduos industriais ou perigosos. Duvel (1979) descreveu na revista *Chemical Engineering*, edição July 2, 1979 os aspectos da escolha do local, os procedimentos de projeto e operacionais para aterros de resíduos industriais, incorporando conceitos e restrições indicados pelo "Resource Conservation and Recovery Act (RCRA)" ou Lei da Conservação e Restauração dos Recursos Ambientais.

2.2 – DOS LIXÕES PARA OS ATERROS SANITÁRIOS

Em algum momento da História das Civilizações, tentou-se esconder, jogar o lixo fora das cidades ou enterrá-lo. Admite-se que a disposição em lixões ocorreu em locais que apresentavam topografia naturalmente favorável, com erosões, grandes depressões ou ambiente similar. Porém, com o crescimento populacional e das grandes cidades em direção às áreas periféricas, seus habitantes anteriormente distantes desses lixões passaram a ficar mais próximos do lixo. E surgiram vários problemas de saúde incluindo os respiratórios, surgimento de vetores biológicos e águas contaminadas, resultante da lenta decomposição do lixo, com emissão de mau cheiro, gases e vapores, presença de urubus, corvos, etc.

Para evitar esses transtornos, as deposições de lixo foram recobertas com materiais considerados "inertes" e foram criados os "aterros controlados". Posteriormente com o desenvolvimento da tecnologia dos aterros sanitários, que incluía a preparação do terreno e a sua "impermeabilização" constatou-se que vários dos mesmos problemas ocorridos para o lixão se repetiam.

O desafio da limpeza urbana não consiste apenas em remover o lixo de logradouros e edificações, mas, principalmente em dar um destino final adequado aos resíduos coletados. Essa questão merece atenção porque, ao realizar a coleta de lixo de forma ineficiente, a prefeitura é pressionada pela população para melhorar a qualidade do serviço, pois se trata de uma operação totalmente visível aos olhos da população. Contudo, ao se dar uma destinação final inadequada aos resíduos, poucas pessoas serão diretamente incomodadas, fato este que não gerará pressão por parte da população (Monteiro e colaboradores, 2001).

Assim, diante de um orçamento restrito, como ocorre em grande número de municipalidades brasileiras, o sistema de limpeza urbana não hesitará em relegar a disposição final para o segundo plano, dando prioridade à coleta e à limpeza pública (Monteiro e colaboradores, 2001).

Por esta razão, é comum observar nos municípios de menor porte a presença de "lixões", ou seja, locais onde o lixo coletado é lançado diretamente no solo sem qualquer controle e sem quaisquer cuidados ambientais, poluindo tanto o solo, quanto o ar e as águas subterrâneas e superficiais das vizinhanças (Monteiro e colaboradores, 2001).

A Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, realizada pelo IBGE em 1989, gerou a tabela 2.1 que descreveu naquela época as diferentes destinações finais de resíduos sólidos no Brasil (Monteiro e colaboradores, 2001).

TABELA 2.1 - SITUAÇÃO DO DESTINO FINAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NAS REGIÕES BRASILEIRAS

(Monteiro e colaboradores, 2001)

REGIÕES	LIXÕES	ATERROS SANITÁRIOS	ATERROS CONTROLADOS	USINAS	OUTROS
Norte	89,70	3,67	3,99	2,58	0,06
Nordeste	90,67	2,25	5,45	0,74	0,89
Centro-Oeste	54,05	13,10	27,00	5,02	0,83
Sudeste	26,58	24,62	40,48	4,41	3,91
Sul	40,72	51,97	4,91	0,98	1,42
BRASIL	49,27	23,33	21,90	3,00	2,50

*valores em porcentagem da quantidade de lixo coletado nas cidades em 1989.

Em 2004, o IBGE classificou as destinações finais do lixo em:

1º) **Adequadas** - disposição em aterros sanitários, estações de triagem, reciclagem e compostagem, e sua incineração em equipamentos apropriados.

2º) **Inadequadas** - lançamento em lixões ou vazadouros a céu aberto, vazadouros em áreas alagadas, locais não fixos, queima a céu aberto sem nenhum tipo de equipamento, tendo registrado os dados contidos na Tabela 2.2 para o ano de 2000.

TABELA 2.2 - QUANTIDADE DE LIXO COLETADO POR TIPO DE DESTINAÇÃO FINAL, SEGUNDO AS GRANDES REGIÕES BRASILEIRAS – 2000

(IBGE, 2004)

QUANTIDADE DE LIXO COLETADA POR TIPO DE DESTINAÇÃO FINAL					
GRANDES REGIÕES	TOTAL (t/dia)	ADEQUADA		INADEQUADA	
		TOTAL (t/dia)	RELATIVO (%)	TOTAL (t/dia)	RELATIVO (%)
Norte	11 067,1	1 481,9	13,4	9 585,2	86,6
Nordeste	41 557,8	15 219,0	36,6	26 338,8	63,4
Sudeste	141 616,8	60 188,3	42,5	81 428,5	57,5
Sul	19 874,8	9 255,9	46,6	10 618,9	53,4
Centro-Oeste	14 296,5	6 341,7	44,4	7 954,8	55,6
BRASIL	228 413,0	92 486,8	40,50	135 926,2	59,5

O processo recomendado para a disposição adequada para o lixo domiciliar é o aterro, existindo dois tipos: os aterros sanitários e os controlados (Monteiro e colaboradores, 2001). Os aterros controlados e sanitários são instalações utilizadas para a disposição dos resíduos sólidos. A diferença básica entre um aterro sanitário e um aterro controlado é que este último prescinde da coleta e tratamento do chorume, assim como da drenagem e queima biogás. O aterro sanitário é um método para a disposição final dos resíduos sólidos urbanos, sobre terreno natural, através do seu confinamento em camadas cobertas com material inerte, geralmente solo, segundo normas operacionais específicas, de modo a evitar danos ao meio ambiente, em particular à saúde e à segurança pública. O aterro controlado também é uma forma de se confinar tecnicamente o lixo coletado sem poluir o ambiente externo, porém, sem coletar e tratar o chorume e a coleta e a queima do biogás (Monteiro e colaboradores, 2001).

2.3 – OS PROBLEMAS INERENTES AOS ATERROS DE LIXO

Aterros mal instalados, fechados, inativos ou em operação, representam uma constante fonte de contaminação. Os aterros sanitários possuem sistemas de coleta, drenagem e tratamento de emissões líquidas e gasosas, que são constantemente removidas e tratadas (vide Tabela 2.2).

Nos Estados Unidos, surgiram os primeiros protestos contra a instalação de aterros. O movimento tinha a sigla *NIMBY*. A sigla *NIMBY* é um acrônimo inglês (de *Not In My Back Yard*, que significa "não em meu quintal", em português) é uma expressão usada por urbanistas e profissionais da área norte-americanos, para descrever a oposição a certos projetos polêmicos ou que possam ser prejudiciais ao entorno (como construção ou expansão de estruturas ou zonas tais como aeroportos, uma estrada movimentada, um grande centro comercial ou um aterro sanitário) (WIKIPÉDIA, 2007).

Um sério problema que ocorre nos aterros sanitários é a formação de chorume, que é o líquido produzido pela massa orgânica do lixo durante o processo de degradação biológica. Este líquido em contato com a água da chuva, que percola a massa do aterro, gera o lixiviado tóxico, com valores elevados de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e DQO (Demanda Química de Oxigênio), traços de metais dissolvidos e amônia (Nascimento Filho, 2001).

Um dos desafios nos projetos de aterros sanitários é o tratamento do lixiviado uma vez que sua qualidade é alterada em função das características dos resíduos dispostos no aterro, de fatores relativos à área, de fatores climáticos e, sobretudo, com a idade do aterro. A maioria dos aterros brasileiros não possui nenhum tipo de tratamento para o lixiviado ou o trata de maneira ineficiente. Desta forma, é relevante o desenvolvimento de técnicas de tratamento eficientes na remoção da carga poluidora do lixiviado e que sejam compatíveis com a realidade técnica e econômica dos municípios (MANNARINO, 2006).

No Brasil, o chorume é coletado nos aterros sanitários e transportado, em caminhões pipa, para Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs), onde é submetido à degradação microbiológica. Após isso, o chorume é lançado, juntamente com o esgoto tratado em águas superficiais. Uma vez que são desconhecidas as identidades dos compostos presentes no chorume, não há como prever se este tratamento é efetivo (Nascimento Filho, 2001).

A identificação de compostos orgânicos em chorume é uma preocupação que vem motivando a pesquisa científica em nível mundial. Como exemplos podem ser citados trabalhos dedicados à identificação de carcinógenos, compostos orgânicos voláteis em atmosfera de aterros sanitários com e sem piscina para coleta de chorume, estrógenos ambientais, potencial de lixiviação de plastificantes como o dietilhexilftalato, testes de toxicidade e o desenvolvimento de sistemas de alto vácuo para a extração de orgânicos voláteis. (Nascimento Filho, 2001). A contaminação de água subterrânea por chorume tem conseqüências que perduram por tempo indefinido e são de difícil controle.

Além dos riscos ambientais, a disposição em aterros é desfavorecida devido aos altos custos para o recolhimento e transporte de lixo, e à escassez de áreas para sua correta destinação. É fundamental uma pesquisa visando à implementação de soluções que resultam na redução dessas quantidades.

Analisando-se a composição média desses resíduos, observa-se a presença de diversos materiais com relativo valor econômico. A partir da segregação na origem, através de algum sistema de coleta seletiva de lixo, torna-se possível agregar valor a esses materiais, promovendo a geração de renda aos participantes dos sistemas, como também, e principalmente, minimizando as quantidades de lixo dispostas no meio ambiente. (Pequeno, 2002). Os aspectos apresentados tornam recomendável o estudo do local que polua menos e que não acarrete gastos elevados.

**FIGURA 2.1 - TEMPO MÉDIO DE DECOMPOSIÇÃO DOS COMPONENTES DO LIXO
(COMLURB, 2007).**



2.4 – OS ATERROS SANITÁRIOS AINDA SÃO CONSIDERADOS SEGUROS NO BRASIL

Enquanto no Brasil, o uso de aterros é considerado adequado e seguro para a destinação final de lixo municipal, a Europa proibiu essa prática e já implementou 340 incineradores de grande porte em 18 países para co-gerar energia térmica e elétrica, com o intuito de banir o aterramento de descartes (www.cewep.com, 2007).

A União Européia prevê exigências técnicas estritas para os resíduos e os aterros, de modo a evitar e reduzir, na medida do possível, os efeitos negativos sobre o ambiente da deposição de resíduos em aterro. Segundo a Directiva 1999/31/CE do Conselho, de 26 de Abril de 1999, relativa à deposição de resíduos em aterro, deve-se: prevenir ou reduzir os efeitos negativos resultantes da deposição de resíduos em aterro, especialmente ambientais nas águas de superfície, águas subterrâneas, solo, atmosfera e saúde humana. Define pormenorizadamente as diferentes categorias de resíduos (resíduos urbanos, perigosos, não perigosos e inertes) e aplicam-se a todos os aterros, definidos como locais de eliminação de resíduos por deposição sobre o solo ou no seu interior.

Os aterros podem ser classificados em três categorias (DIRECTIVA, 1999):

1. Aterros para resíduos perigosos.
2. Aterros para resíduos não perigosos.
3. Aterros para resíduos inertes.

Em contrapartida, a directiva não se aplica:

1. Ao espalhamento de lamas no solo (incluindo as lamas provenientes de esgotos e as lamas resultantes de operações de dragagem).
2. À utilização de resíduos inertes em aterros para fins de construção ou de reordenamento;
3. À deposição de terra não poluída ou de materiais inertes não perigosos resultantes da prospecção ou extracção, tratamento ou armazenagem de recursos minerais ou da exploração de pedreiras.
4. À deposição de lamas de dragagem não perigosas nas margens de pequenos cursos de água de onde tenham sido dragadas e de lamas não perigosas nas águas superficiais, incluindo o leito e o subsolo.

Para evitar qualquer perigo é definido um procedimento uniforme de admissão dos resíduos:

1. Os resíduos devem sofrer um tratamento prévio antes de serem depositados em aterro.
2. Os resíduos perigosos que satisfazem os critérios da directiva devem ser encaminhados para um aterro de resíduos perigosos.
3. Os aterros para resíduos não perigosos devem ser utilizados para os resíduos urbanos e para os resíduos não perigosos.
4. Os aterros para resíduos inertes serão utilizados exclusivamente para resíduos inertes.

Não devem ser aceites nos aterros os seguintes resíduos:

1. Os resíduos líquidos.
2. Os resíduos inflamáveis.
3. Os resíduos explosivos ou inflamáveis.
4. Os resíduos infecciosos provenientes de estabelecimentos hospitalares ou clínicas.
5. Os pneus usados, salvo excepções.
6. Qualquer outro tipo de resíduos que não satisfaça os critérios de admissão definidos no Anexo II do documento.

A directiva estipula um processo de autorização para exploração de um aterro.

O pedido de licença deverá incluir as seguintes informações:

1. A identificação do requerente e eventualmente do operador.
2. A descrição dos tipos e quantidade total de resíduos a depositar.
3. A capacidade do aterro.
4. A descrição do local.
5. Os métodos propostos de prevenção e redução da poluição.
6. O plano de exploração, acompanhamento e controle.
7. O plano de encerramento e de manutenção após encerramento.
8. A garantia financeira por parte do requerente.
9. Estudo de impacto ambiental, se necessário, em aplicação da Directiva [85/337/CEE](#) do Conselho relativa à avaliação dos efeitos de determinados projetos públicos e privados no ambiente.

Os Estados-Membros deverão velar de modo a que os aterros existentes apenas possam continuar a funcionar se derem cumprimento, o mais rapidamente possível, ao disposto na directiva. De três em três anos, os Estados-Membros deverão apresentar à Comissão um relatório relativo à aplicação da directiva (DIRETIVA 1999).

2.5 – PROCESSOS DE DIGESTÃO ANAERÓBICA NO INTERIOR DOS DEPÓSITOS DE LIXO

Os processos anaeróbicos naturais ocorrem comumente em ambientes onde a entrada do oxigênio é dificultada, como por exemplo: águas servidas ou esgotos, cadáveres e carcaças de animais e lixo soterrado. Tais procedimentos são algumas vezes percebidos pelo cheiro desagradável que emanam, uma vez que a respiração das bactérias é realizada através do SO_2 , elemento responsável pela produção do H_2S (cheiro característico de ovo podre) (Monteiro e colaboradores, 2001).

Dentro do aterro, o resíduo sólido municipal sofre uma decomposição promovida por bactérias, que metabolizam a matéria orgânica produzindo dióxido de carbono (CO₂) a partir de um agente receptor de elétrons. Esse processo de decomposição consiste na respiração das bactérias. Os aterros sanitários são cobertos com argila ou materiais terrosos e compactados com tratores, para minimizar a passagem de vetores patogênicos em direção aos resíduos. Da mesma forma, o oxigênio atmosférico também encontra dificuldade em entrar em contato com o lixo soterrado e sua concentração diminui até valores não significativos no interior das frações enterradas, à medida que a matéria orgânica é oxidada. Mesmo na ausência de oxigênio, as bactérias facultativas - que podem viver tanto em condições aeróbias (presença de oxigênio), quanto em condições anaeróbias (ausência de oxigênio) - assim como as bactérias estritamente anaeróbias, promovem a degradação da matéria orgânica, usando para isso espécies receptoras de elétrons como Mn (IV), nitrato (NO³⁻), Ferro (III) e o sulfato (SO₄⁻²). Finalmente na escassez destes, uma fração da matéria orgânica se reduz produzindo metano, onde o carbono apresenta seu menor número de oxidação (-4), enquanto parte da matéria orgânica, que transferiu elétrons para a formação do metano, é transformada em CO₂, caracterizando a digestão anaeróbica do resíduo (Revista Gerenciamento Ambiental, 2002).

A capacidade de oxidação de diferentes espécies receptoras de elétrons está associada ao ganho energético proveniente de cada reação, onde o oxigênio participa como a espécie química que pode propiciar a maior variação de energia livre associada, que é dado numericamente, pela subtração do valor energético contido nos produtos pelos contidos nos reagentes. Se esse resultado é negativo, é porque houve a liberação de energia para o ambiente exterior, ou seja, os produtos encerram um conteúdo energético menor do que o dos reagentes. Essa energia liberada é utilizada pelos microorganismos que promove reações vitais para eles.

Quanto maior a quantidade de energia liberada, no caso das reações intermediadas por microorganismos, melhor é o processo do ponto de vista bioquímico, pois maior será a relação entre a energia obtida para a manutenção dos processos finais e a quantidade de substrato metabolizado (Revista Gerenciamento Ambiental, 2002).

Uma vez dentro do aterro, a matéria orgânica não está imediatamente pronta para transformar-se em metano e dióxido de carbono. Condições ambientais adequadas de pH e temperatura têm um importante efeito sobre a sobrevivência e o crescimento dos microorganismos. Geralmente a otimização do crescimento ocorre dentro de uma estreita faixa de valores de pH e temperatura. Geralmente o pH ótimo para o crescimento dos microorganismos situa-se entre 6,5 e 7,5, embora danos às suas estruturas celulares só sejam observadas a pH superiores à 9 e inferiores a 4,5.

De acordo com as temperaturas que as bactérias atuam de modo mais eficiente na degradação de matéria orgânica, elas são classificadas como *criofílicas* (-10 a 30 °C), *mesofílicas* (20 a 50 °C) e *termofílicas* (45 a 75°C) (Revista Gerenciamento Ambiental, 2002).

Na decomposição anaeróbica de resíduos, muitos microorganismos trabalham em conjunto para converter a porção orgânica de tais resíduos em produtos estáveis.

Em uma primeira fase denominada *hidrólise*, um grupo de bactérias é responsável por hidrolisar material orgânico polimérico, lipídeos e materiais de altos pesos moleculares transformando-os em açúcares, aminoácidos, peptídeos e compostos relacionados, onde a atuação de enzimas é de fundamental importância (Revista Gerenciamento Ambiental, 2002).

A segunda fase completa a transformação dos produtos da primeira etapa em ácidos graxos de cadeia longa, ácidos propiônico e butírico, além de uma parcela de ácidos fórmico e acético. Nessa etapa, a razão entre as formas protonadas e desprotonadas dos ácidos será fruto da constante de ionização da cada ácido envolvido e do pH do meio (Revista Gerenciamento Ambiental, 2002).

A terceira etapa denominada comumente de acidogênese envolve a transformação dos ácidos de cadeias que contém mais que três átomos de carbono em ácidos acéticos e fórmicos. Finalmente um quarto grupo de bactérias denominadas metanogênicas converte os produtos da terceira etapa em metano (Revista Gerenciamento Ambiental, 2002).

A descrição do processo em quatro etapas é uma simplificação dos complexos mecanismos envolvidos nos metabolismo anaeróbicos.

Acredita-se que mais de 130 espécies de diferentes microorganismos podem coexistir dentro de um mesmo reator dentre eles espécies de bactérias, fungos, leveduras e actinomicetos (Revista de Gerenciamento Ambiental, 2002).

Os produtos apontados em cada etapa são predominantes, porém não são os únicos a serem obtidos. Uma ilustração dessa complexidade é demonstrada pelo fato de que não são apenas os ácidos fórmicos e acéticos os substratos que levam a formação do metano. De uma forma geral, as etapas de digestão anaeróbica de resíduo podem ser vistas no esquema de reações químicas representadas abaixo (Henriques,2004):

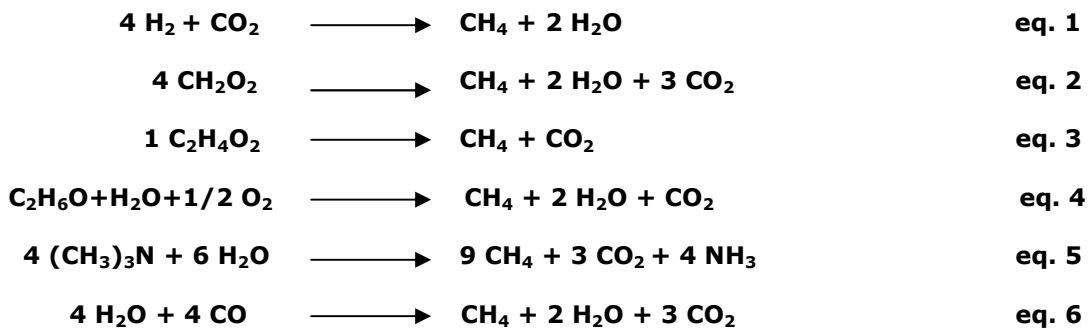
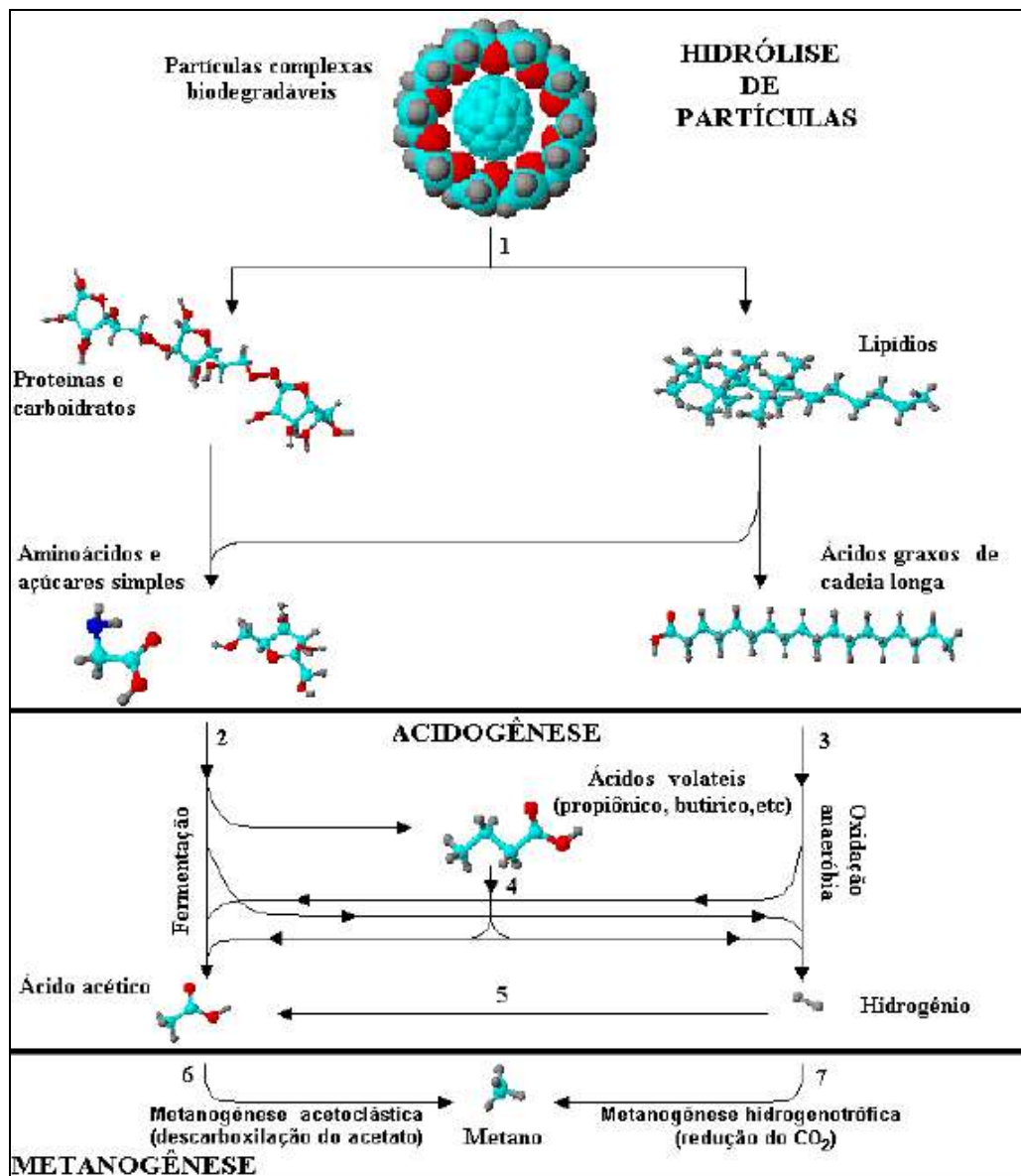


FIGURA 2.2 – ETAPAS DA BIODEGRADAÇÃO (Henriques, 2004)



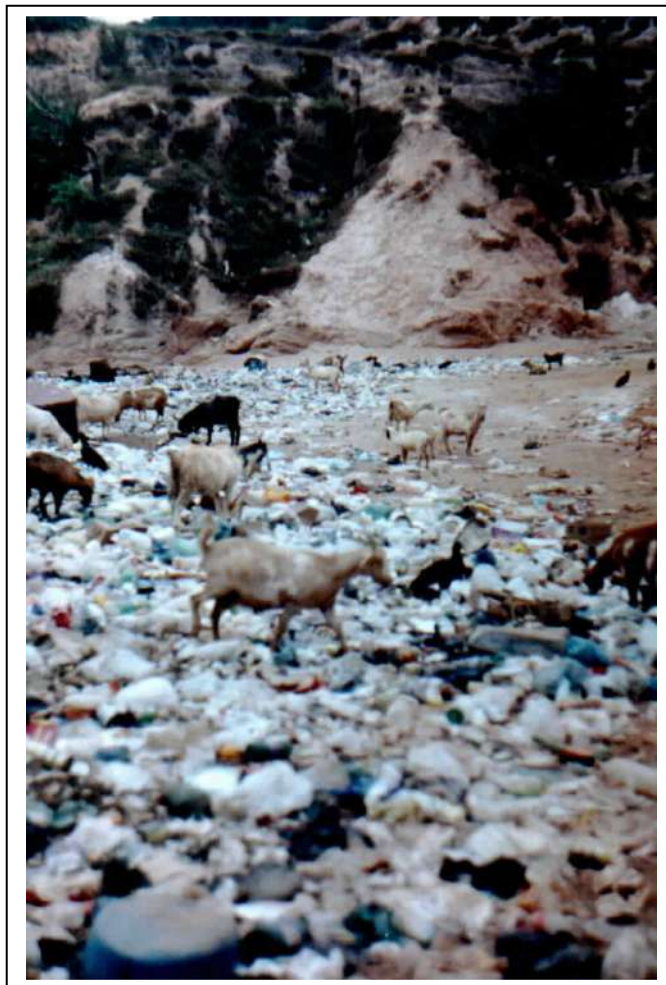
2.6 - LIXÕES NÃO OBEDECEM A CRITÉRIOS DE PROJETO DE ENGENHARIA

O lixão é a forma mais comum ou inadequada de disposição dos resíduos sólidos. Não é um aterro, pois resulta do descarregamento de caminhões ou carrinhos contendo descartes diversos de forma desordenada ou uma mera disposição de lixo a céu aberto, sem nenhum critério de proteção ambiental, nem mesmo a separação dos resíduos de saúde e industrial (D'Almeida e Vilhena, 2000 - citado por Campos, 2005).

Essa ausência de critérios de proteção ambiental dos lixões permite o livre acesso de vetores biológicos, condutores de doenças como moscas, mosquitos, baratas e ratos ao lixo. Além disso, os incêndios naturais, decorrentes da oxidação de substâncias diversas em dias de ausência de ventos e temperaturas elevadas são freqüentes, dentro desses lixões, que são ilegais, que infelizmente ainda existem em todo o município do Rio de Janeiro. Os lixões contaminam a água, o ar e o solo, pois a decomposição de lixo produz chorume que percola o solo. De fato, esse recurso é um meio aparentemente mais econômico de disposição de lixo, pois não implica em custos de tratamento nem controle das deposições. Existem pessoas que argumentam ser uma solução aceitável se provisória, porém é um recurso condenável, porque é imprevisível avaliar previamente ou controlar os efeitos da deposição aleatória de lixo em algum local não preparado para recebê-lo de modo tentativamente seguro.

FIGURA 2.3 – FOTOGRAFIA DO LIXÃO DO RIO CAPARAO (MG), EM 2003

(Foto: Autor desconhecido - X-Simposio Brasileiro de geografia e física aplicada, UERJ. extraído de <http://geografia.igeo.uerj.br>, em outubro de 2007)



2.7 – CRITÉRIOS DE PROJETO PARA OS ATERROS CONTROLADOS

O aterro controlado consiste na disposição de resíduos em locais sem impermeabilização na base, mas esse resíduo recebe uma camada de terra em cima em cada célula ou área específica ou por dia de trabalho terminado. Esse procedimento não contempla um sistema de coleta dos resíduos líquidos gerados ("chorume"), através de um sistema de impermeabilização dos materiais infiltrantes, e em determinados casos, da construção de tubos canalizadoras de gases, para o tratamento do biogás através da queima. Esse tipo de destinação ou vazadouro de lixo resulta em uma poluição localizada. O Aterro de Municipal de Gramacho é o maior aterro controlado de destinação de lixo utilizado pela Prefeitura do Município do Rio de Janeiro, e recebe da Comlurb o seu maior percentual do lixo coletado (Campos, 2005).

FIGURA 2.4 – ALGUMAS INSTALAÇÕES DO ATERRO MUNICIPAL DE GRAMACHO

(Fotografias de Rafaela Mantovanelli, em 06 de julho de 2007)



2.8 – CRITÉRIOS DE PROJETO PARA OS ATERROS SANITÁRIOS

2.8.1 – Seleção de locais para implantar aterros sanitários

A escolha de um local para a implantação de um aterro sanitário não é tarefa simples. O alto grau de urbanização das cidades, associado a uma ocupação intensiva do solo, restringe a disponibilidade de áreas próximas aos locais de geração de lixo e com dimensões requeridas para se implantar um aterro sanitário que atenda às necessidades dos municípios. Além desse aspecto, há que se levar em consideração outros fatores, como os parâmetros técnicos das normas e diretrizes federais, estaduais e municipais, os aspectos legais das três instâncias governamentais, planos diretores dos municípios envolvidos, pólos de desenvolvimento locais e regionais, distâncias de transporte, vias de acesso e os aspectos político-sociais relacionados com a aceitação do empreendimento pelos políticos, pela mídia e pela comunidade. (Monteiro e colaboradores, 2001).

Por outro lado, os fatores econômico-financeiros não podem ser relegados a um plano secundário, uma vez que os recursos municipais devem ser sempre usados com muito equilíbrio. Por isso, os critérios para se implantar adequadamente um aterro sanitário são muito severos, havendo necessidade de se estabelecer uma cuidadosa priorização dos mesmos. (Monteiro e colaboradores, 2001).

2.8.2 – Critérios de seleção das áreas disponíveis para aterros sanitários

Os critérios são divididos em três grandes grupos: técnicos, econômico-financeiros e político-sociais (Monteiro e colaboradores, 2001).

TABELA 2.3 - CRITÉRIOS PARA SELECIONAR LOCAIS PARA ATERROS SANITÁRIOS

(Monteiro e colaboradores, 2001)

CRITÉRIOS	OBSERVAÇÕES
Uso do solo	As áreas têm que se localizar numa região onde o uso do solo seja rural (agrícola) ou industrial e fora de qualquer Unidade de Conservação Ambiental.
Proximidade a cursos d'água relevantes	As áreas não podem se situar a menos de 200 metros de corpos d'água relevantes, tais como, rios, lagos, lagoas e oceano. Também não podem estar menos de 50 metros de qualquer corpo d'água inclusive valas de drenagem que pertencem ao sistema de drenagem municipal ou estadual.
Proximidade a núcleos residenciais urbanos	As áreas não devem se situar a menos de mil metros de núcleos residenciais urbanos que abriguem 200 ou mais habitantes.
Proximidade a aeroportos	As áreas não podem se situar próximas a aeroportos ou aeródromos e devem respeitar a legislação em vigor.
Distância do lençol freático	As distâncias mínimas recomendadas pelas normas federais e estaduais são as seguintes: Para aterros com impermeabilização inferior através da manta plástica sintética, a distância do lençol freático à manta não poderá ser inferior a 1,5 metros. Para aterros com impermeabilização inferior através da camada de argila, a distância do lençol freático à camada impermeabilizante não poderá ser inferior a 2,5 metros e a camada impermeabilizante deverá ter um coeficiente de permeabilidade menor que 10^{-6} cm.
Vida útil mínima	É desejável que as novas áreas de aterro sanitário tenham, no mínimo, cinco anos de vida útil.
Permeabilidade do solo natural	É desejável que o solo do terreno tenha uma certa impermeabilidade natural, com vistas a reduzir as possibilidades de contaminação do aquífero. As áreas selecionadas devem ter características argilosas e jamais deverão ser arenosas.
Extensão da bacia de drenagem	A bacia de drenagem das águas pluviais deve ser pequena, de modo a evitar o ingresso de grandes volumes de água de chuva na área do aterro.
Facilidade de acesso a veículos pesados	O acesso ao terreno deve ter pavimentação de boa qualidade, sem rampas íngremes e sem curvas acentuadas, de forma a minimizar o desgaste dos veículos coletores e permitir seu livre acesso ao local de vazamento mesmo na época de chuvas muito intensas.
Disponibilidade de material de cobertura	Preferencialmente, o terreno deve possuir ou se situar próximo a jazidas de material de cobertura, de modo a assegurar permanente cobertura do lixo de baixo custo.

Observação: É importante que se frise o aspecto da vida útil do aterro, uma vez que é grande a dificuldade de se encontrar novos locais, próximos às áreas de coleta, para receber o volume de lixo urbano gerado no Município, em face da rejeição natural que a população tem de morar perto de um local de disposição de lixo.

TABELA 2.4 – CRITÉRIOS ECONÔMICOS PARA SELECIONAR LOCAIS DE ATERROS

(Monteiro e colaboradores, 2001)

CRITÉRIOS	OBSERVAÇÕES
Distância do centro geométrico de coleta	É desejável que o percurso de ida (ou volta) que os veículos de coleta fazem até o aterro, através das ruas e estradas existentes, seja o menor possível, com vistas a reduzir o seu desgaste e o custo de transporte de lixo.
Custo de aquisição do terreno	Se o terreno não for de propriedade da prefeitura, deverá estar, preferencialmente, em área rural, uma vez que o seu custo de aquisição será menor do que o de terrenos situados em áreas industriais.
Custo de investimento em construção e infra-estrutura	É importante que a área escolhida disponha de infra-estrutura completa, reduzindo os gastos de investimento em abastecimento de água, coleta e tratamento de esgotos, drenagem de águas pluviais, distribuição de energia elétrica e telefonia.
Custos com a manutenção do sistema de drenagem	A área escolhida deve ter um relevo suave, de modo a minimizar a erosão do solo e reduzir os gastos com limpeza e manutenção dos componentes do sistema de drenagem.

TABELA 2.5 - CRITÉRIOS POLÍTICO-SOCIAIS PARA SELECIONAR LOCAIS DE ATERROS

(Monteiro e colaboradores, 2001)

CRITÉRIOS	OBSERVAÇÕES
Distância de núcleos urbanos de baixa renda	Aterros são locais que atraem pessoas desempregadas, de baixa renda ou sem outra qualificação profissional, que buscam a catação do lixo como forma de sobrevivência e que passam a viver desse tipo de trabalho em condições insalubres, gerando, para a prefeitura, uma série de responsabilidades sociais e políticas. Por isso, caso a nova área se localize próxima a núcleos urbanos de baixa renda, deverão ser criados mecanismos alternativos de geração de emprego e/ou renda que minimizem as pressões sobre a administração do aterro em busca de oportunidade de catação. Entre tais mecanismos poderão estar iniciativas de incentivo à formação de cooperativas de catadores, que podem trabalhar em instalações de reciclagem dentro do próprio aterro ou mesmo nas ruas da cidade, de forma organizada, fiscalizada e incentivada pela prefeitura.
Acesso à área através de vias com baixa densidade de ocupação	O tráfego de veículos transportando lixo é um transtorno para os moradores das ruas por onde estes veículos passam, sendo desejável que o acesso à área do aterro passe por locais de baixa densidade demográfica.
Inexistência de problemas com a comunidade local	É desejável que, nas proximidades da área selecionada, não tenha havido nenhum tipo de problema da prefeitura com a comunidade local, com organizações não-governamentais (ONG'S) e com a mídia, pois esta indisposição com o poder público irá gerar reações negativas à instalação do aterro.

2.8.3 – Priorização dos critérios de seleção dos locais para aterrar lixo

TABELA 2.6 – HIERARQUIZAÇÃO DOS CRITÉRIOS DE SELEÇÃO DE LOCAIS DE ATERROS

(Monteiro e colaboradores, 2001)

CRITÉRIOS	PRIORIDADE
Atendimento ao SLAP* e à legislação ambiental em vigor	1
Atendimento aos condicionantes político-sociais	2
Atendimento aos principais condicionantes econômicos	3
Atendimento aos principais condicionantes técnicos	4
Atendimento aos principais condicionantes econômicos	5
Atendimento aos principais condicionantes técnicos	6
* Sistema de Licenciamento de Atividades Poluidoras	

2.8.4 – Seleção da melhor área para aterro

O local selecionado para se implantar um aterro sanitário deve ser aquele que atenda ao maior número de critérios, dando-se ênfase aos critérios de maior prioridade (Monteiro e colaboradores, 2001).

A seleção da melhor área para implantação do aterro sanitário deve ser precedida de uma análise individual de cada área selecionada com relação a cada um dos diversos critérios apresentados, fornecendo-se a justificativa que permita considerar o critério "totalmente atendido", "atendido parcialmente através de obras" ou "não atendido" (Monteiro e colaboradores, 2001).

2.8.5 – Ponderação do atendimento aos critérios

Para que se possa efetuar a escolha da melhor área, é necessário que se fixem pesos, tanto para as prioridades, quanto para o atendimento aos critérios selecionados, como se mostra na tabela 2.8.

TABELA 2.7 – PESO DOS CRITÉRIOS E DO TIPO DE ATENDIMENTO EM PROJETOS DE ATERROS DE LIXO

(Monteiro e colaboradores, 2001)

Pesos dos critérios e do tipo de atendimento	
PRIORIDADE DOS CRITÉRIOS	PESO
1	10
2	6
3	4
4	3
5	2
6	1
TIPO DE ATENDIMENTO	PESO
Total	100,00%
Parcial ou com obras	50,00%
Não atendido	0,00%

Para melhor entendimento, é apresentado o exemplo de um Município que deve escolher entre três áreas selecionadas com as características fornecidas na tabela 2.9.

TABELA 2.8 - PONTUAÇÃO DAS ÁREAS DISPONÍVEIS PARA ATERROS DE LIXO

(Monteiro e colaboradores, 2001)

Características das áreas				
CRITÉRIOS	PRIORIDADES	ATENDIMENTO		
		ÁREA 1	ÁREA 2	ÁREA 3
Proximidade a cursos d'água	1	T	T	T
Proximidades a núcleos residenciais	1	T	T	P
Proximidade a aeroportos	1	T	T	T
Distância do lençol freático	1	P	P	T
Distância de núcleos de baixa renda	2	T	T	P
Vias de acesso com baixa ocupação	2	P	P	P
Problemas com a comunidade local	2	N	P	T
Aquisição de Terreno	3	P	P	T
Investimento em infra-estrutura	3	T	T	P
Vida útil mínima	4	P	T	T
Uso do solo	4	T	T	T
Permeabilidade do solo natural	4	P	P	P
Extensão da bacia de drenagem	4	P	P	T
Acesso a veículos pesados	4	T	P	P
Material de cobertura	4	N	P	T
Manutenção do sistema de drenagem	5	P	P	T
Distância ao centro da coleta.	6	T	P	P

Nota: T= Atende integralmente, P= Atende parcialmente, N= Não atende

Um tratamento de impermeabilização do solo precede o recebimento do lixo num aterro sanitário, predominantemente utilizado para a disposição de resíduos sólidos domésticos e industriais, o qual incorpora sistemas de drenagem para chorume. É considerada uma solução mais econômica, porque pode ocupar áreas anteriormente degradadas, como antigas minerações. Mas, um aterro sanitário possui uma vida útil curta, de aproximadamente 15 anos.

Dentre as definições atribuídas para os aterros sanitários, o projeto de Norma Técnica 1:63. 01-001 de 27 de outubro 1987 da ABNT admitia que constituíssem uma forma de disposição final de resíduos urbanos no solo, através do confinamento em camadas cobertas com material inerte, geralmente solo, segundo normas operacionais específicas, de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança, minimizando os impactos ambientais.

2.8.6 – Locais para despejo e aterramento de lixo

Dependendo da disponibilidade ou escolha do local do terreno, existem três tipos de sítios de aterramento (Campos, 2005).

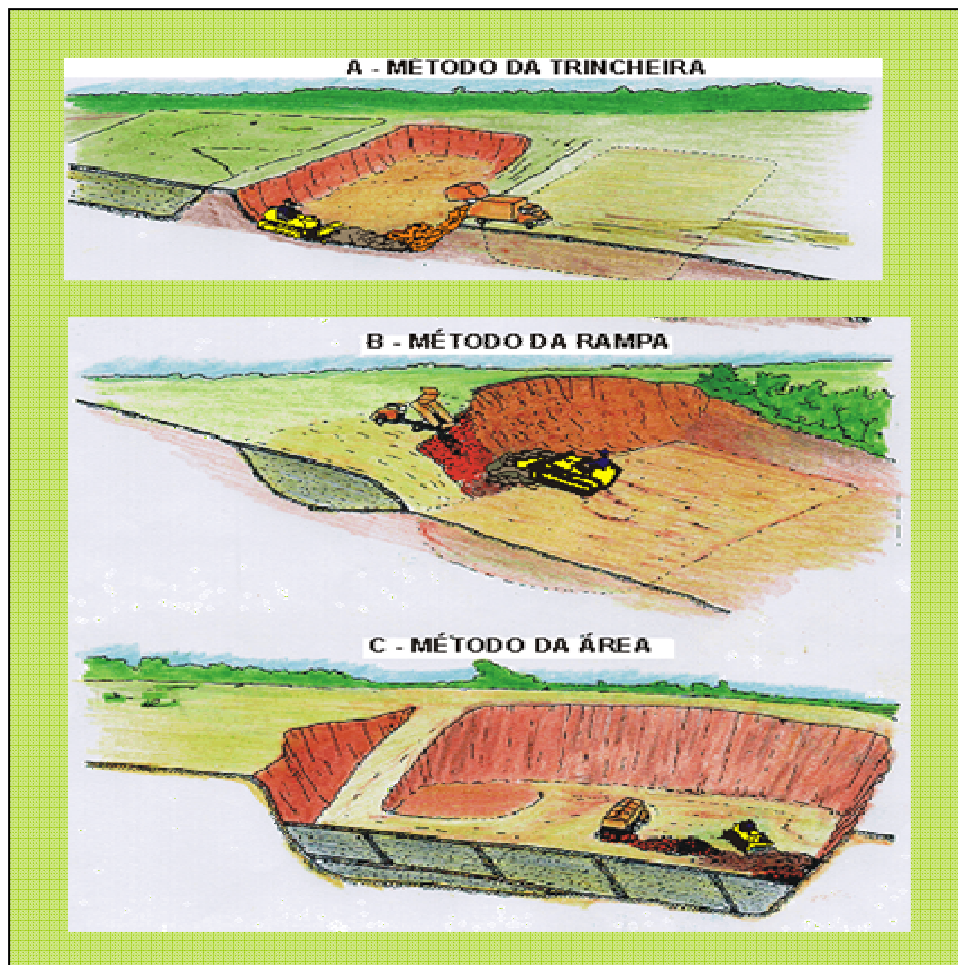
1º - Trincheira - utilizado em áreas de topografia plana e suave;

2º - Rampa - utilizado em locais de pouca declividade e que apresentam disponibilidade de coberturas;

3º - Área baixa - de topologia regular, onde o lençol freático fica próximo à superfície.

FIGURA 2.5 – MÉTODO DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM ATERROS

(Campos, 2005)



2.8.7 – Critérios de zoneamento para lançamento dos rejeitos

O zoneamento de descartes é elaborado de acordo com sua origem, entendendo-se que os resíduos não sejam misturados. Esses locais são catalogados de maneira a identificar facilmente o local de disposição de um resíduo caso haja algum problema.

2.8.8 – Critérios de preparação do terreno de lançamento dos resíduos

1º - A preparação da área envolve a impermeabilização e o nivelamento do terreno. Posteriormente, inicia-se a preparação do sistema de drenagem para captar o chorume (ou percolato) para conduzi-lo ao tratamento químico e para ser aspergido sobre as vias de circulação de caminhões.

2º - As áreas limítrofes devem possuir cercas vivas para auxiliar no impedimento da proliferação dos odores e poluição visual. Geralmente, essa vegetação é constituída principalmente de eucaliptos que crescem rapidamente e são de grande porte.

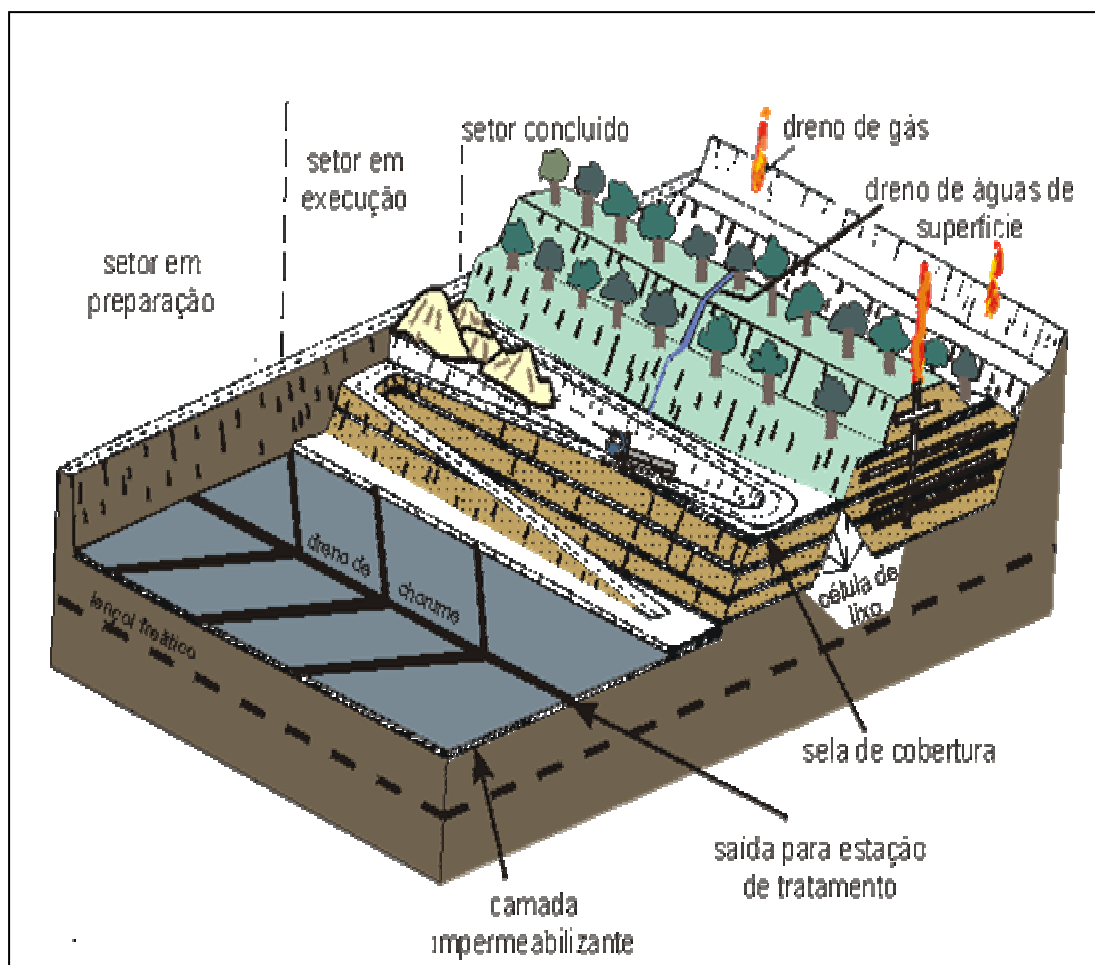
3º - O local onde deve ser construído o aterro sanitário deve ser argiloso, com impermeabilidade inferior a 10 centímetros por segundo, para evitar que o percolato atinja o lençol freático.

4º - Para o caso de resíduos perigosos, o solo deve ser impermeabilizado completamente, usando-se argilas selecionadas na região, lonas, mantas poliméricas ou camadas de concreto. Assim, os resíduos comuns e perigosos são separados de acordo com as suas características e depositados separadamente.

5º - Antes de ser depositado, qualquer resíduo é pesado.

FIGURA 2.6 – ESQUEMA ILUSTRATIVO DO ATERRO SANITÁRIO

(www.rc.unesp.br/igce/aplicada/ead/residuos/res13.html Proin/Capes & Unesp/IGCE, 1999)



2.8.9 – Métodos de lançamento do lixo num aterro sanitário

Os caminhões de lixo e tratores podem descarregar e distribuir os resíduos sólidos segundo as seguintes opções:

- 1º - Acomodação em células;**
- 2º - Deposição em camadas superpostas ou de sanduíche;**
- 3º - Por descarga.**

2.8.10 – Métodos de tratamento ou destinação do chorume

- 1º - Recirculação ou irrigação:** consiste em irrigar a terra com o chorume, que a percola, para que os microorganismos presentes no lixo possam decompor o percolado.
- 2º - Tratamento em lagoas de estabilização:** promove a decomposição da matéria orgânica por microorganismos por processos aeróbico e anaeróbico.
- 3º - Tratamentos químicos:** utilizam reagentes para neutralizar, precipitar e oxidar poluentes.
- 4º - Tratamento em filtros biológicos:** usa a descarga contínua ou intermitente de despejos poluídos através de um meio biológico ativado depositado em tanques recheados com brita (pedras quartzos). Os filtros podem ser aeróbicos e anaeróbicos.
- 5º - Tratamento em estações de esgotos municipais:** os líquidos percolados são encaminhados e tratados juntamente com os esgotos urbanos.

2.9 – CRITÉRIOS AMERICANOS PARA ATERROS DE RESÍDUOS PERIGOSOS

Conforme foi abordado no início do presente Capítulo II, os critérios mais rigorosos de projeto de aterros receptores de resíduos sólidos referem-se aos resíduos industriais ou perigosos. Duvel (1979) descreveu na revista *Chemical Engineering*, edição July 2, 1979 os aspectos da escolha do local, os procedimentos de projeto e operacionais para aterros de resíduos industriais, incorporando conceitos e restrições indicados pelo "Resource Conservation and Recovery Act (RCRA)" ou Lei da Conservação e Restauração dos Recursos Ambientais.

Os regulamentos propostos no RCRA foram concebidos para modificar completamente as práticas de descarte no solo das indústrias de processos químicos. Assim, todos os locais dos aterros devem submeter-se ao Subtítulo D dos critérios para aterros sanitários (que tornaram proscritas as depressões ou cavas abertas ao ar livre). Se um local acolher resíduos perigosos, terá de submeter-se às exigências adicionais do Subtítulo C (ver Chem. Eng., Jan. 29, p.80) (Duvel, Jr., 1979).

Basicamente, o RCRA exige que os aterros sejam projetados, construídos e operados de modo que as descargas sejam minimizadas ou não ocorram. O aterro de resíduos perigosos constitui uma operação muito específica em cada local, que requer um pré-planejamento compreensivo para evitar custos ou circunstâncias irreparáveis – tais como comprar e preparar um terreno e não ser capaz de usá-lo. Em última análise, o sucesso de um aterro depende do pessoal de sua operação (Duvel, Jr., 1979).

Diante das dimensões crescentes da produção de resíduos sólidos municipais, industriais, minero-metalúrgicos e nucleares que estão afetando o meio-ambiente, tornou-se imperativo incluir na presente abordagem todo o contexto do trabalho de Duvel, Jr. porque está diretamente relacionado com as possíveis atividades profissionais de Químicos Industriais e Engenheiros Químicos que enfrentarão e solucionarão diversos desafios do lixo.

2.9.1 - Considerações fundamentais para planejar aterros de resíduos perigosos

Antes de se planejar o projeto de um aterro ou qualquer instalação de destinação de resíduos perigosos, três fundamentos devem ser considerados (Duvel, Jr., 1979):

1º - O sistema de destinação não pode interferir com a operação da fábrica ou planta de processo. O lançamento é essencialmente um serviço ou função de serviço. Um bom pré-planejamento exige que:

- O local de despejo (ou locais) deve ser grande e suficiente para acomodar todo os resíduos que são gerados na fábrica. É recomendável garantir um local adequado para futura expansão.
- Convém planejar suficientes equipamentos redundantes ou planos de manejo de emergência ou contingenciados que possam garantir a aceitação de resíduos a qualquer momento.
- Depósitos de compensação e equalização devem ser construídos para possibilitar a acomodação de quantidades variáveis de resíduos devido às possíveis variações da produção e processo fabril.
- O sistema de lançamento deve ser operacional em todas as condições climáticas. Se isso for impraticável, uma estocagem suficiente deve ser providenciada para acolher os resíduos até que as operações prossigam.

2º - A área de aterro deve ser estruturada, ambientalmente aceitável e permanente. O aterro não pode estar sujeito a inundações, desmoronamentos, descolamento de camadas ou qualquer fenômeno externo ou interno de deslocamento. Não pode provocar poluição de águas, ar ou barulhos ou colocar em risco a saúde pública.

3º - O sistema de lançamento deve estar em conformidade com todas as exigências legais e regulatórias, nomeadamente, regulamentos RCRA (que incluem os programas de autorização federal) e qualquer exigência estadual ou local, adicional ou mais detalhada.

2.9.2 – Volume e características dos resíduos para lançamento em aterros

É absolutamente essencial determinar (ou, pelo menos, estimar) o volume de despejos, a capacidade de produção, e as propriedades físicas, químicas e de engenharia (desempenho). Essas informações são exigidas pela RCRA e são necessárias para calcular as demandas de espaço, estimar as demandas de cobertura ou revestimento (se existirem), determinar as necessidades de recursos humanos e equipamentos, e planejar a seqüência e o método de lançamento ou descarregamento (Duvel, Jr., 1979).

É especialmente importante definir os riscos de explosão, corrosão, reações químicas, toxidez e volatilização, associados com os resíduos, conforme definidos pelos regulamentos da RCRA Sect. 3001 (43 Fed. Reg., Dec 18, 1978, p. 58954). Esses riscos são geralmente de uma natureza imediata e são relativamente fáceis de determinar. O Dispositivo (Sect.) 3004 propõe regras proibitivas, com exceções em intervalos específicos, o despejo de resíduos inflamáveis, reativos e voláteis, e líquidos, semi-sólidos e lamas. Os resíduos não devem ser incompatíveis, isto é, tornarem-se explosivos, corrosivos, reativos ou tóxicos ou liberar fumos e gases ou vapores quando misturados. (Uma tabela dos resíduos potencialmente incompatíveis é fornecida no Apêndice I dos dispositivos de regulamentação do Sect. 3004, p. 59018) (Duvel, Jr., 1979).

Sob uma perspectiva de engenharia, a questão importante é se o resíduo material pode ser movido convenientemente com equipamento convencional de remoção de solo, tipo escavadoras ("bulldozer"), motoniveladoras ("grader") ou carregadores ("loader"). Se não for possível, as propriedades dos resíduos devem ser modificadas por operações que incluem: desumidificação, mistura com absorventes secos (tipo cinzas volantes ou solo), fixação química ou alguma combinação dessas atividades. Se os resíduos não estiverem completamente secos quando lançados, deverá ser trabalhável e estável após ser seco e /ou misturado com outros materiais no local. Um ensaio normalmente conveniente para avaliar a trabalhabilidade total é o "Teste de consistência" ("SLUMP TEST" - ASTM test C-143-74) usado para misturas de concreto em obras de construção civil (Duvel, Jr., 1979).

Os resíduos de aterros devem apresentar estabilidade a longo prazo. Em geral, é recomendável determinar as propriedades físicas, químicas e de desempenho listadas na Tabela 2.10. A maioria dos casos não requer que todas as propriedades sejam determinadas, porém, esse tipo de informação é geralmente útil para determinar a capacidade de compactação, a resistência a cargas de compressão e à estabilidade da inclinação (adaptado de Duvel, Jr., 1979).

TABELA 2.9 - PROPRIEDADES DOS RESÍDUOS ATERRADOS INFLUENTES NA ESTABILIDADE A LONGO PRAZO

(Duvel, Jr., 1979)

1- Teor de umidade (%)
2- Teor de sólidos (% p/p)
3 - Densidade aparente seca (lb/ft³)
4- Permeabilidade (cm/s)
5- Índice de compressão
6-Resistência ao cisalhamento
7- Resistência à compressão não confinada
8- Densidade dos sólidos
9- Distribuição granulométrica
10-Limite líquido *
11-Limite plástico **
Obs.: * O limite líquido é aquele acima do qual o solo se comporta como fluido (Vieira, M.L. 2006, extraído de http://www.ppgagro.upf.br , em outubro de 2007). ** O limite plástico é o valor do conteúdo de água abaixo do qual o solo se apresenta friável (Vieira, M.L. 2006, extraído de http://www.ppgagro.upf.br , em outubro de 2007).

2.9.3 - Critérios de seleção de local para aterros de resíduos perigosos

As duas instâncias gerais para os critérios de seleção de um local são: 1º) uma nova instalação de lançamento ou aterramento em conjunto com uma nova planta de processo químico industrial (ou fonte de resíduos sólidos), e 2º) uma instalação nova ou expandida associada com uma unidade fabril existente. Para novas unidades fabris, é essencial para a localização a análise de alguns fatores, como por exemplo, a disponibilidade de água, matérias-primas e transporte. Para plantas de processo industrial existentes, a localização é essencialmente predeterminada porque as condições estão fixadas (Duvel, Jr., 1979).

Existem quatro categorias abrangentes de critérios que influenciam a escolha do local: 1º) engenharia; 2º) ambiental; 3º) jurídica reguladora e política e 4º) econômica. Alguns critérios são fixos e outros são flexíveis. Os critérios fixos indicam falhas, defeitos, imperfeições ou inadequações que absolutamente eliminam alguns locais. Os critérios flexíveis podem ser aplicados mais folgadoamente e são usados para classificar locais alternativos (adaptado de Duvel, Jr., 1979).

A Tabela 2.10 relaciona os critérios genéricos para a seleção do local do aterro. Os critérios fixos especificamente mencionados nas regras do RCRA estão listados na Tabela 2.11. As exceções são permitidas, porém essas são muito limitadas e não serão aplicadas à maioria das situações (adaptado de Duvel, Jr., 1979).

As regras propostas (no RCRA) também incluem alguns critérios ocultos como, por exemplo, a Seção 250.45-2(b) (19), requer que os solos com permeabilidade inferior a 1×10^{-4} cm/s sejam localizados abaixo do aterro. As regras propostas (no RCRA) aplicam-se igualmente para instalações novas e existentes de lançamento de descartes, sem qualquer privilégio. Portanto, muitos aterros existentes podem tornar-se ilegais da noite para o dia, por não atenderem aos critérios de localização oficiais (Duvel, Jr., 1979).

Uma atenção particular deve ser dada aos aspectos de segurança pública e aceitação política para a prospecção de locais de aterros. Selecionar um lugar para instalações de lançamento de resíduos perigosos é uma atividade de risco e especulativa, em face da opinião pública sobre locais inadequados (Duvel, Jr., 1979).

TABELA 2.10 – CRITÉRIOS DE PROIBIÇÃO DE LOCAIS PARA ATERROS DE RESÍDUOS PERIGOSOS - ESPECIFICADOS PELOS REGULAMENTOS RCRA
(Duvel, Jr., 1979)

1- Em zonas de falhas ativas (rachadura no solo)
2- Zonas sujeitas a inundações há 100 anos (2)
3-Em locais elevados – regiões montanhosas*
4-Zonas sujeitas a inundações há 500 anos
5- Em Pantanais*
6-Em habitat críticos*
7-Em zonas de recarga aquífera* (1)
8-Com 200 ft de propriedade para facilidades *
9-Há 500 ft de abastecimento publico, privado e de fontes de água para animais domésticos*
10- Em contato direto com águas navegáveis*
11-Com histórico de 5 ft de coluna de água*
Observações: * exceções permitidas 1- A área por onde ocorre o abastecimento do aquífero é chamada zona de recarga, que pode ser direta ou indireta. Zona de recarga direta: é aquela, onde as águas da chuva se infiltram diretamente no aquífero, através de suas áreas de afloramento e fissuras de rochas subjacentes. Sendo assim, a recarga sempre é direta nos aquíferos livres, ocorrendo em toda a superfície acima do lençol freático. Zona de recarga indireta: são aquelas onde o reabastecimento do aquífero se dá a partir da drenagem (filtração vertical) superficial das águas e do fluxo subterrâneo indireto, ao longo do pacote confinante subjacente, nas áreas onde a carga potenciométrica favorece os fluxos descendentes. 2- Aluvião - depósito de cascalho, areia e argila que as enxurradas formam junto às margens ou a foz dos rios.

TABELA 2.11 - CRITÉRIOS DE SELEÇÃO PARA LOCAIS DE DISPOSIÇÃO DE LIXO PERIGOSOS

(Duvel, Jr., 1979)

CRITÉRIOS	COMENTÁRIOS
ENGENHARIA	
Espaço Físico	Deve ser grande o bastante para acomodar todo o lixo produzido durante a vida.
Proximidade	Deve estar tão perto quanto for possível das fontes geradoras de lixo a fim de minimizar os custos com transporte. Esses locais devem estar a aproximadamente 153 metros de distância da fonte de água mais próxima, assim como, aproximadamente 60 metros dos limites da propriedade.
Acesso	Deve ser um acesso trafegável em qualquer época do ano, ter dimensão e estrutura ideal para resistir ao volume de carga, além de ter uma circulação mínima de outros automóveis.
Topografia	Deve minimizar ao movimento da terra
Geologia	Devem ser evitadas em áreas de terremoto, corredeiras, falhas, minas subjacentes, regiões com muita porosidade e cavidades líquidas.
Solo	Deve ter no mínimo 1,5 metros de solo entre a base do aterro e o lençol freático, forro da argila ou argila natural disponível para o forro, e uma cobertura final acessível.
MEIO AMBIENTE	
Águas Superficiais (rios, lagos, reservatórios, etc.)	Deve estar longe de uma planície aluvial por 100 anos. Deve ser fora da zona sujeita as inundações há 500 anos. Nenhum contato direto com águas navegáveis. Nenhum contato com áreas de terra úmida (mangue, pantanal e etc.)
Águas Subterrâneas	A base do aterro deve ser 1,5 metros acima da base das águas subterrâneas, deve evitar a fonte do lençol aquífero, deve evitar áreas subterrâneas onde a água brota.
Ar	O local deve minimizar impactos provocados pelas emissões gasosas e odores.
Ecologia Terrestre e Aquática	Deve evitar as áreas nativas, intactas (importantes para a propagação de espécies raras e em perigo) e os pantanais, mangues, áreas úmidas e etc.
Ruídos	Deve ser mínimo o ruído de tráfego de caminhões e máquinas em operação.
Uso do Solo	Devem ser evitadas áreas de interesse arqueológico, histórico e paleontológico.
LEGÍTIMO / PÚBLICO	
Legítimo / Regulatório	Considerar: RCRA e o estado são os requerentes das licenças; não negligenciar os locais regulamentados para o zoneamento, licenças de controle da erosão e a outras documentações similares.
Público / Político	O Local deve ganhar a aceitação dos governantes eleitos e dos grupos de interesse local (clubes para praticantes de esporte, clube de serra, fundações de defesa ambiental, etc.)
ECONOMIA	
Aquisição de Propriedade	Considerar o custo da terra real acrescido de custos relacionados com advogados e corretores.
Desenvolvimento Local	Deve-se considerar a escavação, posição, o forro, estradas novas e outros custos para o desenvolvimento.
Custos Anuais	Considerar fixos um elevado custo anual e um baixo custo operacional versus fixos um baixo custo anual e um elevado custo operacional. Muitas das operações desenvolvidas no aterro são sistemas de baixo capital e de elevado custo operacional.
Valor Recuperado	Não considerar o valor recuperado, porque o local de disposição final de lixo perigoso provavelmente não será uma vantagem.

2.9.4 - Investigação preliminar do local para o aterro

O projeto de um aterro inicia-se pelo estudo do local adequado. Tipicamente, o projetista deve revisar mapas topográficos, geológicos e de pesquisa (mineral) do solo, fotografias aéreas, experiência local, e mapeamento individual dos sítios potenciais. A maioria dessas fontes está disponível, possibilitando desenvolver uma investigação do campo e um plano conceitual do local (Duvel, Jr., 1979).

O mapeamento do local dos lançamentos de rejeitos é útil para o planejamento e projeto e auxilia no preparo dos desenhos da construção e é necessário para integrar os pedidos de licenciamento. Os mapas gerais do local devem ser elaborados numa escala de 1 in. (2,54 cm) = 400 ft (12192 cm) ou maior, dependendo do tamanho do sítio. Seções-retas e desenhos de projeto detalhados devem ser preparados numa escala de 1 in. (2,54cm) = 100 ft (3048 cm) ou maior, com 2-ft ou 5-ft de intervalos de contorno, quando apropriados. O mapa do local deve mostrar todos os seus fatores relevantes ou aqueles próximos ao sítio, conforme a Tabela 2.12 (Duvel, Jr., 1979).

TABELA 2.12
ASPECTOS IMPORTANTES PARA INCLUIR NOS MAPAS DOS LOCAIS DE ATERROS

(adaptado de Duvel, Jr., 1979)

Linhas de contorno	Coberturas para pilhas ou solo
Linhas dos limites da propriedade (e "limites de bateria")	Pedreira
Caminhos legais (linhas de energia, vias férreas, tubulações)	Poços de areia e de cascalho
Estradas de acesso e internas do aterro	Existência de ninhos ou tocas
Instalações de pesagem (se existir alguma)	Hidrantes de água contra incêndios
Utilidades existentes e propostas (acima ou abaixo do solo)	Minas de superfície e subterrâneas
Pequenas elevações do terreno	Pilhas de entulho
Pontos de descarga de água subterrânea	Poços de óleo ou gás
Poços	Caixas d'água (Water towers)
Fontes	Edifícios
Pântanos	Cercas
Sumidouros	Valas
Rede pública de abastecimento de água	Sistema de coleta e tratamento de chorume
Lagoas	Pontos de monitoramento do lençol freático

Uma visita ao sítio deve ser realizada para verificar as condições descritas na literatura de apoio e para observar detalhes adicionais do local. O reconhecimento do lugar inclui caminhar pela área toda, observar a cobertura vegetal, tipos de solos (rochosos, arenosos, argilosos, etc.), afloramentos rochosos, nascentes e infiltrações, quantidades de água escoando, inclinações, elevações e outros aspectos necessários para uma avaliação completa. As observações devem ser anotadas nos mapas do local visitado (Duvel, Jr., 1979).

2.10 - PROJETO CONCEITUAL DO ATERRO

O plano global para desenvolvimento do local do aterro constitui o seu projeto conceitual. Para Duvel, Jr. (1979). Os fatores limitantes do projeto mais importantes, de acordo com o RCRA, são:

- 1º) o teor de lixiviado (chorume) numa área natural ou construída e
- 2º) o controle das águas de superfície nessa área e ao redor da mesma.

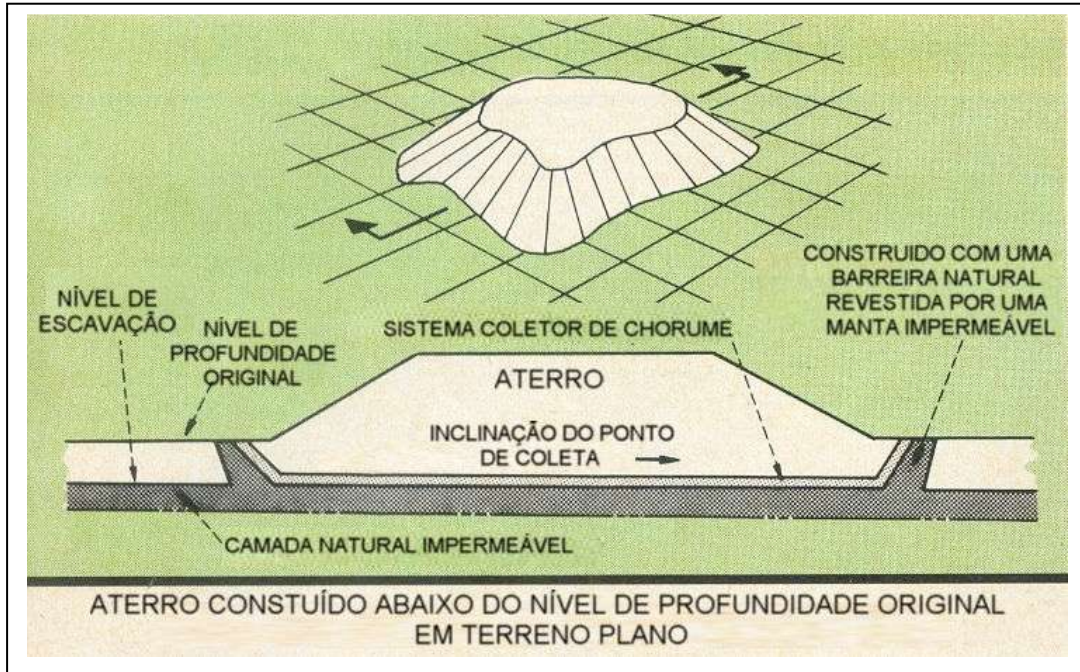
O desenvolvimento do aterro (enchimento ou lançamento dos resíduos em seu interior) é determinado pela topografia local, profundidade até o lençol freático e as formações naturais de argilas que atuam como camadas limitantes ("liners"). A maximização do aproveitamento da configuração topográfica minimiza as escavações e a formação de camadas de aterramento (Duvel, Jr., 1979).

Diversas opções de aterramento estão disponíveis. A Figura 2.6 mostra um aterro típico com camada inferior natural num terreno plano. Embora todos os detalhes do manejo da superfície e do lençol freático não sejam mostrados, observa-se a inclusão de um dique ou revestimento vertical inserido no

estrato impermeável natural, que permite criar uma trincheira, ou cava, vala ou “concha” que isola o espaço abaixo do aterro do contato com o lençol freático. O lançamento pode ser iniciado sobre o nível original do solo, ou, então, o solo intermediário entre a superfície e o estrato impermeável pode ser escavado para prover maior capacidade de estocagem (conforme visto na Figura 2.6) (Duvel, Jr., 1979).

FIGURA 2.7 - ATERRO CONSTRUÍDO EM TERRENO PLANO

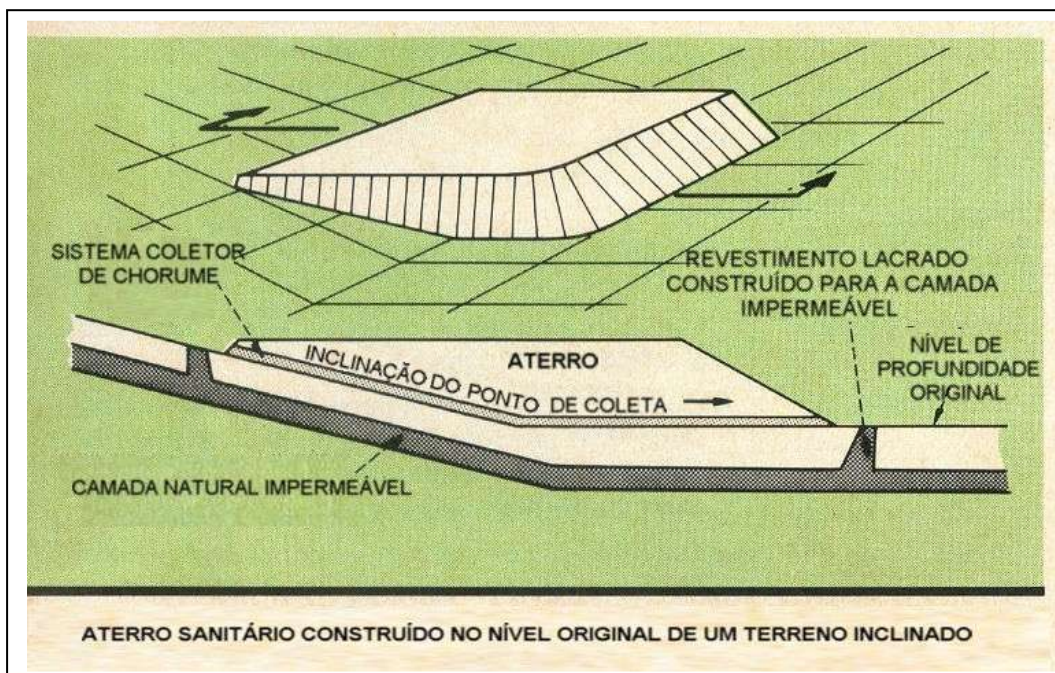
(Duvel, Jr., 1979)



A Figura 2.7 apresenta um aterro com um piso natural numa ladeira, com o lançamento dos resíduos ocorrendo iniciado ao nível do solo original e sendo construído contra o morro, que forma um lado da estrutura de contenção (Duvel, Jr., 1979).

FIGURA 2.8 - ATERRO CONSTRUÍDO NUM TERRENO INCLINADO

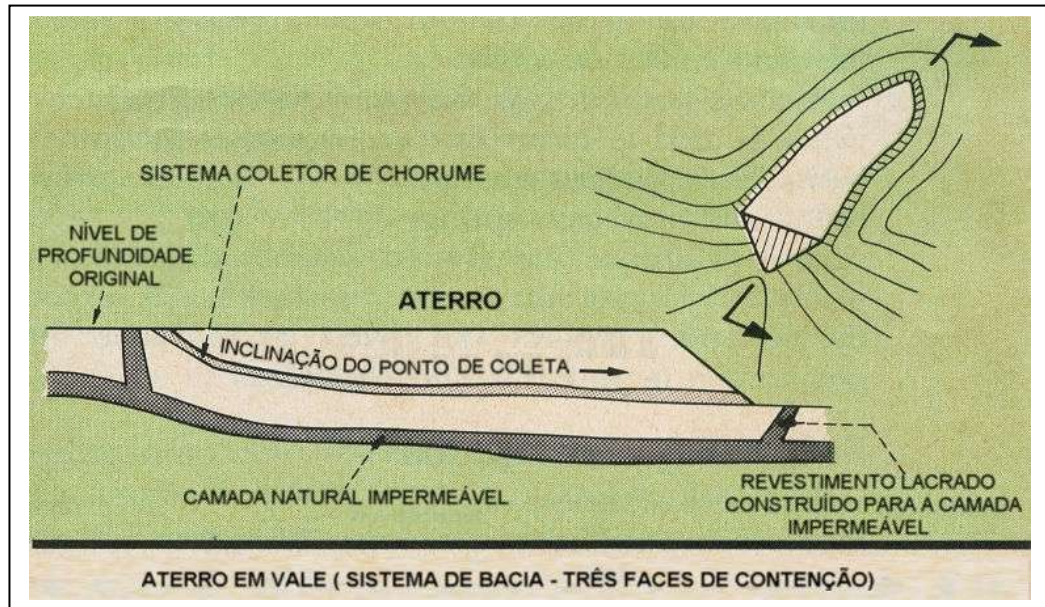
(Duvel, Jr., 1979)



Uma terceira possibilidade de aterramento é vista na Figura 2.8, na qual um vale é usado para formar três faces da bacia de contenção. Considerando-se que os vales constituem avenidas naturais para águas pluviais e podem ocorrer nascentes e infiltrações ao longo das suas faces laterais, o controle da qualidade das águas de superfície e dos lençóis freáticos é difícil. É particularmente importante identificar as rotas de escoamento das águas superficiais ao redor dos aterros e coletar e redirecionar os lençóis freáticos. A preparação de locais de lançamento de resíduos sólidos em vales é muito complexa (Duvel, Jr., 1979).

FIGURA 2.9 – ATERRO CONSTRUÍDO NUM VALE

(Duvel, Jr., 1979)



2.10.1 - Investigação do subsolo ou pesquisa mineral

Existe uma variedade de tecnologias de perfuração e escavação disponíveis para identificar as camadas geológicas do subsolo e a localização de camadas rochosas e suas espessuras, propriedades das camadas de baixa permeabilidade e a profundidade do lençol freático e sua qualidade (Duvel, Jr., 1979).

Ensaio de perfuração são de baixo custo e rápidos para coletar testemunhos geológicos de solos e rochas numa grande área. São tipicamente escavados com uma perfuratriz a uma profundidade máxima de 15 a 20 ft (1,5 m a 6 m). A amostragem até profundidades maiores é feita através de ensaios de perfuração, que são mais onerosos. Essas perfurações também permitem realizar ensaios de solos no local, determinar a profundidade e a qualidade de lençóis freáticos e a instalação de poços de monitoramento. A determinação do número de poços, sua profundidade, localização e método de perfuração é muito específico do local (Duvel, Jr., 1979).

2.10.2 - Plano de desenvolvimento (evolução) do aterro

Um aterro irá crescer volumetricamente ao longo do tempo. O plano de desenvolvimento inclui a apresentação detalhada das etapas de preparação do local, partida das operações, estágios intermediários e encerramento de suas atividades (Duvel, Jr., 1979).

2.10.2.1 - Etapas evolutivas de um aterro

O método de desenvolvimento deve ser ilustrado através de uma série de desenhos representativos das fases evolutivas (Duvel, Jr., 1979) que incluam:

- 1º) Um mapa da base mostrando a topografia existente e os melhoramentos iniciais no local;
- 2º) Mapas das etapas intermediárias e/ou das seções retas mostrando a topografia do sítio do aterro, escavações e outras modificações durante o lançamento de resíduos sólidos;
- 3) Desenhos detalhados das estradas, valas de drenagem, sistema de coleta de lixiviado (chorume), revestimentos construídos, poços de monitoramento e outras instalações de apoio;
- 4º) Um mapa mostrando os contornos finais planejados e instalações a serem feitas no aterro.

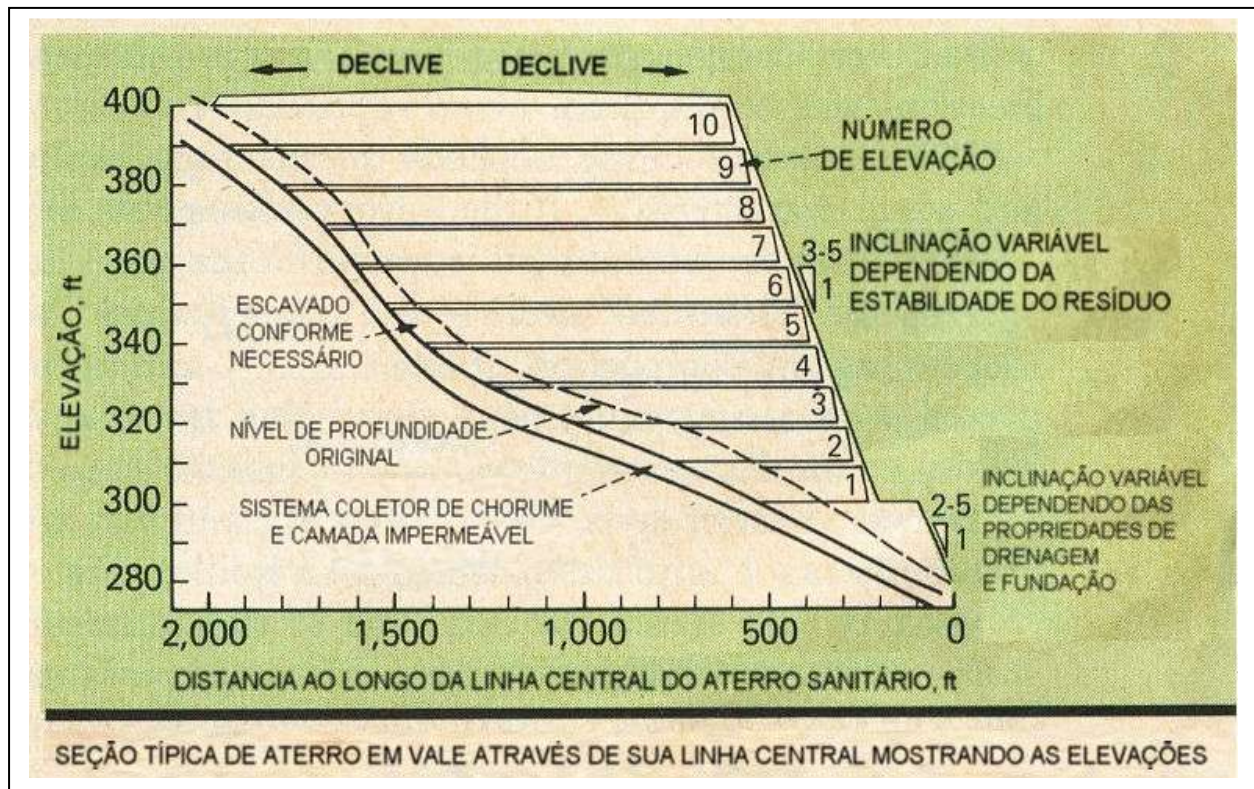
O número e a complexidade dos desenhos é função do tamanho, da variedade e da duração da operação de lançamento dos rejeitos no aterro. Em geral, os desenhos devem ser suficientemente detalhados de modo que as operações esclareçam os métodos que serão usados (Duvel, Jr., 1979).

2.10.2.2 – Métodos de despejo para resíduos secos, úmidos e embalados

O método de despejo dos rejeitos depende da topografia local e das características dos resíduos. Se o resíduo estiver razoavelmente seco e seja imediatamente trabalhável, seu lançamento na área pode ser feito em camadas com espessura de 6-in (15,24 cm) a 2-ft (60,96 cm) (dependendo das características de compactação), para serem compactadas com equipamentos pesados. O preenchimento sucessivo de camadas superpostas continua até atingir uma altura razoável de trabalho de 10-20 ft (304,8 cm a 609,6 cm). Um conjunto de camadas é denominado de um "lift" e esses conjuntos são repetidamente feitos até que a área especificada seja preenchida. A Figura 2.9 apresenta uma seção típica desse modo de desenvolvimento (Duvell, Jr., 1979).

FIGURA 2.10 - SEÇÃO TÍPICA DE UM ATERRO CONSTRUÍDO NUM VALE

(Duvell, Jr., 1979)



Os resíduos secos podem ser também trabalhados do mesmo modo que num aterro municipal. Os resíduos são trazidos em caminhões através de estradas até o topo do aterro e despejados no local ou face de trabalho, onde é espalhado e compactado ao longo da área. O lançamento e o preenchimento ocorrem de modo similar ao exposto na Figura 2.9 (Duvell, Jr., 1979).

Se os resíduos são úmidos e difíceis de trabalhar, devem ser criadas diferentes áreas de trabalho. Por exemplo, uma área receberá resíduos úmidos que serão postos a secar enquanto outra é trabalhada (Duvell, Jr., 1979).

Rejeitos embalados em tambores de 55 gal. Ou 208,2 litros, por exemplo, devem ser arrumados com empilhadeiras ou carregadores frontais em fileiras. Os regulamentos propostos pela RCRA exigem que cada tambor contendo líquido seja circundado por material absorvente suficiente para absorver o conteúdo se a embalagem (contêiner) sofrer alguma perda ou arrebentamento. Portanto, a destinação através dessa forma de estocagem requer um planejamento cuidadoso inclusive para as capas de cobertura. É claro que a compactação dos tambores não é desejável devido ao perigo de serem esmagados e liberar o seu conteúdo para o ambiente (Duvell, Jr., 1979).

2.10.2.3 – Coberturas das camadas

Os regulamentos propostos pela RCRA requerem uma cobertura diária de solo natural de 6 in (15,24 cm) para encapsular os resíduos nas células. Essas células fornecem abrigo, evitam a exposição às intempéries ou vetores biológicos aéreos e roedores, além de incêndios. Tais coberturas podem ser desnecessárias em todos os casos – por exemplo, alguns resíduos inorgânicos são estáveis e não sofrem consequências de erosão dos ventos, não são inflamáveis e não atraem pássaros, roedores ou animais da vida selvagem (Duvell, Jr., 1979).

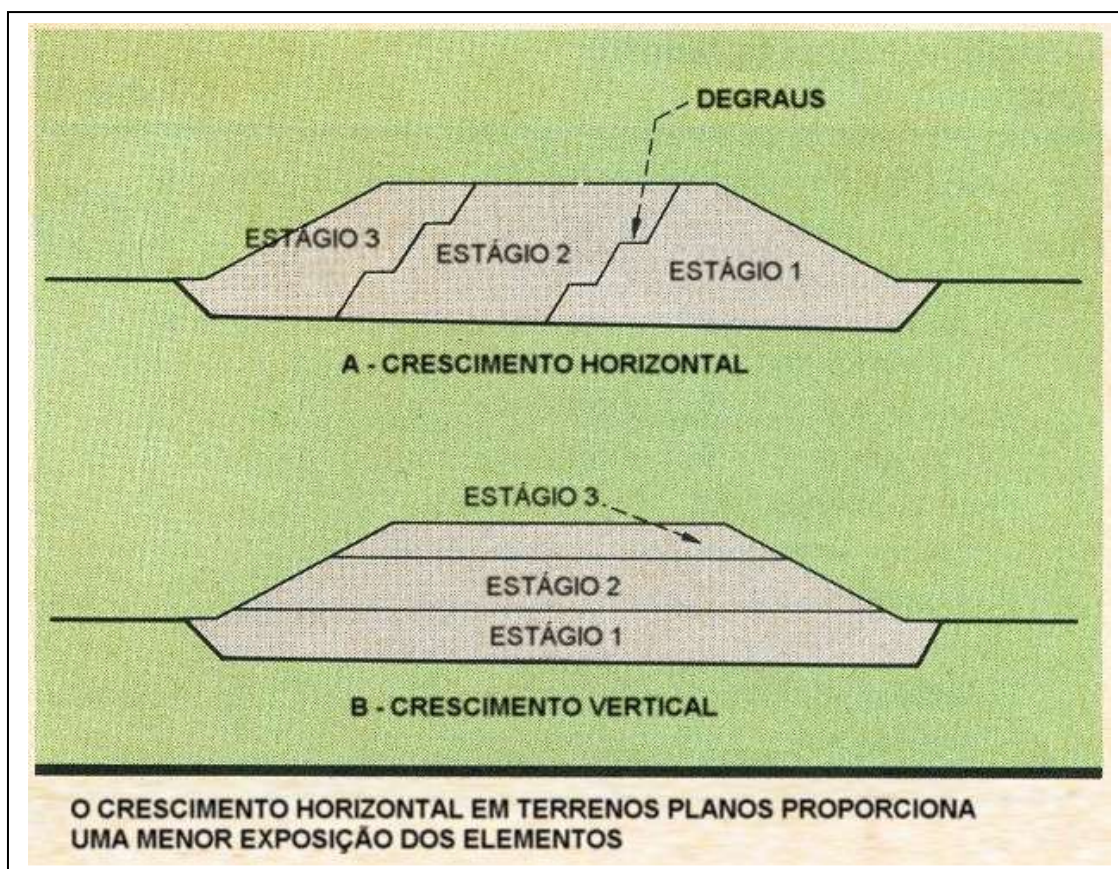
Além disso, os materiais incompatíveis entre si (por exemplo, ácidos e alcalinos) devem ser mantidos em áreas diferentes do mesmo aterro, eliminando os riscos potenciais que seriam criados pela sua mistura desordenada (Duvell, Jr., 1979).

2.10.2.4 – Métodos de lançamento dos resíduos ao longo da área do aterro

Os aterros em terrenos planos são construídos tanto a partir do fundo como iniciando-se por um terminal (uma linha de fundo) e, então, são preenchidos em direção ao lado oposto. A Figura 2.10 apresenta esses métodos alternativos de lançamento dos resíduos no aterro. Geralmente, é preferível iniciar o lançamento a partir de um lado ou face em direção ao outro, porque minimiza a exposição do resíduo aos elementos naturais adversos (intempéries, pássaros, roedores, etc) e pode contribuir para a redução da emissão de lixiviado (chorume) (Duvell, Jr., 1979).

FIGURA 2.11 - MÉTODOS DE ACOMODAÇÃO DE RESÍDUOS NUM ATERRO EM TERRENO PLANO

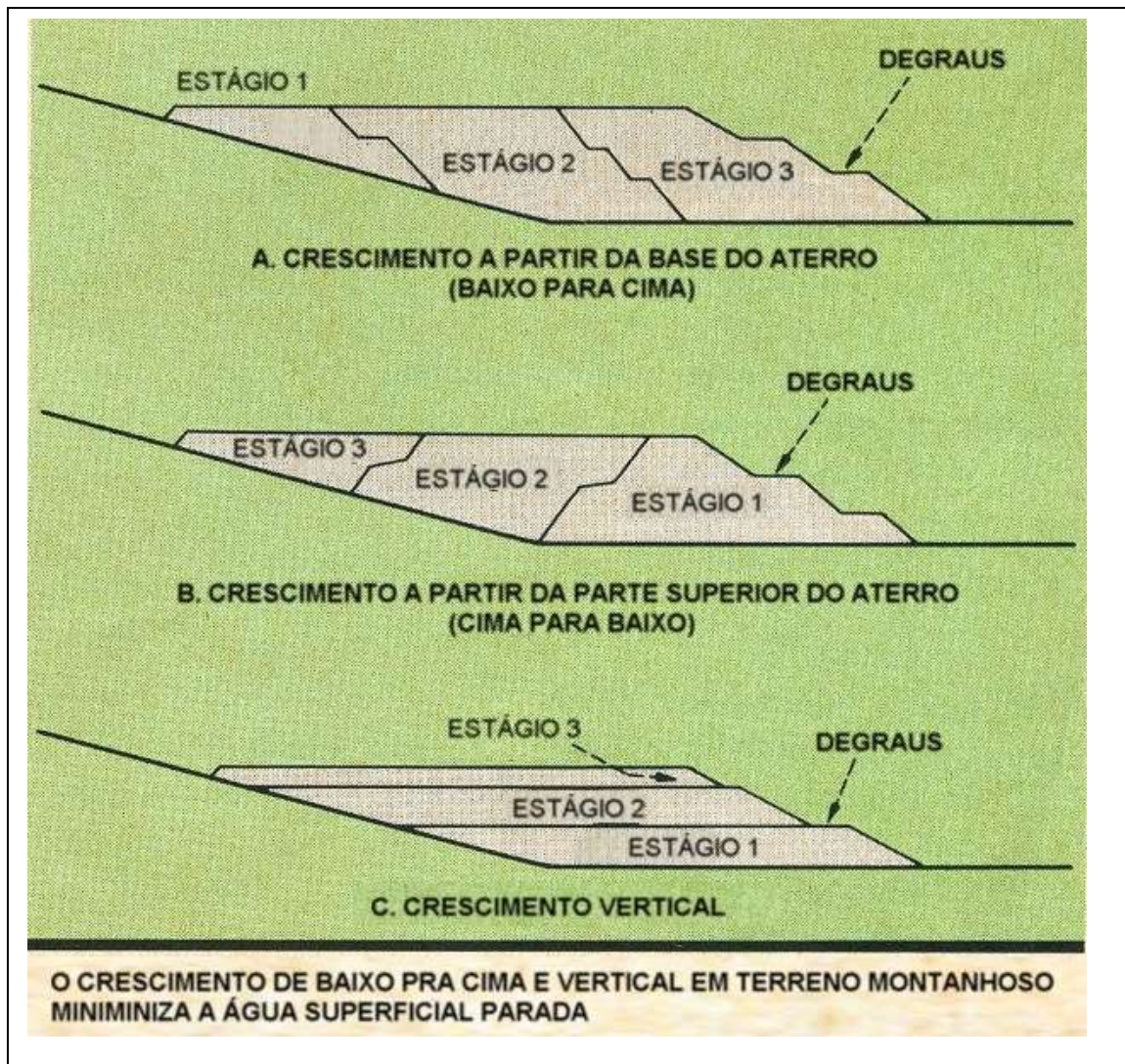
(Duvell, Jr., 1979)



Conforme pode ser observado na Figura 2.11 os aterros em terrenos inclinados ou em vales são construídos a partir da maior cota ou elevação ou, também, da base. Geralmente é preferível utilizar o lançamento dos resíduos perigosos no aterro no vale a partir do fundo para minimizar a geração potencial de lixívia ou chorume (Duvell, Jr., 1979).

FIGURA 2.12 - MÉTODOS DE ACOMODAÇÃO DE RESÍDUOS NUM ATERRO EM TERRENO INCLINADO

(Duvel, Jr., 1979)



2.11 – GESTÃO DAS ÁGUAS PLUVIAIS NUM ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

É necessário projetar redes de drenagem temporárias e permanentes, que sejam adequadas para captar e escoar as águas das chuvas. O plano de desenvolvimento do aterro deve incluir recursos para manejar as precipitações pluviais diretamente no aterro e para o seu escoamento no solo. Ao redor do aterro deve existir um canal de captura e drenagem das águas pluviais. O dimensionamento do canal, sua configuração e os materiais de construção dependerão das condições específicas locais. Os materiais de construção típicos incluem solo natural revestido com capim ou grama, asfalto ou pedregulho, e partes de concreto ou asfalto. Tubos de metal ondulados são empregados para drenagem interna, porque podem ser instalados rapidamente e relocados convenientemente (Duvel, Jr., 1979).

Os regulamentos do RCRA propostos indicam que toda as águas pluviais devem ser desviadas do local. Entretanto, em muitos casos não é tão prático projetar um sistema de drenagem para eventos meteorológicos extremos (por exemplo, temporais, nevascas, furacões, inundações, avalanches). Pode ser apropriado empregar um projeto de 25 a 30 anos de temporais para se dimensionar os canais de escoamento (Duvel, Jr., 1979).

O preenchimento do aterro deverá ser inclinado e nivelado de modo que a água de chuva não seja represada. A rede de drenagem deve ser inclinada para permitir a coleta máxima sem erosão. As inclinações aceitáveis variam, dependendo do tipo de material sobre o qual a água escoará. Para materiais facilmente erodidos, inclinações de 0,5% a 1% são apropriadas. O escoamento das águas

pluviais através das etapas inclinadas deverá ocorrer em valas pavimentadas, canais com pedras ou dutos fechados para evitar perdas por erosão (Duvel, Jr., 1979).

As águas pluviais devem ser canalizadas até lagoas de sedimentação para a coleta das partículas de solo (argilas, areia fina) e outros materiais erodidos. As superfícies completas do aterramento deverão ser inclinadas pelo menos em 2% pra garantir que as águas pluviais de precipitação direta sejam coletadas pela rede de drenagem. Pelas propostas do RCRA, as águas pluviais de superfície que tenham entrado em contato com os resíduos sólidos deverão ser consideradas "perigosas" e devem ser tratadas como tal até que outra destinação seja definida (Duvel, Jr., 1979).

Os regulamentos propostos pelo RCRA exigem que a formação de degraus seja feita em intervalos de 10-ft (304,8 cm ou 3,048 m) em rampas laterais de menos que 5:1, e em intervalos de 20-ft (609,6 cm ou 6,096 m) em rampas mais inclinadas (máximo de 3:1) (Duvel, Jr., 1979).

FIGURA 2.13 - FORMAÇÃO DE DEGRAUS NO TERRENO PARA DRENAGEM

(extraído de www.northnorfolk.org/coastal em outubro de 2007



2.12 – PROTEÇÃO DO LENÇOL FREÁTICO NUM ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Evitar que as águas pluviais penetrem o depósito de resíduos é um modo de proteger o lençol freático. Isso pode ser realizado pela seleção adequada do local, pela captação e desvio ou controle das águas pluviais, proibição da formação excessiva de depósitos de resíduos úmidos e pelo uso de materiais permeáveis de cobertura, tais como argilas, areais e vegetação (Duvel, Jr., 1979).

Uma proteção adicional pode ser provida com revestimentos impermeáveis, tanto no fundo quanto nas laterais em todos os aterros de resíduos perigosos. Também é permitido o uso de revestimentos ou coberturas naturais do local e membranas sintéticas, sendo que estas só podem ser usadas cobrindo as primeiras. Todos os revestimentos devem ser compatíveis com os resíduos depositados no aterro (Duvel, Jr., 1979).

Se as condições geológicas permitirem, as áreas que apresentem 20-in (50,8 cm) ou mais de evaporação em comparação à precipitação (pluviométrica) anual devem conter um revestimento longo do fundo e das laterais do aterro, equivalente a espessura de 10 ft (304,8 cm) de solo natural, que possua uma permeabilidade de 10^{-7} cm/s, aproximadamente 0,1 ft/yr (3,048 cm/ano). Quando as condições geológicas não permitem a formação de um revestimento natural, deve ser construída uma cobertura sintética. Duas alternativas são dadas pelos regulamentos da RCRA, e os sistemas de revestimento equivalentes serão permitidos (Duvel, Jr., 1979).

O Projeto RCRA I (Figura 2.13) consiste de dois elementos: um sistema de coleta de lixiviado (chorume) composto de (1º) um solo permeável com pelo menos espessura de 12 in. (30,48 cm), posto imediatamente abaixo dos resíduos sólidos depositados e (2º) um solo de revestimento de sob o sistema de coleta de lixiviado formado por solo com espessura mínima de 5 ft (152,4 cm), possuindo uma permeabilidade inferior a 10^{-7} cm/s. O revestimento deverá ser inclinado em direção a um ou mais pontos de coleta de modo que o chorume possa ser drenado para fora do aterro (Duvel, Jr., 1979).

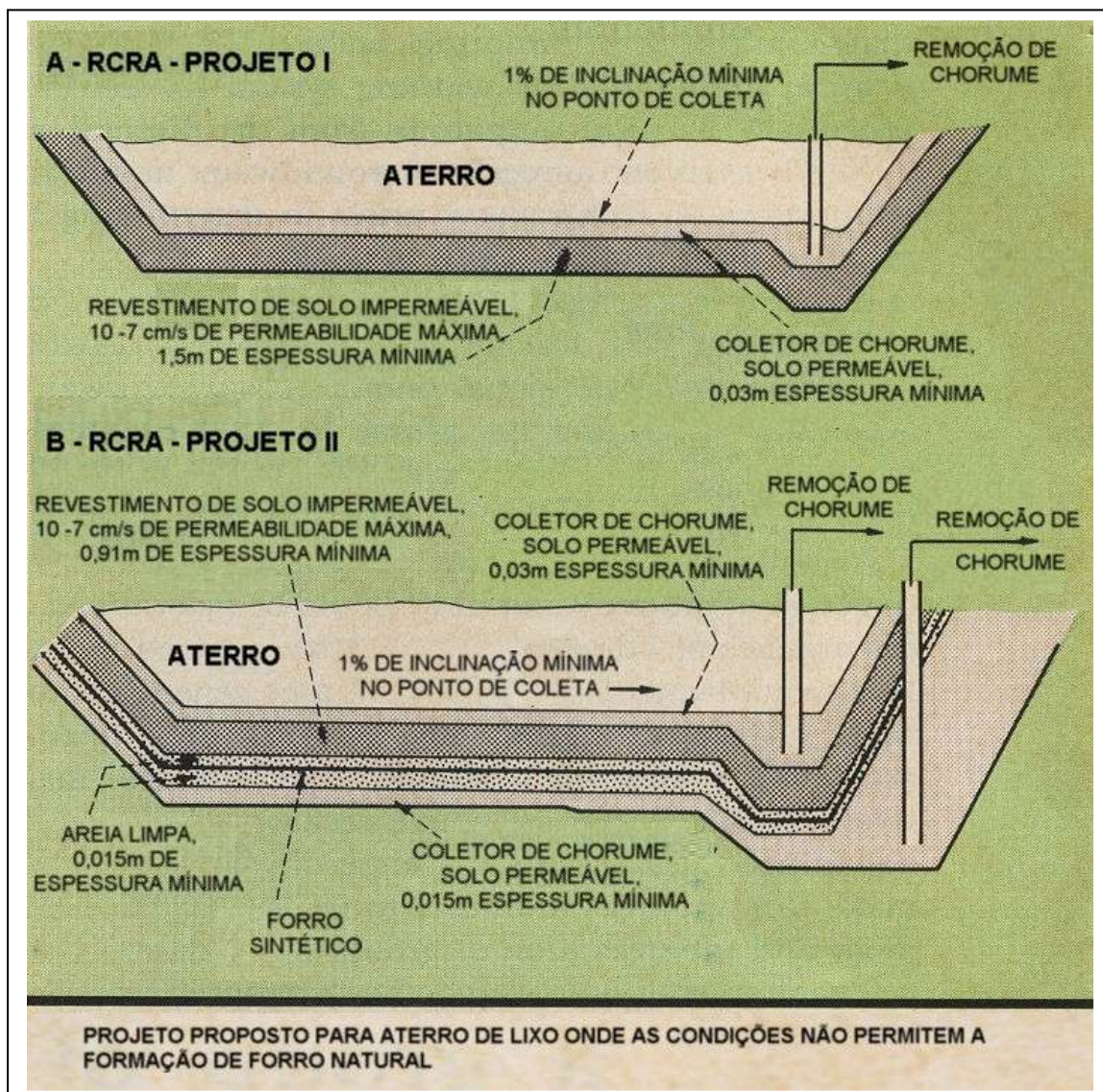
O Projeto RCRA II (Figura 2.133.5) consiste de um sanduíche mais complicado de vários materiais, incorporando tanto um revestimento natural como uma membrana sintética. Esse sanduíche consiste (a partir do topo para o fundo) de: (1º) um sistema de coleta de chorume (com espessura

mínima de 12 in, 30,48 cm de solo permeável); (2º) um solo de revestimento (espessura mínima de 3 ft, 91,44 cm, e permeabilidade máxima de 10^{-7} cm/s; (3º) uma camada de areia limpa com espessura mínima de 6 in, (15,24 cm); (4º) um revestimento de membrana sintética; (5º) uma outra camada de areia limpa com espessura mínima de 6 in, (15,24 cm); e (6º) um segundo sistema de coleta de chorume. Considerando-se a natureza altamente complexa desse "sistema sanduíche" e o custo muito elevado de instalação dos dois revestimentos e dos dois sistemas de coleta de lixiviado, surgem dúvidas sobre as possibilidades de se justificar economicamente esta solução do Projeto RCRA II (Duvel, Jr., 1979).

Essas exigências e as especificações para os materiais de revestimento foram vigorosamente atacadas nos anos 70 por muitas organizações e empresas diferentes que enfrentaram a necessidade de instalar esses sistemas de elevado custo. Enquanto existisse a possibilidade de surgirem modificações nessas exigências, parecia evidente que a EPA (Environmental Protection Agency) manteria a exigência de revestimentos (Duvel, Jr., 1979).

FIGURA 2.14 - MODELOS DE PROJETOS DO RCRA PARA ATERROS DE RESÍDUOS PERIGOSOS (VÁLIDOS PARA LIXO)

(Duvel, Jr., 1979)



2.13 - COLETA DE EMISSÕES GASOSAS NUM ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Considerando-se que vários resíduos sólidos são capazes de gerar gases, um sistema de suspiros ou respiradouros ("venting") deve ser instalado dentro do aterro. Resíduos biodegradáveis são capazes de produzir metano, dióxido de carbono, gás sulfídrico e outros gases potencialmente perigosos e/ou fétidos (Duvel, Jr., 1979).

2.14 - INSTALAÇÕES AUXILIARES

Os aspectos descritos nos itens anteriores constituem os fatores primários do projeto de um aterro. Entretanto, diversos aspectos auxiliares merecem atenção (Duvel, Jr., 1979):

- Estradas de acesso – possibilitam a movimentação em todas as estações climáticas do ano, inclusive de tráfego antecipado e evita congestões e perigos rodoviários.
- Segurança – limita o acesso a pessoas autorizadas ao local murado através de uma portaria adequada, para evitar a entrada de animais selvagens, rebanhos domésticos, crianças, ciclistas, pedestres ou caminhanes e outros intrusos.
- Edifícios – provêm abrigos para manutenção e guarda de equipamentos, dormitórios para os funcionários (vários trailers são adaptáveis para essa finalidade).
- Utilidades – provêm energia, água, sistema de comunicações (rádio e telefones).

2.15 - OPERAÇÃO DO ATERRO

A boa prática (de Engenharia) requer o preparo de um plano escrito de operação do aterro (manual de procedimentos operacionais) para complementar os mapas e desenhos do projeto. Esse plano deve incluir: 1º) instruções de operação; 2º) roteamento do tráfego de veículos; 3º) procedimentos de registro e monitoração; 4º) planos de manutenção periódica; 5º) planos de ações emergenciais ou de contingenciamento; e 6º) procedimentos de segurança (Duvel, Jr., 1979).

O número de pessoas necessárias no local do aterro depende do vulto (capacidade) da operação, horas de atividades operacionais, tipos e tamanhos dos equipamentos, e outros parâmetros. O sucesso diário e a segurança da operação do aterro dependem dos operadores dos equipamentos e sua supervisão. As instruções detalhadas contidas no projeto do aterro devem ser interpretadas e explicadas aos seus operadores de modo que possam compreender completamente o que se espera deles. Os regulamentos RCRA propostos exigem o treinamento formal a documentação da qualificação dos operadores, uma revisão anual do treinamento, especialmente aqueles relacionados com os procedimentos de emergência e contingenciamento (Duvel, Jr., 1979).

A seleção do equipamento é importante e pode ser confusa. Os veículos com pneumáticos para movimentação e espalhamento dos resíduos sólidos no local (escavadoras “bulldozers”, carregadores “loaders” e graduadores “graders”) são populares e versáteis. Os equipamentos de compactação (“rolos compressores, “roller”, tratores, “tamping foot” ou Rodillo vibratório, vibratory”) são usados algumas vezes para aumentar a compactação de modo a maximizar a resistência mecânica e a área utilizada. A Tabela 2.13 apresenta a lista dos principais critérios de seleção (Duvel, Jr., 1979).

TABELA 2.13 - CRITÉRIOS QUE INFLUENCIAM A SELEÇÃO DE EQUIPAMENTOS PARA ATERRO SANITÁRIO

(Duvel, Jr., 1979)

Quantidade e características do lixo que está sendo armazenado
Distância do deslocamento do lixo no local
Exigências da limpeza local
Tarefas auxiliares, tais como: manutenção de estradas e canaletas
Variação nas quantidades de lixo
Variação nas condições do tempo
Manutenção necessária
Necessidades de tempo de espera (stand-by) ou renovação de equipamentos
Equipamentos confiáveis com o tempo
Disponibilidade de acessórios, partes e manutenção periódica
Capital para custos operacionais
Conforto e segurança para o operador

Dependendo do local, o aterro de resíduos sólidos pode ser operado em climas úmidos ou congelantes. Nas regiões frias, os equipamentos devem ser adaptados ao inverno e devem ser tomados alguns cuidados, particularmente, em dirigir os veículos em solo congelado ou na carga e descarga, de modo a evitar danos aos equipamentos. As camadas de neve sobre o solo devem ser removidas e não devem ser incorporadas aos resíduos descarregados (Duvel, Jr., 1979).

Em climas úmidos, os resíduos umedecidos não irão secar e os veículos poderão atolarem e os caminhões mais os automóveis dos vigilantes e supervisores poderão carregar lamas e lodos para as estradas de acesso. As estradas internas frequentemente tornam-se sulcadas e rachadas, criando condições difíceis e perigosas para os motoristas. Nessas situações, é frequentemente recomendável suspender temporariamente as operações (Duvel, Jr., 1979).

Durante os períodos secos, a poeira pode tornar-se um problema. A poeira é gerada pela secagem das estradas (terrosas ou argilosas) de acesso e dos restos de lama trazidos pelos pneumáticos dos veículos de transporte. Também resulta da atividade de carga e descarga dos caminhões na face de trabalho do aterro. A poeira dos resíduos perigosos, tal como as de materiais contendo amianto, deve ser rigorosamente controlada. As poeiras irritantes ou incômodas podem ser controladas por aspersão de água ou alguma outra substância supressora (Duvel, Jr., 1979). Nos aterros de Gramacho e Bangú-Gericinó, emprega-se o chorume para essa finalidade.

Os regulamentos RCRA propostos exigem a disponibilidade de planos de contingência e emergenciais para o caso da descarga ou lançamento de algum resíduo perigoso. Pelo menos, esses planos devem seguir as instruções do "Spill Prevention, Control and Countermeasures Plano F the Clean Water Act". O plano de contingenciamento e emergências deve incluir procedimentos e equipamentos específicos para comunicação, notificação e pedidos de providências e apoio das autoridades locais (bombeiros e polícia) de modo a garantir a assistência aos envolvidos e a evacuação do local, conforme o caso, etc. (Duvel, Jr., 1979).

A execução e manutenção de registros é outro aspecto importante da operação do aterro. Os regulamentos propostos adotam uma filosofia de monitoramento dos resíduos perigosos desde a origem até a cava. Isso inclui a exigência de registrar o local exato onde cada resíduo perigoso está depositado no aterro com relação a placas de sinalização permanente. É muito importante, então, monitorar e registrar exatamente onde e quando cada tipo de descarte foi colocado no aterro (Duvel, Jr., 1979).

2.16 - MONITORAMENTO DO LENÇOL FREÁTICO

Um aterro de resíduos perigosos deve ser completamente monitorado em regime contínuo de modo a: 1º) proteger o proprietário ou o operador contra acusações infundadas, reivindicações ou processos jurídicos; 2º) providenciar alarmes e advertências contra práticas impróprias ou operações errôneas; e, 3º) atender às exigências das normas técnicas (Duvel, Jr., 1979).

O programa de monitoramento deve ser iniciado antes do lançamento dos resíduos no aterro de modo que uma base de dados de ocorrências naturais seja estabelecida (para referências futuras), e devem ser continuadas durante a operação regular do aterro, e mesmo algum tempo após o fechamento do local. Os regulamentos do RCRA exigem o monitoramento por 20 anos após o fechamento do aterro, sendo as exceções permitidas se o proprietário conseguir demonstrar que tal controle pode ser descontinuado com segurança antes desse prazo. O tempo do monitoramento após o encerramento pode depender do grau de perigo associado com o resíduo, profundidade do lençol freático, uso dessa água subterrânea e o histórico dos problemas. Deve-se prestar atenção ao fato de que alguns problemas com o lençol freático podem levar anos até se desenvolver (Duvel, Jr., 1979).

No mínimo, o monitoramento deve incluir a amostragem e a análise da água obtida em poços de monitoração, do sistema de águas pluviais e da rede de drenagem de chorume. Observações visuais periódicas das condições gerais do local – para identificar evidências de erosão, infiltrações, desmoronamentos e fenômenos similares ou correlatos – também são necessárias (Duvel, Jr., 1979).

O monitoramento do lençol freático e do chorume são os mais importantes. Conforme observado anteriormente, as exigências do RCRA requerem o monitoramento de (Duvel, Jr., 1979):

- (a) zona de aeração (monitoramento do chorume), coletando amostras da rede de coleta do lixiviado na base do aterro; e,
- (b) zona de saturação (monitoramento do lençol freático) coletando amostras do lençol freático adjacentes ao aterro.

As exigências para monitorar a zona de aeração foram pesadamente criticadas até 1979. Os opositores reivindicavam que os métodos da zona de aeração não estavam insuficientemente

desenvolvidos para prover dados confiáveis, e que o monitoramento do lençol freático era eficiente. Os proponentes indicaram que o monitoramento da zona de aeração poderia ser executado e era um sistema apropriado de alerta antecipado para detectar a migração de emissões potencialmente perigosas a partir do local do lançamento (Duvel, Jr., 1979).

Quase ninguém concordava que o monitoramento do lençol freático fosse suficiente. A controvérsia surgiu na determinação do número, localização e profundidade dos poços de monitoração. Em muitos casos, devido às dificuldades verticais e laterais e a mistura dos resíduos, a migração do chorume no lençol freático forma uma pluma tridimensional. Não existe nenhum meio de se prever com exatidão a localização dessa pluma e a sua movimentação, de modo que pode ser necessário coletar amostras em vários locais e profundidades (Duvel, Jr., 1979).

Como uma primeira etapa, a profundidade do lençol freático e a direção do escoamento da água devem ser determinadas. Na ausência de outros dados, deve se admitir inicialmente que o escoamento do lençol freático segue o mesmo contorno geral que na superfície terrestre. Entretanto, existem diversas exceções à essa regra, especialmente próximo dos maiores rios ou demais áreas de recarga ativa. É usualmente vantajoso empregar um componente hidrogeológico para auxiliar nessa determinação e apoiar o desenvolvimento e a interpretação dos dados do lençol freático (Duvel, Jr., 1979).

A rede de monitoração mais simples exigida pelo RCRA é um grupo de quatro poços, um "hidraulically up-gradient" e três "down-gradient" numa linha perpendicular à direção do escoamento do lençol freático. O espaçamento e a profundidade dos poços devem ser determinados pelas condições locais. Poços adicionais podem ser necessários à medida que o aterro se desenvolve (Duvel, Jr., 1979).

Um poço pode ser projetado para coletar amostras de um aquífero inteiro. Essa solução elimina a possibilidade de se perder uma pluma difusora do chorume. Se tal situação for prevista, devem ser criados grupos de poços para coletar amostras de água em várias profundidades do aquífero. As amostras podem ser obtidas por baldeamento (cordas com roldanas mergulhando e içando baldes), bombeamento ou sucção, dependendo do tipo de poço (Duvel, Jr., 1979).

A frequência da amostragem depende das condições do local. No mínimo, amostragens trimestrais são usualmente adequadas para detectar alterações nas condições do lençol freático. O RCRA exige o monitoramento mensal durante um ano para estabelecer uma base de dados de referência, e, então, amostragens semi-anuais se a vazão da água for de 82-164 ft/yr, amostragem trimestral se a vazão for superior. Amostragens mais frequentes podem ser adequadas se houver suspeita da contaminação do lenço freático (Duvel, Jr., 1979).

Os parâmetros para procurar no lençol freático as amostras variam com a situação. Os regulamentos propostos pelo RCRA exigem o monitoramento para condutividade específica, pH, cloretos, sólidos dissolvidos totais, carbono orgânico dissolvido e substâncias perigosas principais nos resíduos. Uma análise mais completa inclui: todos os itens anteriores listados nos padrões primários e secundários para água potável (exceto radioatividade) mais os ensaios com berílio, níquel, cianetos e compostos fenólicos. Uma varredura de cromatografia gasosa também deve ser executada (Duvel, Jr., 1979).

2.17 – ENCERRAMENTO E PÓS-ENCERRAMENTO DO ATERRO

As exigências de encerramento e pós-encerramento de um aterro são obrigações contidas nas regulamentações propostas do RCRA. No encerramento, o aterro deve ser nivelado para maximizar a drenagem de águas pluviais e minimizar a erosão. A superfície superior deve ser selada ou coberta com uma capa impermeável de 6-in (15,24 cm) de argila com permeabilidade inferior a 10^{-7} cm/s e, então, coberta com uma camada de solo natural de 18 in (45,72 cm) que seja propícia ao replantio de grama ou vegetação rasteira. Para acolher uma vegetação com raízes profundas é necessário, no mínimo, capear o aterro com 3 ft (91,44 cm) de solo natural (Duvel, Jr., 1979).

De forma ideal, o aterro deve ser nivelado e contornado durante sua vida ativa, tendo em vista a sua etapa de encerramento. À medida que as diversas seções ou áreas ou células são completadas, devem ser encerradas por capeamento e revegetação. Esse procedimento minimiza a erosão do vento e das águas pluviais e do chorume potencial. Se disponível no local, o material de cobertura deve ser suprido à medida que o aterro esteja sendo composto, de modo a ser usado posteriormente de acordo com a necessidade (Duvel, Jr., 1979).

2.18 - CUSTOS DE CONSTRUÇÃO E OPERAÇÃO DE ATERROS PARA RESÍDUOS PERIGOSOS

Em 1979, não existiam livros-texto indicando os custos da construção e operação de aterros para resíduos perigosos, nem existiam disponíveis curvas de estimativas rápidas de custos dessa destinação. Os custos variam com as condições do local do aterro, características dos resíduos e situações particulares (Duvel, Jr., 1979).

Em 1979, de um modo geral, os custos de destinação para sistemas relativamente simples empregando revestimentos de solo natural do local e sem sistema de monitoramento do chorume variavam de US\$ 5 a US\$ 10 por tonelada seca de resíduo depositado no aterro. Os sistemas mais complicados, incluindo um revestimento construído ou de membranas sintéticas, custavam entre US\$ 10 a US\$ 50 por tonelada seca (Duvel, Jr., 1979).

O ato de estimar o custo do lançamento de resíduos sólidos numa instalação em particular é um exercício relativamente direto em Engenharia Econômica. Os maiores custos são os da movimentação dos resíduos descarregados no solo e os da aquisição ou formação de revestimento. As etapas para desenvolver a estimativa de custo são as mesmas que aquelas empregadas em qualquer projeto de construção. A Tabela 2.14 relaciona os fatores principais a considerar quando são calculadas as estimativas de custos de capital e operação de aterros (Duvel, Jr., 1979).

TABELA 2.14

FATORES A SEREM CONSIDERADOS E ESTIMADOS NOS CUSTOS DE ATERROS SANITÁRIOS

(Duvel, Jr., 1979)

I - CAPITAL NECESSÁRIO	II - GASTOS COM OPERAÇÃO
I.1 - FACILIDADES DE INVESTIMENTO	1- Materiais Básicos de Consumo (ex.: gasolina)
A. INVESTIMENTO DIRETO	2- Materiais Básicos Permanentes (ex.: dutos)
Bombas e drenos	3- Trabalho operacional
Fundações e estrutura	4- Manutenção
Elétrica	5- Preparação do terreno
Instrumentação e Monitoramento	6- Utilidades
Escavação e preparação do terreno	7- Aéreo
Construções (prédios, edifícios e etc)	
Serviços	
Rodovias	
Equipamento para mover a terra	
Forro (manta)	
Outros equipamentos	
B. INVESTIMENTOS INDIRETOS	
Engenharia	
Despesas e taxas do contratante	
C. CONTINGÊNCIAS	
I.2- OUTRAS DEMANDAS DE CAPITAL	
Royalties pagos necessários	
Licença para partida da operação e modificações	
Capital para inventário	
Terreno	

2.19 – CONSTATAÇÕES DO CAPÍTULO 2

Os principais critérios de projeto para aterros e incineradores em função de suas emissões gasosas, referentes ao capítulo 2, são os seguintes:

2.19.1 - Existem quatro modalidades de vazadouros ou locais para lançamento de resíduos: lixões, aterros controlados, aterro sanitário e aterro de resíduos industriais e perigosos.

2.19.2 - O desafio da limpeza urbana não é só o serviço de coleta, mas dar ao lixo uma destinação final.

2.19.3 - O chorume líquido produzido pela massa orgânica do lixo durante o processo de degradação é muito tóxico e deve ser tratado quimicamente.

2.19.4 - Apesar do uso de aterros no Brasil, ainda ser considerado seguro e adequado, os países europeus estão substituindo os aterros pelo método de incineração.

2.19.5 - A decomposição do lixo aterrado por ação microbiana ocorre, na sua maioria, de forma anaeróbica, através de quatro etapas até a formação de metano.

2.19.6 - Os critérios de projeto para a instalação de aterros sanitários são divididos em três grupos: técnicos, econômico-financeiros e político-sociais.

2.10.7 - Existem três tipos de locais para aterramento de lixo: vala ou trincheira, rampa e área baixa.

2.19.8- Os resíduos sólidos podem ser descarregados e distribuídos de três formas: Acomodações em célula, em camadas superpostas ou sanduíche e por camada.

2.19.9- O chorume emitido num vazadouro de lixo pode ser tratado através de: lagoas de estabilização, tratamentos químicos, filtros biológicos e em estações de esgotos municipais.

2.19.10 - Os aterros de resíduos industriais e/ou perigosos são mais exigentes que os aterros para resíduos urbanos comuns.

2.19.11 - O desenvolvimento de um aterro contém fatores limitantes do projeto como teor de lixívia, controle de água de superfície, na área e no redor do aterro.

2.19.12 - Um aterro de resíduos perigosos deve ser completamente monitorado em regime contínuo até e após o encerramento das suas atividades.

2.10.13 - No encerramento de um aterro sanitário, o terreno deve ser nivelado para minimizar a drenagem de águas pluviais e erosão.

2.20 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS DO CAPÍTULO II:

CAMPOS, M. I.M.M. - **Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos: o caso do Município do Rio de Janeiro** - Tese de mestrado, Orientadora: Dra. Denise Dias de Carvalho Freire, Curso de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2005.

COMLURB - **Tempos de Decomposição das Frações do Lixo** - <http://www.rio.rj.gov.br/comlurb/>, extraído em novembro de 2007

Directiva 1999/31/CE do Conselho, de 26 de Abril de 1999, relativa à deposição de resíduos em aterros *JO L 182 de 16.7.1999, p. 1–19 (ES, DA, DE, EL, EN, FR, IT, NL, PT, FI, SV)*. Disponível em: <<http://europa.eu/scadplus/leg/pt/lvb/l21208.htm>>. Acesso em: 28 Setembro 2007.

DUVEL, Jr., W.A.- **Solid-waste disposal: Landfilling** - com a participação do Editor Robert S. Glaubinger, *Chemical Engineering*, p. 77, 86, July 2, 1979.

MANNARINO, Camille Ferreira et al. Landfill leachate treatment using wetlands: experiences in Pirai municipality solid waste landfill and Gramacho metropolitan solid waste landfill. **Eng. Sanit. Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 2, 2006.

NASCIMENTO FILHO, Irajá do; VON MUHLEN, Carin; CARAMAO, Elina Bastos. Study of organic compounds in landfill leachate by SPE and GC/MSD. **Quím. Nova**, São Paulo, v. 24, n. 4, 2001. Acessado em: 02 de Outubro de 2007 e extraído de: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422001000400017&lng=en&nrm=iso>

PEQUENO, Pedro Alexandre Moitrel. - Coleta seletiva de lixo: uma alternativa para minimização de resíduos com geração de renda / It collects seletive of garbage an alternative for minimization of residues with generation of yield. Rio de Janeiro; s.n; 2002. 148 p. ilus, tab, graf.

Portal da União Européia. Disponível em: < <http://europa.eu/scadplus/leg/pt/lvb/l21208.htm>>. Acesso em: 28 Setembro 2007.

Revista GERENCIAMENTO AMBIENTAL, Ano 4, Nº 19, Março / Abril 2002.

SANTOS, J. S.; GIRARDI, A. G. - **Utilização de geoprocessamento para localização de áreas para aterro sanitário no município de Alegrete-RS** - in: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13. (SBSR), 2007, Florianópolis. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2007. p. 6453-6460. CD-ROM; On-line. ISBN 978-85-17-00031-7. Disponível em: <<http://marte.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2006/11.15.19.52/doc/5491-5498.pdf>>. Acessado em: 23 set. 2007.

VIEIRA, M.L. - **Propriedades Físico - Hídrico - Mecânicas do solo e Rendimento de Milho Submetido a Diferentes Sistemas de Manejo**, Tese de mestrado, Orientador Prof. Dr. Vilson Antonio Klein, - Universidade de Passo Fundo, Rio Grande do Sul, 2006.

WIKIPÉDIA. Desenvolvido pela Wikimedia Foundation. Apresenta conteúdo enciclopédico. Disponível em: <<http://pt.wikipedia.org/w/index.php?title=NIMBY&oldid=6469172>>. Acesso em: 2 Out 2007

MONTEIRO, J.H.P; FIGUEIREDO, C.E.M.; MAGALHÃES, A.F.; MELO, M.A.F; BRITO, J.C.X.; ALMEIDA, T.P.F e MANSUR, G.L. - **"Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos"**- coordenação técnica Victor Zular Zveibil, IBAM (Instituto Brasileiro de administração Municipal), Rio de Janeiro, 2001.

CAPÍTULO 3

COMPOSTAGEM DE COMPONENTES ORGÂNICOS DO LIXO URBANO

3.1 - A IMPORTÂNCIA DA COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS ORGÂNICOS

Pode-se definir uma "Usina de Reciclagem e Compostagem de Lixo" (URCL) como sendo um centro de triagem e compostagem dos resíduos sólidos urbanos, nas suas frações orgânica e inorgânica.

3.1.1 - Reciclagem

A reciclagem é um processo que vem ganhando espaço considerável no âmbito da gestão do lixo. Sua função prioritária é promover a recuperação de materiais tidos como resíduos sólidos, transformando-os em matérias-primas a serem utilizadas em processos de reprocessamento. O ciclo de reciclagem envolve as etapas de descarte, recuperação e processamento secundário ou reprocessamento de material reciclável.

Para Calderoni apud Baptista (2001), citado por Pontes (2006), o termo "reciclagem" pode ser entendido como "um processo, em que qualquer produto ou material que tenha servido para os propósitos originais a qual foi concebido, pode ser considerado como matéria prima secundária para a produção de novos produtos". É, portanto passível de ser separado do lixo e reintroduzido numa nova seqüência produtiva igual ou semelhante ao processo anterior. No Brasil, a reciclagem industrial vem sendo praticada há mais de meio século, haja vista que, segundo relatam Aizen & Pechman apud Baptista (2001), a recuperação de materiais contidos no lixo já era realizada na cidade do Rio de Janeiro, desde o século XIX (Pontes, 2006).

3.1.2 Modelos de Reciclagem

A estimativa da composição do lixo em seus principais componentes – papel e papelão, plásticos, matéria orgânica, vidros e metais – encerra algumas dificuldades: essa composição varia de cidade para cidade, segundo parâmetros que vão desde o processo de urbanização até os hábitos de consumo da população e a estruturação do serviço de limpeza urbana (Pontes, 2006).

Atualmente são três os modelos de reciclagem adotados regularmente no mundo (Pontes, 2006):

1º - Reciclagem Mecânica - possui um ou vários processos operacionais (lavagem, trituração, moagem, aglomeração, aglutinação, extrusão, granulamento, fundição, outros), visando o reaproveitamento de um determinado resíduo sólido para produção de bens de consumo (produtos secundários).

2º - Reciclagem Química - decorre do processo tecnológico realizado a partir da conversão do resíduo sólido em matérias primas primárias. Este processo vem sendo utilizado para a conversão de plásticos em matérias primas petroquímicas (gasolina, querosene, óleo diesel, outros) a partir de reações químicas específicas.

3º - Reciclagem Energética - é realizada com o objetivo de recuperar parte da energia calorífica contida nos constituintes dos resíduos sólidos considerados como combustíveis e/ou putrescíveis.

A implementação no Brasil das usinas de reciclagem e compostagem ocorreu na segunda metade da década de 1980 e início da de 1990, pois foram apresentadas como "a solução definitiva para tratamento dos resíduos urbanos". Empresários prometiam o fim dos "lixões" e chegavam a afirmar que a operação da usina geraria receitas para os municípios com a comercialização de recicláveis e composto (Monteiro e colaboradores, 2001).

A aceleração da implantação dessas usinas ocorreu nos anos 86/87, quando o Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social - BNDES, propôs às prefeituras municipais uma linha de crédito específica para a compra de equipamentos, visando à triagem e compostagem do lixo urbano (Azevedo, 2000).

Otimistas com a hipótese de resultados econômicos positivos com a tecnologia apresentada, diversos municípios no Brasil implantaram usinas de reciclagem e compostagem sem qualquer estudo prévio e o resultado foi muito ruim, pois a maioria das unidades foi desativada logo após a inauguração e outras sequer iniciaram a operação (Monteiro e colaboradores, 2001).

Segundo o IBGE (2000) o Brasil produzia cerca de 228.413 toneladas/dia de resíduos sólidos urbanos. O Brasil apresentava-se como recordista mundial em reciclagem de latas de alumínio (89% em 2003, contra 50% em 1993). A reciclagem de papel subiu de 38,8% em 93 para 43,9% em 2002. Já o indicador *Coleta seletiva de lixo* mostra números incipientes no País. Somente 2% do lixo produzido no país era coletado seletivamente. Apenas 6% das residências eram atendidas por serviços de coleta seletiva, que existem em apenas 8,2% dos municípios brasileiros (IBGE, 2004).

No computo geral, são geradas outras formas de resíduos na zona urbana, assim como na zona rural. No presente, os resíduos sólidos urbanos vêm despertando muita atenção, haja vista, a ausência de políticas públicas efetivas para o setor, desastrosas para a maioria absoluta dos municípios brasileiros. A geração de resíduos é hoje um dos maiores problemas enfrentados pela civilização moderna, a falta de locais para sua disposição e técnicas cada vez mais onerosas para seu tratamento está revelando a eclosão do fenômeno denominado "colapso do lixo" (adaptado de Barreira, 2004).

Os resíduos orgânicos urbanos produzidos pela população brasileira - em torno de 50% em peso - quando dispostos inadequadamente, trazem prejuízos consideráveis ao solo, ao ar e a água e podem abrigar ou serem criadouros de vetores de importância epidemiológica. O cenário atual, no país, ainda é alarmante, pois os chamados lixões ou aterros controlados ainda são a maneira mais utilizada e a menos custosa de dispor dos resíduos, embora sejam condenáveis sob o ponto de vista ambiental e de saúde pública (Barreira, Philippi e Rodrigues, 2006).

Em contrapartida, esses resíduos orgânicos urbanos são passíveis de reciclagem por meio do processo de "compostagem", que é um método barato, quando comparado a outras formas de tratamento, e eficaz na diminuição da quantidade de material a ser aterrado. O processo de compostagem é realizado com a finalidade de se obter um produto sanitariamente seguro, quimicamente rico em nutrientes para as plantas e extremamente eficiente e rápido quando comparado à decomposição na natureza (Barreira, 2004).

Esse processo tem decomposição controlada, exotérmica e bio-oxidativa de materiais de origem orgânica por microorganismos autóctones, num ambiente úmido, aquecido e aeróbio, onde ocorre a produção de dióxido de carbono, água, minerais e uma matéria orgânica estabilizada, definida como "composto" (Barreira, Philippi e Rodrigues, 2006).

A compostagem é um processo de tratamento e reciclagem de uma parte dos resíduos sólidos urbanos no qual o material orgânico é decomposto por microorganismos na presença de oxigênio até o ponto em que se produz um adubo semi-natural (Azevedo, 2000), que poderá ser armazenado e manuseado com segurança e aplicados ao meio ambiente.

"A compostagem é um processo tão antigo quanto o planeta. Ninguém aduba as florestas, no entanto, enormes árvores crescem nelas. É possível reproduzir o processo de compostagem em condições artificiais, ou manipuladas pelo homem e a seu benefício, a partir do emprego de princípios da física, da biologia e da bioquímica, ciências que associadas determinam a biotecnologia aplicada" (Azevedo, 2000).

A mensuração dos insumos industriais recuperáveis do lixo revelou resultados surpreendentes. Potencialmente, a reciclagem do lixo de 180 cidades selecionadas sustentaria com material reciclável várias indústrias químicas como: siderúrgicas, químicas, papel e celulose e de vidros. Acrescente-se a isso, a produção do composto orgânico, que diminui a necessidade de fertilizantes naturais, que depende de processos de extração mineral e afetam o meio ambiente no local das jazidas. A escassez de insumos industriais que o país enfrenta e o longo prazo previsto para a normalização da oferta são razões para que se implantem projetos desta monta, sem contar a minimização do desperdício e as questões sociais que seriam melhoradas (adaptado de Pontes, 2006).

3.2 – CONDIÇÕES PARA A OCORRÊNCIA DA COMPOSTAGEM

Para que a compostagem ocorra, não é necessária a adição de qualquer componente físico ou químico à massa do lixo (Monteiro e colaboradores, 2001). A compostagem é essencial para a redução de resíduos domésticos, pois neste processo ocorre uma minimização significativa da quantidade de resíduos sólidos a ser disposta em aterros. Assim, a compostagem pode vir a reduzir à metade a massa de lixo processada em prazos de 4 a 90 dias. Esse é um argumento importante para respaldar e incentivar o uso desse processamento em face de carência de novas áreas para a implantação de aterros sanitários em alguns municípios como o da Cidade do Rio de Janeiro.

O lixo domiciliar conta naturalmente com microorganismos necessários para a decomposição da matéria orgânica em quantidade suficiente. E havendo controle adequado de umidade e da aeração, esses microorganismos proliferam-se rápida e homogênea em toda a massa. Existem também presentes no lixo vários microorganismos patogênicos, como salmonelas e estreptococos. Esses microorganismos são eliminados pelo calor gerado no próprio processo biológico, porque não sobrevivem à temperatura acima de 55°C por mais de 24 horas. A estrutura dos microorganismos que atuam na compostagem é formada por aproximadamente 90% de água, por isso o teor de umidade deve ser controlado durante o processo. A compostagem pode ser executada sem muitos gastos e produz o composto fertilizante ou húmus, que pode beneficiar o meio ambiente como fertilizante natural em jardins e na agricultura (Campos, 2005).

Húmus é a matéria orgânica homogênea, totalmente bioestabilizada, de cor escura e rica em partículas coloidais que, quando aplicada ao solo, melhora as suas características físicas para uso agrícola (Monteiro e colaboradores, 2001).

3.3 – APLICAÇÕES DA COMPOSTAGEM

Depois de humificado, o composto orgânico pode ser utilizado na fruticultura, horticultura, parques e jardins, projetos paisagísticos, reflorestamento, hortos e produção de mudas, recuperação de solos esgotados, controle da erosão, proteção de encostas e taludes, coberturas de aterros e etc. (Azevedo, 2000). Por esses motivos, é importante conhecer o valor agrícola e comercial do composto orgânico, além dos teores de contaminantes químicos (metais pesados, agrotóxicos e dioxinas) neste tipo de produto. O fertilizante orgânico produzido pelas usinas de compostagem de lixo pode ser empregado em várias atividades envolvendo a flora tendo em vista a quantidade de matéria orgânica, macronutrientes (C, N, P, S, K e Mg) e micronutrientes (B, Cu, Fe, Mn, Mo, Zn, Co e Ni) (AZEVEDO, 2000) que serão aplicados no solo.

O húmus torna o solo poroso, facilitando a entrada de ar para as raízes e, conseqüentemente, favorece o aumento da retenção de água e nutrientes (Monteiro e colaboradores, 2001). São as propriedades coloidais do húmus, principalmente aquelas relacionadas à agregação das partículas, que conferem estabilidade estrutural ao solo. Em conseqüência dos agregados produzidos, formam-se macro e microporos, responsáveis pela aeração e pela capacidade de retenção de água (Campos, 2005).

Não há como dissociar, uma agricultura próspera, duradoura e sustentável, de um solo rico em húmus (Campos, 2005). As propriedades químicas do húmus incluem, principalmente: 1º - o fornecimento de nutrientes essenciais; 2º - a interação com as argilas do solo formando o complexo argilo-húmico, responsável pelo aumento da capacidade de troca catiônica (predominância de cargas negativas em relação às positivas); 3º - o seu poder complexante sobre metais; 4º - sua ação sobre a disponibilidade do fósforo; 5º - a ação estabilizante sobre variações ambientais no solo (modificações no pH, temperatura, teor de umidade, teor de gás carbônico, teor de oxigênio, etc.).

Outro aspecto importante a ser abordado na adubação com composto de lixo é a necessidade ou não de adubação mineral complementar, visto que para algumas culturas, dependendo do tipo de solo, a aplicação isolada do composto de lixo é insuficiente para garantir o adequado suprimento de nutrientes e da produção (Abreu Jr.; 2001).

Através da compostagem pode-se reaproveitar uma quantidade substancial de resíduos que iriam para aterros ou incineradores. Esse processamento constitui um complemento às formas tradicionais de reciclagem, e não é usada apenas para redução de volume, mas também como produtor de fertilizante semi-natural, porque representa uma síntese induzida. De muitas formas, a compostagem fecha o ciclo da reciclagem e contribui positivamente com o meio ambiente. A compostagem recicla os resíduos orgânicos e os devolve ao solo, aumentando a sua fertilidade, ajudando no controle da erosão, restaurando alagados e purificando a terra através da correção ecológica do solo (Campos, 2005). Dentre os processos conhecidos de beneficiamento do lixo, a compostagem vem se firmando como uma das mais interessantes soluções para o lixo em nosso país, desde a década de 60, quando foram implantadas as primeiras usinas de reciclagem/compostagem (Azevedo, 2000).

3.4 – PRINCIPAIS CLASSIFICAÇÕES DOS MÉTODOS DE COMPOSTAGEM

As tecnologias de compostagem dependem do modo de operação, do local de execução, da presença ou ausência de ar ou oxigênio e das suas combinações (Wikipédia, 2007).

A operacionalização de uma compostagem pode resultar da combinação de diversas condições. Alguns parâmetros processuais possibilitam estabelecer as seguintes classificações (Nascimento, 2006).

TABELA 3.1 - PARÂMETROS CLASSIFICADORES DA COMPOSTAGEM

(Nascimento, 2006)

Quanto à Aeração	Quanto à Temperatura	Quanto ao ambiente	Quanto ao tempo de compostagem
a) Aeróbio b) Anaeróbio (em biodigestor)	a) Aeróbio Mesófila Termófila b) Anaeróbio Mesófila	a) Aberto b) Fechado	Processo lento Processo rápido

3.5 - PROCESSOS PRÁTICOS DE COMPOSTAGEM

Sendo a compostagem um processo biológico, as transformações produzidas ocorrem de acordo com os princípios já mencionados. No entanto, os métodos variam de sistemas particularmente artesanais, até sistemas complexos, onde os fatores interferentes são monitorados e controlados com relativa precisão. Os sistemas de compostagem, segundo a Wikipédia (2007), agrupam-se em três categorias:

1ª - **Sistemas de leiras revolvidas** ("Windrow"): A mistura de resíduos é disposta em leiras, sendo a aeração fornecida pelo revolvimento dos materiais e pela convecção do ar na massa do composto.

2ª - **Sistema de leiras estáticas aeradas** ("Static pile"): A mistura é colocada sobre tubulação perfurada que injeta ou aspira o ar na massa do composto. Neste caso não há revolvimento mecânico das leiras.

3ª - **Sistemas fechados ou reatores biológicos** ("In-vessel"): Os materiais são colocados dentro de sistemas fechados, que permitem o controle de todos os parâmetros do processo de compostagem.

3.5.1 - Compostagem Natural

No processo de compostagem natural, o lixo sofre inicialmente a segregação dos materiais recicláveis, seleção eletromagnética, trituração, peneiramento e humificação no pátio de compostagem. Fisicamente, a compostagem natural pode ser realizada de duas formas:

1ª - em "**pilhas**" nos pátios abertos, dispostos em montes com formato cônico;

2ª - em "**leiras**" ou montes de forma prismática, com seção aproximadamente triangular.

FIGURA 3.1 – LEIRAS DE COMPOSTAGEM DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS

(Embrapa Agrobiologia, 2006))



A temperatura de fermentação em que as leiras ou as pilhas se encontram depende da quantidade de oxigênio que penetra. A inserção de oxigênio na compostagem natural pode ser realizada de duas maneiras:

1ª - **Aeração Dinâmica** - Utiliza o modo manual ou mecânico, no intuito de revirar as leiras ou pilhas;

2ª - **Aeração Estática** - O ar é injetado nas leiras e pilhas através de tubos perfurados.

FIGURA 3.2 – PREPARAÇÃO DE UMA LEIRA PARA COMPOSTAGEM

(Biológica online, 2007)



3.5.2 - Compostagem Acelerada

A compostagem acelerada é realizada em bioestabilizadores (reatores de fermentação ou fermentadores), onde, teoricamente, pode-se exercer um maior controle do processo como temperatura e aeração, e executá-la em um tempo mais curto e sem necessitar de uma área tão extensa como na compostagem natural. Na compostagem acelerada, o lixo além de sofrer a segregação dos materiais recicláveis, seleção eletromagnética e trituração, passa ainda por um biodigestor, que tem a função de acelerar a decomposição da matéria orgânica e posteriormente, é conduzido para humificação no pátio de compostagem (Azevedo, 2000).

Figura 3.3 – BIODIGESTOR OU BIOESTABILIZADOR PARA COMPOSTAGEM ACELERADA

(ERGOMIX, 2007)).



3.5.3 – O Uso de Composteiras em Galpões

As composteiras edificadas (galpões de compostagem) podem ser construídas com blocos de alvenaria, madeira ou mesmo reutilizando qualquer outro material considerado como entulho, o importante é que se permita aeração do interior. Este tipo de composteira geralmente é utilizado para a deposição de pouco material, por exemplo, para uma residência, no qual se pode utilizar inclusive um tampa, de forma que não fique visualmente exposto.

Figura 3.4 - COMPOSTEIRAS SEM E COM AERAÇÃO

(Costa e colaboradores, 2006)



Recomenda-se que as leiras e composteiras sejam localizadas em lugares sombreados para evitar ressecamento. O solo deve possuir boa drenagem, ser protegido do excesso de chuvas.

3.5.4 - Compostagem Anaeróbica

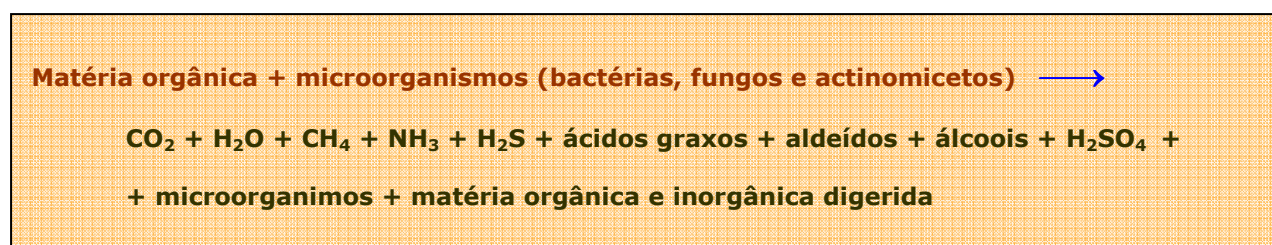
A digestão anaeróbia desponta como uma das alternativas tecnológicas mais promissoras para o tratamento dos resíduos sólidos, por ser de simples aplicação e baixo custo exigido com instalações e manutenção. A compostagem anaeróbica trata de sistemas para decomposição de material putrescível de composição complexa e heterogênea, tendo como material resultante compostos com características essenciais de agente condicionador do solo, além de produzir de uma alternativa energética, advinda da produção de gás metano.

O tratamento anaeróbio dos resíduos sólidos orgânicos ocorre na ausência de oxigênio livre, na qual as diversas espécies de microrganismos interagem de maneira simbiótica para converter os compostos orgânicos ricos em macronutrientes (C, N, P, etc.) em metano (CH₄) e compostos inorgânicos (CO₂, NH₄⁺, PO₄³⁻, etc) (Barros e colaboradores, 2003).

A anaerobiose ocorre em temperaturas mais baixas que o processo aeróbio (cerca de 40°C), sendo menos eficientes para remoção de microrganismos patogênicos ou patógenos. A compostagem anaeróbica é regida por reações de redução, num processo mais lento que a compostagem aeróbia. Existe exalação de fortes odores devido aos produtos finais como: ácidos graxos, aldeídos e ácido sulfúrico, mas, em compensação, há produção de biogás (Monteiro e colaboradores, 2001).

Figura 3.5 – Representação esquemática da ação microbiana na compostagem anaeróbica

(adaptado de Azevedo, 2000)



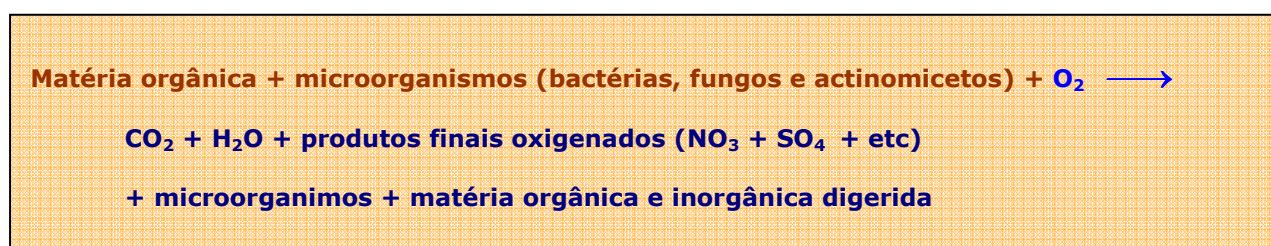
3.5.5 - Compostagem Aeróbica

Segundo KIEHL (1998 - citado por MONTEIRO E COLABORADORES, 2003) a compostagem aeróbica é caracterizada pela ação de microrganismos que realizam seu metabolismo em presença de oxigênio, no qual ocorrem principalmente reações de oxidação. Fatores como umidade, temperatura e granulometria influenciam na disponibilidade de oxigênio, e a sua falta resulta na emissão de odores.

O processo de aeração do composto pode ser feito removendo-se o material com pás carregadeiras ou máquinas especiais. Em pequenas unidades, este reviramento pode ser feito à mão. Na fase aeróbia, quanto maior for a exposição ao oxigênio da matéria orgânica, maior será a sua velocidade de decomposição. Dessa forma, quanto menor for o tamanho da partícula maior será a superfície de exposição ao oxigênio e conseqüentemente menor o tempo de compostagem (Monteiro e colaboradores, 2003).

Figura 3.6 – Representação esquemática da ação microbiana na compostagem aeróbica

(adaptado de AZevedo, 2000)



3.5.5.1 – Fases de compostagem aeróbica segundo a temperatura de operação:

O processo de compostagem aeróbica pode ser dividido em duas fases:

- A primeira fase é denominada "bioestabilização" e caracteriza-se pela redução da temperatura da massa orgânica que, após ter atingido temperaturas de até 65° C, garantindo a destruição de patógenos e a eliminação do poder germinativo de sementes que os resíduos carregam consigo; estabiliza-se na temperatura ambiente. Essa fase dura cerca de 45 dias em sistemas de compostagem acelerada e 60 dias nos sistemas de compostagem natural (Monteiro e colaboradores, 2001).
- A segunda fase, chamada de "maturação", dura mais 30 dias. Nessa fase ocorre a humificação e a mineralização da matéria orgânica (Monteiro e colaboradores, 2001).

3.5.5.2 - Métodos de compostagem aeróbica:

1º - **Uso de composteira em pilhas ou monte** - cada um (a) deve ter no máximo 1,5 m de altura, para não compactar a parte inferior e culminar na falta de oxigênio.

2º - **Emprego de composteira em leira** - é caracteristicamente semelhante daquelas em pilha, diferenciando na forma, trapezoidal e comprimento, que permite a deposição de um volume maior de material. Em ambos os casos esta deposição do resíduo orgânico deve ser feita sobre uma camada de folhas e gramas secas de 15 a 20 cm para que o excesso de água seja absorvido (Jahnel e colaboradores, 1999).

3º - **Método de Mulch ou de compostagem superficial** - Existe controvérsia a respeito do conceito de "composto orgânico" e a palavra "mulch". De acordo com Stratton e colaboradores (1998), "mulches" são definidos como sendo "materiais orgânicos ou inorgânicos aplicados sobre a superfície do solo", enquanto que "compostos" são semelhantes a húmus e muitas vezes são derivados de um processo que envolve gasto de energia. O método de Mulch é usado apenas para determinados resíduos como grama cortada, folhas e restos de vegetais, assim como, frutas e legumes aplicados em canteiros, hortas ou matas. A disposição direta dos resíduos sobre o solo deve ser adicionada em camadas inferiores a 15 cm de altura de forma a evitar o aquecimento que prejudicaria plantas abaixo da cobertura.

O Método Mulch de compostagem superficial proporciona o controle de determinados patógenos de solo, atua na conservação da umidade do solo, controle de ervas daninhas, redução na lixiviação de nutrientes, prevenção da compactação e erosão do solo, afeta passivamente a microflora e microfauna antagonista, favorece o desenvolvimento da planta e reduz o uso de substâncias químicas (Housbeck e colaboradores, 1996).

Figura 3.7 – Composto de grama (Mulch)

(RIEPHOFFSAWMILL, 2007)



3.5.6 – O uso de composteira por aterramento

É uma alternativa para a compostagem anaeróbia, que corresponde à deposição do material em valas, que deve ser coberto com camadas finas de terra, em alguns casos tampadas, para evitar a presença de moscas e liberação de odor desagradável.

Nesse sentido, é importante ressaltar que o processo aeróbio vem sendo utilizado com mais frequência pelos seguintes motivos: ausência de odores e incômodos; menor custo no beneficiamento e produção do composto orgânico, além da redução de cerca de 50% do peso e volume dos resíduos a serem aterrados (Monteiro e colaboradores, 2003).

3.5.7 - Sistema Chinês de Compostagem

De acordo com (Anhalt, 2007) nos anos 80, mais de sete milhões de biodigestores chineses já geravam uma energia diária equivalente à quase três vezes o potencial da hidroelétrica de Itaipu.

O método chinês utiliza-se da compostagem aeróbia, mas após a redução do O₂ presente, desenvolve-se o processo anaeróbico (Silva, 2006).

O sistema inventado pelos chineses canaliza todos os dejetos para um tanque de cimento, cuja borda é fechada por uma campânula, que pode ser de ferro ou plástico. O gás produzido no biodigestor é armazenado em balões e usado para alimentar um gerador de energia (Globo Rural, 2004).

Como lá dentro não existe oxigênio parte das bactérias morrem. Nesse processo, chamado de fermentação anaeróbica, o biodigestor produz o gás metano e o resíduo vira biofertilizante, um adubo líquido, que pode ser espalhado direto nas pastagens e lavouras.

Construído em alvenaria, modelo de peça única. Desenvolvido na China, onde as propriedades eram pequenas, por isso foi desenvolvido esse modelo que é enterrado, para ocupar menos espaços. Este modelo tem custo mais barato em relação aos outros, pois a cúpula é feita em alvenaria. Também sofrem pouca variação de temperatura (Cerpch).

3.5.8 – Sistema Beccari

O primeiro sistema de compostagem implantado no Brasil foi o Beccari, adotado em mais de 20 cidades e representou um grande avanço no sistema de tratamento de lixo (Silva, 2003).

Segundo Lima (1995 - citado por Lopez, 2003), esse sistema foi desenvolvido em 1922 por Giovanni Beccari em Florença, Itália. Consiste, basicamente, em primeiro confinar os resíduos em células fechadas, onde há decomposição anaeróbia por ação das bactérias. Em seguida, um fluxo contínuo de ar é introduzido no meio fazendo com que o processo passe a ser predominantemente aeróbio. Em termos práticos o tempo de digestão varia de 40 a 180 dias.

FIGURA 3.8 - VISTA GERAL E TOMADA INTERNA DO SISTEMA BECCARI DE MACEIÓ EM 1940.

(Calheiros e colaboradores, 2004)



3.5.9 – Sistema CETESB

A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo – CETESB propôs em 1977 um processo simplificado de tratamento do lixo, destinado a atender pequenas cidades, com a utilização simultânea dos recursos de aterro sanitário e compostagem.

O sistema CETESB envolve, inicialmente, a separação dos resíduos volumosos do lixo (pneus, troncos, colchões), e, em seguida, a peneiração. As sobras do peneiramento juntamente com os resíduos volumosos são enterradas (aterro sanitário), e os resíduos finos são peneirados e removidos para uma área de maturação, formando pilhas de 3 a 4 metros de largura por 1,5 a 1,80 metros de altura, por comprimento indeterminado, que são periodicamente reviradas para formar o adubo orgânico (Campos, 2005).

3.5.10 – Sistema Sanecon

Este sistema é encontrado em muitas usinas no Brasil, entre elas a usina de compostagem operando na cidade de Araraquara, São Paulo. Este sistema é de fabricação nacional, sendo o mais utilizado no país. Consiste em um processo aeróbio de beneficiamento de resíduos sólidos.

Inicialmente todo o resíduo da cidade é colocado em uma área de recepção. Depois dessa recepção, o material é colocado em uma esteira rolante nas quais vidros, metais, plásticos e papel, que são recicláveis, são selecionados manualmente. O material restante, que consiste basicamente de matéria orgânica, é direcionado para um pátio onde permanecem 120 dias em leiras. Finalmente, o produto final é peneirado para ser utilizado na agricultura (AQUINO, 2006).

3.5.11 – Sistema DANO de Bioestabilização

Os biodigestores são compostos de longos tubos (biodigestores) nos quais o material sofre fermentação durante 48 horas podendo atingir a temperatura de 70°C. Cada biodigestor do sistema DANO consiste de um cilindro de 28 m de comprimento por 3,5 m de diâmetro que gira a uma velocidade de 1(hum) rpm. O lixo permanece de 2 a 5 dias no interior do cilindro, onde ocorre trituração parcial, homogeneização e drenagem. Após este processo, a matéria orgânica segue para o pátio onde é peneirada e submetida ao processo de compostagem. (Jahnel, 1999)

FIGURA 3.9 – VISTA AÉREA DA USINA DE JACAREPAGUÁ PARA COMPOSTAGEM

(COMLURB, 2006)



A Figura 3.9 apresenta: 1º - à esquerda, o portão com as balanças de pesagem, 2º - a rampa de subida para os caminhões descarregarem suas cargas de lixo, 3º - o edifício dos equipamentos das peneiras de catação seletiva e separação pneumática; 4º - os tubos biodigestores, 5º o edifício das atividades de separação secundária das frações orgânicas. 6º - o pátio (vazio) da maturação ou compostagem.

O lixo chega em caminhões e vai para o setor da balança para pesagem, e em função do bairro, vai direto para o setor de compostagem. A classificação magnética emprega um eletroímã vinculado a uma esteira para retirar latas e chaparias, e o resíduo segue para os biodigestores.

FIGURA 3.10 – FLUXOGRAMA DE PROCESSO DA USINA DE JACAREPAGUÁ, QUE INCLUI A BIODIGESTÃO, CATAÇÃO SELETIVA, SEPARAÇÃO MAGNÉTICA E COMPOSTAGEM.

(COMLURB, 1992)

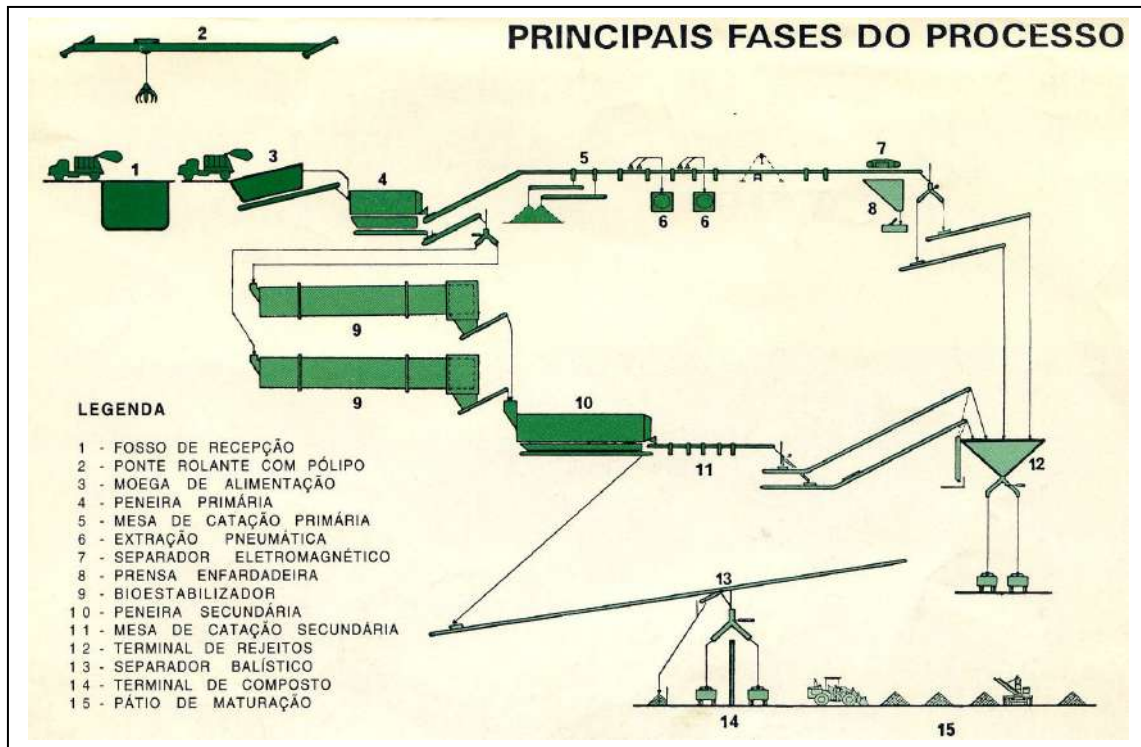


FIGURA 3.11 – USINA DE JACAREPAGUÁ: BIODIGESTORES E PILHAS DE COMPOSTAGEM

(COMLURB, 2006)



3.6 – FATORES RELEVANTES NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM

Os principais fatores que governam o processo de compostagem são (Wikipédia, 2007):

a) Microrganismos: A conversão da matéria orgânica bruta ao estado de matéria humificada é um processo microbiológico operado por bactérias, fungos e actinomicetos. Durante a compostagem há uma sucessão de predominâncias entre as espécies envolvidas.

b) Umidade: A presença de água é fundamental para o bom desenvolvimento do processo. Entretanto, a escassez ou o excesso de água pode retardar a compostagem. Certa quantidade de água funciona como importante veículo de nutrientes e via de excreção dos metabólitos, assim sendo, a umidade é importante para a aceleração / redução de atividade biológica. O teor de umidade dos resíduos depende da porosidade e grau de compactação. Deve permanecer em torno de 50%, assim evita-se uma redução na atividade biológica (caso o teor esteja abaixo dessa faixa) e uma anaerobiose (caso o teor esteja elevado, prejudicando assim a aeração). O excesso de umidade pode ser corrigido mediante reviramentos periódicos e a falta de umidade por meio de irrigação, feita preferencialmente, no ato do reviramento das pilhas ou leiras.

c) Aeração: É o que possibilita a decomposição da matéria orgânica. É influenciado pela granulometria, agregação e umidade nos resíduos. A compostagem conduzida em ambiente aeróbio, além de mais rápida, não produz odores putrefatos nem proliferação de moscas.

d) Temperatura: Este é um fator importante para a ação microbiana. O metabolismo exotérmico dos microrganismos, durante a fermentação aeróbia, produz um rápido aquecimento da massa. Cada grupo é especializado e desenvolve-se numa faixa de temperatura ótima. Promover condições para o estabelecimento da temperatura ótima para os microrganismos é fundamental. No início a temperatura é ambiente, mas devido a aeração apropriada e ao início da decomposição orgânica, a temperatura chega a 55-60°C, com o passar do tempo, essa temperatura diminui chegando a 30-50°C, onde ocorre a bioestabilização com relação C/N em torno de 18. Em seguida, a temperatura abaixa mais, chegando a 20-40°C e a relação C/N fica em torno de 12.

e) Relação Carbono / Nitrogênio (C/N): Os microrganismos absorvem os elementos carbono e nitrogênio numa proporção ideal. O carbono é a fonte de energia para que o nitrogênio seja assimilado na estrutura. No início o ideal é uma relação C/N igual a 30/1 e o teor de nitrogênio entre 1,2 e 1,5%. Com o decorrer do processo, o carbono vai se transformando em CO₂ e sendo usado para o crescimento microbiano, enquanto que o nitrogênio fica retido no material como nitrogênio orgânico e inorgânico. A relação C/N ideal para a aplicação na agricultura é de 18/1.

f) Preparo prévio da matéria-prima: A granulometria é muito importante uma vez que interfere diretamente na aeração da massa original. Partículas maiores promovem melhor aeração, mas o tamanho excessivo apresenta menor exposição à decomposição e o processo será mais demorado.

g) Dimensões e formas das pilhas: Quanto ao comprimento, este pode variar em função da quantidade de materiais, do tamanho do pátio e do método de aeração. Já a altura da pilha depende da largura da base. Pilhas muito altas submetem as camadas inferiores aos efeitos da compactação. Pilhas baixas perdem calor mais facilmente ou nem se aquecem o suficiente para destruir os patogênicos. O ideal é que as pilhas apresentem seção triangular, com inclinação em torno de 40 a 60 graus, com largura entre 2,5 e 3,5 metros e altura entre 1,5 e 1,8 metros.

h) pH: Na fase inicial da compostagem, a acidez do material tende a aumentar em virtude da formação de ácidos orgânicos, atingindo valores de pH próximos de 4,5 durante a fase mesofílica. A partir daí, na fase termofílica o processo toma sentido inverso, observando-se um crescente aumento do pH, que chega a atingir valores superiores a 8,0. Isto é explicado pela hidrólise das proteínas e liberação de amônia. No final do processo, o pH fica na faixa de 6,0 a 9,0.

3.7 – CRITÉRIOS BÁSICOS PARA PROJETOS DE COMPOSTAGEM

Uma usina de reciclagem e compostagem é uma alternativa para tratar alguns resíduos sólidos urbanos desde que, antes de sua implantação, sejam avaliados os seguintes itens (Monteiro e colaboradores, 2003):

- Existência de mercado consumidor de recicláveis e composto orgânico na região;
- Existência de um serviço de coleta com razoável eficiência e regularidade;
- Existência de coleta diferenciada para lixo domiciliar, público e hospitalar;
- Disponibilidade de área suficiente para instalar a usina de reciclagem e o pátio de compostagem;
- Disponibilidade de recursos para investimentos iniciais ou de grupos privados interessados em investir e operar a usina em regime de concessão;
- Disponibilidade de pessoal com nível técnico suficiente para selecionar a tecnologia, fiscalizar a implantação da unidade e operar, manter e controlar a operação de equipamentos;
- A viabilidade econômica do processo, tendo em vista as vantagens da redução do lixo a ser transportado e aterrado, venda de composto e recicláveis, geração de emprego e renda, benefícios ambientais; e, de outro, os custos de implantação operação e manutenção do sistema.

São poucos os municípios fluminenses que implantaram, estão implantando, ou, planejando a instalação de usinas ou sistemas de beneficiamento de resíduos sólidos. Uma das principais dificuldades de se empreender uma ação concreta de beneficiamento e destinação de resíduos sólidos urbanos, além dos problemas políticos, econômicos e administrativos, reside na ausência de informações técnicas compatíveis com as dimensões e características das localidades interessadas (Azevedo, 2000).

Segundo Pereira Neto (1995 - citado por Azevedo, 2000), a compostagem, além de ser um processo de reciclagem, é antes de tudo, um processo sanitariamente seguro de tratamento de resíduos sólidos orgânicos. Por isso, é indispensável ampliar a disponibilidade de informações científicas e tecnológicas sobre o processo de compostagem de resíduos sólidos urbanos. Em países como o Brasil, onde o teor médio de matéria orgânica chega a 60%, a compostagem mostra ser uma solução conveniente para o tratamento do lixo.

Finalmente, observando-se os dados apresentados na tabela a seguir, verifica-se que o sistema SANECOM é o mais utilizado no país, por ser nacional e “bastante simples” (Azevedo, 2000).

TABELA 3.2
SISTEMAS DE COMPOSTAGEM DE LIXO EXISTENTES NO BRASIL EM 1993

(GROSSI, 1993 citado por Azevedo, 2000)

Estado da Federação	Localidade	Sistema de compostagem
São Paulo	Adamantina	SANECOM
São Paulo	Araraquara	SANECOM
São Paulo	Novo Horizonte	Próprio
São Paulo	Ourinhos	SANECOM
São Paulo	Santa Cruz do Rio Pardo	SANECOM
São Paulo	São José do Rio Preto	SANECOM
São Paulo	São Matheus	DANO
São Paulo	V. Leopoldina	DANO
Rio de Janeiro	Rio de Janeiro (Irajá)	Próprio (moinho de trituração) (*)
Rio de Janeiro	Rio de Janeiro (Jacarepaguá)	DANO (*)
Minas Gerais	Belo Horizonte	DANO
Rio Grande do Sul	Novo Hamburgo	Próprio
Espírito Santo	Vitória	Próprio
Alagoas	Maceió	Próprio
Paraíba	João Pessoa	SANECOM
Rio Grande do Norte	Natal	SANECOM
Amazonas	Manaus	FAIRFIELD-HARDY
Distrito Federal	Brasília	DANO
Distrito Federal	Brasília	TRIGA

3.8 – UNIDADES OPERACIONAIS DE CATAÇÃO SELETIVA E COMPOSTAGEM DA COMLURB

O sistema de compostagem de resíduos sólidos urbanos da Cidade do Rio de Janeiro dispõe das seguintes unidades operacionais:

Usina de Irajá - vem operando normalmente desde 1977 e atualmente a sua capacidade de processamento está na faixa de 450 ton/dia, utilizando sistema prévio de trituração e posterior compostagem natural em leiras (Comlurb, 2006).

Usina de Jacarepaguá - entrou em operação em 1992, com capacidade de 560 t/dia, para operar com o sistema de compostagem tipo DANO. Entretanto, em setembro de 1992, passou operar apenas, como usina de trituração de lixo, devido a problemas operacionais no sistema de compostagem (Comlurb, 2006).

Atualmente parte dos resíduos coletados no município do Rio de Janeiro segue para a Usina de Jacarepaguá.

FIGURA 3.12 – CATAÇÃO SELETIVA PRIMÁRIA NA USINA DE JACAREPAGUÁ PARA A COMPOSTAGEM DAS FRAÇÕES ORGÂNICAS DE LIXO

(COMLURB, 2006)

Os caminhões coletores descarregam os resíduos coletados em grandes galpões de recebimento e armazenamento de resíduos.

Nos galpões, parte do lixo potencialmente reciclável como: papelão, plástico, papel, garrafas PETs e etc. são separados dos demais.

Essa separação é realizada por cooperativas particulares, ou seja, os catadores são pessoas autônomas que realizam suas atividades, sem qualquer comprometimento com a Companhia.



A Usina de Jacarepaguá funciona apenas como uma estação de transferência do lixo, localizada entre as residências cariocas e os aterros controlados. Após os resíduos sofrerem a coleta seletiva, realizado pelas cooperativas, estes são transportados para o Aterro Municipal de Gramacho, através de caminhões.

Em Jacarepaguá, além da estação de transferência, funciona a Gerência de Pesquisas Aplicadas, composta por dois laboratórios de tecnologia em microbiologia e físico-química, responsáveis por todas as análises de produtos de uso geral da Companhia, compostos orgânicos, chorume proveniente de aterros e monitoramento da estação de tratamento, localizada na própria usina (adaptado de Amaro, 2007).

Usina do Caju – foi inaugurada em 1992, com capacidade nominal de 70 toneladas/hora e sua operação encontrava-se paralisada (funcionando apenas como estação de transferência). Devido a uma série de problemas técnicos ocorridos na unidade (Comlurb, 2006).

Atualmente a produção de composto gerado na Usina do Caju, só tem a finalidade de atender um programa do governo de incentivo ao reflorestamento de áreas desmatadas. O composto gerado funciona como adubo nos locais das costas reflorestadas (Amaro, 2007).

FIGURA 3.13 – CATAÇÃO SELETIVA PRIMÁRIA E Prensagem de Plásticos NA USINA DO CAJÚ

(COMLURB, 2006)



3.9 – VARIEDADES DE COMPOSTOS ORGÂNICOS RESULTANTES DA USINA DE IRAJÁ

“**Composto orgânico**” ou “**fertilizante orgânico**” (termo adotado na legislação brasileira), “é a denominação genérica dada ao fertilizante orgânico resultante do processo de compostagem” (Lima, 1995). De acordo com Pereira Neto (1996 - citado por Lima, 1995), o material a ser compostado deve ter partículas com diâmetro de 10 a 35 mm, umidade na faixa de 55%, concentração adequada de nutrientes e uma relação C/N próxima de 30/1. É desejável ainda, que a quantidade de inertes no material a ser compostado ou no adubo seja a menor possível, pois a densidade média da matéria orgânica na base seca, é de 0,4 a 0,6 g/cm³ enquanto a densidade dos inertes varia de 1,6 a 1,8 g/cm³.

Os compostos orgânicos foram classificados em (Azevedo, 2000):

Composto cru - está ainda em início de decomposição e é danoso às sementes e raízes se colocado em contato com elas. Antes de utilizá-lo, deve-se curti-lo em montes durante no mínimo 30 dias.

Composto bioestabilizado (semicurado) - é aquele que apresenta pH <7,0 (Azevedo, 2000) e não mais causa danos às sementes ou raízes quando em contato, porém, ainda não é um condicionador perfeito do solo, pois seu conteúdo em colóides é baixo; no solo, irá continuar seu processo de cura, enriquecendo-se em húmus.

Composto humificado (curado) - é o produto que possui pH >7,0 (Azevedo, 2000) e sofreu processo completo de fermentação sendo o mais rico em nutrientes que passaram da forma orgânica para a mineral, assimilável pelas raízes e com maior teor de material coloidal, responsável pela sua capacidade de melhoria do solo.

Composto de qualidade – apresenta as seguintes propriedades de desempenho (Brito, 2006):

1º - características físicas, como propriedades de manuseamento, umidade, temperatura, odor e cor, propriedades como substrato para crescimento vegetal (por exemplo, porosidade, capacidade para armazenamento de água, densidade aparente e textura), entre outras;

2º - características químicas, como a percentagem de matéria orgânica, índices de humificação, poder tampão, relação carbono/nitrogênio na fase sólida e em extrato aquosos, pH, capacidade de troca catiônica, condutividade elétrica, sais solúveis, nitratos, nitritos, amoníaco, etileno, ácido acético, nutrientes minerais, metais tóxicos, poluentes orgânicos, e outros; e,

3º - características biológicas incluindo efeitos na germinação das sementes, crescimento e composição vegetal, e capacidade de melhorar a fertilidade biológica do solo.

Os compostos orgânicos comerciais, utilizados como corretivos do solo, não deveriam conter materiais aguçados perigosos para o homem ou os animais, plásticos, metais, pedras e pedriscos, sementes viáveis de infestantes, organismos patogênicos (como Salmonela, Ascaries ou Tênia, ou vírus), e outros organismos em teores que possam causar efeitos nefastos à saúde humana por ingestão, inalação ou contacto com a pele.

Assim, devido à inexistência de um método universal para avaliar os compostos de resíduos orgânicos é necessário recorrer a vários métodos para indicar uma conclusão segura sobre a maturação e a qualidade final dos materiais compostados.

3.10 – AVALIAÇÃO DA MATURIDADE DO FERTILIZANTE ORGÂNICO

Segundo Kiehl (1998 – citado por Azevedo, 2000) e Brito (2006), pode-se afirmar que

1º - A maturidade do composto resulta de uma correta decomposição microbiológica da matéria orgânica, originando nutrientes e húmus. Um composto estará maduro quando a sua temperatura se mantém mais ou menos constante durante a movimentação do material.

2º - Um composto imaturo gera mau cheiro, inibe a germinação de sementes e interfere negativamente no desenvolvimento de plantas.

3º - A aplicação de composto imaturo ao solo, além de poder causar imobilização microbiológica de nitrogênio, pode ainda provocar decréscimo na concentração de oxigênio no solo, criando um ambiente redutor capaz de aumentar a solubilidade de metais pesados.

Os métodos desenvolvidos para avaliar a maturação dos compostos orgânicos baseiam-se, geralmente, em:

1º - Ensaios químicos com base em extratos dos compostos, ou;

2º - Ensaios biológicos, e incluem: a relação C/N; métodos cromatográficos para determinação do conteúdo de substâncias húmicas e o grau de polimerização dos compostos húmicos; testes colorimétricos dos extratos húmicos; análise de polissacarídeos; testes da atividade respiratória; medições de adenosina trifosfatada; teste da produção de calor e testes de fitotoxidez (Brito, 2006).

A produção de calor de um material, por exemplo, é indicativa da atividade biológica desse material e, por isso, indiretamente, do seu grau de decomposição. Os odores, causados pelo nitrogênio (azoto) amoniacal e pelos ácidos voláteis de baixo peso molecular, também não devem estar presentes mesmo quando se movimenta o material (Brito, 2006).

Segundo Brito (2006), existem outras formas de avaliação da maturação de um composto:

1º - -Teste rápido de maturação – para materiais orgânicos incubados **em C** com base no pH. Caso o composto se mantenha em condições anaeróbias e pH alcalino durante 24 horas, pode ser considerado como suficientemente amadurecido (Jann et al., 1959 – citados por BRITO, 2006).

2º - - Determinação da capacidade de troca catiônica - o valor mínimo necessário para assegurar uma maturação aceitável seria de 60 meq por 100 g de composto, com base no material sem cinzas (Harada et al., 1981 – citados por Brito, 2006).

3º - - Estado de nitrificação - quando surgem, na compostagem, teores apreciáveis de nitratos e nitritos, entende-se que essa é uma indicação que o composto está aceitavelmente compostado (Finstein e Miller, 1985 – citados por Brito, 2006).

3.11 - POTENCIAL DE RECUPERAÇÃO ENERGÉTICA DO LIXO VIA COMPOSTAGEM.

Além das diversas vantagens econômicas, ambientais e sociais da compostagem, existem os benefícios energéticos provenientes desta forma de tratamento.

O DMAE (1994), citado em (Azevedo, 2000), comparou a recuperação energética dos resíduos urbanos pela compostagem em termos da "equivalência da substituição de adubo químico por composto orgânico em termos energéticos". Seus cálculos indicaram que "uma tonelada equivalente de petróleo (tEP2), é igual a 17 toneladas de composto orgânico utilizado".

O cálculo baseou-se na quantidade equivalente de nutrientes entre o adubo e o composto, considerando que a quantidade de energia necessária para obtenção do adubo químico era conhecida. E foi obtido um equivalente energético para os mesmos índices nutricionais. Os estudos revelaram que "as perdas no processo de compostagem em relação à matéria-prima original, são representados por 35% de perdas de origem gasosa e por adensamento da massa em fermentação e 30% de perdas pela retirada dos rejeitos após o peneiramento do composto" (Azevedo, 2000).

3.12 – CONSTATAÇÕES DO CAPÍTULO 3

Os principais critérios de projeto para a compostagem de frações orgânicas do lixo em função de suas emissões gasosas, referentes ao capítulo 3, são os seguintes:

3.12.1 – A construção de usinas de reciclagem e compostagem de lixo demanda muita mão-de-obra não-especializada para as atividades de triagem dos materiais recicláveis e sua comercialização, constituindo um fator de geração de emprego para catadores.

3.12.2 - Embora os materiais recicláveis no lixo possam ocorrer em níveis de 35% p/p, somente 2 a 3% são reaproveitados nas unidades de reciclagem.

3.12.3 – As usinas de reciclagem e compostagem de lixo não necessitam de grandes áreas, possibilitando minimizar a escassez de terras para a criação de aterros.

3.12.4 – Através da reciclagem e compostagem de frações do lixo, pode-se reaproveitar uma quantidade substancial de resíduos que iriam para aterros ou incineradores.

3.12.5 – Em média 50% dos resíduos municipais produzidos pela população são orgânicos e passíveis de reciclagem por meio da compostagem.

3.12.6 - Ao fim da compostagem se obtém um produto (composto), que é um húmus sintético, sanitariamente seguro, quimicamente rico em nutrientes.

3.12.7 - A compostagem recicla os resíduos orgânicos e os devolve ao solo, aumentando a sua fertilidade, ajudando no controle da erosão, restaurando alagados, através de uma correção ecológica.

3.12.8 - As tecnologias de compostagem dependem do modo de operação, do local de execução, da presença ou ausência de ar ou oxigênio e das suas combinações.

3.12.9 – Os processos de compostagem conhecidos são: natural, acelerada, em galpões de compostagem, anaeróbia, aeróbia, por aterramento, que incluem os sistemas: chinês, Beccari, CETESB, DANO, SANECOM e outros.

3.12.10 – O sistema Beccari foi o 1º a ser adotado no Brasil, porém a maioria das URCLs adota o Sistema Sanecom, por ser mais simples e de origem nacional.

3.12.11 – Os parâmetros relevantes para o processo de compostagem são: presença de microorganismos, umidade, aeração, temperatura, relação C/N, preparo prévio da matéria-prima, dimensões e forma das pilhas e pH.

3.12.12 – A implementação de uma usina de reciclagem e compostagem depende de critérios: técnicos, econômico-financeiros e político-sociais.

3.12.13 - As unidades de compostagem devem estar associadas com programas de coleta seletiva de resíduos sólidos, em determinadas rotas de catação de lixo para evitar problemas operacionais nas pilhas, leiras e outros métodos de beneficiamento do composto orgânico.

3.12.14 – Várias usinas de compostagem brasileiras não dispõem de sistema de tratamento para o chorume ali produzido.

3.12.15 - Os altos custos operacionais e a baixa qualidade do material produzido têm sido fatores que geraram o fracasso de várias usinas de reciclagem e compostagem no Brasil.

3.12.16 - As usinas de beneficiamento (via reciclagem e compostagem) de lixo agregam valor econômico em: 1º - recuperação dos materiais recicláveis que possam ser comercializados; 2º - produção de composto orgânico fertilizantes; 3º - diminuição dos resíduos sólidos empilhados no meio ambiente.

3.12.17 - A compostagem pode gerar biogás que, ao ser captado, canalizado e queimado, pode ser usado para produzir energia elétrica, diminuir as emissões de hidrocarbonetos para a atmosfera e converter-se em fonte geradora de "créditos de carbono", com a resultante minimização dos gastos do processo.

3.13 – REFERÊNCIAS DO CAPÍTULO 3:

ABREU JR., C. H., MURAOKA, T. e OLIVEIRA, F.C. - **Cátions trocáveis, capacidade de troca de cátions e saturação por bases em solos brasileiros adubados com composto de lixo urbano** - *Sci. agric.*, Dez 2001, vol.58, no.4, p.813-824. ISSN 0103-9016.

AMARO, A. - **Comunicação pessoal** - outubro de 2007.

ANHALT, J. - **Tecnologias Renováveis para o Semi-Árido** - acessado em 12 de setembro de 2007 e disponível em www.ider.org.br/oktiva.net/anexo/12319 .

AQUINO, F. T.; SANTIAGO-SILVA, M. - **Determination of volatile fatty acids in municipal solid waste compost by gas chromatography with flame ionization detection** - *Eclat. Quím.*, São Paulo, v. 31, n. 2, 2006 . Acessado em: 20 de novembro de 2007, no endereço eletrônico www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-46702006000200004&lng=en&nrm=iso ..

AZEVEDO, J. - **Estudo Ambiental/Econômico do Composto Orgânico do Sistema de Beneficiamento de Resíduos Sólidos Urbanos da Usina de Irajá, Município do Rio de Janeiro** - Dissertação de Mestrado, Curso de Pós-Graduação em Geociências da Universidade Federal Fluminense, Orientadores: Dr. Emmanoel Vieira da Silva Filho; Dr. Raimundo Nonato Damasceno, Niterói, 2000.

BARREIRA, L. P., PHILIPPI Junior, A. e RODRIGUES, M. S. - **Usinas de compostagem do Estado de São Paulo: qualidade dos compostos e processos de produção** - *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **11** (4): 385-393, Dezembro 2006.

BARREIRA, L. P. - **Avaliação das Usinas de Compostagem do Estado de São Paulo em função da Qualidade dos Compostos e Processos de Produção** - Dissertação de Doutorado, Curso de Pós-Graduação em Saúde Pública da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, Orientador: Prof. Dr. Arlindo Philippi Junior; São Paulo; 2004.

BARROS, A. J. M., LEITE, V. D., DANTAS, A. M. M., SOUSA, J. T., PRASAD, S., OLIVEIRA, J. S. - **Estudo de macronutrientes no processo de compostagem anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos** - 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003, Joinville, 2003.

BIOLÓGICA ONLINE - **Preparação de uma leira para compostagem** - Acessível no endereço: www.biologicaonline.com/pt/galeria_de_fotos

BRITO, L. M., MOURÃO, I., ARAÚJO, J. P. - **Compostagem para a Agricultura Biológica** - Escola Superior Agrária de Ponte de Lima. /IPVC. 2006. Acessado em 12 de setembro de 2007; disponível em: www.ci.esapl.pt/mbrito/Manual_de_compostagem.pdf.

CALHEIROS, S.Q.C (Coordenadora) et al. - **Gerenciamento integrado para transferência e destino final dos resíduos sólidos urbanos de Maceió, Relatório Final Completo, Maceió e Região Metropolitana** - Universidade Federal de Alagoas, abril de 2004 - extraído de <http://www.lageop.ufrj.br/utilidades/relatorioaterromcz.pdf> em 2007.

CAMPOS, M.I.M.M. - **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos: O caso do Município do Rio de Janeiro** - Tese de mestrado EQ, Orientadora: Prof. Denise Dias de Carvalho Freire, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2005.

CERPCH - **Centro Nacional de Referência em Pequenas Centrais Hidrelétricas** - Disponível em: www.cerpch.unifei.edu.br/fontes_renovaveis/biodigestor.htm Acessado em: 11 setembro 2007.

COMLURB, (2006). - **A Destinação Final de Lixo na Cidade do Rio de Janeiro** - acessado em 11 setembro de 2007, em: www2.rio.rj.gov.br/comlurb/salaimprensa/det_noticia.asp?cat=13&id=208 .

COSTA, M. S. S. de M. et al - **Desempenho de quatro sistemas para compostagem de carcaça de aves** - *Rev. bras. eng. agríc. ambient.*, Set 2006, vol.10, no.3, p.692-698. ISSN 1415-4366.

EMBRAPA AGROBIOLOGIA - **Leiras de Compostagem dos Resíduos Orgânicos** - Acessível em www.sct.embrapa.br/.../2006/img/compostagem3.gif , extraído em 2007.

ENGORMIX - **Biodigestor ou bioestabilizador para compostagem acelerada** - Disponível em www.engormix.com/images/P_articles/uniquimica_Biodigestor1.jpg, Acessado em 05 de setembro de 2007

FERNANDES, F. - **Estabilização e Higienização de Biossólidos** - in: BETTIOL, W e CAMARGO, O.A. *Impacto Ambiental do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto*. Jaguariúna, SP. Embrapa Meio Ambiente, 2000. 312p.

HOUSBECK, M.K, PENNYPACKER, S.P., STEVENSON, R.E. - **The effect of plastic mulch and forced heated air on *Botrytis cinerea* on geranium stock plants in a research greenhouse. Plant Disease** - v.80, p.170-173, 1996.

IBGE - **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000** - Diretoria de Pesquisas. Departamento de População e Indicadores Sociais. Acessado em 11 de setembro de 2007 no endereço eletrônico www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaoadevida/pnsb/lixo_coletado/lixo_coletado110.shtm

IBGE - **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável - Brasil 2004** - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Comunicação Social, Rio de Janeiro, Disponível em: www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/04112004ids.shtm. Acessado em 11 de setembro de 2007.

JAHNEL, M. C., MELLONI, R. e CARDOSO, E. J. B. N. - **Maturidade de Composto de Lixo Urbano** - *Sci. agric.*, 1999, vol.56, no.2, p.301-304. ISSN 0103-9016

LIMA, L. M. de Q. (1995) - **Lixo Tratamento e Biorremediação** - 3. ed. São Paulo-SP: Hemus Editora Ltda.

LOPEZ, A. M. Q. - **Gerenciamento Integrado para transferência e destino final dos resíduos sólidos urbanos de Maceió**; Prefeitura de Maceió; 2003.

MONTEIRO, J.H.P; FIGUEIREDO, C.E.M.; MAGALHÃES, A.F.; MELO, M.A.F; BRITO, J.C.X.; ALMEIDA, T.P.F e MANSUR, G.L. - **Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos**- coordenação técnica Victor Zular Zveibil, IBAM (Instituto Brasileiro de administração Municipal), Rio de Janeiro, 2001.

NASCIMENTO, José Soares. - **Compostagem** - UFPE. Instituto de Biologia. Pernambuco, 2006. Disponível em: <<http://ib.ufpel.edu.br/compostagem.pdf>>. Acesso em: 12 Setembro 2007.

PONTES, J.R. e CARDOSO, P.A. - **Usina de Reciclagem e Compostagem de Lixo em Vila Velha: Viabilidade Econômica e a Incorporação de Benefícios Sociais e Ambientais** - ENEGEP – Encontro Nac. de Eng. de Produção, (Fortaleza, Brasil), Out – 2006.

RIEPHOFFSAWMILL - **Composto de grama (Mulch)** - Disponível em: www.riephoffawsawmill.com/mulch.asp. Acessado em 05 de setembro de 2007.

RODELLA, A.A. and ALCARDE, J.C. **Avaliação de materiais orgânicos empregados como fertilizantes**. *Sci. agric. (Piracicaba, Braz.)*, Sept./Dec. 1994, vol.51, no.3, p.556-562. ISSN 0103-9016.

SILVA, F. C. - **Reciclagem e Compostagem do Lixo Urbano**. 2006. Disponível em: www.iac.sp.gov.br/Curso_Reciclagem/2-Fabio_Compostagem.pdf. Acessado em 12 de setembro de 2007.

SILVA, G. (2003) - **Compostagem: quando o lixo vira adubo**. Revista Partes. 2ª versão. Janeiro de 2004. Disponível em: < http://www.partes.com.br/especial_sp_450/compostagem.htm>. Acesso em: 12 Setembro 2007.

STRATTON, M.L. & RECHIGL, J.E. - **Organic mulches, wood products, and composts as soil amendments and conditioners**. In: Handbook of soil conditioners (Wallace, A.; Terry, R.E., ed.). Marcel Dekker, Inc. New York. 1998.

WIKIPÉDIA - **Compostagem**. Disponível em: <http://pt.wikipedia.org/Compostagem>, Acessado em 13 de setembro de 2007.

PROGRAMA GLOBO RURAL (2004) - **Biodigestores** - Acessado em 20 de novembro de 2007, em: www.suinoindustrial.com.br/site/dinamica.asp?id=10907&tipo_tabela=cet&categoria=manejo,

CAPÍTULO 4

COLETA DAS EMISSÕES GASOSAS DE ATERROS E DE COMPOSTAGEM

4.1 - GASES EMITIDOS EM ATERROS E PROCESSOS DE COMPOSTAGEM

O lixo é uma fonte de emissões poluentes. É um subproduto de nossa vida diária. A maioria das pessoas teme as dioxinas geradas na incineração, embora sejam geradas em atividades cotidianas, inclusive em churrasqueiras e queima de lixo doméstico. As dioxinas formam uma família de quase 200 compostos, dentre os quais algumas moléculas são perigosas à saúde das pessoas.

A maioria das dioxinas contidas no ar atmosférico é produzida em cigarros, fogueiras em jardins, churrascos; incêndios florestais, automóveis, vans, ônibus; motocicletas; tratores; caminhões e usinas siderúrgicas, além da queima de pneus, de montes de lixo ao ar livre e fornos crematórios. Algumas dioxinas ocorrem nas usinas incineradoras e termoelétricas de lixo, oriundas dos precursores contidos nos rejeitos coletados e outras são destruídas ou reformadas após a queima. Tipicamente, 100.000 t de lixo produzem 0,7 g de dioxinas se a incineração for desprovida de um sistema de tratamento das emissões gasosas. A maioria das dioxinas é destruída nos processos controlados de incineração e menos que 0,2 g são emitidas para o ar (adaptado de Alam, 2002).

Tabela 4.1
Fontes de dioxinas

(Alam, 2002)

COMPONENTE/ORIGEM RESIDUAL	% de DIOXINAS
Lixo Doméstico	10
Metalurgia	13
Trânsito de Veículos Automotores	15
Carvão	21
Resíduos Perigosos	1
Fábricas de Cimento	4
Incêndios e queimadas naturais	4
Madeira	7
Fornos Crematórios	12
Outras fontes	13

As emissões gasosas de aterros são comumente denominadas de "gás de aterro" ou "biogás", porque constituem o **gás oriundo do lixo aterrado**, (ou *LFG, Landfill Gas*), que é gerado num vazadouro pela decomposição de resíduos sólidos municipais, tais como lixo, resíduos de jardinagem e produtos de papel, sobras de alimentos e cascas de frutas.

Admite-se que o gás oriundo do lixo aterrado seja uma mistura gasosa complexa produzida por ação bacteriana sobre os compostos do lixo doméstico e consiste, tipicamente, de 40 a 60% de CO₂, 45 a 60% de metano, e componentes-traços de componentes orgânicos voláteis (COVs ou *volatile organic compounds, VOCs*), e poluentes atmosféricos perigosos (PAPs ou *hazardous air pollutants, HAPs*). Pode conter também:

- 1º - compostos tóxicos bioacumulativos persistentes, tais como o mercúrio;
- 2º - amônia,
- 3º - oxigênio (O₂) e nitrogênio (N₂) da infiltração do ar,
- 4º - monóxido de carbono (CO), e
- 5º - gás sulfídrico (H₂S).

Os componentes orgânicos não-metanos (*NMOCs – nonmethane organic compounds*) incluem tricloretileno, benzeno e cloreto de vinila. A Tabela 4.2 apresenta dados volumétricos e características para uma amostra típica do gás de lixo aterrado (Robertson e Dunbar, 2005)

TABELA 4.2 - CONTAMINANTES ORGÂNICOS PRECUPANTES QUE OCORREM NO BIOGÁS

(Robertson e Dunbar, 2005).

1,1,1- tricloroetano	1,1,2,2-tetracloroetano
1,1-dicloroetano	1,1-dicloroetano (dicloro vinil)
1,2-dicloroetano	1,2- dicloropropano
Acetona	Acrinolitrla
Benzeno	Tetracloroeto de carbono
Dissulfeto de carbono	Cloroetano
Clorobenzeno	Cloroforme
Cfcs	Hexano
Clorometano	Butanona
Diclorometano	Tolueno
H2s	Metilmercaptano
4-metil-pentanona	Clorovinil
Tetracloroetileno	Tricloroetileno
	Xilenos

*Constituintes associados a efeitos de saúde carcinogênicos e/ou não carcinogênicos crônicos, que são medidos rotineiramente.

4.2 - ATERROS DE REJEITOS MISTURADOS OU COMPARTILHADOS

Os vazadouros usuais de lixo e rejeitos sólidos mais conhecidos no Brasil são: "lixões", aterros controlados, aterros "sanitários" e aterros de resíduos sólidos industriais. Esses aterros, via de regra, misturam, rejeitos domésticos, de varrição de rua e aqueles oriundos de serviços de saúde. Além disso, a Environmental Protection Agency dos Estados Unidos da América (EPA-USA) distingue também os aterros operantes, fechados e abandonados, além de considerar que existem aterros que compartilham no mesmo terreno as células para resíduos (perigosos) domésticos com resíduos perigosos de serviços de saúde e resíduos perigosos de origem industrial.

Um "co-disposal landfill" é definido como um aterro no qual são lançados os resíduos sólidos municipais (RSM) e os rejeitos perigosos ou tóxicos. A fração RSM é a quantidade mais significativa tanto em base volumétrica quanto gravimétrica (Robertson e Dunbar, 2005) (p. 1-2).

TABELA 4.3 GASES FORMADORES DO EFEITO ESTUFA E ATUANTES NO AQUECIMENTO GLOBAL

(SENAI, 2007)

GASES DE EFEITO ESTUFA – GEE	POTENCIAL DE AQUECIMENTO GLOBAL, GWP*
Dióxido de carbono (CO₂)	1
Metano (CH₄)	21
Óxido Nitroso (N₂O)	310
Hidrofluorcarbonos(HFCs)	
HFC 23	11.700
HFC 125	2.800
HFC 134a	1.300
HFC 152a	140
Perfluorcarbonos(FFCs)	
CF₄	6.500
C₂F₆	9.200
Hexafluoreto de enxofre(SF₆)	23.900

*GWP - *Global Warming Potencial* – É o índice usado para traduzir o nível de emissões de vários gases em uma forma comum para permitir comparação. Relativo ao CO₂ expresso em termos de massa e para um período de 100 anos, segundo Relatório de Avaliação do IPCC(1995)

4.3 - A SAÚDE HUMANA E AS PREOCUPAÇÕES COM SUA SEGURANÇA

As emissões gasosas de lixo aterrado ou biogás (LFG) possuem um número elevado de poluentes preocupantes para a saúde humana e o ambiente. **Os aterros ou vazadouros de lixo são identificados como fontes de poluentes perigosos para ar no âmbito do *Urban Air Toxic Strategy*** (EPA, 1999 – citado por Thorneloe, 2003). Esses poluentes incluem os preocupantes para a saúde humana, tais como, benzeno, tetracloreto de carbono, metil-etil-cetona, percloroetileno, tolueno, cloreto de vinila e xileno (Thorneloe, 2003).

Descobriu-se que os aterros emitem mais de 100 compostos orgânicos não-metano (NMOCs), que, em sua maioria, são compostos orgânicos voláteis (VOCs) e contribuem para o *smog* urbano. Cerca de 30 (trinta) das emissões gasosas NMOCs são consideradas poluentes perigosos para o ar (EPA, 1997 a& b) (Thorneloe, 2003).

Além disso, os tóxicos bioacumulativos persistentes (PBTs), incluindo mercúrio e dioxinas/furanos tem sido vinculados às emissões gasosas de lixo aterrado. O destino do mercúrio nos resíduos aterrados (incluindo o lodo de fossas sépticas) tem sido questionado (EPA, 2003 – citado por THORNELOE, 2003). O metil mercúrio foi detectado nos cabeçotes de dutos dos gases e nas faces de trabalho dos aterros (Lindberg, 2001 – citado por THORNELOE, 2003). Entretanto, os dados disponíveis são inadequados para estabelecer fatores de emissão ou para determinar os riscos potenciais à saúde.

Existe, também, uma preocupação para as emissões das dioxinas e furanos associadas com incêndios em aterros, e num âmbito menor, com a combustão do biogás. Os vazadouros de lixo são os maiores contribuintes das emissões de metano nos Estados Unidos da América, da ordem de 200 até 600 teragramas de metano como equivalentes em CO₂ (EPA, 2002b – citado por Thorneloe, 2003).

A segurança da saúde humana é função da exposição aos componentes tóxicos dos gases do lixo aterrado, listados na Tabela 4.2. ***Esses componentes tóxicos não podem ser considerados os únicos possivelmente tóxicos, porque são os que tem sido alvo de análises por meio de ensaios ou são considerados perigosos sob o escopo do Clean Air Act ou, ainda, são monitorados por meio de programas governamentais*** (Robertson e Dunbar, 2005).

Componentes tóxicos adicionais podem estar presentes dependendo da história da coleta e lançamento dos rejeitos no aterro – isto é, outros componentes orgânicos industriais, herbicidas, pesticidas e bifenilas policloradas, mercúrio, etc. Numerosas pesquisas foram realizadas para caracterizar as emissões gasosas de aterros e constatou-se a ocorrência de variações significativas na sua composição. Foram identificados mais de 50 diferentes compostos orgânicos voláteis (COVs) – incluindo alcanos simples, olefinas, aromáticos e um amplo elenco de compostos clorados. Esses COVs incluem um número de substâncias carcinogênicas (tais como benzeno e cloreto de vinila). As concentrações dos VOCs incluem algumas partes por bilhão (ppb) até alguns milhares de ppb (Robertson e Dunbar, 2005)

O processo de decomposição do lixo municipal e de emissão de gases e vapores pode continuar durante 20 a 50 anos após o despejo inicial de resíduos sólidos municipais. Sob condições próximas do regime (contínuo) permanente, o gás do lixo aterrado é composto tipicamente por 55% de CH₄, 40% CO₂; 5% N₂ e quantidades menores de NMOCs tais como benzeno, cloreto de vinila, clorofórmio, 1,1-dicloroetano, tetracloreto de carbono e outros. Além disso, espécies não-orgânicas tais como H₂S (gás sulfídrico) e vapor de mercúrio são frequentemente encontrados (Robertson e Dunbar, 2005).

TABELA 4.4 - COMPONENTES TÍPICOS DO GÁS DE LIXO ATERRADO, EM % V/V

(Robertson e Dunbar, 2005)

GÁS	TEOR, (% V/V)	CARACTERÍSTICAS
Metano, CH₄	45 a 60	É um gás natural, incolor e inodoro e sua concentração no ar é de 0,002%. Os aterros são os principais emissores do metano produzidos pela humanidade.
Dióxido de Carbono, CO₂	40 a 60	É um gás incolor e ligeiramente ácido, que existe naturalmente na atmosfera em uma concentração de 0,03%.
Nitrogênio Gasoso, N₂	2 a 5	É um gás inodoro, incolor e insípido (sem sabor). Corresponde a aproximadamente 79% do ar atmosférico.
Oxigênio Gasoso, O₂	0,1 a 1	É um gás inodoro, incolor e insípido (sem sabor). O O₂ corresponde a aproximadamente 21% do ar atmosférico.
Amônia, NH₃	0,1 a 1	A amônia é um gás incolor, com um odor pungente (causa irritação). Suas concentrações atmosféricas são inferiores a 0,0001%
Componentes orgânicos não-metano (NMOCs)	0,01 a 0,6	São compostos orgânicos gerados em processos naturais ou induzidos, de decomposição ou síntese.
Sulfetos	0 a 1	São formados por processos naturais nos aterros; Ex.: H₂S, dimetil sulfídrico e mercaptanas Possuem um cheiro típico de ovo podre e podem causar odores desagradáveis. Ocorrem na atmosfera em teores menores que 0,001%.
Hidrogênio Gasoso, H₂	0 a 0,2	É um gás inodoro e incolor. Sua concentração atmosférica é menor que 0,00005%
Monóxido de Carbono, CO	0 a 0,2	O CO é um gás inodoro e incolor. Sua concentração atmosférica é menos que 0,00001%.

O gás de aterro compartilhado ou misturado inclui tipicamente maiores concentrações de vapores de NMOCs quando comparado com um aterro de resíduos sólidos municipais onde não se incluem resíduos perigosos tais como os de origem industrial ou de serviços de saúde.

4.4 - GERAÇÃO E TRANSPORTE DE GASES DO LIXO ATERRADO

A vazão da emissão do gás do lixo aterrado é governada pelos mecanismos de produção e de transporte na pilha acumulada no terreno (ROBERTSON e DUNBAR, 2005).

Segundo a USACE (1995), as emissões gasosas do lixo aterrado são primariamente governadas pelas seguintes variáveis:

- mecanismos de geração de gases;
- fatores influenciando a geração de gases;
- mecanismos de transporte, e
- fatores influenciando o transporte de gás.

Os processos físicos, químicos e biológicos transformam os resíduos sólidos num aterro após a sua deposição ou lançamento numa área. Os descartes são inicialmente comprimidos por equipamentos mecânicos, e, subsequentemente, compactados por mais resíduos e materiais de cobertura diária. Adicionalmente à compressão e compactação inicial, os sólidos aterrados sedimentam-se no decorrer de muitos anos, após a sua consolidação e a decomposição biológica que reduz o volume global. A espessura final dos aterros pode sofrer uma redução de mais de 30% devido à acomodação por sedimentação (USACE, 1995).

A infiltração de água através do material de cobertura, a percolação da água contida dentro do resíduo original, e a água produzida em função da decomposição dos descartes formam um meio líquido no qual as substâncias solúveis dissolvem-se e formam uma lixívia genérica (chorume). As reações químicas e bioquímicas dentro do aterro envolvem principalmente os produtos da decomposição dos resíduos, hidrogênio, ácidos orgânicos, CH₄ e CO₂ (USACE, 1995)

Em geral, a produção das emissões gasosas inicia-se dentro de um ano a partir do lançamento e pode continuar durante uns 50 anos após o encerramento do aterro. A produção máxima de gás varia de menos que 0,2 a mais de 0,5 m³ por kg de resíduos sólidos. A vazão de produção real de gás é uma função da composição dos rejeitos, idade (ou tempo desde o lançamento), clima, teor de umidade, tamanho de partícula e compactação, disponibilidade de nutrientes e capacidade de tamponamento do ambiente aquoso (ou capacidade de encapsulamento?) (*buffering capacity*) (Robertson e Dunbar, 2005).

Os dados registrados de produção de gases variam de 0,0007 a 0,0080 m³ por kg/ano. Geralmente, para uma dada célula, essas vazões de produção atingem valores máximos durante o primeiro ou segundo ano após o lançamento dos resíduos sólidos no aterro e, então, declinam. Num aterro ativo, devido à seqüência natural de operações, cada célula encontrar-se-á num estágio diferente de decomposição e produzirá vazões de gás diferenciadas. À medida que mais resíduos são lançados, entretanto, a produção de gás se reduz. Em geral, espera-se que a produção total de gás aumente rapidamente durante os anos de operação, e então, decline após o encerramento do aterro (Robertson e Dunbar, 2005)

4.4.1 – Processos de produção dos gases emitidos pelo lixo aterrado

Os mecanismos de produção envolvem, inicialmente, a produção dos constituintes das emissões gasosas na sua fase vapor através de (Robertson e Dunbar, 2005 e USACE, 1995):

- 1º - vaporização/ volatilização;
- 2º - decomposição biológica; e
- 3º - reações químicas, sendo afetados por diversos fatores.

A vaporização é afetada pela concentração dos compostos individuais no aterro, propriedades físicas dos componentes do lixo e pelas condições específicas da pilha, como temperatura e pressão de confinamento (Robertson e Dunbar, 2005).

A maioria dos autores especializados refere-se, ainda, à produção de gás do lixo aterrado como sendo oriunda da decomposição biológica (ou digestão) do lixo. Entretanto, é possível que também ocorram fenômenos de combustão, pirólise e gasificação das frações orgânicas do lixo.

4.4.2 – Processos de decomposição biológica dos componentes do lixo aterrado

A decomposição biológica do lixo e do chorume gerado depende também de alguns fatores citados abaixo (Robertson e Dunbar, 2005):

- 1º - Disponibilidade de nutrientes para os microorganismos;
- 2º - Composição do lixo;
- 3º - Idade do aterro;
- 4º - Teor de umidade;
- 5º - pH;
- 6º - Temperatura;
- 7º - Disponibilidade de oxigênio;
- 8º - Exposição a alguns resíduos industriais inibidores de atividades biológicas.

Não é possível quantificar o grau de influencia dos fatores citados acima sobre a decomposição do lixo. As reações químicas que ocorrem nos aterros são ditadas pela composição do lixo, temperatura e teor de umidade do aterro. A temperatura, a idade do rejeito e o pH também afetam a produção do gás de lixo aterrado (Robertson e Dunbar, 2005).

Um pH de 6,6 a 7,4 é considerado um intervalo ótimo para as bactérias (metanogênicas) gerarem metano. A temperatura afeta as atividades microbianas dentro do aterro que por seu turno atua sobre a temperatura deste. A temperatura interna do aterro tende a ser auto-regulável porque a decomposição anaeróbica pode tipicamente aquecer o seu interior até aproximadamente 90°F a 120°F (32°C a 49°C). As temperaturas mornas nos aterros favorecem a produção de metano, que pode ser afetada pelas flutuações sazonais em climas frios, onde o aterro é raso e sensível às temperaturas ambientes (externas) (Robertson e Dunbar, 2005).

4.4.3 – Processos de termodecomposição dos componentes do lixo aterrado

Os vazadouros de lixo emitem líquidos e gases venenosos, alguns visíveis e outros imperceptíveis a olho nu, porque neles ocorrem reações químicas. Assim, é recomendável encarar os aterros de lixo como soluções emergenciais e provisórias, ao invés de permanentes e duradouras (ZAKON, 2007).

As chuvas penetram nos rejeitos úmidos e secos, soterrados ou a céu aberto, dissolvem seus componentes e formam soluções venenosas (chorumes) capazes de permear e poluir o solo, e evaporar, difundindo vapores poluentes na atmosfera (Zakon, 2007).

Os gases poluentes de lixões e aterros são perceptíveis nos casos de incêndios e nebulosidade. A combustão de metano (biogás) pode ser invisível, quando ocorre dentro dos tubos de captação e queima ao ar livre ou no interior do lixo soterrado. Outros gases perigosos e *poluentes orgânicos persistentes (POPs)* são emitidos, como as dioxinas e furanos, e podem formar-se a partir de restos de água sanitária, e outros compostos de cloro e produtos da termodegradação de frações orgânicas presentes no lixo (Zakon, 2007).

Mesmo assim, os aterros são admitidos como seguros, porque empregam *argilas "inertes"* e *mantas impermeáveis* para proteger o ambiente de suas emissões líquidas e gasosas. Mas, certos materiais podem ser impermeáveis ou inertes em algumas condições usuais de temperatura e pressão e noutras, podem ser ou são degradáveis, se expostos ao ar, calor, água, ácidos, líquidos alcalinos, fogo, radiação solar, esforços mecânicos, eletricidade, fenômenos geológicos e ataques microbianos ou biológicos (Zakon, 2007).

Em depósitos de milhares de toneladas de lixo soterradas com dezenas de metros de altura podem ocorrer reações termoquímicas de degradação, como combustão, pirólise e gasificação. Tais reações geram dióxido e monóxido de carbono, gases do nitrogênio, coque e cinzas, alcatrão, óleo cru, hidrocarbonetos gasosos, metano, hidrogênio, etc. As argilas são minerais porosos, e, algumas são impermeáveis à passagem de líquidos. Porém, as condições existentes em aterros são muito agressivas e permitem formar vários canais de permeação para gases e líquidos (Zakon, 2007).

Assim, parte do perigo fica escondido. A combustão pode ser invisível, como ocorre em pedaços de carvão que, após algum tempo, apresentam camadas superficiais de cinzas. Se o calor liberado não for removido por ventos ou difusão pelo ar, tende a acumular-se e aumentar a temperatura dos materiais ao seu redor ou de sua origem. Poderá resultar uma combustão com chamas no subsolo ou na superfície do aterro de lixo, e ocorrer alguma explosão na presença de gases combustíveis (Zakon, 2007).

Uma **combustão** resulta da ação de um agente de ignição sobre a mistura de um combustível e um comburente, podendo produzir chama, luz, calor, emissões gasosas, cinzas e fuligem (Zakon, 2004).

Três tipos de processos de combustão podem ocorrer na Natureza ou num equipamento industrial ou doméstico:

1º - **Oxidação** ou **queima invisível**, que é uma reação exotérmica lenta, cujo calor, se não for removido pode provocar uma queima visível;

2º- **Queima visível ou inflamação**, que é geralmente associada com calor ao rubro e chamas, cuja reação exotérmica é muito mais rápida que a oxidação; e,

3º- **Explosão**, que é uma reação exotérmica, auto-propagante, muito rápida que atinge temperaturas elevadas.

Se o lixo estiver a céu aberto, pode sofrer os processos de queima invisível e visível. Se estiver enterrado pode queimar, consumir parcialmente o oxigênio e gaseificar. Na ausência de oxigênio, o lixo sofrerá pirólise de vários componentes orgânicos, e produzirá líquidos e gases. No lixo enterrado encontram-se partículas combustíveis em pedaços grandes e pequenos (ex.: plásticos, isopor, papelões, jornais), líquidos (óleos comestíveis e combustíveis), gases e vapores e as temperaturas internas podem aquecer-se a níveis acima dos ambientais ou elevados se ocorrer combustão interna. As coberturas de argilas e minerais diversos atuam como isolantes térmicos naturais, compactados pelo peso dos caminhões, tratores, e das camadas de resíduos depositados até alturas que atingem 40 metros de altura (Zakon, 2007).

Uma **chama** pode ser luminosa ou não, e resulta do movimento da massa incandescente no volume espacial onde a oxidação se realiza e propaga. Numa chama podem ocorrer

(1º) combustão completa de gases, vapores e sólidos, ou

(2º) combustão incompleta de C para gerar CO (monóxido de carbono) que é usada em processos industriais de gasificação para converter rochas combustíveis e madeiras em gases passíveis de transporte mais barato e queima posterior nos locais desejados (ZAKON, 2004).

FIGURA 4.1 - CARVÃO VEGETAL QUEIMANDO NUM BRASEIRO PARA SIMULAR QUEIMAS SEM CHAMAS LUMINOSAS OU INCÊNDIOS SUBTERRÂNEOS

Fotografia obtida por Abraham Zakon, 07/julho/2007



A **pirólise** utiliza o calor em altas temperaturas para fragmentar (ou craquear) grandes moléculas de substâncias orgânicas em unidades moleculares de menor tamanho, e ocorre na ausência de ar. Pode produzir sólidos com alto teor de C (carbono) e separar frações líquidas e gasosas comerciais. A pirólise (carbonização, coqueificação ou destilação destrutiva) é um processo termoquímico utilizado nos fornos de coqueria para aquecer e destilar (a seco) carvões de alta qualidade (baixo teor de cinzas), e seus produtos carboquímicos tem grande importância comercial (ex.: criolina e naftalina). De 1854 até 1967, a pirólise de carvão foi adotada no Rio de Janeiro para produzir o gás canalizado ou de rua, que nas décadas iniciais iluminava lampiões públicos, residências e teatros. Antes do advento do consumo de gás natural, produziu-se gás manufaturado a partir do craqueamento catalítico da nafta nas unidades da CEG-RJ em São Cristóvão, hoje sendo desativadas e demolidas. A **gasificação** é aplicada para carvões e sólidos com grande teor de cinzas e aplica-se ao bagaço-de-cana (adaptado de Zakon, 2004).

4.4.4 – Incêndios em vazadouros de lixo

Existem dois tipos de incêndios em aterros: superficiais e subterrâneos (que podem ser sub-superficiais ou profundos) (Bates, 2004).

Os **incêndios superficiais** ocorrem geralmente na face de trabalho ou aterramento. Cada incêndio é facilmente detectável e extinto por abafamento e/ou remoção da fonte de combustão. Se for ignorado ou não for descoberto, o incêndio poderá aumentar perigosamente. Os **incêndios subterrâneos** geralmente iniciam-se com pequeno vulto e localizados. Se não forem descobertos, os incêndios subterrâneos poderão espalhar-se e serem extremamente difíceis de extinguir. Um incêndio não controlado torna também maior o potencial de emissões tóxicas (Bates, 2004).

Dependendo do tipo de aterro e seu conteúdo, a fumaça de um incêndio poderá conter diversos componentes químicos perigosos, os quais podem causar problemas respiratórios e outros casos para consulta médica. Admite-se que as emissões gasosas mais importantes de um aterro sejam as dioxinas, que estão relacionadas com vários efeitos adversos à saúde humana, tais como: câncer, sistema imunológico enfraquecido, desordens reprodutivas, alergias e asma, doenças de pele (dermatológicas), etc. (Bates, 2004).

Mesmo que a fumaça seja considerada benigna, é capaz de agravar as condições respiratórias existentes e reduzir a visibilidade ao redor do aterro. E, ao contrário da crença habitual, o uso de grandes quantidades de água para suprimir ou combater um incêndio torna-o pior, pois induz o aumento da decomposição aeróbica e do calor disponível (exotérmico) liberado dentro do aterro. Além disso, o escoamento da água das mangueiras de incêndio pode afetar o sistema de coleta de lixívia (chorume) e contaminar os lençóis freáticos (Bates, 2004).

Na localidade de Northamptonshire (Reino Unido), os gestores dos aterros registraram diversas **causas dos incêndios superficiais em vazadouros de lixo**: (a) o recebimento de rejeitos em brasa (combustão sem chama visível), (b) cinzas (acesas) de cigarros, e, (c) óleos aquecidos de equipamentos locais. Muitos incêndios resultaram de causas desconhecidas, e suspeita-se de que, em alguns, tenham sido premeditados (Bates, 2004).

Dentre as **causas de incêndios subterrâneos**, foi citada a extração superficial de biogás, sem que o fogo estivesse apagado ou extinto. No caso, o operador deve atingir um balanço adequado para a extração do biogás numa vazão necessária para iniciar a operação da planta de recuperação de energia, de modo a evitar que um excesso de oxigênio seja injetado na massa de rejeitos aterrados. Tal critério é necessário para evitar a migração do biogás sobre a superfície do aterro (Bates, 2004).

Até 2004, não existiam registros de ocorrências de incêndios em aterros no Reino Unido. A maioria da pesquisa realizada por Bates (2004) empregou dados da Escandinávia, dos Estados Unidos da América e da Nova Zelândia.

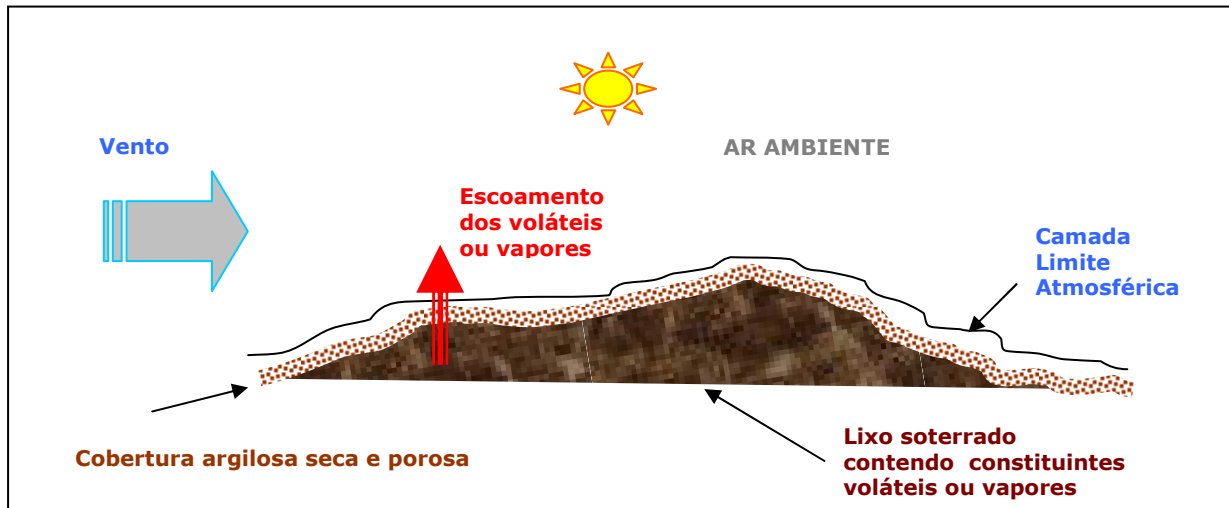
As consultas aos operadores dos aterros de lixo de Northamptonshire revelaram que são comuns os incêndios em aterros, particularmente os subterrâneos. Os incêndios em profundidade nos aterros são problemáticos, por serem de difícil extinção. Os operadores estimaram que 50 a 100% dos aterros apresentam incêndios sub-superficiais, em alguma época. E que cerca de 80% já sofreram incêndios em profundidade. A Agência do Ambiente, entretanto, acredita que esses dados sejam significativamente menores (Bates, 2004).

Os registros do *Fire Service* (Corpo de Bombeiros) e da Agência do Ambiente revelaram a ocorrência de 26 incêndios nos aterros entre 1998 e 2003.

4.4.5 – Mecanismos de transporte dos gases emitidos pelo lixo aterrado

Os mecanismos de transporte envolvem o transporte dos constituintes voláteis em fase vapor para a superfície do aterro, através da camada limite de ar acima desta, e daí para a atmosfera. Há dois mecanismos principais que permitem o transporte de um constituinte volátil na sua fase vapor: difusão molecular e convecção do gás de aterro (Robertson e Dunbar, 2005).

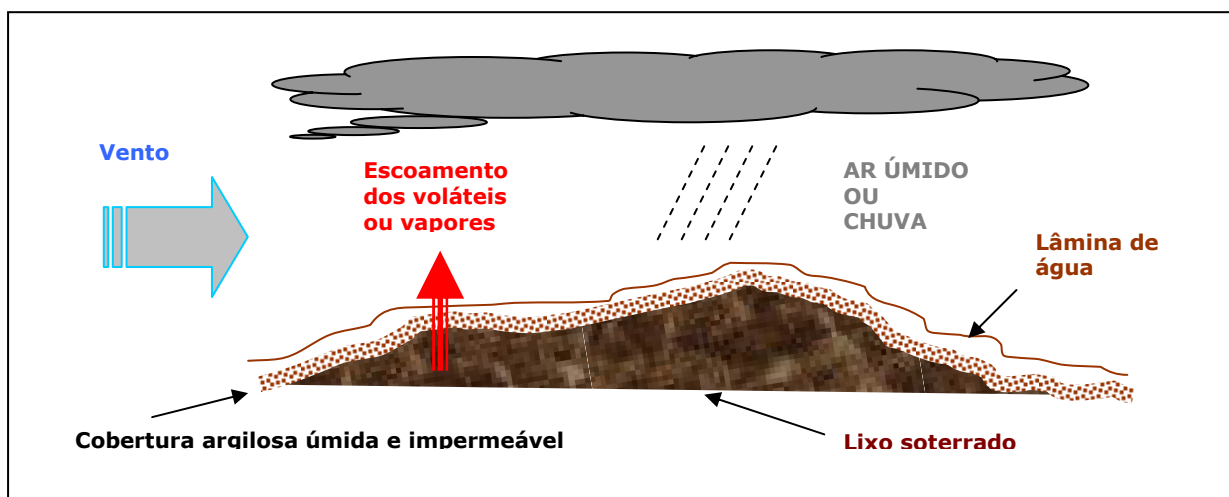
FIGURA 4.2 – DIFUSÃO MOLECULAR DOS GASES OU VAPORES PARA O AR EM DIAS ENSOLARADOS



Assim como o mecanismo de produção, os mecanismos de transporte são afetados por vários fatores. A **difusão molecular através de uma cobertura de solo** é influenciada pela porosidade do solo, teor de umidade do solo, gradiente de concentração existente, difusividade do componente presente e espessura do solo. A **difusão molecular através da camada limite atmosférica** é afetada pela velocidade do vento, gradiente de concentração e pela difusividade do constituinte volátil ou vaporizado ou gasoso (Robertson e Dunbar, 2005).

A **convecção do gás de lixo aterrado** ocorre devido às variações de pressão dentro do aterro, que são influenciadas pela disponibilidade de nutrientes para as bactérias, composição dos rejeitos, teor de umidade idade do aterro, temperatura, pH, disponibilidade de oxigênio gasoso, presença de um sistema de coleta dos gases produzidos, e resíduos industriais inibidores de atividade biológica. O deslocamento do gás de lixo aterrado devido à compactação e assentamento depende do grau de compactação (fator de empacotamento) compatibilidade dos descartes, e peso da sobrecarga (assentada) e pode ocorrer através de outros mecanismos. O deslocamento dos gases pode ser influenciado pelas variações na pressão atmosférica. Também pode resultar das flutuações das lâminas d'água ("water table") sobre o solo (em casos de chuvas e tempestades), velocidade de evaporação, índice pluviométrico (velocidade ou taxa de precipitação) e a competição entre as permeabilidades horizontal e vertical (Robertson e Dunbar, 2005).

FIGURA 4.3 – CONVECÇÃO DOS GASES OU VAPORES NO AR EM DIAS DE CHUVA



4.5 - OS RISCOS DA EXPOSIÇÃO HUMANA AOS GASES EMITIDOS PELO LIXO

A exposição humana ao gás do aterro não é comumente considerada durante a fase investigativa da remediação, porque se admite que o próprio conteúdo da massa do aterro gera a solução (os gases gerados na biodigestão e a estabilização dos resíduos remanescentes), sendo o tratamento das emissões gasosas o remédio presumido, embora essa solução não inclua os percursos dos gases externos à área de origem. Por isso, as análises de estimativas de risco e outros caminhos de exposição, se apropriadas, podem ser usadas para revelar a migração externa do gás de aterro. Historicamente, o controle do gás do aterro tem sido executado tanto para minimizar o risco de explosão ou para evitar impactos negativos da cobertura selecionada (isto é, pressões exercidas contra a cobertura) ao invés das estimativas de risco da exposição humana durante as condições da linha de base (sem perturbação) e durante a remediação. Considerações recentes sobre coberturas alternativas podem realmente aumentar o potencial de liberação dos componentes tóxicos do gás do aterro para a atmosfera. Entretanto, isso também minimiza a captura do gás, resultando em maiores perdas por emissões fugitivas (Robertson e Dunbar, 2005).

Asfixia e explosões são os riscos à saúde mais comumente associados com o gás de lixo aterrado. Além disso, existe uma preocupação com a toxidez aguda, perigos crônicos e riscos associados com as emissões gasosas de lixo aterrado, que é o subproduto natural da decomposição anaeróbica de resíduos biodegradáveis (Robertson e Dunbar, 2005).

Os regulamentos do **Clean Air Act** visaram envolver os aterros municipais de lixo com relação às suas emissões gasosas. O conhecimento das emissões gasosas do lixo aterrado é importante para as empresas de construção civil no ramo de fundações e estacas e para os gestores municipais com vistas a mitigar riscos garantir a proteção da saúde humana e do ambiente (Robertson e Dunbar, 2005).

O movimento do gás do lixo aterrado em resíduos sólidos municipais pode ocorrer através de vários mecanismos físicos, incluindo difusão, convecção, escoamento de gradiente de pressão, e transporte de vapor d'água. As características do gás do lixo aterrado (geralmente mais quente bem como levemente mais denso que o ar nas temperaturas equivalentes) também impactam a mecânica do transporte de gás assim como os pesos moleculares e as massas específicas dos componentes orgânicos voláteis (COVs) presentes. Diante de propriedades variáveis tais como solubilidades, pressões de vapor, pesos moleculares e massas específicas, os mecanismos de transporte específicos dos componentes típicos do gás do lixo aterrado irão afetar a migração dos respectivos componentes. Assim, a migração ocorre sob a forma de movimentos dos componentes gasosos individuais e uma frente de excursão integral. Através do escoamento "advective" (convectivo) os gradientes de pressão do gás do lixo aterrado poderá influenciar a direção e a vazão das frentes de excursão integral e dos caminhos de migração dos componentes orgânicos voláteis (COVs). O gás do lixo aterrado irá migrar (encorajado pelo desenvolvimento natural de pressões positivas dentro do aterro) através da superfície e arestas do depósito e para solos adjacentes (Robertson e Dunbar, 2005).

O gás do lixo aterrado migra da sub-superfície para a atmosfera via mecanismos de difusão e convecção através dos poros do solo, fraturas, fendas e, brechas ou defeitos nos materiais de cobertura, ou é coletado e descarregado através de sistemas de exaustão (*vents*) que podem ou não podem ser controlados. O gás do lixo aterrado migra no subsolo por caminhos naturais ou elaborados por engenheiros civis. Os caminhos naturais incluem zonas de fraturas, normalmente associados com a **topografia "karst", de estruturas cavernosas significativas**, bolsões secos ou estratos de areia e cascalho, e interfaces de estratos de solo. O gás do lixo aterrado que migra não viaja geralmente numa profundidade abaixo do tabuleiro do lençol freático a menos que uma estrutura de engenharia seja construída nessa perspectiva. Essa rede de captação e transporte do gás inclui as valas (ou trincheiras) associadas com todos os tipos de utilidades enterradas (canos de esgoto, rede pluvial, manilhas das linhas de serviços elétricos, de tv a cabo, telefones e abastecimento de água). Em geral, o leito granular de agregados para essas utilidades enterradas é suficientemente poroso para permitir a migração fácil do gás do lixo aterrado através das valas. O gás do lixo aterrado irá movimentar-se da área de maior pressão pelo caminho de menor resistência, até que o gradiente de pressão e concentração atinja o equilíbrio com o ambiente ao redor (Robertson e Dunbar, 2005).

Quando o gás do lixo aterrado se acumula numa vala, escavação ou qualquer outro espaço confinado ocorre uma situação extremamente perigosa. Analisadores de Gás Infravermelho ("sniffers") são empregados para garantir que o ar no espaço confinado é respirável, e são usados para medir o acúmulo de gás através de sondas ou sensores de monitoramento. O gás do lixo aterrado também pode acumular-se nas fundações, porões e recintos fechados dos edifícios próximos. Tais acúmulos podem ocorrer até que excedam o limite explosivo inferior (LEI ou *LEL, Lower Explosive Limit*) (Robertson e Dunbar, 2005).

A migração do gás do lixo aterrado através do solo em profundidades rasas tende a matar as raízes dos vegetais, resultando num desmatamento visível ao longo do percurso da migração. Tal

mortandade ou vegetação definindo é tipicamente um sinal claro da migração gasosa, e sensores de monitoração são geralmente instalados nessas áreas para medir diretamente a quantidade de emissões fugitivas (Robertson e Dunbar, 2005).

A estimativa das emissões é uma etapa importante para a realização de avaliações de riscos, obtenção de licenças, demonstração de acatamento dos limites legais, e para o projeto de sistemas de controle de emissões para aterros de resíduos sólidos. Existem diversos métodos para medir e analisar o gás do lixo aterrado (Robertson e Dunbar, 2005).

4.6 - AS ROTAS DA EXPOSIÇÃO HUMANA ÀS EMISSÕES GASOSAS DO LIXO ATERRADO (p. 1-4)

A exposição humana aos gases do lixo aterrado ocorre através de três caminhos primários:

- 1º - emissão gasosa do aterro para o ar ambiente;
- 2º - migração do vapor da sub-superfície por convecção e sua infiltração posterior dentro de edificações;
- 3º - infiltração de vapor oriundo de água do lençol freático abaixo dos edifícios para o seu interior.

A emissão de gases do lixo aterrado para o ar ambiente são as predominantes quando se emprega uma cobertura permeável ou quando esta se romper por acidente ou intencionalmente. Nessas condições, a pressão interna transporta o gás para a superfície ou através de aberturas de escape passivas (*vents*) para o ar externo. A exposição humana pode ocorrer no local e fora deste em função da vazão real de emissão e da dispersão na atmosfera. As consequências da exposição humana são determinadas pela toxidez química e concentração do gás considerado, assim como pela sua duração e frequência, sendo que estas dependem funções das vazões das emissões de gases, dispersão atmosférica e estilo de vida humana (Robertson e Dunbar, 2005).

Quando uma cobertura impermeável ou quase impermeável existe, ou quando uma cobertura permeável está recoberta de neve ou quase saturada com umidade, a migração horizontal (lateral) de vapor de sub-superfície pode constituir o caminho de menor resistência. A vazão e a extensão da migração lateral de vapor é uma função da pressão interna do aterro e da permeabilidade do meio adjacente. O gás de lixo aterrado que tenha migrado lateralmente poderá ser lançado ao ar ou dentro de edificações quanto a permeabilidade vertical do vapor for maior que a correspondente horizontal.

Se um chorume de aterro contaminado misturar-se com a água de um lençol freático e/ou se a concentração de fase vapor contaminante for maior que a solubilidade aquosa, uma pluma de lençol freático poderá ser gerada e mover-se-á através da subsuperfície na direção de um gradiente hidráulico descendente, cuja direção poderá diferir daquela assumida pela pluma do gás de lixo aterrado. O lençol freático contaminado irá liberar o gás quando a sua pressão de vapor for menor que pressão de vapor original habitual de acordo com a Lei de Henry. O vapor liberado migrará através da subsuperfície até atingir o equilíbrio ou até que ocorra uma liberação para a atmosfera (Robertson e Dunbar, 2005).

Uma das rotas preliminares da exposição humana ao biogás é a inalação de compostos potencialmente preocupantes (COPCs) pelo ar atmosférico. Uma avaliação desse impacto começa principalmente pela estimativa das emissões do NMOCs (compostos orgânicos não-metano) e COPCs (compostos potencialmente preocupantes) (Robertson e Dunbar, 2005).

As emissões ocorrem nas proximidades do solo e coletores, e são mais acentuadas dentro dos limites do aterro sanitário. No entanto, devido ao transporte dos gases através da difusão, também é necessária uma avaliação dos impactos fora dos limites do aterro, geralmente realizado por amostras coletadas no local (Robertson e Dunbar, 2005).

4.7 - CRITÉRIOS PARA AVALIAR OS IMPACTOS DAS EMISSÕES GASOSAS DE ATERROS

Na amostragem deve-se considerar a variabilidade espacial e temporal, porque os aterros exibem grandes variações na produção de gás de uma área para a próxima. Daí resultam os seguintes critérios:

1º - **o foco recomendado para projetar o plano de amostragem consiste em: maximizar a cobertura espacial através da coleta das informações de emissões gasosas de todos os vents e estruturas do local e dos lugares de uma malha** com distâncias entre pontos de 30m, incluindo-se além da área de despejos aterrados e cobertos uma extensão de 30m além dos seus limites (Robertson e Dunbar, 2005).

2º - **projetar uma técnica de varredura** sistemática para identificar os “pontos quentes” para o metano e para os NMOCs, os quais servirão para localizar os lugares para a coleta das amostras dos COPCs (*contaminants of potential concern*, compostos potencialmente preocupantes). Dependendo do material de cobertura do aterro, admite-se que os vents apresentarão maiores concentrações de emissões gasosas, e seu impacto no ar ambiente será maior que os impactos resultantes das emissões da superfície (Robertson e Dunbar, 2005) (p. 2-4).

3º - **considerar que as emissões oriundas dos pontos que apresentam as maiores concentrações de NMOCs em cada área homogênea irão caracterizar adequadamente as emissões totais do aterro** (Robertson e Dunbar, 2005).

4º - **a proximidade das estruturas externas aos limites do aterro constitui um risco dominante para a intrusão de vapor de subsuperfície em edificações externas através de gradientes de pressão.** Essa consideração pode ser válida se existirem interceptadores, estruturas de desvio, barreiras, falhas geológicas, ou caminhos preferenciais de vapor entre o aterro e as edificações (Robertson e Dunbar, 2005).

5º - as emissões ocorrem nas proximidades do solo e coletores, e são mais acentuadas dentro dos limites do aterro sanitário. No entanto devido o transporte dos gases através da difusão, também é necessária **uma avaliação dos impactos fora dos limites do aterro**, geralmente realizado por amostras coletadas no local (Robertson e Dunbar, 2005) .

6º - Uma avaliação dos impactos ambientais no ar atmosférico **inicia-se através da estimativa das emissões de NMOCs e COPCs** do gás de lixo aterrado.

7º - **Abaixo das condições da linha de base, as emissões gasosas dos aterros ocorrem tipicamente ao nível ou abaixo do nível do solo através de qualquer cobertura existente ou dos vents instalados.** A dispersão atmosférica desses tipos de emissão resulta em impactos máximos nos limites do aterro, em seu perímetro. É necessário, portanto, estimar a variabilidade espacial das emissões ao longo da área do aterro (Robertson e Dunbar, 2005).

8º - **Se o aterro contém vents abertos sem controle, cada um deverá sofrer amostragem separadamente.** São forem utilizados *vents* ou se a área de influência dos *vents* não for adequada, as concentrações dos gases do lixo aterrado serão delineadas pelo emprego de um sistema de malhas superpostas. O número de pontos de amostragem será determinado como função do tamanho do aterro, da homogeneidade do seu conteúdo, e da quantidade de recursos disponíveis para as atividades de coleta de amostras e análise (Robertson e Dunbar, 2005).

9º -Na medida em que não exista algum revestimento de membrana flexível (*Flexible membrane liner, FML*), **a amostragem do gás no solo será conduzida aproximadamente na profundidade de um metro abaixo de qualquer cobertura do aterro**, empregando tanto uma “slam-bar” ou um “Geo-probe”, dependendo da disponibilidade do equipamento e das propriedades do solo. Se existir um FML, serão necessários arranjos para efetuar reparos ou para usar uma técnica alternativa de amostragem, tais como a espectroscopia de infravermelho de transformada de Fourier de percurso aberto (*open path Fourier transform infrared spectroscopy, OP-FTIR*), para estimar as vazões de emissão (Robertson e Dunbar, 2005).

4.8 - SISTEMAS DE COLETA E CONTROLE DAS EMISSÕES GASOSAS EM ATERROS DE LIXO

O controle das emissões gasosas de aterros misturados requer a sua coleta eficiente e a destruição dos componentes orgânicos. Devido à variabilidade dos fatores específicos de cada aterro, que afetam a geração das emissões gasosas e sua coleta, surgiu uma ampla variedade de sistemas de coleta (Robertson e Dunbar, 2005), que podem incluir:

- 1º - poços de coleta ativa (verticais e horizontais),
- 2º - poços de coleta passiva, e
- 3º - valas ou trincheiras de interceptação de gás.

Os sistemas e controle típicos incluem queimadores atmosféricos abertos (*flares*) ou fechados (*enclosed flares*). Outros sistemas de controle, tais como máquinas de combustão interna e turbinas a gás são empregados para a produção de energia termoelétrica destinadas à venda. Esses tipos de sistemas são empregados tipicamente em aterros municipais de rejeitos sólidos, onde uma parcela de seu volume está sujeito à uma ação remedial para atender a um "CERCLA (*Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act*)".

4.8.1 – Sistemas de Captação de Gás em Aterros

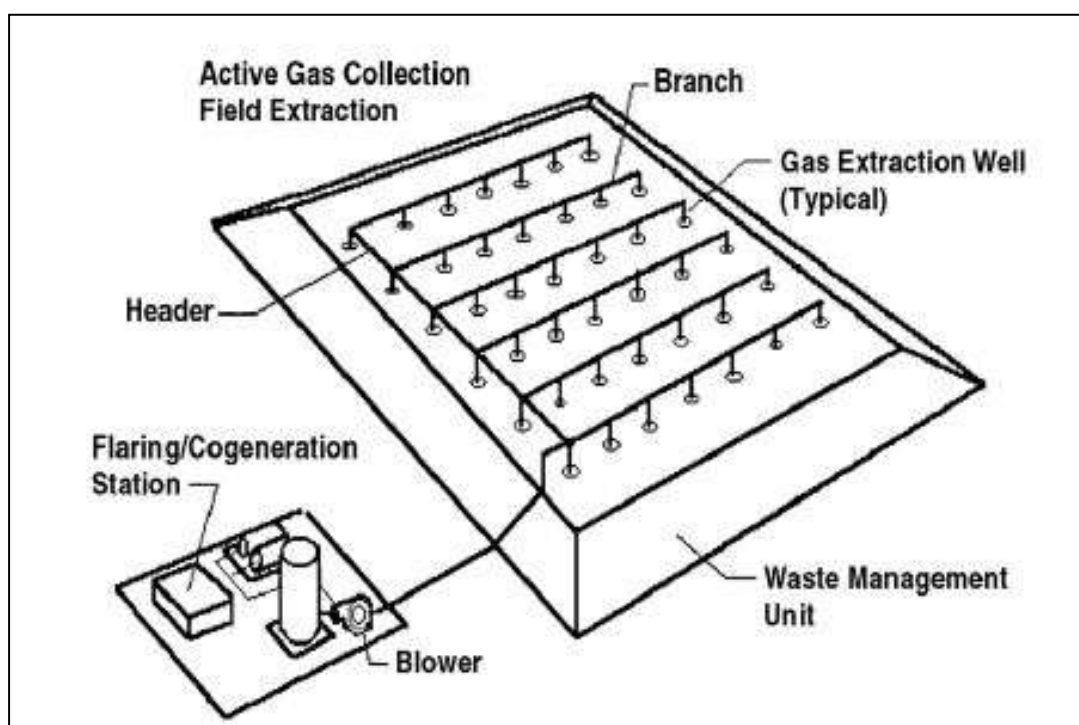
Os sistemas de coleta são classificados em dois tipos básicos: ativos e passivos.

Os **sistemas ativos de captação das emissões gasosas empregam sopradores mecânicos ou compressores** de gás para fornecer gradientes de pressão a fim de extraí-las. Os **sistemas passivos amparam-se nos gradientes naturais de pressão (isto é, internos, criados pela própria geração das emissões gasosas) ou gradientes de concentração para transportar os gases do lixo aterrado para a atmosfera ou algum sistema de controle** (Robertson e Dunbar, 2005).

Um **sistema ativo de coleta de emissões gasosas** consiste de dois tipos de poços: 1º - verticalmente, e 2º - de trincheiras horizontais. Cada poço é projetado e construído de modo a evitar ou minimizar a infiltração de ar na área da malha de varredura. Na cabeça do poço, cada uma está conectada a outra por uma tubulação, de modo que possam estar conectadas a um duto principal com maior diâmetro, o qual estará dotado de dispositivos de coleta de líquido ou condensado. Os gases provenientes desses dutos coletores estarão sendo direcionados para a entrada de um soprador ou compressor, cuja saída estará conectada para uma chaminé de queima (queimador atmosférico, *flare*) (Robertson e Dunbar, 2005).

FIGURA 4.4 – SISTEMA DE COLETA ATIVA DE EMISSÕES GASOSAS EM ATERROS DE LIXO

(Robertson e Dunbar, 2005)



Um **sistema passivo de coleta das emissões gasosas** é aquele em que o gás coletado é diretamente liberado para a atmosfera sem combustão, empregando pontas aflorantes de tubos de argamassa (pescoços de ganso (*gooseneck*), que são normalmente instaladas a intervalos regulares ao longo de cada ponta de duto para emitir os gases para a atmosfera). (Robertson e Dunbar, 2005)

FIGURA 4.5 - QUEIMADORES PASSIVOS DE BIOGÁS NO ATERRO MUNICIPAL DE GRAMACHO, RJ

Fotografias de Daniel Zakon (06/junho/2007- à esquerda) e Felipe Affonso Dantas dos Santos (01/novembro/2002).



Com base nestas avaliações teóricas, se, os sistemas ativos bem projetados são considerados os mais eficientes para de coleta das emissões gasosas. Porém, caso o aterro disponha de coberturas sintéticas no topo, no fundo e nas suas laterais, um sistema passivo poderá adquirir uma eficiência próxima da exibida pelos ativos (Robertson e Dunbar, 2005).

4.8.2 – A seleção do sistema de coleta de emissões gasosas em aterros

O tipo de sistema de captação das emissões gasosas frequentemente depende das características do aterro e das práticas de lançamento dos resíduos e descartes. Por exemplo: se um aterro emprega um sistema de deposição de camadas sobrepostas (*layer-by-layer landfilling method*) (se comparado com os métodos de células vizinhas, ou *cell-by-cell methods*) um sistema de coleta horizontal ativa de trincheiras será preferível ao invés de sistema vertical ativo, devido à facilidade da instalação dos dutos (Robertson e Dunbar, 2005).

4.8.3 – Determinação do número total de amostras para um plano de amostragem

O número de amostras que devem ser obtidas para estimar a concentração média de uma área depende fortemente da heterogeneidade da distribuição química. Assim, para uma área com distribuição uniforme, poucas mostras são necessárias para fornecer uma boa caracterização. Reciprocamente, uma área com distribuição extensamente variável em termos de composição química, deve possuir uma quantidade maior de amostras. Para aterros com distribuição não uniforme, o número total de amostras poderá ser reduzido pela subdivisão da área em zonas com níveis similares de contaminação e variabilidade, idade, volume e área superficial (Robertson e Dunbar, 2005).

O objetivo do esforço de varredura consiste em identificar as áreas que possuam concentrações de NMOC quase homogêneas (Robertson e Dunbar, 2005).

O cálculo estimativo das emissões gasosas num aterro é uma etapa importante nas avaliações de risco, e para a obtenção de licenças, demonstrar a conformidade com os limites reguladores, e projeção de sistemas de controle de emissões para operação de disposição do lixo contínuo.

4.9 - MÉTODOS E TÉCNICAS ANALÍTICAS PARA DETERMINAR GASES NA ATMOSFERA

Existem diversos métodos para medir e analisar gás de aterro: (Robertson e Dunbar, 2005).

- 1º - amostragem nos respiradouros (*vents*) ativos e passivos;
- 2º - emprego de sensores posicionados justamente abaixo da superfície;
- 3º - a espectroscopia de infravermelho de transformada de Fourier de percurso aberto, OP-FTIR;
- 4º - métodos de diodo a laser ajustada em percurso aberto;
- 5º - métodos da câmara de fluxo; e
- 6º - métodos de gradientes de concentração por adsorção passiva.

Existe um método sistemático de amostragem para definir emissões gasosas, este método acredita que emissões através da superfície do solo poluem menos que emissões em coletores (*vent*). Supõem também que os locais que apresentarem maiores quantidades de compostos orgânicos caracterizam as emissões totais do aterro sanitário. O sistema de amostragem considera que o processo de dispersão dos gases através de diferenças de pressão apresenta um risco à população, porém caso exista barreiras como prédios, falhas biológica entre outros esse risco não existe.

As emissões gasosas de aterros, incluindo o metano, podem mover-se facilmente através de solos permeáveis conforme aqueles presentes em muitos aterros fechados ou não-controlados. Esses gases movem-se geralmente de áreas de alta pressão (profundas dentro do aterro) para outras de baixa pressão (solos superficiais e atmosfera), sendo, porém, difícil prever modelos específicos para o movimento dessas emissões gasosas (Robertson e Dunbar, 2005).

Sob certas condições, os gases de aterro podem migrar até longas distâncias do aterro, admitindo-se que pode atingir 1000 pés, porém, existem casos documentados de migração subsuperficial para mais do que 2000 pés. Assim, as estruturas ao longo de tal percurso merecem ser alvo de avaliações adicionais e precauções para protegê-las do acúmulo de gás de aterro. Os gases de aterro migrarão em todas as direções, particularmente naquela de menor resistência à sua passagem. Dentre os percursos ou caminhos que favorecem comumente a migração dos gases de aterro em longa distância destacam-se as trincheiras, canos de esgoto e chuvas (rede pluvial) e trilhas recheadas com britas ("building footers"). Para se avaliar e compreender os fenômenos de migração e emissão de gases, é importante conhecer a geometria, o projeto e as características operacionais do aterro, assim como a geologia local, a hidrogeologia e os usos do terreno (Robertson e Dunbar, 2005).

Altas concentrações de gás de aterro ocorrem mais comumente nos aterros que contém lixo municipal e possuem uma cobertura semi-impermeável ou impermeável. As coberturas aprisionam esses gases, evitando que escapem para cima, e provocam seu movimento tanto para um sistema coletor ou lateralmente para as adjacências e áreas externas. As concentrações maiores de metano ocorrem nos meses de verão mais quentes, sendo maiores durante o calor dos dias se comparadas com as primeiras horas da manhã. Os níveis dos gases de aterro no solo tendem a serem maiores durante os períodos secos e menores após dias de chuva significativos. Associados com a elevada produção de metano estão aumentos na produção de CO₂ e H₂S e a redução de quantidades de O₂ (Robertson e Dunbar, 2005).

O relatório EPA-600/R-05/123a intitulado "*Guidance for evaluating landfill gas emissions from close for abandoned facilities*" elaborado por Thomas Robertson e Josh Dunbar em 2005, apresenta as descrições detalhadas do emprego de duas técnicas analíticas qualitativas e quantitativas das emissões gasosas de aterros, cuja reprodução completa não cabe no presente trabalho.

As metodologias apresentadas por Robertson e Dunbar (2005) são:

- 1º - uso de sensores portáteis de sub-superfície capazes de determinar as emissões gasosas dos resíduos aterrados,
- 2º - monitoramento do ar ao redor do aterro.

4.10 - O USO DE SENSORES PORTÁTEIS PARA MEDIR EMISSÕES GASOSAS SUB-SUPERFICIAIS

4.10.1 – A varredura inicial de amostragem e suas consequências

O processo de amostragem das emissões gasosas de um aterro empregando inicia-se através de uma varredura inicial sobre a sua superfície. É possível adotar um mapeamento da malha de varredura baseado em (Robertson e Dunbar, 2005) (p. 2-6):

- 1º - conhecimento prévio de locais de ocorrência das emissões gasosas no aterro, ou da distribuição espacial dos resíduos sólidos, ou,
- 2º - de forma aleatória.

Se o aterro for coberto por uma membrana impermeável, esse tipo de amostragem é ainda apropriado porque a integridade do revestimento pode ter sido comprometida por sedimentação diferencial, ou instalação incorreta, ou por atividades inesperadas na superfície, como, p. ex., equipamentos pesados de rolagem ou a construção de estruturas e edificações (Robertson e Dunbar, 2005).

A amostragem no nível de varredura utiliza instrumentos portáteis capazes de detectar compostos orgânicos totais (incluindo metano, CH₄) e outros aparelhos que são insensíveis ao metano mas detectam os compostos orgânicos totais. A partir desses dados, a superfície do aterro e qualquer vent passivo pode ser analisado com relação ao CH₄ e aos NMOCs.

Esses dados de varredura também fornecem dados necessários para repartir a superfície em áreas de menor variabilidade de emissão empregando os procedimentos estatísticos de Wilcoxon, que permitem identificar os lugares quentes (*hot spots*). As amostras das emissões gasosas são coletadas abaixo da superfície para cada área quase homogênea do aterro. As emissões de NMOC são usadas para estimar a média ou emissões limites superiores (isto é, percentis de 90) dos COCs individuais de cada área (Robertson e Dunbar, 2005).

É importante compreender que a extensão das emissões de CH₄ e NMOC pode não estar correlacionada com algum local específico. Isto é, as emissões de NMOCs podem ser maiores ou menores com relação ao CH₄, em função de onde os resíduos perigosos ou tóxicos tenham sido despejados.

4.10.2 – A segunda varredura de amostragem

Os novos locais de amostragem basear-se-ão nos dados da varredura para os NMOCs. A segunda varredura de amostragem envolve métodos para determinar as concentrações dos COPCs individuais das emissões gasosas do lixo aterrado. Essas concentrações poderão, então, ser usadas para estimar as emissões gasosas do aterro baseadas em modelagem (Robertson e Dunbar, 2005).

Com os dados da distribuição espacial das emissões gasosas referentes às concentrações dos COPCs, o analista poderá usá-los numa modelagem computacional para prever o desempenho de aterros e dos sistemas de captação e controle dos fluidos. Assim, empregam-se outros modelos para simular a dispersão atmosférica das emissões de COPCs e determinar os riscos à saúde humana e para determinar a obediência às normas e limites legais estabelecidas pelas autoridades públicas para o ambiente.

4.10.3 – Os monitores portáteis

Provavelmente, uma das mais atraentes metodologias de amostragem e análise é o uso de instrumentos portáteis que se baseiam em monitoramento em tempo real, que são os mais usados em varreduras nos aterros de resíduos sólidos municipais. Os monitores portáteis possibilitam obter resultados instantâneos de modo que se possam tomar decisões no local da amostragem para proteger os trabalhadores e as comunidades vizinhas. Os monitores portáteis possibilitam mudar decisões rapidamente com uma instrumentação de baixo custo (A-16).

Dois dos detectores mais comuns utilizados em técnicas portáteis de amostragem de gases são os detectores de ionização de chama (*flame ionization detectors (FIDs)*) e detectores de foto-ionização (*photo-ionization detectors, PIDs*). Esses detectores, usados em conjunto ou separadamente, são geralmente usados para apresentar os níveis de conhecimento das concentrações de compostos orgânicos não-metano (NMOCs), metano, e compostos orgânicos voláteis (VOCs). As técnicas de amostragem portáteis são usadas para identificar os pontos quentes (*hot spots*) de compostos orgânicos não-metano (NMOCs), metano, e compostos orgânicos voláteis (VOCs) em locais selecionados para os ensaios. Dois dos mais importantes atributos desses detectores são os seus crescentes níveis de sensibilidade e sua capacidade para especificamente caracterizar e ou identificar os compostos orgânicos voláteis (VOCs), se usados com uma coluna cromatográfica (Robertson e Dunbar, 2005).

4.10.3.1 – Detectores de Ionização de Chama (FID)

A operação de um detector de ionização de chama (*FID*) envolve a entrada do poluente numa chama onde é misturada com hidrogênio para queimar. Os íons e elétrons formados na chama entram numa abertura ou fenda do eletrodo e diminuem sua resistência, permitindo que uma corrente elétrica escoe. O fluxo de elétrons determina a concentração do poluente. O detector de ionização de chama (*FID*) é um detector universal capaz de responder aos estímulos de uma coleção de compostos orgânicos e classes. Uma das maiores vantagens do *FID* é a ausência de resposta para o ar e para a água. Portanto, serve como uma base para os analisadores comerciais mais frequentemente disponíveis para “hidrocarbonetos totais” e “hidrocarbonetos não-metano”. Os limites de detecção para a maioria dos *FIDs* é de cerca de 100 ppbv (Robertson e Dunbar, 2005).

4.10.3.2 – Detectores de Foto-Ionização (PID)

O princípio da operação dos detectores portáteis de foto-ionização envolve submeter uma corrente de gás a um feixe de raios UV de alta intensidade, obtido com uma lâmpada específica para uma energia em particular. Se a ionização da molécula é menor que a da lâmpada, ocorrerá a absorção pela molécula do gás, conduzindo à formação de um íon positivo e um elétron livre. O íon positivo é coletado no eletrodo e a corrente resultante é diretamente proporcional à concentração da substância amostrada. Consequentemente, o potencial de ionização da lâmpada é muito importante na detecção de certas classes de compostos. Os compostos que possuam um elevado potencial de ionização serão menos capazes de serem detectados do que aqueles que possuam um baixo potencial de ionização. Assim, um detector portátil de foto-ionização (*PID*) pode detectar imediatamente hidrocarbonetos aromáticos, mas não irá constatar hidrocarbonetos alifáticos que possuem um potencial elevado de ionização (Robertson e Dunbar, 2005).

Os fabricantes de lâmpadas de foto-ionização fornecem lâmpadas em quatro níveis de energia:

- 8,3 eV
- 8,5 eV
- 10,2 eV ou
- 11,7 eV

É mais difícil ionizar um alcano (isto é, butano) do que um aromático clorado (isto é, clorobenzeno). A seleção da lâmpada, portanto, permite ao usuário varrer certas substâncias orgânicas, baseadas no seu potencial de ionização. Se a lâmpada não possui uma energia suficiente para ionizar a molécula, o detector não lhe constata, isto é, não “enxerga” sua presença. Consequentemente, os aromáticos podem ser seletivamente detectados na presença dos hidrocarbonetos halogenados com uma lâmpada de baixa energia (isto é, 9,5 eV), enquanto que ambos os grupos podem ser detectados com uma lâmpada de elevada energia (11,0 eV) (Robertson e Dunbar, 2005).

A sensibilidade de um detector portátil de foto-ionização (*PID*) é consideravelmente melhor que a do detector de ionização de chama (*FID*) na maioria dos casos (10 ppb, ou melhor). Os modelos mais recentes dos detectores portáteis de foto-ionização (*FID*) têm apresentado sensibilidade nas sub-partes do intervalo por “bilhão” (Robertson e Dunbar, 2005).

4.11 - MONITORAÇÃO EM TEMPO REAL DE GASES ORGÂNICOS

Muitas variedades de analisadores das espécies orgânicas estão disponíveis. Os sistemas de cromatografia gasosa incluem todos os dispositivos que separam as espécies orgânicas através do uso de uma coluna de sólidos porosos ou sólidos revestidos com líquidos que podem retardar seletivamente os componentes da amostra. Um gás transportador é empregado para trazer os componentes gasosos isoladamente até um detector, e a amostra pode ser identificada através da análise da resposta de um detector e do tempo de retenção do componente (na coluna). A cromatografia gasosa tem sido utilizada em análises laboratoriais desde 1905; entretanto, seu uso em aplicações ambientais tem sido recente (Robertson e Dunbar, 2005).

4.12 – TRATAMENTOS PARA O BIOGÁS NOS ATERROS

A composição do biogás oriundo dos processos de digestão anaeróbica acelerada de flocos das estações de tratamento de águas residuárias e da decomposição anaeróbica em aterros é similar.

O biogás pode ser convertido em energia útil de vários modos:

- 1º - pelo seu uso como combustível para motor de combustão interna;
- 2º - em turbinas para geração de energia elétrica; e
- 3º - para a queima em fogões ou caldeiras.

Cada uma destas opções compreende três componentes básicos:

- (1) um sistema de coleta;
- (2) um sistema de tratamento; e,
- (3) um sistema de geração ou recuperação energética (Henriques, 2004)

Algumas unidades de processo químico purificam o biogás para que ele tenha a qualidade equivalente à de gás natural, constituído basicamente de metano. Conseqüentemente, o biogás pode ser distribuído através da rede de distribuição de gás natural. Neste sentido, quando o aterro sanitário possui uma rede de distribuição instalada, esta fica sobressalente (Henriques, 2004). O primeiro procedimento para envio do biogás pela rede de gás natural é certificar-se que está isento de partículas e líquidos. Ademais, o gás deve ser odorizado.

O passo principal para o processo de purificação é separar o metano do gás carbônico. Para este processo três técnicas são aplicáveis:

- 1ª - Absorção química;**
- 2ª - *Pressure swing adsorption* (adsorção por diferença de pressão); e,**
- 3ª - Separação por membrana.**

4.13 – AS EMISSÕES DE BIOGÁS NO ATERRO MUNICIPAL DE GRAMACHO

A captação do biogás ocorre através de tubos enterrados, sendo os verticais perfurados e envoltos de brita, e os horizontais com ou sem brita:

FIGURA. 4.6 – COMPONENTES DO SISTEMA DE CAPTAÇÃO DE EMISSÕES GASOSAS NO ATERRO MUNICIPAL DE GRAMACHO EM 2007.

(Oliveira, 2004)



A - Coleta dos gases sem sucção; B - Linha de abastecimento da Central; C - Gerador de energia elétrica; D - Válvula de controle

No Aterro Municipal de Gramacho é habitual enterrar tubos verticais de argamassa envoltos de brita para a captação de gás. Em épocas chuvosas, ocorrem aumentos da vazão de gás nesses tubos coletores, porque a água da chuva se acumula no interior dos poros do solo e gera um obstáculo para a saída dos gases, diminuindo a difusão do metano pelo solo. Nos países mais desenvolvidos e em alguns lugares do Brasil, os aterros são construídos aplainando-se o terreno e revestindo-o com uma capa sintética impermeável protetora, que impede a difusão do chorume pela base. Entretanto, os gases se difundem em todo o aterro sanitário, permeando através de caminhos preferenciais que irão resultar da sua crescente pressão. Alguns aterros dispõem de *flares* (queimadores atmosféricos verticais com a ponta alguns metros acima do solo) para queimar o “excesso” do gás produzido (VIANA, 2007).

A coleta do biogás é realizada após a conclusão da deposição de lixo numa célula e depois do seu “fechamento”. A captação é realizada através de poços verticais ou em trincheiras horizontais. Cada tubo é conectado a uma tubulação lateral, que transporta o gás para o local de coleta principal. O gás é impelido por compressores ou succionado por bombas até a planta de utilização através dos tubos de transmissão. No caso das bombas, os poços são ligados em único tubo que percorre todo o aterro, e, embora não seja uma atividade muito segura, ainda é a mais utilizada. Um compressor é necessário para aspirar e comprimir o gás quando este entra no sistema de recuperação energética (VIANA, 2007).

Às vezes parte do gás condensa, e se não for removido, pode impedir a passagem do gás gerado. Portanto, é necessário utilizar um sistema para recuperar e tratar o condensado. Alguns dispositivos são instalados nos tubos de onde percorrem o gás, para possibilitar a descarga desses condensados em tanques ou armadilhas de coleta. O queimador ou *flare* é responsável por queimar o gás. Os projetos de *flares* incluem modelos abertos (ou vela) e enclausurados. Estes últimos são mais caros, mas podem ser preferíveis (ou requeridos) porque eles proporcionam testes de concentração e podem obter eficiências de combustão ligeiramente altas. Ademais, *flares* enclausurados podem reduzir os incômodos de ruído e iluminação.

4.14 – EMISSÕES GASOSAS DAS USINAS COMPOSTAGEM DE LIXO NO BRASIL

4.14.1 – A disponibilidade de dados sobre emissões gasosas de compostagem

Muitas usinas de compostagem estão acopladas ao sistema de triagem de material reciclável. Por isso é comum as usinas possuírem espaços destacados para esteiras de catação, onde materiais como papel, vidro, metal, plástico são retirados, armazenados e depois vendidos. A qualidade do composto produzido na maioria das vezes é ruim tanto no grau de maturação, quanto na presença de material que compromete o aspecto estético e material poluente como metais pesados (AMBIENTE BRASIL, 2007).

A compostagem no Brasil vem sendo tratada apenas sob perspectiva de "eliminar o lixo doméstico" e não como um processo industrial que gera produto, necessitando de cuidados ambientais, ocupacionais, marketing, qualidade do produto, etc. Tanto isso é verdade que quando as usinas são terceirizadas, as empreiteiras pagam por lixo que entra na usina e não por composto que é vendido e o preço, que muitas usinas cobram, é simbólico. A compostagem no Brasil precisa ser encarada mais seriamente (AMBIENTE BRASIL, 2007).

Em países como o Canadá, a compostagem de resíduos de agricultura merece a atenção do respectivo governo, destacando-se, entre outras entidades, a *Alberta Environmentally Sustainable Agriculture Council (AESA)* e de empresas locais, que advogam as vantagens desse processo de tratamento biológico na redução dos gases do Efeito Estufa. Outros países como a Suécia também incentivam a adoção da compostagem e pesquisam sobre os gases emitidos.

No Brasil, aparentemente, inexistem dados sobre as emissões gasosas das usinas e processos de compostagem.

O dióxido de carbono (CO), o metano (CH) e o óxido nitroso (NO) são os principais subprodutos do processo de compostagem (AESA-Alberta, 2001). Estes três gases (GHG) contribuem para o aquecimento global, absorvendo a radiação emitida pela terra. A ação de aquecimento de cada gás, GHG, depende da sua capacidade de absorver e emitir a radiação e de quanto tempo o gás permanece na atmosfera, esta capacidade é denominada como potencial do aquecimento global (*GWP, Global Warming Potential*). Para comparar as emissões do GHG com gases diferentes a esses, o GWP é multiplicado por unidades equivalentes de CO₂ (CO-E) (vide tabela abaixo).

TABELA 4.5
POTENCIAL DE AQUECIMENTO GLOBAL DOS GASES EMITIDOS NA COMPOSTAGEM

(AESA-Alberta, 2001)

GÁS DO EFEITO ESTUFA	POTENCIAL DE AQUECIMENTO GLOBAL (GWP)
NO	310
Metano	21
CO₂	1

Os odores resultantes da anaerobiose nas pilhas de uma compostagem são devidos à formação vários compostos orgânicos incompletamente oxidados, designadamente, ácidos voláteis de baixo peso molecular (acético, propionico, butírico), compostos de enxofre, como o ácido sulfídrico, compostos aromáticos, e aminas, o amoníaco é, no entanto, o composto que mais contribui, quer em aerobiose quer em anaerobiose para os odores desagradáveis. (Pereira Neto, J. T., 1996).

4.14.2 – Formação e emissão de N₂O e CH₄ em pilhas de compostagem

A compostagem de resíduos orgânicos municipais transforma materiais orgânicos residenciais em produtos de nutrientes valiosos, que podem servir como adubo para plantações, e, assim, completar o ciclo agrícola. Além disso, a compostagem é um método eficaz de redução dos resíduos urbanos. Aproximadamente, 30% dos resíduos urbanos podem ser decompostos em CO₂ num intervalo de dois meses de compostagem. As perdas de nitrogênio através de gases, durante o processo de compostagem correspondem a 26-51% do nitrogênio total original liberado pelos resíduos domiciliares. Os gases nitrogenados emitidos na mistura do adubo com a palha consistem em 95% de NH₃, e os demais 5% correspondem ao N₂O, um importante gás de efeito estufa e indesejável (Beck-Friis e colaboradores, 2000).

A emissão do N_2O e do CH_4 pode ocorrer durante a compostagem e na estocagem do adubo. O N_2O pode ser o produto final formado da oxidação incompleta da amônia ou pela desnitrificação incompleta. As bactérias oxidantes da amônia são estritamente aeróbicas que ganham energia a partir do processo de oxidação. As bactérias desnitrificantes, em condições anaeróbicas, usam os óxidos nitrosos como o receptor de elétrons terminais. O metano é produzido por um grupo de bactérias (*archaeobacteria*) estritamente anaeróbicas (Beck-Friis e colaboradores, 2000).

Beck-Friis e colaboradores (2000) concluíram em seus estudos que nas grandes pilhas de compostagem, operadas extensivamente, foram detectadas elevadas concentrações do CH_4 no gás da compostagem, altas concentrações de ácidos graxos voláteis e as temperaturas elevadas indicaram que ocorreu uma fermentação anaeróbica em paralelo com a aeróbica, e a decomposição exotérmica (geradora de calor). A coexistência de condições anaeróbica e aeróbica não foi aparente nas pilhas pequenas de compostagem, operadas intensivamente. Portanto, o tipo de operação das pilhas de compostagem parece determinar a extensão das emissões de metano (CH_4). Além disso, à medida que aumentam as emissões de N_2O com a idade do composto, o tempo de estocagem não deve ser prolongado. A composição do gás de compostagem, do material (sólido) do composto e as emissões variaram muito, especialmente nas pilhas grandes. Os estudiosos do tema devem prevenir-se para esses fatos quando extrapolarem os dados de emissão de pequenas pilhas de compostagem para realizar estimativas nacionais (Beck-Friis e colaboradores, 2000).

4.15 – CONSTATAÇÕES DO CAPÍTULO 4

Os principais critérios de projeto para aterros e incineradores em função de suas emissões gasosas, referentes ao capítulo 4, são os seguintes:

4.15.1 - As expressões “biogás” ou “gás de aterro” são as denominações usuais para as emissões gasosas provenientes de aterros. São constituídas, tipicamente, por metano, dióxido de carbono, compostos orgânicos voláteis, compostos orgânicos não-metano, poluentes perigosos do ar, e, também, os compostos tóxicos bioacumulativos persistentes, que incluem o mercúrio, dioxinas e furanos.

4.15.2 - Os resíduos sólidos ao serem descartados sofrem compressão, compactação e sedimentam-se após longos anos, ocorrendo sua decomposição biológica que reduz o volume global para mais de 30%. Esta decomposição, juntamente com a água produzida, forma um meio líquido, onde há dissolução das substâncias solúveis, que é denominado “chorume”.

4.15.3 - Os processos de termodecomposição das frações do lixo também ocorrem nos aterros, a maioria dos quais de modo invisível, sendo possível a liberação de monóxido de carbono e vapores perigosos resultantes de ações de pirólise e gasificação subterrâneas para o ambiente atmosférico.

4.15.4 - Os aterros de lixo devem ser vistos como soluções emergenciais e provisórias e não permanentes como é o caso atualmente no Brasil, devido às emissões de líquidos (chorumes) e gases venenosos (biogás, dioxinas, furanos, etc.). Mesmo assim os aterros são encarados como seguros, simplesmente por empregarem argilas inertes e “mantas impermeáveis” visando à proteção do meio ambiente às emissões líquidas e gasosas; porém certos materiais são impermeáveis e inertes nas condições normais de temperatura e pressão (CNTP).

4.15.5 - A difusão molecular e a convecção do gás de aterro são os principais mecanismos de transporte dos gases emitidos pelo lixo aterrado, onde os constituintes voláteis na fase vapor são transportados para a superfície do aterro. Porém, pode-se encontrar, também, em resíduos sólidos municipais, os mecanismos de transporte de vapor de água e de escoamento de gradiente de pressão. O gás do lixo aterrado movimenta-se da área de maior pressão pelo caminho de menor resistência, até que o gradiente de pressão e concentração atinja o equilíbrio com o ambiente ao redor. Essa migração ocorre por caminhos naturais ou elaborados por engenheiros civis.

4.15.6 - Devido às movimentações do gás de aterro, geralmente de áreas de alta pressão para outras de baixa, há dificuldades de prever modelos específicos para o movimento dessas emissões gasosas, incluindo o metano. Para se avaliar e compreender os fenômenos de migração e emissão de gases é importante conhecer a geometria, o projeto e as características operacionais do aterro, assim como a geologia local, a hidrogeologia e os usos do terreno.

4.15.7 - É fato aceito que a estimativa das emissões gasosas é uma etapa imprescindível para a avaliação de riscos, obtenção de licenças, entre outros. Através da estimativa das emissões de compostos orgânicos não-metano (NMOCs) e compostos orgânicos poluentes (COPCs) do gás de lixo aterrado é possível avaliar os impactos ambientais no ar atmosférico.

4.15.8 - Os riscos mais comuns provenientes do gás de lixo aterrado são a asfixia e as explosões. É por causa destes, e outros fatores, que o conhecimento das emissões gasosas do lixo aterrado é importante, pois visa diminuir os riscos operacionais e garantir a proteção da saúde humana e do meio ambiente.

4.15.9 - A partir do momento em que o chorume de aterro se mistura com a água de um lençol freático, este será contaminado, liberando o gás quando a sua pressão de vapor for menor que pressão de vapor original habitual, de acordo com a Lei de Henry. O vapor liberado percorre a subsuperfície até atingir o equilíbrio ou até que ocorra um canal de liberação para a atmosfera. Um dos riscos da exposição humana ao biogás consiste na inalação de compostos potencialmente preocupantes (COPCs) pelo ar atmosférico.

4.15.10 - A conversão do biogás em energia possibilita utilizá-lo como combustível para motores de combustão interna, em turbinas para geração de energia elétrica, e até mesmo para a queima em fogões ou caldeiras; compreendendo alguns componentes básicos para estas opções, como sistemas de coleta, de tratamento e de geração ou recuperação energética. Existem também unidades de processo químico capaz de purificá-lo, para que o mesmo apresente qualidades equivalentes ao de gás natural.

4.16 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS DO CAPÍTULO 4:

AESA-ALBERTA – **Greenhouse Gas Emissions from Composting of Agricultural Wastes** – Alberta Environmentally Sustainable Agriculture Council (AESAC), Alberta Agriculture, Food and Rural Development, in: **Greenhouse Gas Information Bulletin Series Keeps on Growing**, Number 6, February 2001.

ALEXANDER, A.; BURKLIN, C.; SINGLETON, A. - EPA-600/R-05/047 - **Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 User's Guide** – Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, May 2005

AZEVEDO, J. – **Estudo Ambiental/Econômico do Composto Orgânico do Sistema de Beneficiamento de Resíduos Sólidos Urbanos da Usina de Irajá, Município do Rio de Janeiro** - Dissertação de Mestrado, Curso de Pós-Graduação em Geociências da Universidade Federal Fluminense, Orientadores: Dr. Emmanoel Vieira da Silva Filho; Dr. Raimundo Nonato Damasceno, Niterói, 2000.

BANCOR AMBIENTAL - **Aterros Sanitários** - extraído de www.bancor.com.br/asu.htm em 22/set/2007)

BATES, M. – **Managing Landfill Site Fires in Northamptonshire – A research study by University College Northampton for the Environment and Transport Scrutiny Committee**, Northamptonshire County Council, October, United Kingdom, 2004.

BECK-FRIIS, B.; PELL, M.; SONESSON, U.; JÖNSSON e KIRCHMANN – **Formation and emission of N₂O and CH₄ from compost heaps of organic household waste** - Environmental Monitoring and Assessment **62**: 317-331, 2000.

ECOSECURITIES – **Projeto de Aproveitamento do Biogás de Aterro Sanitário – NovaGerar: Documento de Concepção de Projeto** – fevereiro de 2004.

MONTEIRO, J.H.P; FIGUEIREDO, C.E.M.; MAGALHÃES, A.F.; MELO, M.A.F; BRITO, J.C.X.; ALMEIDA, T.P.F e MANSUR, G.L. - **"Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos"**- coordenação técnica Victor Zular Zveibil, IBAM (Instituto Brasileiro de administração Municipal), Rio de Janeiro, 2001.

OLIVEIRA, L.B. - **Potencial de Aproveitamento Energético de Lixo e de Biodiesel e de Insumos Residuais no Brasil** –Tese de Doutorado, Programa de Planejamento Energético, COPPE-UFRJ, Orientador: Dr. Luiz Pinguelli Rosa, Rio de Janeiro, Setembro de 2004.

OLDENBURG, C. M. – **T2LBM Version 1.0: Landfill Bioreactor Model for TOUGH2** - Earth Sciences Division, Lawrence Berkeley National Laboratory, University of California, November, 2001. – Extraído em 03 de setembro de 2007 de www.osti.gov/dublincore/gpo/servlets/pml/799552.pdf

PEREIRA NETO, J.T. - **Manual de compostagem: processo de baixo custo** - Belo Horizonte: UNICEF, 1996.

ROBERTSON, T. e DUNBAR, J. - **"Guidance for evaluating landfill gas emissions from close for abandoned facilities"**- EPA-600/R-05/123a - U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, DC, September 2005.

PROFU – **Evaluating waste incineration as treatment and energy recovery method from an environmental point of view** – in: **Waste Incineration with energy recovery and Recycling (Study)** - CEWEP – Confederation of European Waste-to-Energy Plants, Spring 2004, extraído de www.cewep.com/studies/recycling/index.html, em 03 de novembro de 2007

SENAI -**Gases formadores do Efeito Estufa**- www.pr.senai.br/FreeComponent229content18777.shtml, extraído em 18 de novembro de 2007

THORNELOE, S.A. – **U.S. EPA's Field Test Programs to Update Data on Landfill Gas Emissions** - www.erefnd.org/rpts_summary_ordrs/Landfillgas.pdf - extraído em 18 de julho de 2007.

USACE – **Landfill Off-Gas Collection and Treatment Systems – ETL 1110-1-160, 17 apr 95** – in: **Engineer Technical Letters, Military Programs** - US Army Corps of Engineers, last updated: **January 21, 2004**, extraído em 18 de julho de 2007 de www.usace.army.mil/publications/eng-tech-ltrs/etl110-1-160/aa2.pdf.

VIANNA, L.A. – Comunicação durante Visita ao Aterro Municipal de Gramacho, em 6 de julho de 2007.

ZAKON, A. - **Lixões e aterros envenenam o ambiente** – Correio Braziliense, pág. 19, 01/agosto/2007.

ZAKON, A – **Introdução à Engenharia e Gestão das Tecnologias Inorgânicas** – Capítulo 2, Apostila, Departamento de Processos Inorgânicos, Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ, Março de 2004.

CAPÍTULO 5

MODELAGEM DAS EMISSÕES GASOSAS DE ATERROS DE LIXO

5.1 – ESTIMATIVA DAS EMISSÕES GASOSAS EM ATERROS SANITÁRIOS

As estimativas de gases do lixo aterrado são específicas para cada aterro ou vazadouro de lixo, sendo uma função dos fatores controláveis e incontroláveis. Portanto, é difícil prever exatamente a velocidade das emissões gasosas de um aterro (USACE, 1995-2004).

A abordagem correntemente adotada para a modelagem da geração de gás consiste em empregar um modelo simplificado, consistente com os princípios fundamentais. Diversos modelos (e programas de computador) estão disponíveis para estimar a velocidade da geração de gás de lixo aterrado empregando parâmetros de entrada específicos do local do aterro (USACE, 1995-2004).

Três modelos relativamente simplistas são os de Palos Verdes, Sheldon Arleta e de Scholl Canyon. Porém os dois últimos não foram considerados no texto da USACE (1995-2004).

Existem outros modelos tais como o teórico e o de GTLEACH-I.

O modelo GTLEACH-I trata o aterro como um processo de tratamento microbiano de película fixa operando em configuração de regime batelada com uma diluição contínua e lavagem. Entretanto, o modelo GTLEACH-I requer muitos dados de entrada que incluem numerosas concentrações iniciais, teores de umidade, e vazões de chorume. Por isso, esse modelo GTLEACH-I também não foi discutido no texto da USACE (1995-2004).

5.1.1 – Modelo de Scholl Canyon

A concepção do Modelo de Scholl Canyon baseia-se em admitir que a geração do metano, CH₄, é uma função de cinética de primeira ordem. Esse modelo ignora os primeiros dois estágios da atividade microbiana e é simplesmente baseado nas características observadas do crescimento bacteriano limitado pelo substrato.

Os parâmetros são empiricamente determinados por ajustamento dos dados experimentais ao modelo para contabilizar as variações do teor de umidade dos refugos e outras condições operacionais do aterro. A velocidade de produção do gás é considerada para o valor de pico próximo da fase inicial do processo, após uma fase Lag desprezível, durante a qual as condições anaeróbicas se estabelecem e decrescem exponencialmente (numa queda ou decaimento de primeira ordem). As velocidades anuais médias de geração do CH₄ são usadas, e o as medidas de tempo são admitidas em anos (USACE, 1995-2004).

$$Q_{CH_4} = L_o * R (e^{-kc} - e^{-kt})$$

Onde:

Q_{CH_4}	= velocidade de geração de metano no tempo t. m ³ /ano
L_o	= capacidade potencial de geração de metano do lixo, m ³ /Mg
R	= descarga (velocidade) média anual de recebimento do lixo, Mg/ano
k	= constante de geração de metano, 1/ano ou ano ⁻¹
c	= tempo após o encerramento do aterro, ano ($c = 0$ para um aterro ativo)
t	= tempo decorrido desde o despejo inicial do lixo, ano

Esse modelo poderia ser posteriormente refinado dividindo-se o aterro em massas menores para contabilizar a idade do aterro ao longo do tempo. Se uma descarga anual constante de recebimento de lixo for considerada, o metano gerado do aterro inteiro (soma de cada contribuição de massa parcial) será máximo na ocasião do encerramento do aterro ou término do recebimento de lixo.

O tempo da fase Lag devido ao estabelecimento (até o início) das condições anaeróbicas poderia também ser incorporado no modelo, substituindo-se "c" com "c + tempo da fase Lag" e "t" por "t + tempo da fase Lag". Então, o tempo da fase Lag antes do início das condições anaeróbicas poderá variar entre 200 dias até muitos anos (USACE, 1995-2004).

A equação do modelo refinado de Scholl Canyon assumirá, então, a seguinte forma: (USACE, 1995-2004):

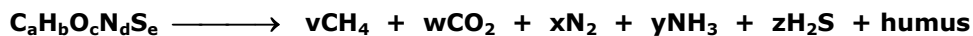
$$Q = 2 * k * L_0 * R (e^{-k(t - lag)})$$

Onde:

- Q = velocidade de geração de gás do lixo aterrado no tempo t. m³/ano
L₀ = capacidade potencial de geração de metano do lixo, m³/Mg
R = descarga (velocidade) média anual de recebimento do lixo, Mg/ano
k = constante da geração de metano, 1/ano ou ano⁻¹
t = tempo decorrido desde o despejo inicial do lixo, ano
lag = tempo para atingir as condições anaeróbicas, ano

5.1.2 – Modelos Teóricos

A capacidade teórica de geração de metano, (L₀), pode ser determinada por um método estequiométrico, que é baseado numa fórmula empírica grosseira que representa a composição química do lixo. Se o lixo contém carbono, hidrogênio, O₂, nitrogênio e enxofre (representada por C_aH_bO_cN_dS_e), sua decomposição até o estado gasoso (também entendida como “mineralização”) é expressa pela equação seguinte (USACE, 1995-2004):



A composição do gás do lixo aterrado, durante as condições anaeróbicas, é aproximadamente de 50% de CH₄, 40 a 50% de CO₂ e 1 a 10% de outros gases.

O valor de L₀ é mais proporcional diretamente ao teor de celulose do lixo. A velocidade teórica de geração de CH₄ aumenta à medida que o teor de celulose dos resíduos aumenta. Se as condições do aterro não são favoráveis à atividade metanogênica, irá existir uma redução no valor teórico de L₀, acarretando, então, a hipótese de que o valor teórico (potencial) da capacidade de geração de CH₄ jamais será atingido (USACE, 1995-2004).

O valor realista (“obtainable”) da geração de CH₄ para os refugos ou lixo considerado (ou seus componentes específicos) pode ser avaliado aproximadamente através da execução de ensaios de biodegradabilidade total nos resíduos em condições de temperatura, umidade, teor de nutrientes e pH similares às existentes no aterro sanitário. Os valores teóricos e realistas “obtainable” de L₀ tem sido relatados na literatura tecnológica, revelando-se que variam entre 6 a 270 m³ de CH₄ por tonelada métrica de lixo em aterros sanitários municipais.

A constante da velocidade de geração de CH₄, k, estima quão rapidamente a produção de metano cai após o resíduo tenha sido descarregado no aterro (porque o método admite que a velocidade de geração do gás seja máxima durante seu lançamento). O valor de k é fortemente influenciado por (USACE, 1995-2004):

- temperatura,
- teor de umidade
- disponibilidade de nutrientes, e
- pH.

A geração de metano aumenta à medida que o teor de umidade se eleva até o nível de 60 a 80%, na qual a velocidade de geração não aumenta. Os valores de k obtidos na literatura tecnológica, resultados em simuladores laboratoriais, e cálculos remissivos (“back-calculated”) a partir de valores medidos experimentalmente das velocidades de geração de gás variam de 0,003/ano até 0,21/ano (USACE, 1995-2004).

Uma vez que essas constantes tenham sido estimadas, a velocidade do lançamento do lixo e o tempo para o ciclo de vida (útil) do aterro sanitário determinam a velocidade estimada de emissão gasosa (USACE, 1995-2004).

5.1.3 – Modelo de Regressão

Os dados atuais para 21 aterros sanitários dos E.U.A. foram usados para desenvolver um modelo estatístico para estimar a velocidade de geração do gás metano. Com base nos dados de análises preliminares, um modelo linear aparentou ser suficiente para modelar a velocidade de geração do CH₄. A seleção das variáveis para o modelo de regressão foi baseada nos resultados da correlação e nos gráficos de dispersão (estatística). Para a maioria dos modelos que empregam os parâmetros simples dos aterros sanitários, a interseção era insignificante. Por isso, o modelo simples foi entendido como um modelo de regressão não-intercessor correlacionando a velocidade de obtenção do CH₄ com a massa de refugos de acordo com a equação (USACE, 1995-2004):

$$Q_{\text{CH}_4} = 4,52 W$$

Onde:

Q_{CH_4} = velocidade de escoamento de CH₄ (m³/min)
 W = massa de lixo (toneladas métricas)

O coeficiente de regressão (R^2) para essa correlação foi 0,50. Nenhuma outra variável, exceto a massa do lixo e a profundidade do aterro, revelou-se influenciando a velocidade de produção de CH₄. Nenhum modelo funcional foi encontrado relacionando a produção de CH₄ com as variáveis climáticas. Os limites de confiança superior e inferior de 95% para a inclinação na equação acima são > 6,52 e 2,52 m³ por tonelada de lixo (USACE, 1995-2004).

5.1.4 – Comparação entre os Modelos de Scholl Canyon e de Regressão:

As características do Modelo de Scholl Canyon são:

- É um modelo teórico baseado numa equação de decaimento de 1ª ordem;
- Possui duas variáveis ajustáveis; nomeadamente, L_0 , e k , que deveriam ser desenvolvidas (deter minadas) para cada aterro sanitário;
- Quando as variáveis são conhecidas, o modelo pode ser dependente;
- O modelo é inaplicável praticamente para uso em escala global, onde os dados específicos locais sejam indisponíveis (USACE, 1995-2004).

O Modelo de Regressão possui as seguintes características:

- É um modelo empírico simples baseado nos dados de desempenho real de 21 aterros sanitários.
- É possível acrescentar facilmente observações adicionais ao modelo para seu refino posterior;
- O modelo pode superestimar a velocidade de emissão gasosa dos resíduos com baixo teor de celulose, e
- O modelo apresenta-se satisfatório para estimar a velocidade de produção de metano numa base global (USACE, 1995-2004).

Os dois modelos foram comparados entre si através da previsão da velocidade de emissão gasosa a partir de 21 aterros sanitários nos Estados Unidos da América. A comparação foi feita calculando-se a razão dos valores dos modelos de estimativas para as velocidades reais de emissões gasosas, da média e dos desvios padrões das razões então obtidas. O Modelo de Scholl Canyon foi ensaiado com três valores diferentes para a capacidade potencial de geração de metano (L_0) e aparentou subestimar o valor dessa variável na primeira tentativa, acertar com exatidão o seu valor médio na segunda e superestimá-lo na terceira. O Modelo de Regressão estimou a velocidade de reação encontrando um valor intermediário entre a primeira e terceira corrida obtida no modelo de Scholl Canyon. É importante notar que o estudo de regressão emprega a velocidade de obtenção de CH₄ como um substituto para as emissões de CH₄. A validade dessa substituição é desconhecida, e, as emissões poderiam ser tanto superestimadas como subestimadas (USACE, 1995-2004).

5.2 – ESTIMATIVA DAS EMISSÕES GASOSAS NÃO-CONTROLADAS EM ATERROS

Os textos mais recentes para estimar as emissões gasosas em depósitos, vazadouros e aterros de lixo foram resumidos nos parágrafos seguintes do presente capítulo 5, revelando a princípio, que tendem a simplificar ou concentrar as atenções sobre a geração de metano, CH₄.

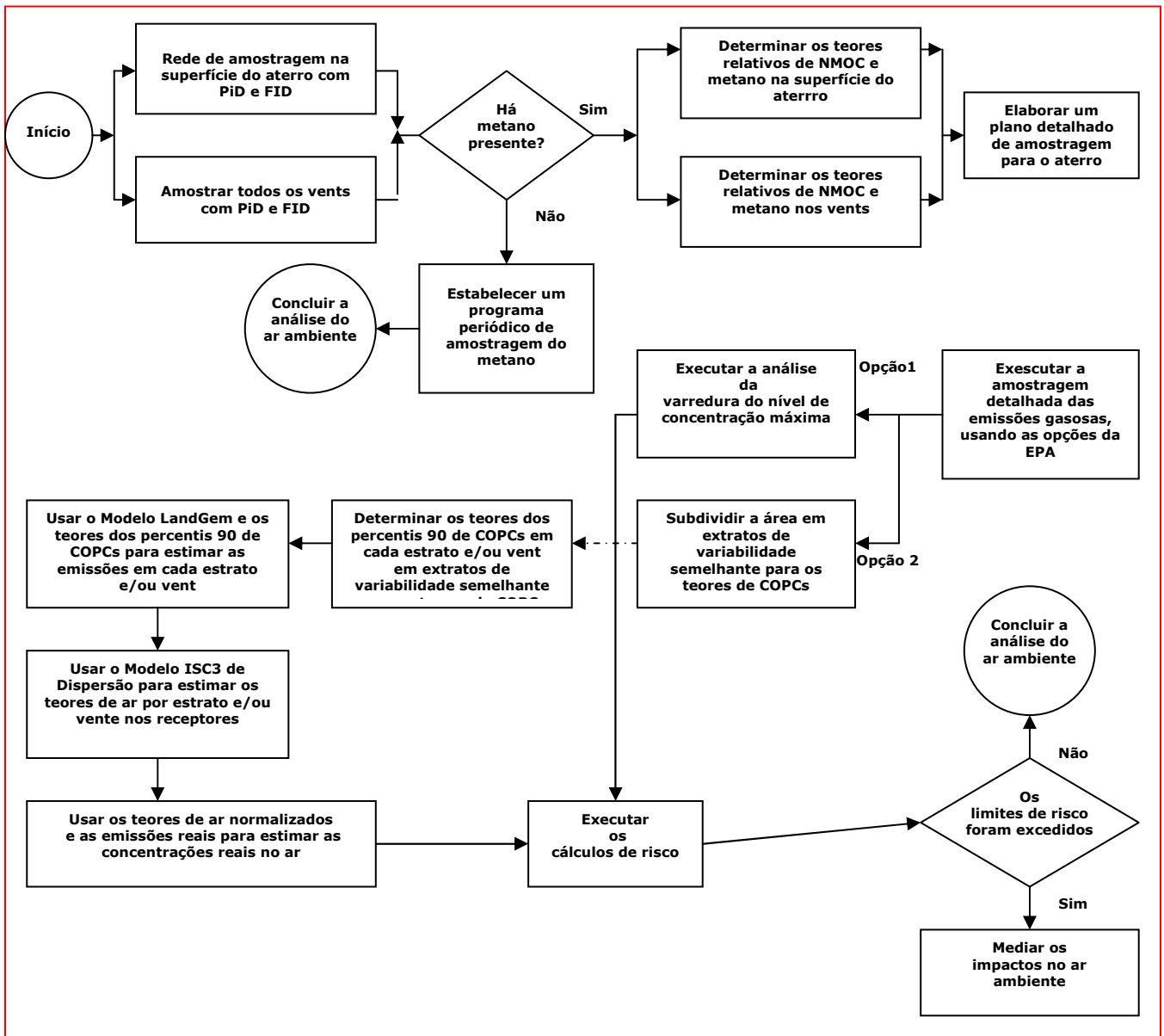
A Figura 5.1 apresenta um fluxograma genérico para estimar através de modelagem os impactos das emissões gasosas de lixo aterrado sobre o ar ambiente. Maiores detalhes podem ser obtidos no texto de ROBERTSON e DUNBAR (2005).

Para se estimar as emissões gasosas não-controladas dos vários componentes emitidos por um aterro é necessário fazê-lo para a emissão total dos gases liberados para o ar.

Um modelo cinético teórico de primeira ordem da produção do metano é utilizado para estimar a emissão de gases não-controlados oriundos de lixo aterrado. Esse modelo é conhecido como *Landfill Gás Emissions Model (LANDGEM)*, cuja versão computacional para microcomputador pode ser obtida a partir do endereço eletrônico da EPA. (Robertson e Dunbar, 2005).

FIGURA 5.1 – PROCEDIMENTOS PARA AVALIAR OS EFEITOS DAS EMISSÕES GASOSAS NUM ATERRO ATRAVÉS DA SUA MODELAGEM MATEMÁTICA

(ROBERTSON e DUNBAR, 2005)



5.3 – AS BASES DO PROGRAMA DE MODELAGEM E SIMULAÇÃO LANDGEM DA EPA

Vários autores dos textos consultados, que empregam a simulação computacional para avaliar as emissões gasosas de aterros, referem-se tanto a um programa como a um modelo, como se ambos fossem iguais. Em alguns casos permanece a dúvida sobre o programa de computador realmente empregado, pois o LandGEM é divulgado abertamente na Internet.

5.3.1 – As referências básicas de simulação e análise no programa

O programa de computador “Modelo das Emissões Gasosas de Aterros (LandGEM)” é uma ferramenta de simulação automatizada dotada de uma interface em “Microsoft Excel” que pode ser usada para estimar as vazões de emissão para todos os gases de um aterro, metano, dióxido de carbono, compostos orgânicos não-metano (NMOCs), e poluentes individuais do ar oriundos dos aterros de resíduos sólidos municipais. Esse programa pode usar dados específicos de algum aterro para estimar as emissões ou parâmetros típicos e aceitáveis (“default”) quando inexisterem informações próprias dos locais estudados (Alexander, Burklin e Singleton, 2005).

Ou seja, o programa LandGEM pode ser usado para estimar as emissões mássicas de NMOCs e avaliar a aplicabilidade de um local com relação a novos padrões de desempenho de fontes (NSPS, *New Source Performance Standard*) e as linhas de orientação para emissões (EG, *Emissions Guidelines*). O modelo também pode ser usado para estimar as emissões mássicas dos COPCs usando tanto os dados de concentração “default” ou alguns especificados pelo usuário das emissões gasosas (ROBERTSON e DUNBAR, 2005) (p. 2-8).

Existem dois conjuntos de valores “default” no programa LandGEM. O modelo utilizado contém dois grupos de parâmetros típicos, convencionais ou aceitáveis (Robertson e Dunbar, 2005; Alexander, Burklin, Singleton, 2005):

1º - dados da legislação oriunda do “Clean Air Act” (CAA defaults) - que se baseiam nas exigências do Clean Air Act para resíduos sólidos municipais e incluem os padrões **NSPS/EG e NESHAP**. A primeira sigla refere-se a “New Source Performance Standards (**NSPS**)” para os novos aterros de resíduos sólidos municipais (40 CFR Subpart WWW), mais as resoluções federais americanas (“federal Emission Guidelines – **EG**”) para os aterros existentes (40 CFR Supart Cc), ou os padrões americanos “National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants – **NESHAP**” para os aterros de resíduos sólidos municipais (40 CFR Supart AAAA).

Os dados do CAA são baseados na legislação federal e regulamentos americanos para os aterros de resíduos sólidos municipais e podem ser usados para determinar se um aterro está sujeito às exigências de controle dos regulamentos federais (Alexander, Burklin e Singleton, 2005).

O conjunto CAA (*Clean Air Act*) baseia-se nos requisitos NSPS (*New Source Performance Standard*) das emissões para a atmosfera a partir de novos aterros de rejeitos sólidos municipais ou nas Orientações para as Emissões (EG, *Emissions Guidelines*) para os aterros existentes. Esses regulamentos e linhas de orientação estão contidos no *Code of federal Regulations, Title 40, Part 60, (40 CFR 60) Subparts WWW and Cc* (Robertson e Dunbar, 2005).

2º - dados analíticos experimentais (Inventory defaults) - com exceção dos “defaults” para aterros úmidos, esses dados básicos estão baseados nos fatores de emissão do texto intitulado “EPA’s *Compilation of Air Pollutant Emission Factors (AP-42)*” e pode ser usado para gerar estimativas para uso em estudos de emissão e “air permits” na ausência de dados experimentais específicos do local do aterro.

Os dados analíticos experimentais baseiam-se nos fatores de emissão do texto intitulado “EPA’s *Compilation of Air Pollutant Emission Factors (AP-42)*” e pode ser usado para gerar estimativas para uso em estudos de emissão e as autorizações de lançamento de gases (*air permits*) na ausência de dados experimentais específicos do local do aterro (Alexander, Burklin, Singleton, 2005; Robertson e Dunbar, 2005).

5.3.2 - O metano como referência principal

Em virtude da importância do metano como gás combustível e como um poluidor muito agressivo para a atmosfera do planeta, constata-se que essa substância constitui o principal foco dos modelos matemáticos ou cinéticos que representam a sua geração em aterros, baseados, principalmente, ou quase exclusivamente, nos processos de decomposição anaeróbica das frações orgânicas do lixo aterrado.

5.3.3 - Entendendo o LandGEM

O programa baseia-se numa equação de decomposição de primeira ordem para quantificar as emissões resultantes da degradação de resíduos soterrados em aterros municipais de lixo. O "software" fornece uma ferramenta simples capaz de estimar as emissões gasosas do aterro. Os dados típicos de referência ("defaults") baseiam-se em valores empíricos determinados em aterros dos EUA. Os dados experimentais de campo, quando disponíveis, também podem ser usados no lugar desses dados típicos de referência (Alexander, Burklin, Singleton, 2005)

O programa LandGEM é considerado uma ferramenta de varredura – quanto melhores os dados, melhores serão as estimativas. Frequentemente existem limitações com relação aos dados disponíveis referentes às quantidades e composições dos resíduos, variações nas práticas de projeto e operação, e as mudanças que ocorrem durante o tempo que afetam as emissões potenciais (Alexander, Burklin, Singleton, 2005).

Dados típicos (novos) de referência para estimar as emissões desses tipos de operação estão sendo desenvolvidos (em 2005) para serem incluídos no LandGEM em acréscimo aos "defaults" para aterros convencionais (sem adições de chorume ou líquidos) para o desenvolvimento de inventários de emissões e para determinar a aplicabilidade do CAA (Alexander, Burklin, Singleton, 2005).

5.3.4 – O Projeto da Planilha

O LandGEM compõe-se de nove planilhas dentro de um arquivo MS-Excel, que não serão abordadas no presente contexto.

5.3.5 – A equação da velocidade de decomposição de Primeira Ordem

A equação seguinte é utilizada pelo programa LAndGEM para estimar a produção anual de metano que é gerada durante o período de tempo que um usuário especifica (Alexander, Burklin, Singleton, 2005):

$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0,1}^1 K L_o (M_i/10) e^{-Kt_{ij}}$$

onde:

- Q_{CH₄}** = geração anual de metano no ano do cálculo (m³/ano);
- i** = incremento unitário de tempo, em anos;
- n** = (ano do cálculo) – (ano inicial de aceitação dos resíduos sólidos municipais);
- j** = incremento de 0,1 (um décimo do tempo), em anos;
- k** = velocidade geração de metano (em anos⁻¹);
- L_o** = capacidade potencial (inicial) de geração de metano (m³/g);
- M_i** = massa de resíduos sólidos municipais aceita no ano **i** (Mg);
- t_{ij}** = idade da seção **j** com massa de resíduos M_i aceita no ano **i** (em números decimais, i exemplo: 3,2 anos).

O programa LANDGEM fornece a taxa de emissão através do uso de um modelo de dispersão, para prover concentrações no ambiente. Porém, nada se sabe em relação ao destino desses gases, incluindo-se a captura e degradação microbiana dentro da camada da superfície do aterro. Admite-se que a massa predominante dos gases gerados saia pelos poros e rachaduras existentes no solo do aterro, tomando o caminho da menor resistência. Alguma oxidação ocorrerá à medida que o gás difunde-se através do solo da cobertura, admitindo-se que seja inferior a 10% (Robertson e Dunbar, 2005).

5.3.6 - Determinação dos parâmetros do modelo

O programa LandGEM depende dos seguintes parâmetros para estimar as emissões gasosas de aterros:

- Velocidade de geração de metano (k);
- Capacidade potencial de geração de metano;
- Concentração de NMOC; e
- Teor de metano.

5.3.6.1 - Velocidade de geração de metano (k);

É a variável que determina a velocidade de geração de metano para a massa de resíduos no aterro. Quanto mais elevado o valor de k, mais rápido será o aumento da velocidade de geração de metano e então o decaimento durante o tempo considerado. O valor de k é uma função de quatro fatores:

- Teor de umidade da massa de resíduos;
- Disponibilidade de nutrientes para os microorganismos que degradam os resíduos e formam metano e dióxido de carbono;
- pH da massa de resíduos, e
- Temperatura da massa de resíduos soterrados.

Para determinar valores de k específicos do aterro emprega-se o Método EPA 2E. As unidades dimensionais do valor de k, utilizado na equação da velocidade de decomposição de primeira ordem, são de 1/ano, ou ano⁻¹. Os cinco valores de k usados pelo programa LandGEM são apresentados na Tabela seguinte (Alexander, Burklin, Singleton, 2005).

TABELA 5.1 - VALORES DE VELOCIDADE DE GERAÇÃO DE METANO (k)

TIPO DE REFERÊNCIA ("DEFAULT")	TIPO DE ATERRO	Valor de k, em anos ⁻¹
CAA (Legislação do "Clean Air Act")	Convencional	0,05 ("default")
CAA (Legislação do "Clean Air Act")	Área Árida	0,02
Dados Experimentais Locais (Levantamento, Inventário)	Convencional	0,04
Dados Experimentais Locais (Levantamento, Inventário)	Área Árida	0,02
Dados Experimentais Locais (Levantamento, Inventário)	Úmida (Bioreator)	0,7

5.3.6.2 – Capacidade potencial de geração de metano (L₀)

A variável *capacidade potencial (inicial) de geração de metano* (m³/g) depende somente do tipo e da composição dos resíduos lançados no aterro. Quanto maior o teor de celulose dos resíduos, maior será o valor de L₀. Os valores "default" usados pelo programa LandGEM são representativos dos resíduos sólidos municipais. O valor L₀, conforme empregado na equação da velocidade de decomposição de primeira ordem, é medido em unidades métricas de metros cúbicos por megagrama a ser consistente com o CAA (Legislação do "Clean Air Act"). Os cinco valores de L₀ usados pelo programa LandGEM são apresentados na Tabela seguinte, sendo o de referencia básica aquele respectivo ao CAA para o aterro convencional (Alexander, Burklin, Singleton, 2005).

TABELA 5.2 - VALORES DE CAPACIDADE POTENCIAL DE GERAÇÃO DE METANO (k)

TIPO DE REFERÊNCIA ("DEFAULT")	TIPO DE ATERRO	Valor de L ₀ , em anos ⁻¹
CAA (Legislação do "Clean Air Act")	Convencional	170 ("default")
CAA (Legislação do "Clean Air Act")	Área Árida	170
Dados Experimentais Locais (Levantamento, Inventário)	Convencional	100
Dados Experimentais Locais (Levantamento, Inventário)	Área Árida	100
Dados Experimentais Locais (Levantamento, Inventário)	Úmida (Bioreator)	96

5.3.6.3 – Concentração de compostos orgânicos não-metano (NMOC)

A variável *concentração de compostos orgânicos não-metano (NMOC)* nas emissões gasosas de um aterro é função dos tipos de resíduos no aterro e da extensão das reações que produzem vários compostos a partir da decomposição anaeróbica dos resíduos. A concentração de NMOC é medida em unidades de partes por milhão por volume (ppmv) e é usada no módulo LandGEM somente quando as emissões de NMOC estão estimadas. (Alexander, Burklin, Singleton, 2005).

A concentração NMOC para o "default CAA" é 4.000 ppmv como hexano. A concentração NMOC para o "default inventário" é 600 ppmv onde não tenha ocorrido o lançamento paralelo ("co-disposal") ou concomitante de resíduos sólidos perigosos ou seja desconhecido, sendo o valor 2.4000 ppmv atribuído quando há lançamento também de resíduos perigosos (Alexander, Burklin, Singleton, 2005).

O valor da concentração NMOC é o correspondente ao CAA. Se o usuário empregar um valor específico para o aterro local, então será necessário efetuar correções para a infiltração de ar, sendo recomendado usar o Método EPA 25C para obter a concentração de NMOC específica do local (Alexander, Burklin, Singleton, 2005).

5.3.6.4 – Teor de Metano

Para o programa LandGEM, considera-se que o gás de aterro tenha 50% de metano e 50% de dióxido de carbono, com traços adicionais de componentes de NMOC e outros poluentes.

Quando se empregar o programa LandGEM para ser compatível com o CAA, o teor de metano deverá ser fixado em 50% por volume (o valor do default do modelo) (Alexander, Burklin, Singleton, 2005).

5.3.7 - Seleção de gases poluentes para uso no programa landGEM

O programa LandGEM simulador das emissões gasosas produzidas num aterro de resíduos municipais emprega apenas 4 (quatro) gases perigosos para realizar uma modelagem, que podem ser escolhidos da tabela seguinte (Alexander, Burklin, Singleton, 2005).

Essa característica restritiva do programa LandGEM para só incluir 4 gases poluentes pode ser útil para as simulações da capacidade de produção de metano com finalidades combustíveis, ou de produzir dióxido de carbono para reduzir as emissões de CH₄ que são 21 vezes mais perigosas que o CO₂ em termos de aquecimento global. Porém, a toxidez de outras substâncias que podem ser emitidas nos aterros deve ser um motivo de preocupação constante em termos de poder poluente.

5.3.8 - Determinação das concentrações dos constituintes do biogás

É possível analisar os teores dos componentes das emissões gasosas do lixo aterrado (CH₄, CO₂, N₂, O₂, NMOCs e COPCs individuais) para várias finalidades. Para verificar se as normas de controles ambientais CAA, NSPS ou EG são aplicáveis a um aterro em específico, é necessário que o teor máximo anual de NMOCs seja maior que 50 Mg/ano. Uma análise estatística pode empregar o modelo LandGEM para estimar essas emissões, considerando uma concentração estimada de NMOC igual à 4000 ppmv, expressa em hexano. Outros detalhes não são abordados no presente trabalho (Robertson e Dunbar, 2005).

Para se determinar as concentrações de três espécies de enxofre reduzido nas emissões gasosas do lixo aterrado referentes à lista CAA HAP (sulfeto de carbonilo, captana e disulfeto de carbono), é possível usar o Método de Referência 15 da EPA. As concentrações de mercúrio (Hg) podem ser determinadas usando-se o Método IO-5 da EPA. Os métodos de referência 3C, 25C e 15 podem ser encontrados no Appendix A (Apêndice A) do 40 CFR 60. O Método IO-5 pode ser encontrado no *Compendium of Methods for the Determination of Inorganic Compounds in Ambient Air, EPA/625/R-96-01a*, June 1999 (Robertson e Dunbar, 2005) (p. 2-14).

As concentrações dos componentes voláteis das emissões gasosas podem ser determinadas pelo *EPA Compendium Method TO-15* encontrado no *Compendium of Methods for the Determination of Toxic Organic Compounds in Ambient Air, Second Edition, EPA/625/R-96-01b, January 1999*. A partir dos dados das concentrações específicas de COPCs e NMOCs das emissões gasosas do lixo aterrado, é possível através do programa LandGEM estimar valores mais exatos de emissões anuais desses poluentes. Outros dados de análise estatística poderão ser obtidos através do LANDGEM cuja abordagem não cabe no presente trabalho (Robertson e Dunbar, 2005)(p. 2-15).

TABELA 5.3 - DADOS TÍPICOS ("DEFAULT") DE GASES POLUENTES USADOS NO PROGRAMA LANDGEM

GÁS / POLUENTE	CONCENTRAÇÃO (PPMV)	PESO MOLECULAR	NOTAS
Gases			
Gás de lixo aterrado total	Não aplicável	30,03	
Metano, CH ₄	Não aplicável	16,04	
Dióxido de carbono, CO ₂	Não aplicável	44,01	
Compostos Orgânicos Não Metanos (NMOCs)	4000 para CAA 600 sem registro ou co-disposicao desconhecida 2400 para co-disposicao inventariada	86,18	
Poluentes			
1,1,1-Tricloroetano (metil clorofórmio)	0,48	133,41	A
1,1,2,2-Tetracloroetano	1,1	167,85	A,B
1,1 Dicloroetano (dicloreto de etilideno)	2,4	98,97	A,B
1,1- Dicloroetano (cloreto de vinilideno)	0,20	96,94	A,B
1,2- Dicloroetano (dicloreto de etilideno)	0,41	98,96	A,B
1,2-Dicloropropano (dicloreto propilideno)	0,18	112,99	A,B
2-Propanol (álcool isopropílico)	50	60,11	B
Acetona	7	58,08	
Acrinonitrila	6,3	53,06	A,B
Benzeno	1,9 para co-disposicao sem registro ou desconhecidas e 11 para co-disposicao	78,11	A,B
Bromodiclorometano	3,1	163,83	B
Butano	5,0	58,12	B
Disulfeto de carbono	0,58	76,13	A,B
Monóxido de carbono	140	28,01	
Tetracloro de carbono (CCl ₄)	4 x 10 ⁻³	153,84	A,B
Sulfeto de Carbonila	0,49	60,07	A,B
Clorobenzeno	0,25	112,56	A,B
Clorodifluorometano (CHF ₂ Cl)	1,3	86,47	
Cloroetano (cloreto de etila 1)	1,3	64,52	A,B
Clorofórmio	0,03	119,39	A,B
Clorometano	1,2	50,49	B
Diclorobenzeno	0,21	147	B,C
Diclorodifluorometano	16	120,91	
Diclorofluorometano	2,6	102,92	B
Diclorometano	14	84,94	A
Dimetilsulfeto (sulfeto de metila 1)	7,8	62,13	B
Etano	890	30,07	
Etilanol	27	46,08	B
Etilmarcaptano (etanotiol)	2,3	62,13	B
Etilbenzeno	4,6	106,6	A,B
Dibrometo de etileno	1 x 10 ⁻³	187,88	A,B
Triclorofluorometano	0,76	137,38	B
Hexano	6,6	86,18	A,B
Gás (Ácido) Sulfídrico	36	34,08	
Mercúrio Total	2,9 x 10 ⁻⁴	200,61	
Metil 1 Etil Cetona	7,1	72,11	B
Metil 1 Isobutil Cetona	1,9	100,16	A,B
Metil 1 mercaptana	2,5	48,11	B
Pentano	33	72,15	B
Percloroetileno ou Tetracloro etileno (C ₂ Cl ₄)	3,7	165,83	A
Propano	11	44,09	B
t-1,2-Dicloroetano	2,8	96,94	B
Tolueno	39 para co-disposicao sem registro ou ausente 170 para Co-disposicao	92,13	A,B
Tricloroetileno (tricloroetano)	2,8	131,40	A,B
Cloreto de 1 vinila	7,3	62,50	A,B
Xilenos	12	106,16	A,B

A - Poluentes Perigosos do ar (HAP) listadas no titulo III das Emendas de 1990 do Clena Air Act
 B- Consideram-se Componentes Orgânicos Voláteis (VCO) como definido pela U.S. EPA em 40 CFR 51.100 (s)
 C- Testes nas fontes não indicaram se esses compostos eram isômeros p- ou o-.
 Os isômeros "p-" são no titulo III - listados em HAP

5.4 - MONITORAMENTO DA QUALIDADE DO AR AO REDOR DO ATERRO.

Uma preocupação maior envolvendo os aterros resíduos sólidos com grande profundidade consiste na exposição potencial sofrida por moradores e trabalhadores das áreas próximas ao vazadouro de lixo. O grau de preocupação varia de local para local dependendo das emissões gasosas de COPCs. A exposição dos receptores vizinhos ao aterro é avaliada geralmente em diversas etapas no Processo Superfund, e a modelagem e o monitoramento podem ser empregados como parte das estimativas de riscos ao contato com os gases preocupantes. Na metodologia em tela, o termo "monitoramento" refere-se às estimativas reais ou quase em tempo real das concentrações dos gases no ar empregando-se instrumentos portáteis. O termo "amostragem" refere-se às técnicas de amostragem do ar inteiro que requerem métodos analíticos laboratoriais (Robertson e Dunbar, 2005).

O monitoramento do ar é primordial para os operários que trabalham no aterro. A avaliação da exposição por inalação emprega dados da determinação das concentrações dos poluentes nos locais das emissões gasosas como os vents passivos existentes na cobertura do aterro. No caso de chaminés de emissão, as amostragens devem ser feitas nas áreas de máximo impacto previsto pelos modelos de dispersão, também fornecidos pela EPA (Robertson e Dunbar, 2005).

Para fontes de emissão ao nível do solo, uma malha fixa de pontos de amostragem se localiza ao redor do perímetro do aterro. O número de locais de amostragem irá depender do tamanho do terreno, dentre outros fatores. Para grandes terrenos cercados por residências próximas ou áreas comerciais, é possível adotar uma malha de 12 estações (uma para cada 30º) para cobrir toda a cerca do terreno. Em alguns casos, somente algumas amostras localizadas na direção do vento num determinado período serão analisadas para economizar tempo e dinheiro, sendo que não são analisadas as amostras coletadas na direção perpendicular à pluma difusora das emissões gasosas. Alternativamente, um número menor de estações móveis poderá ser empregado diariamente de acordo com a previsão dos ventos. Caso as previsões falhem, as amostras poderão ser colhidas fora da pluma de difusão e será necessário fazer novas medições (Robertson e Dunbar, 2005).

Em geral, para que se atinja a conformidade com as normas e regulamentos de controle da poluição do ar, os planos de amostragem envolvem a coleta diária de dados. Os métodos analíticos recomendados pela EPA são elaborados e divulgados pelo seu *Ambient Monitoring Technology Information Center Web Site*. Outros dados e informações sobre as técnicas de monitoramento são apresentadas com detalhes pela EPA no relatório técnico de Robertson e Dunbar (2005).

5.5 - O EMPREGO DO BIOGÁS CAPTADO EM ATERROS PARA FINS ENERGÉTICOS

Diante do exposto anteriormente, é possível reconhecer que os aterros sanitários urbanos (ASU) atenuam o impacto ambiental negativo resultante do lançamento de lixo (RSU) de uma comunidade nos lixões ou aterros controlados. Os aterros sanitários urbanos (mesmo que instalados nas cercanias rurais) são projetados de acordo à tecnologia e normas previstas para tal, congregando uma série de cuidados com a natureza e o meio ambiente. Os projetos de implantação de aterros sanitários são bastante exigentes. Porém, cada vez mais, com o avanço da urbanização e o crescimento da população regional, o problema de saneamento básico tem sido agravado com a falta de espaços aptos a serem destinados para aterros sanitários, bem como a valorização bem pronunciada dos imóveis rurais com vocação para tal. (adaptado de BANCOR AMBIENTAL, 2007).

Outro fator de preocupação ambiental com reflexos na sociedade é o alastramento de "lixões" de despejo de detritos de toda classe, como: orgânicos, hospitalares, inertes, químicos e biológicos. Esses vazadouros promovem a formação e o crescimento de um quadro de miserabilidade humana que surge no seu entorno, pela necessidade de sobrevivência das pessoas sem recursos que optam pela catação de restos e sucatas no local, criando um problema crescente de gestão pública. Apesar disso, sabe-se que os Ministérios do Meio Ambiente e das Cidades promoveram o mapeamento das áreas mais aptas para receberem investimentos em melhorias em aterros sanitários e controlados, com vistas à criação de melhores condições sanitárias e cidadania (adaptado de BANCOR AMBIENTAL, 2007).

Com o advento das tecnologias de geração de energia elétrica oriundos da queima dos gases captados em aterros sanitários, cujo componente principal é o metano, há o crescente interesse da iniciativa privada em instalar estes empreendimentos, para auferir os resultados da venda de energia e do mercado de créditos de carbono resultantes desta atividade (adaptado de BANCOR AMBIENTAL, 2007).

FIGURA 5.2 – ESCOPO DA GERAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA EM ATERROS

(ECOSECURITIES, 2004)

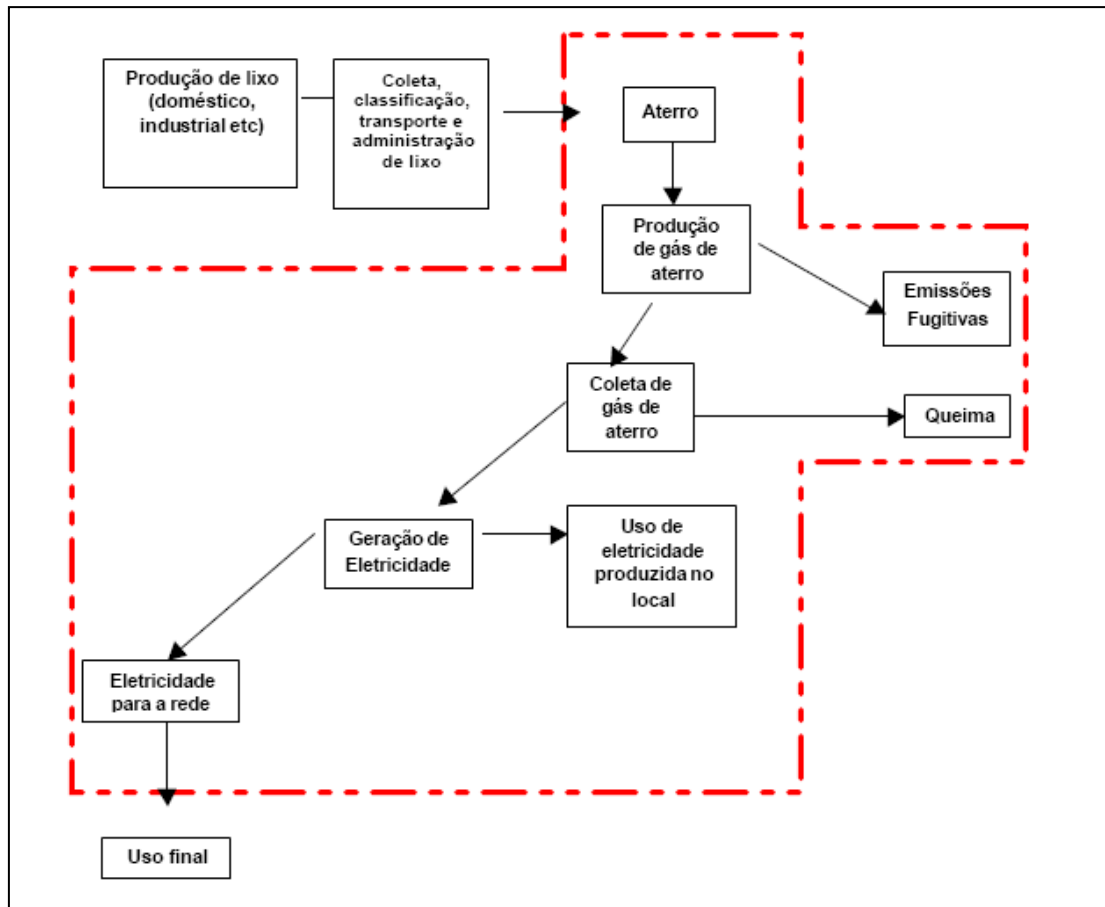


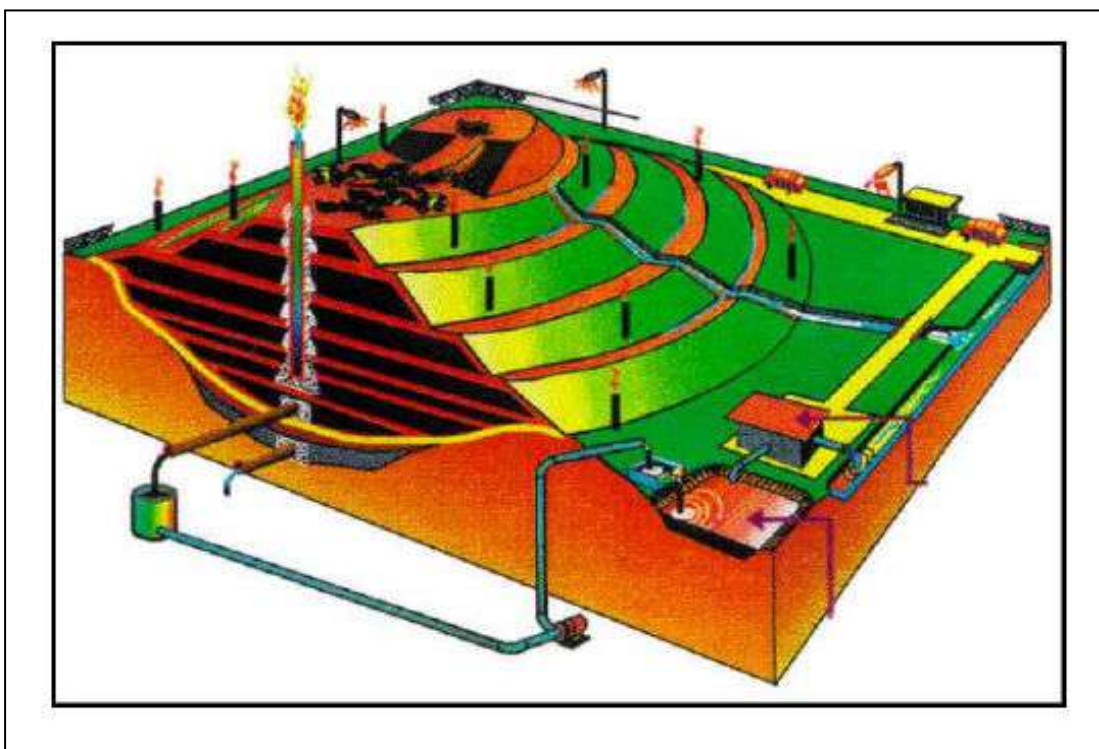
FIGURA 5.3 – VISTA PANORÂMICA DA GERAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA EM ATERROS

(BANCOR AMBIENTAL, 2007)



FIGURA 5.4 – CAPTAÇÃO DAS EMISSÕES FLUIDAS NO PROJETO NOVAGERAR

(ECOSECURITIES, 2004)



5.5.1 – Biogás no Aterro Sanitário de Adrianópolis – NOVAGERAR

Em 2001, a S.A. Paulista recebeu uma concessão de 20 anos da Empresa Municipal de Limpeza Urbana, da Prefeitura de Nova Iguaçu, responsável pela coleta e descarte de resíduos urbanos, para gerenciar os aterros sanitários de Marambaia e Adrianópolis, oficialmente denominados Lixão de Marambaia e Aterro Sanitário de Adrianópolis, no Estado do Rio de Janeiro. Também, foi autorizada a explorar o potencial de gás de aterro sanitário desses locais. Como parte desta concessão, a S.A. Paulista está contratualmente obrigada a descomissionar e reabilitar o local do Lixão Marambaia, aberto em 1986 e com operação encerrada no final de 2002, com aproximadamente 2 milhões de toneladas de lixo depositadas.

A área de Adrianópolis iniciou suas operações em 2003 e está recebendo uma quantidade de 1.600 toneladas de resíduos urbanos por dia, em média. O objetivo do projeto é explorar a coleta de gás de aterro sanitário e as atividades de utilização de aterros sanitários, gerenciados pela S.A. Paulista. Isto envolve o investimento em um sistema de coleta de gás, sistema de drenagem do chorume e uma usina modular de geração de eletricidade em cada local do aterro sanitário, com a capacidade total final esperada de 12 MW. Para o caso da geração e energia elétrica, o CH₄ do gás de aterro sanitário está previsto para ser utilizado em fase futura, com a intenção de projeto de exportação para a rede de distribuição de energia. O excesso de biogás será queimado durante os períodos em que não for produzida eletricidade.

Este projeto pretende reduzir as emissões de GEE mediante a coleta e combustão do biogás captado no Aterro Sanitário de Adrianópolis, além de gerar e fornecer eletricidade para a rede regional, prevista para uma segunda etapa. O Projeto pretende evitar as emissões de CO₂ da usina, emitido pelo uso de combustível não renovável. As reduções de emissão de carbono decorrentes da substituição da geração de eletricidade com base em combustível fóssil não serão reivindicadas pelo projeto.

Segundo a S.A. Paulista (2004), o total de lixo recebido por dia no aterro, em média, é de 1000 t. Os resíduos recebidos pelo aterro são das classes IIA (não inerte) e IIB (inerte) de acordo com a classificação da nova NBR 10004 (2004) da ABNT. Existem 54 Estabelecimentos de Saúde cadastrados, que geram três toneladas de resíduo por dia os quais eram depositados no aterro Metropolitano de Gramacho e passaram a ser processados na CTR Nova Iguaçu.

5.5.2 – Biogás no Aterro de Gramacho

Em 12/4/2007 foi assinado com a empresa Novo Gramacho o contrato para realização do projeto Biogás Gramacho. A Novo Gramacho é composta pelas empresas Biogás, S.A. Paulista e Monticelle. Após ganhar a licitação, a empresa tornou-se encarregada de assumir a operação do aterro, o que inclui investimento em projetos, aquisição e instalação de equipamentos, obtenção de licenciamentos, além da exploração do Biogás, como prevê as normas de Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL) do Protocolo de Kioto.

A concessão vai permitir a venda de créditos de carbono obtidos com a redução das emissões de gases que provocam o efeito estufa na atmosfera. A grande preocupação dos envolvidos no convênio é a de reduzir ao máximo a emissão desses gases, minimizando assim, o aquecimento global do planeta. O objeto do contrato é a outorga de concessão para aproveitamento do biogás do aterro de Gramacho, por um período de 15 anos (Monteiro, 2007).

Dentre as obrigações da Concessionária, incluem-se (Monteiro, 2007):

- 1º - A operação do aterro por um período mínimo de 12 meses, com todos os requisitos sanitários e ambientais estabelecidos pela COMLURB;
- 2º - A implantação do sistema de captação, transporte, tratamento e aproveitamento do biogás;
- 3º - A duplicação da capacidade da Estação de Tratamento de Chorume;
- 4º - O encerramento do aterro, após este ano de operação, que inclui a cobertura total, regularização de taludes e vias internas e a cobertura florestal;
- 5º - A segurança e o monitoramento geotécnico e ambiental (hidrogeológico e atmosférico) da área por um período de 15 anos;
- 6º - A recuperação dos acessos viários ao aterro (avenidas Frei Caneca e Monte Castelo);
- 7º - Pagamento à COMLURB, ao longo dos 15 anos de contrato, de um valor anual fixo e ao Fundo de Participação de Catadores, ao longo de 14 anos, de outro valor anual fixo.

5.6–O MODELO DE BIOREATOR DE ATERRO PARA O PROGRAMA SIMULADOR “TOUGH2”

5.6.1 – Fundamentos biotecnológicos do programa de simulação computacional

A necessidade de controlar a produção de gás e chorume e minimizar o volume de descarte em aterros (de lixo municipal) motivaram o desenvolvimento de “modelos de simulação de aterros” que podem ser usados pelos operadores ou gestores para prever e projetar processos de tratamento otimizados. O modelo *T2LBM Version 1.0* visa prover uma capacidade de simulação de processos aeróbicos e anaeróbicos envolvendo resíduos sólidos municipais e associá-los com o escoamento e o transporte de gás e líquido através da massa de rejeitos soterrados (Oldenburg, 2001).

O programa de computador *T2LBM* é um módulo do simulador *TOUGH2* que incorpora a lei de Monod para a cinética da velocidade de biodegradação do ácido acético em fase aquosa, válida pra micróbios aeróbicos e anaeróbicos que seja controlada pela concentração local de oxigênio. Admite-se como outro critério de projeto que o ácido acético é considerado representativo (ou válido para representar) todas as substâncias degradáveis nos rejeitos. Os micróbios aeróbicos e anaeróbicos são considerados estarem imóveis e seu crescimento não é limitado pelos nutrientes. Também é modelada a geração de metano e dióxido de carbono devido à biodegradação e seus efeitos térmicos (Oldenburg, 2001).

Esse é um modelo que pressupõe ser um aterro equivalente a um fermentador ou bioreator ou uma gigantesca dorna de fermentação e isso é um limitante diante da possibilidade de fenômenos de degradação térmica.

5.6.2 – As questões ambientais americanas para os aterros ou vazadouros de lixo

A percepção de que ocorre poluição do ar e hídrica a partir de emissões fluidas dos aterros, associada com as limitações de terrenos para as crescentes demandas de destinação de resíduos sólidos municipais conduziu os gestores a estudar e desenvolver critérios de projeto e operações significativas para gerenciar a massa de rejeitos (Oldenburg, 2001).

Por exemplo, as modernas leis dos EUA aplicáveis a aterros incluem o revestimento com membranas basais impermeáveis para evitar que o chorume (lixívia do lixo, isto é, solução aquosa liberada pela massa de rejeitos) possa contaminar o subsolo e os lençóis freáticos porventura existentes abaixo de sua base. Entretanto, para minimizar os riscos de falhas ou rupturas do revestimento basal, foram estabelecidas exigências conservadoras a respeito da distância mínima entre a sua base e o lençol freático. E para garantir essa espessura de solo de segurança, foram criadas exigências adicionais para incluir sistemas de coleta de chorume de modo a reduzir ou controlar o volume de lixívia que se move acima do revestimento basal (Oldenburg, 2001).

Também são exigidos, pelas leis dos EUA ao revestimento dos aterros com coberturas de topo para minimizar as infiltrações das chuvas que poderiam migrar para a base da massa de rejeitos na forma de lixívia adicional, assim como para isolar o lixo soterrado da atmosfera (Oldenburg, 2001).

“Ou seja, envelopar o lixo despejado é a demanda”.

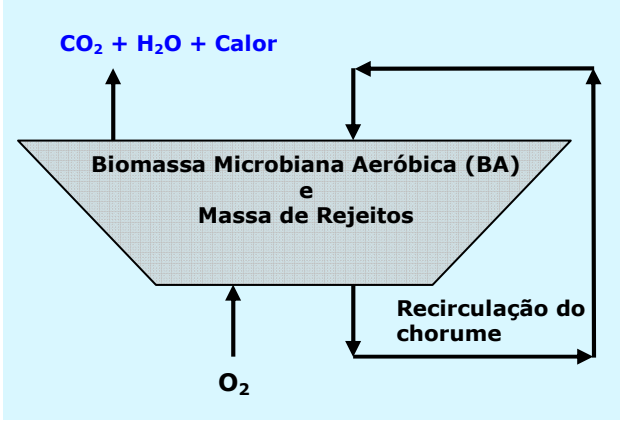
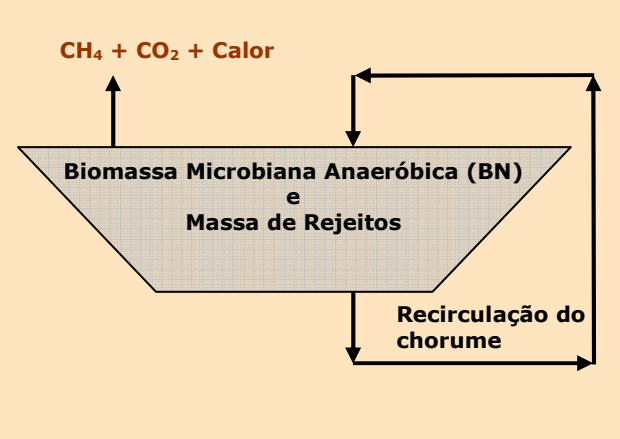
A cobertura de topo serve para o propósito adicional, em algumas aplicações, de capturar e coletar o gás metano que é produzido pela biodegradação anaeróbica dos resíduos sólidos municipais. Apesar dessas vantagens aparentes da cobertura do topo para aterros anaeróbicos, o fato é que esse revestimento gera condições muito secas para a biodegradação anaeróbica ótima, produzindo uma degradação lenta, compactação lenta e velocidades menores de produção de metano. Tais processos lentos prolongam o tempo de operação da massa de rejeitos, representando um risco em si para a contaminação do ar e água e para finalidades posteriores em potencial de reuso do terreno (Oldenburg, 2001).

Os benefícios potenciais da aceleração do processo de biodegradação anaeróbica pela gestão ativa da massa de rejeitos incluem maiores velocidades de produção de metano e aumento da compactação. Também está sendo reconhecido que a ação conjunta da injeção de ar e da recirculação do chorume no aterro para estimular os processos aeróbicos na massa de rejeitos possibilita acelerar a biodegradação, melhorar a composição da lixívia e aumenta a compactação. Além disso, a estimulação aeróbica evita a formação de metano, que é uma emissão que preocupa a respeito do aquecimento global e do efeito estufa. A necessidade de operadores modernos de aterros para controlar a produção de gás e chorume, além de minimizar o volume da massa dos rejeitos motiva o desenvolvimento de modelos de simulação de aterros que podem ser usados para prever e projetar processos de tratamento otimizados (Oldenburg, 2001).

O programa *T2BLM* é um módulo do simulador *TOUGHU2* que estabelece um modelo do Bioreator de Aterro. O objetivo global do módulo *T2BLM* é o de prover uma capacidade de simulação para os processos de biodegradação aeróbica e anaeróbica de resíduos sólidos municipais que inclua o escoamento e o transporte de gás e líquido através da massa de rejeitos nos espaços zero-(batelada), uni-, bi- ou tri-dimensional (Oldenburg, 2001).

Dependendo da concentração local de oxigênio, o módulo *T2BLM* faz a modelagem da (1) conversão anaeróbica não-isotérmica de ácido acético para metano e dióxido de carbono; ou (2) a conversão aeróbica do ácido acético até dióxido de carbono e água. Os desenhos esquemáticos da conceituação do bioreator e as reações idealizadas da biodegradação foram modeladas através do programa *T2BLM* são apresentadas na Figura 5.5 abaixo (Oldenburg, 2001):

FIGURA 5.5 – MODELOS DE BIOREATOR PARA ATERRO OU DE ATERRO BIODIGESTOR

BIOREATOR	MÓDULO T2BLM
AERÓBICO	
	$\text{CH}_3\text{COOH} + 2\text{O}_2 \leftrightarrow 2\text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O} + \text{CALOR} + \text{BA}$ <p style="text-align: center;">BA</p> <p style="text-align: center;">A reação ocorre em fase aquosa com a partição subsequente do CO_2 segundo a Lei de Henry, entre as fases gasosa e líquida.</p>
ANAERÓBICO	
	$\text{CH}_3\text{COOH} + 2\text{O}_2 \leftrightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}_2 + \text{CALOR} + \text{BN}$ <p style="text-align: center;">BN</p> <p style="text-align: center;">A reação ocorre em fase aquosa com a partição subsequente do CO_2 e do CH_4, segundo a Lei de Henry, entre as fases gasosa e líquida.</p>

Conforme exposto, a adição de oxigênio (O_2) no ar injetado na base do bioreator promove a produção aeróbica de massa microbiana que biodegrada a massa de rejeito, descrita pelo modelo do ácido acético capaz de produzir dióxido de carbono (CO_2), vapor de água (H_2O) e calor. Na ausência da injeção de ar, o bioreator é anaeróbico, e essa condição favorece a degradação da massa de rejeitos por ação de microorganismos anaeróbicos, descrita pelo modelo do ácido acético convertido em metano (CH_4) e CO_2 e calor (Oldenburg, 2001).

5.6.3 - Critérios iniciais de concepção e modelagem do processo de biodegradação de aterro

A biodegradação dos resíduos sólidos municipais é um processo enormemente complexo e variável. Para se obter progressos na simulação de processos (bioquímicos) em aterros, é necessário realizar algumas simplificações (Oldenburg, 2001).

Os critérios de concepção escolhidos para o *T2BLM* incluem a modelagem detalhada dos processos de biodegradação e geração de gás. Em particular, o módulo *T2BLM* modela a biodegradação de um componente substrato simples (ácido acético, CH_3COOH) como uma aproximação representativa de todas as frações biodegradáveis nos resíduos sólidos municipais, especificamente, açúcares simples, ácidos graxos, lipídeos e proteínas. Esse critério assume implicitamente que as reações de hidrólise ocorrem para produzir ácido acético, e focaliza o modelo na última etapa de biodegradação, que é a produção do gás. As fases iniciais da biodegradação envolvendo a formação do ácido acético podem ser modeladas fenomenologicamente pelo usuário interessado através da introdução de variáveis que especifiquem as várias concentrações locais iniciais ou as velocidades variáveis de geração do ácido acético. A seguir, são apresentados os processos físicos, químicos e biológicos com mais detalhes (Oldenburg, 2001).

5.6.4 - Componentes químicos considerados programa de simulação computacional

O módulo *T2BLM* inclui seis componentes químicos distribuídos entre 2 fases conforme descrito na Tabela 5.4.

Tabela 5.4 – FASES E COMPONENTES NO MÓDULO *T2BLM*

FASES (β)	COMPONENTES (κ)					
1 – gás (g)	1 – H_2O	2 -	3 – CO_2	4 – CH_4	5 – O_2	6 – N_2
2 – aquosa (w – “water”)	1 – H_2O	2 - HAc	3 – CO_2	4 – CH_4	5 – O_2	6 – N_2

O componente água, com ou sem ácido acético dissolvido (HAc) é o principal constituinte da fase aquosa, com menores quantidades de componentes gasosos, dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), oxigênio (O_2) e nitrogênio (N_2) sendo controlados pela solubilidade local estabelecida pela Lei de Henry (Oldenburg, 2001).

É importante notar que todos os componentes, exceto o HAc podem estar presentes na fase gasosa, dependendo da solubilidade local conforme estabelecido pela Lei de Henry. O nitrogênio (N_2) e o oxigênio (O_2) juntos se aproximam do ar seco no modelo, onde os dois componentes aparecem explicitamente a fim de considerar independentemente a concentração do O_2 , aqui delineada, à medida que a concentração aquosa determina se ocorrem condições aeróbicas ou anaeróbicas (Oldenburg, 2001).

Nesta formulação, o O_2 pode ser consumido por reações aeróbicas ou injetado com o N_2 , como parte da injeção de ar que um operador de aterro possa empregar para estimular a biodegradação aeróbica. A fase gasosa irá normalmente abranger O_2 , N_2 e vapor d'água, incluindo CO_2 e CH_4 , caso tenham ocorrido reações de biodegradação. Além das equações de conservação de massa (balanço material) que são necessárias para resolver o sistema de seis componentes químicos, é necessário incluir uma equação de energia térmica (balanço térmico) para contabilizar os efeitos térmicos que retratam as reações exotérmicas de biodegradação (Oldenburg, 2001).

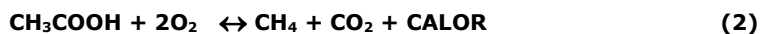
5.6.5 – Modelos das reações de biodegradação num aterro de lixo

Sob condições aeróbicas, o componente HAc (CH_3COOH) atua como um substrato na fase aquosa para uma reação onde oxigênio é consumido para produzir dióxido de carbono, água e calor segundo a equação:



Na medida em que ocorre a reação, está implícita a formação de biomassa aeróbica (BA). A Equação (1) é controladora da velocidade de reação de oxidação no módulo *T2LBM*, assumindo que os nutrientes tais como o nitrogênio e fósforo são abundantes e não limitam a degradação do substrato. Entretanto, além das concentrações de substrato e oxigênio, vários outros fatores, tais como temperatura, fração biomássica e remoção de CO₂ também controlam a velocidade de reação e são incluídas no modelo, conforme a discussão abaixo.

Sob condições anaeróbicas, o HAC (CH₃COOH) biodegrada-se até dióxido de carbono, metano e calor através da reação (oldenburg, 2001).:



De modo similar à reação aeróbica, ocorre uma produção implícita de biomassa anaeróbica (BN) na equação (2). Também poderá ser visto adiante que muitos fatores controlam a velocidade da reação de biodegradação anaeróbica.

5.6.6 – Cinética das reações de biodegradação de componentes do lixo

Em geral, a velocidade de consumo de substrato por micróbios pode ser representada aproximadamente pela Equação Cinética da Velocidade de Monod, que é dada por:

$$\frac{dS}{dt} = - \frac{1}{Y} \left(\frac{dB}{dt} + \delta B \right) = - \frac{1}{Y} (\mu_B \times B + \delta B) \quad (3)$$

Onde:

$$\mu_B = \mu_{\text{máx},B} f_B^T \frac{S}{K_{S,B} + S} - \delta \quad (4)$$

A Equação de Monod é análoga a de Relação de Michaelis-Menten e expressa a observação de que a velocidade de consumo de substrato é controlada pela concentração de substrato, a concentração de micróbios, e a temperatura através da função " f_B^T " e do coeficiente de rendimento e da velocidade de decaimento ("death rate") dos microorganismos (Oldenburg, 2001).

É importante observar que a variação total da massa microbiana é devida tanto ao consumo de substrato como à velocidade de decaimento (morte) dos micróbios. Apesar dos seus sinais positivos na Equação (3), os termos da velocidade de decaimento (δB) estão presentes a fim de remover os efeitos da mortandade na velocidade de alteração da massa microbiana a fim de relacionar diretamente a mudança da massa microbiana com a mudança apenas da massa de substrato. Essa equação de velocidade cinética é codificada como aquela velocidade governante das reações de biodegradação das Equações (1) e (2). As biomassas BA e BN são monitoradas no módulo *T2BLM*, mas não constituem parte das equações de balanço de massa que são resolvidas para cada componente formal apresentado na Tabela 5.4 (Oldenburg, 2001).

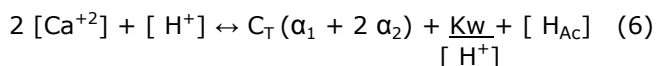
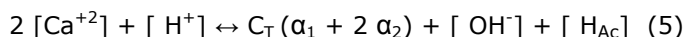
5.6.7 - Produção e transferência de calor nas reações de biodegradação de lixo num aterro

As reações de biodegradação (Equações 1 e 2) são exotérmicas. Os calores ("net heats") gerados/liberados por essas reações foram estimados e apresentam valores da ordem de 7,0 x 10⁶ J (kg HAC) para a reação aeróbica e 2,7 x 10⁵ J (kg HAC) para a reação anaeróbica. Deve-se notar que a reação anaeróbica é levemente exotérmica em relação à reação aeróbica, que pode produzir aumentos de temperatura significativos (Oldenburg, 2001).

Ao incluir esses termos de fontes térmicas no balanço de energia, nem processo adicional de transferência de calor necessita ser adicionado, pois os modelos TOUGH2 incluem a convecção nas fases gasosa e aquosa, condução nas fases fluidas e na matriz, assim como as variações de entalpia associadas com a condensação de água e a vaporização (OLDENBURG, 2001).

5.6.8 - Estimativa do pH

O pH de uma fase aquosa pode ser estimado considerando-se a presença dentro dos resíduos sólidos municipais de uma substância tampão como o carbonato de cálcio. Nesse caso, a reação de dissociação governante é (OLDENBURG, 2001):



Onde a única variável desconhecida é $[\text{H}^+]$ em unidades de moles L^{-1} que pode ser resolvida pelo método de iteração de Newton-Raphson.

5.6.9 - Compactação do aterro

À medida que ocorre a biodegradação dos resíduos sólidos municipais, promove-se a compactação do aterro devido à descarga adicional de resíduos no topo, perda da resistência individual dos componentes dos rejeitos devido a umidificação, biodegradação e lixiviação formadora de chorume (Oldenburg, 2001).

A compactação apresenta grande interesse para os operadores e gestores de aterros devido ao seu potencial de permitir o lançamento de mais rejeitos num dado volume de aterro.

Entretanto, a compactação também favorece a diminuição da permeabilidade e, assim, inibe a recirculação do chorume e a produção e escoamento de gás. Por uma questão de simplicidade, o módulo T2LBM emprega um modelo simples não-associado para a compactação que assume ser esta uma função linear do tempo, e ocorre uniformemente na direção vertical (Z).

A razão total de compactação acima do tempo de simulação é especificada pelo usuário. A redução de porosidade é modelada, enquanto que a correspondente redução de permeabilidade é opcional, baseada no "user input" na estimativa ou previsão do usuário (Oldenburg, 2001).

5.6.10 - Propriedades observáveis do aterro

Os processos discutidos acima possibilitam ampliar as alterações observáveis nas propriedades do aterro. Por exemplo, as reações de produção de gás primário envolvem transferência de massa a partir dos resíduos sólidos municipais para a fase gasosa, com a correspondente produção de CH_4 e CO_2 e redução da massa de rejeitos (Oldenburg, 2001).

O volume dos resíduos sólidos municipais lançados no aterro se altera devido à compactação. As propriedades tais como temperatura, teor de umidade, pH, e composições de gás e líquido são propriedades observáveis adicionais que são afetadas pela biodegradação nos aterros. Essas mudanças podem ser usadas para restringir e ensaiar/simular as saídas no módulo T2LBM das mudanças análogas de propriedades (Oldenburg, 2001).

5.7 – SIMULAÇÕES DAS EMISSÕES GASOSAS DE UM ATERRO BIODIGESTOR

Um estudo com base em modelagem (e simulação computacional) foi desenvolvido por Sullivan e Stege (2000) para avaliar o ar e das emissões dos gases do efeito estufa e o potencial de recuperação de metano dos aterros biodigestores, sendo aqui reproduzido para fins de comparação com os demais. A denominação em português, adotada nesta tradução para "Bioreactor Landfills", é a de "Aterros Biodigestores", pois a decomposição anaeróbica é o aspecto considerado na tendência tecnológica em tela.

O estudo dos benefícios e dos impactos previstos para a tecnologia de bioreator em aterros sanitários de resíduos sólidos municipais foi realizado a fim de estimar as mudanças potenciais nas emissões do ar e dos gases causadores do Efeito Estufa (*GHG*) e o potencial da recuperação de metano. O estudo foi projetado para comparar aterros biodigestores aos aterros sanitários convencionais "tipo seco", adotados, comumente, no setor de saneamento, e considerados nos EUA (em 2000) como "indústria de aterro sanitário" (Sullivan e Stege, 2000).

O objetivo do presente estudo consistiu em demonstrar que embora houvesse provavelmente um aumento na geração de gases do lixo aterrado (*LFG*) em um aterro sanitário bioreator (operado como biodigestor), este não resultará necessariamente em um aumento nas emissões dos poluentes presentes atualmente nos gases do lixo aterrado. O estudo foi projetado também para demonstrar que o aumento na geração de gases do lixo aterrado (*LFG*) trará benefícios secundários de reduções de gases causadores do efeito estufa (*GHG*) e o potencial de recuperação de metano será aumentado.

5.7.1 – A emergência dos aterros biodigestores

Os aterros biodigestores estão ganhando notoriedade crescente na indústria (americana) de destinação de resíduos sólidos como uma alternativa ao típico aterro sanitário que recebe resíduos sólidos municipais, o qual é projetado e operado de acordo com o subtítulo *D* de *RCRA* ou regulamentos de estado equivalentes. O Subtítulo *D* foi promulgado (divulgado) na premissa que o rejeito em um aterro sanitário deve ser mantido seco, a fim impedir a formação e a migração do chorume e dos gases do lixo aterrado (*LFG*), que poderia impactar os lençóis d'água inferiores, causar impactos na qualidade do ar, ou criar problemas de concentração ou emissão de gás combustível na sub-superfície do lixo aterrado (Sullivan e Stege, 2000).

O subtítulo *D* tem sido, geralmente, bem sucedido em minimizar a formação de chorume e em controlar sua migração para fora da massa de rejeito. Entretanto, essa regulamentação teve um sucesso limitado na área de gases do lixo aterrado (*LFG*). O aterro sanitário seco não pode eliminar a geração de gases do lixo aterrado (*LFG*); mas propriamente retarda apenas a taxa da degradação microbiana de modo que os gases do lixo aterrado (*LFG*) sejam produzidos durante um período de tempo mais longo. Este fenômeno prolongou substancialmente o período da manutenção do pós-encerramento para a operação de captação de *gases do lixo aterrado (LFG)* e dos sistemas de controle. Além disso, restringiu o potencial para a recuperação de gases do lixo aterrado (*LFG*) visando a produção de energia.

Diante do aumento do conhecimento técnico ocorrido na última década desde que o Subtítulo *D* foi divulgado, está claro que o projeto alternativo do aterro sanitário e os cenários operacionais devem ser considerados para melhorar a gestão da geração de gases do lixo aterrado (*LFG*) e para diminuir o período da manutenção do pós-encerramento dos aterros sanitários. Os aterros sanitários somente geram receita bruta quando os rejeitos estão sendo regularmente aceitos e depositados. Assim as obrigações de longo prazo (mais de 30 anos) de após o fechamento do aterro acrescentam um peso financeiro excessivo sobre os mesmos, forçando os seus proprietários e operadores a aumentarem custos do despejo para financiar as atividades pós-encerramento (Sullivan e Stege, 2000).

O aterro biodigestor considerado neste estudo é o receptor de resíduos sólidos municipais que utiliza processos microbianos melhorados em condições anaeróbicas, para acelerar a degradação dos descartes. Esta degradação realçada pode servir para estabilizar mais rapidamente a massa de rejeito ao produzir *gases do lixo aterrado (LFG)* mais rapidamente e em taxas mais elevadas (Sullivan e Stege, 2000).

Nos termos de gases do lixo aterrado (*LFG*), isto cria um benefício dobrado. A geração significativa de gases do lixo aterrado (*LFG*) (e a recuperação subsequente) é antecipada para serem limitadas de a um tempo de existência 15 a 20 anos após o fechamento do aterro, limitando desse modo significativamente o período do pós-encerramento para o controle das emissões de gases do lixo aterrado (*LFG*). Além disso, o potencial da captação de metano num aterro biodigestor cria uma situação financeira mais viável porque a geração de gases do lixo aterrado (*LFG*) ocorre em níveis mais elevados num menor período de tempo, permitindo, assim, maior produção de metano com custo operacional reduzido (isto é, em poucos anos da operação) (Sullivan e Stege, 2000).

Com a atividade microbiana aumentada num aterro biodigestor, a geração de gases do lixo aterrado (*LFG*) e suas taxas da recuperação podem ser aumentadas substancialmente em consequência da degradação acelerada e mais completa. Essa velocidade maior da geração de gases do lixo aterrado (*LFG*) deve ser controlada corretamente de modo que os impactos na qualidade do ar não ocorram ou sejam evitados (SULLIVAN E STEGE, 2000).

5.7.2 - Metodologia do estudo adotada no estudo de um aterro biodigestor

O estudo das emissões do aterro biodigestor incluiu uma avaliação de taxas projetadas da geração de gases do lixo aterrado (*LFG*) num aterro sanitário "seco" típico, em comparação à sua produção num aterro biodigestor similar. Sabe-se que a geração de gases do lixo aterrado (*LFG*) produz um impacto direto nas suas emissões, que incluem o metano, compostos orgânicos não-etano (NMOC), compostos orgânicos voláteis (VOC), e poluentes perigosos do ar (HAP). Além disso, a taxa da recuperação de gases do lixo aterrado (*LFG*) (isto é, a quantidade captada) afetará a quantidade de emissões secundárias poluentes (por exemplo, óxidos do nitrogênio (NO); monóxido de carbono (CO); particulados da combustão; e dióxido de enxofre) que podem ocorrerão em equipamentos de tratamento ou controle de gases do lixo aterrado (*LFG*) (SULLIVAN E STEGE, 2000).

Após avaliar a produção de gases do lixo aterrado (*LFG*), o presente estudo relacionou suas taxas da geração e da recuperação com as taxas da emissão para os poluentes identificados acima. O estudo adotou o metano, os compostos orgânicos não-metano (NMOC), o NO_x, e o CO como poluentes representativos para aterros sanitários. As estimativas da emissão para estes poluentes foram concluídas para um aterro sanitário "seco" típico e comparadas, então, às de um aterro biodigestor. Essa comparação incluiu uma avaliação do pico das emissões anuais, que é um valor comumente usado para delimitar a qualidade (aceitável) do ar (isto é, potencial para emitir), e das emissões referentes à vida operacional do pós-encerramento do aterro sanitário (uma vida útil de 75 anos foi admitida). As emissões secundárias do poluente foram determinadas prevendo-se velocidades da recuperação de gases do lixo aterrado (*LFG*) num cenário controlado, e considerando-se que o gás recuperado seria queimado num queimador enterrado aberto (*flare*) que é o dispositivo padrão de controle em aterros sanitários de resíduos sólidos municipais (SULLIVAN E STEGE, 2000).

5.7.3 - Cenário Hipotético de um aterro sanitário

Para completar uma análise comparativa entre o aterro biodigestor e o aterro sanitário "seco", o estudo delineou uma avaliação de um cenário típico de aterro sanitário. Esse cenário representa um aterro sanitário de tamanho médio de resíduos sólidos municipais, que é similar, em tamanho, a muitos em operação hoje. Admitiu-se para o aterro sanitário de tamanho médio uma capacidade de 20 milhões de toneladas e uma vida ativa de 40 anos. Admitiu-se uma velocidade anual de lançamento de rejeitos em aterro sanitário típico com um valor médio de 500.000 toneladas anuais ou 1.603 toneladas por dia.

5.7.4 - Estimativas da velocidade de geração de gases do lixo aterrado (*LFG*)

As estimativas das velocidades de geração de gases do lixo aterrado (*LFG*) para o aterro biodigestor e o aterro sanitário "seco" foram desenvolvidas usando o modelo ambiental de primeira ordem da geração da taxa de deterioração de gases do lixo aterrado (*LFG*) da Agência de Proteção Ambiental (EPA) dos Estados Unidos da América. Duas simulações em separado foram executadas por completo para o aterro sanitário: uma para o cenário "biodigestor" e outra para o "tipo seco" com mesma capacidade (SULLIVAN E STEGE, 2000).

As diferenças projetadas para a geração de gases do lixo aterrado (*LFG*) entre o aterro biodigestor e o "tipo seco" foram estabelecidas alterando-se a constante da taxa de deterioração do rejeito (valor de *k*). A seleção de valores de *k* para os vários modelos foi feita considerando-se os valores padronizados prescritos pela EPA dentro dos Padrões de Desempenho de Novas Fontes (NSPS) e outros regulamentos. Esses valores derivaram-se do estudo de calibração da taxa de recuperação de gases do lixo aterrado (*LFG*) realizados por engenheiros de SCS, e dos valores previstos para aterros biodigestores resultantes de ensaios em escala piloto. O estudo não alterou a constante final da velocidade de geração do metano (valor de *L₀*) porque não se considerou que este parâmetro fosse afetado pelo aumento da umidade e pela atividade microbiana no aterro biodigestor (SULLIVAN E STEGE, 2000).

Pelo fato de um aterro biodigestor ser projetado especificamente para acelerar a degradação do rejeito e a produção de gases do lixo aterrado (*LFG*), um valor de *k* de 0,1 foi selecionado para uso no modelo correspondente. Para propósitos de comparação, um valor de *k* de 0,05 é prescrito pela EPA nas regulamentações de NSPS para os climas úmidos ou chuvosos (maiores que 25 polegadas de chuva por ano); o NSPS prescreve um valor de *k* de 0,02 para climas secos. A publicação "Compilação dos Fatores de Emissão dos Poluentes do Ar (*Compilation Air Pollutant Emission Factors*) da EPA (AP-42) (Section 2.4

on *landfills*) estabeleceu um valor de k de 0,04 para climas chuvosos e de 0,02 para climas secos. Um valor de k de 0,02 foi selecionado para o uso no modelo "aterro seco" (isto é, aterro sanitário típico para resíduos sólidos municipais em clima seco). Assim, o valor de k de 0,1 representa um aumento quádruplo na degradação do rejeito sobre o aterro sanitário "seco".

Um valor L_0 de 100 m^3/Mg foi selecionado para o uso nas corridas do modelo para ambos os tipos de aterro. Um valor L_0 de 100 m^3/Mg representa o valor prescrito pela AP-42 para o uso com os aterros sanitários de resíduos sólidos municipais.

5.7.5 - Estimativas das Emissões Gasosas

5.7.5.1 - Sistemas de Captação e Controle de Gases (GCCS) do Lixo Aterrado (LFG)

No presente estudo, os sistemas de captação e de controle do gás do lixo aterrado (GCCS) foram considerados instalados dentro dos aterros biodigestor e "tipo seco". A programação para a instalação desse sistema no aterro sanitário "tipo seco" foi baseada nas exigências do NSPS. Supôs-se que um aterro sanitário "seco" típico não estaria operando com um sistema de captação e controle de gases (GCCS) a menos que isso fosse requerido pelos regulamentos. Conseqüentemente, um cálculo da taxa de emissão Tier 2 do NSPS foi estabelecido para ser operado. As exigências da NSPS requerem a instalação de um GCCS quando a emissão de 50 Mg por ano de compostos orgânicos não-metano (NMOC) for excedida. Um valor "default" da concentração padrão de compostos orgânicos não-metano (NMOC) de 595 ppm por volume foi usado para os cálculos do Tier 2; este valor representa o "default" ou padrão AP-42 para compostos orgânicos não-metano (NMOC) em aterros sanitários de resíduos sólidos municipais.

Com base nos resultados do Tier 2, admitiu-se estarem instalados os sistemas de captação e controle de gases (GCCS) nos aterros "tipo seco" no prazo de 30 meses após, inicialmente, ter sido ultrapassado o limiar de 50 Mg (ano 12º do estudo), como exigido pelo NSPS. Considerou-se uma eficiência da coleta de 75% para os sistemas de captação e controle de gases (GCCS), que é o valor médio prescrito pela AP-42 e é típico para aterros sanitários de NSPS. Conforme permitido pelas especificações NSPS; os sistemas de captação e controle de gases (GCCS) para os aterros "tipo seco" foram considerados para encerrar suas atividades após 20 anos da operação do pós-encerramento (ano 61º do estudo) (Sullivan e Stege, 2000).

Admitiu-se que os sistemas de captação e controle de gases (GCCS) em aterros biodigestores seriam instalados no terceiro ano da operação do aterro sanitário, indiferente da velocidade de emissão de compostos orgânicos não-metano (NMOC). Isto foi feito porque os aterros biodigestores iriam gerar gases do lixo aterrado (LFG) muito rapidamente; e sua coleta e controle seriam necessários para limitar a sua migração e as emissões decorrentes. De fato, os aterros biodigestores são tipicamente projetados para serem operados com sistemas de controle de gases do lixo aterrado (LFG) no lugar durante a fase inicial da vida do aterro sanitário. Considerou-se que os sistemas de captação e controle de gases nos aterros biodigestores seriam removidos do serviço dentro de um período de três anos após a velocidade da emissão de compostos orgânicos não-metano (NMOC) caíssem abaixo de 50 Mg após o fechamento, de acordo com as exigências NSPS (Sullivan e Stege, 2000).

Admitiu-se para os sistemas de captação e controle de gases (GCCS) dos aterros biodigestores uma eficiência de captação de 90%. Este aumento na eficiência da coleta em contraposição ao dos aterros sanitários "secos" justificou-se com o fato de que os aterros biodigestores são projetados tipicamente com o sistema de captação e controle de gases (GCCS) extremamente detalhado a fim de haver o controle eficaz dos elevados níveis da geração de gases do lixo aterrado (LFG). Além disso, os aterros biodigestores são mantidos em ambientes altamente controlados que são mais administráveis quanto à maior captação e controle de gases do lixo aterrado (LFG), incluindo sistemas substanciais de revestimento e cobertura (Sullivan e Stege, 2000).

5.7.5.2 - Emissões de Metano e de Gases do Efeito Estufa (GHG)

As emissões do metano dos aterros sanitários foram estimadas supondo que o metano compreendesse 50% dos gases do lixo aterrado (LFG) no aterro biodigestor e no aterro sanitário "seco", que é típico para aterros sanitários de resíduos sólidos municipais. Há alguma evidência para sugerir que as concentrações do metano em gases do lixo aterrado (LFG) em aterros biodigestores poderiam variar em torno de 50%; entretanto, estes dados não são conclusivos o bastante e, conseqüentemente, foram excluídos do estudo (Sullivan e Stege, 2000).

As emissões do metano foram calculadas para um aterro sanitário com vida útil de 75 anos englobando operação e pós-encerramento. As emissões anuais do metano foram consideradas para todos os anos do estudo. Durante alguns anos, quando sistemas de captação e controle de gases não estavam

em foco, as emissões totais do metano foram estimadas para serem iguais à quantidade total de geração do metano. Por alguns anos, quando os sistemas de captação e controle de gases (GCCS) estavam em operação, as emissões do metano foram estimadas como sendo iguais à quantidade de metano não coletada (25% ou 10%) mais a quantidade de metano não destruída no queimador "flare" de gases do lixo aterrado (LFG) (2% da quantidade de metano processada através da queima = 98% de eficiência da destruição) (Sullivan e Stege, 2000).

O metano é um dos gases causadores do Efeito Estufa (GHG) muito potente. Ao reconhecer este fato, a EPA estabeleceu o Programa de Excedente de Metano de Aterro Sanitário (*Landfill Methane Outreach Program*) para promover o controle das emissões do metano oriundas dos aterros sanitários. O Metano é um gás causador do efeito estufa (GHG) 21 vezes mais potente do que o dióxido de carbono.

Este cálculo foi usado também para estimar o potencial de recuperação de metano para cada um dos tipos de aterro sanitário. Isto foi feito estimando o potencial recuperado do metano e convertendo-o a um potencial correspondente de energia, supondo um teor de 500 BTU por pé cúbico padrão (isto é, aproximadamente 50% de metano) (Sullivan e Stege, 2000).

5.7.5.3 - Compostos Orgânicos Diferentes do Metano (NMOC)

As emissões de compostos orgânicos não-metano (NMOC) dos aterros sanitários foram estimadas de forma similar às emissões do metano. Os compostos orgânicos não-metano (NMOC) foram considerados presentes numa concentração de 595 ppm por volume, como prescrito pela AP-42 para os aterros sanitários de resíduos sólidos municipais. Este valor foi usado para ambos os tipos de aterros sanitários, embora houvesse uma possibilidade de que as concentrações de compostos orgânicos não-metano (NMOC) poderiam variar para um aterro biodigestor. Entretanto, não existem dados disponíveis para justificar o uso de um valor alternativo de compostos orgânicos não-metano (NMOC) para aterros biodigestores (Sullivan e Stege, 2000).

As emissões de compostos orgânicos não-metano (NMOC) foram calculadas para uma vida útil de 75 anos do aterro sanitário. Durante alguns, quando os sistemas de captação e controle de gases (GCCS) não estavam instalados no local, as emissões totais de compostos orgânicos não-metano (NMOC) foram estimadas para serem iguais à quantidade total de geração de compostos orgânicos não-metano (NMOC). Por alguns anos enquanto os sistemas de captação e controle de gases (GCCS) estavam em operação, as emissões foram estimadas para serem iguais à quantidade de compostos orgânicos não-metano (NMOC) não coletados (25% ou 10%) mais a quantidade de compostos orgânicos não-metano (NMOC) não destruídas na queima de gases do lixo aterrado (LFG) (2% da quantidade processada através da queima = 98% de eficiência da destruição) (Sullivan e Stege, 2000).

5.7.5.4 - Compostos Orgânicos Voláteis (VOC)

A Environmental Protection Agency (EPA) determinou que os compostos orgânicos voláteis (VOC) compreendessem 39% dos compostos orgânicos não-metano (NMOC) em aterros sanitários de resíduos sólidos municipais, pela AP-42; conseqüentemente, as emissões descritas acima foram usadas para calibrar as emissões de compostos orgânicos voláteis (VOC) nestes aterros sanitários. Os compostos orgânicos voláteis (VOC) são precursores do ozônio e, assim, podem ter impactos regulatórios para o aterro sanitário de resíduos sólidos municipais em áreas de não produção do ozônio.

5.7.5.5 - Poluentes Perigosos do Ar (HAP)

A maioria dos poluentes perigosos do ar (HAP) emitidos por um aterro sanitário de resíduos sólidos municipais é composta de compostos orgânicos não-metano (NMOC). Portanto, as emissões de compostos orgânicos não-metano (NMOC) descritas acima podem também ser usadas como um ponto de calibração para emissões de poluentes perigosos do ar (HAP)s dos aterros sanitários. Qualquer aumento ou redução nas emissões de compostos orgânicos não-metano (NMOC) nos aterros biodigestores versus os aterros sanitários "secos" resultaria num aumento ou numa diminuição requisitada em emissões do poluentes perigosos do ar (HAP). As emissões de poluentes perigosos do ar (HAP) dos aterros sanitários serão proximamente regulamentadas de acordo com os padrões da norma "Tecnologia de Controle de Produção Máxima" (*Maximum Achievable Control Technology, MACT*) para os aterros sanitários de resíduos sólidos municipais e da norma "Estratégia Urbana para os Tóxicos do Ar" (*Urban Air Toxics Strategy, UATS*). Assim, é importante considerar os impactos que os aterros biodigestores podem acarretar em termos das emissões dos poluentes perigosos do ar (HAP)s dos aterros sanitários.

5.7.5.6 - Poluentes Secundários Oriundos dos Queimadores de Gases do Lixo Aterrado (LFG)

As emissões secundárias de poluentes dos dispositivos da combustão de gases do lixo aterrado (LFG) incluem o metano não queimado, os compostos orgânicos não-metano (NMOC), os compostos orgânicos voláteis (VOC), e os poluentes perigosos do ar (HAP) além de NOx, óxidos do enxofre, CO, e materiais particulados menores que 10 microns gerados da combustão. Os queimadores enterrados no solo (*enclosed ground flares*) podem alcançar uma maior eficiência de destruição dos compostos orgânicos do que 99% na maioria dos casos. Entretanto, para este estudo, a eficiência da destruição foi admitida em 98% para ser consistente com as exigências da NSPS (Sullivan e Stege, 2000).

As velocidades das emissões controladas para NOx e CO foram calculadas usando-se os fatores de emissão derivados da norma "Melhor Tecnologia de Controle Disponível" (*Best Available Control Technology, BACT*), que foi estabelecido para os queimadores enterrados no solo. O valor BACT para NOx é 0,06 libras/MM BTU; o valor BACT para o CO é 0,2 libras/MM BTU. Admitiu-se um poder calorífico de 500 Btu/ft³ para os gases do lixo aterrado (LFG) oriundo do aterro biodigestor e os aterros sanitários "secos". Os fatores de emissão para NOx, CO e para outros tipos de dispositivos de combustão de gases do lixo aterrado (LFG), tais como os motores de IC, turbinas à gás, caldeiras à vapor, e queimadores abertos, estão disponíveis e variam dos valores considerados até os dos queimadores enterrados. Um queimador enterrado foi usado neste estudo, porém, considerando-se que possuía um padrão BACT bem estabelecido (Sullivan e Stege, 2000).

5.7.6 - Conclusões

Os valores projetados das emissões e do potencial da recuperação de metano neste cenário típico de aterro sanitário estão contidos na tabela seguinte:

TABELA 5.5 – VALORES PROJETADOS DAS EMISSÕES GASOSAS E DO POTENCIAL DE RECUPERAÇÃO DE METANO

	BASE ¹ AP-42 SECA K=0.02, LO=100	BIODIGESTOR ² K=0.1 LO=100	COMPARAÇÃO DA BASE PARA O BIODIGESTOR	% AUMENTO OU REDUÇÃO
Pico da Produção do Metano (em toneladas equivalentes de CO ₂) *	285,797	587,183	301,386	105.45%
Produção Total de Metano (em toneladas equivalentes de CO ₂) *	13,059,647	23,033,545	9,973,898	76.37%
Emissões de Metano no Pico (em toneladas equivalentes de CO ₂) *	125,438	88,296	(37,142)	-29.61%
Emissões Totais de Metano (em toneladas equivalentes de CO ₂) *	5,063,807	3,343,343	(1,720,464)	-33.98%
Emissões de NMOCs no Pico	38	27	(11)	-28.95%
Emissões Totais de NMOC	1,625	1,161	(464)	-28.55%
Emissões de NOx no Pico	20	40	20	100.00%
Emissões Totais de NOx	898	1,584	686	76.39%
Emissões de CO no Pico	66	135	69	104.55%
Emissões Totais de CO	2,993	5,279	2,286	76.38%

Notas

1. Considerou-se que o sistema de controle dos gases do lixo aterrado (LFG) para o aterro sanitário "seco" estava instalado dois anos após ter sido atingido o ponto de partida de 50-Mg NMOCs, baseando-se na corrida do modelo de geração de gases do lixo aterrado (LFG) com os valores referenciais ("default") da NSPS para k e Lo e considerando-se a referência AP-42 (595 ppmv) para os NMOCs. O ponto de partida 50-Mg NMOC das emissões é atingido no ano 10 para esse local; portanto, os equipamentos e instrumentos de controle gases do lixo aterrado (LFG) estarão instalados no ano 12. Além disso, admite-se que o sistema de controle dos gases do lixo aterrado (LFG) seja desmontado três anos após as emissões não-controladas de NMOCs caírem abaixo do valor projetado 50 Mg (para os valores de referência "default" da NSPS de k and Lo e a concentração de 595-ppmv). Isso ocorre no ano 93 para o local considerado, que está além da vida útil de 75 anos para o aterro sanitário.

2. O sistema de controle dos gases do lixo aterrado (LFG) para o aterro biodigestor é considerado ser instalado no ano 3 porque as quantidades significativas de gases do lixo aterrado (LFG) serão produzidas nesse tempo. E foi considerado estar desmontado no ano 61 após 20 anos de operação em pós-encerramento.

* toneladas equivalentes de CO₂ são iguais a toneladas de metano vezes .

Com base numa revisão desses dados, foi possível delinear as seguintes conclusões a respeito da qualidade do ar, gases causadores do efeito estufa (*GHG*), e os benefícios da recuperação de energia e/ou os impactos de aterros biodigestores (Sullivan E Stege, 2000):

- O aterro biodigestor recuperará substancialmente mais metano do que um aterro sanitário “seco” similar de mesma capacidade, produzindo menores emissões de gases causadores do efeito estufa (*GHG*) e maior potencial de recuperação de energia. Para o cenário típico de um aterro sanitário, a recuperação do metano aumentaria em aproximadamente 105% no ano de pico e de, aproximadamente, 76% ao longo da vida útil do aterro sanitário.
- Um aterro biodigestor reduzirá significativamente as emissões do metano. Para o cenário típico do aterro sanitário, a redução seria superior a 1.750 tpa no ano de pico e em mais de 80.000 toneladas durante a vida útil de 75 anos do aterro sanitário. Como o metano é 21 vezes mais potente do que o dióxido de carbono, as reduções equivalentes do dióxido de carbono são ainda mais substanciais.
- Um aterro biodigestor reduzirá as emissões de compostos orgânicos não-metano (*NMOC*). A redução será, aproximadamente, de 11 tpa no ano de pico e em 464 toneladas durante a vida útil de 75 anos do aterro sanitário. Isto equipararia as reduções da emissão de compostos orgânicos voláteis (*VOC*) em, aproximadamente, 4 tpa no ano de pico e em 181 toneladas durante a vida útil de 75 anos do aterro sanitário. As emissões de poluentes perigosos do ar (*HAP*) diminuirão também na mesma maneira.
- Um aterro biodigestor causará um aumento nas emissões secundárias de poluentes dos dispositivos da combustão de gases do lixo aterrado (*LFG*). Para um aterro sanitário típico, os aumentos da emissão de *NOx* seriam aproximadamente 20 tpa no ano de pico e em 686 toneladas durante a vida útil de 75 anos do aterro sanitário. Os aumentos das emissões do *CO* seriam, aproximadamente, de 69 tpa no ano de pico e em 2.286 toneladas durante a vida útil de 75 anos do aterro sanitário.

5.7.6.1 - As Emissões de Metano e Gases Causadores do Efeito Estufa (GHG)

Baseado no exposto acima, um aterro biodigestor corretamente projetado e operado poderá apresentar menores emissões de metano, compostos orgânicos não-metano (*NMOC*), compostos orgânicos voláteis (*VOC*), e de poluentes perigosos do ar (*HAP*) em comparação a um aterro sanitário “seco” similar de mesma capacidade. Os benefícios da qualidade do ar destas reduções de emissões são substanciais quando se avalia o ano de pico, mas são especialmente significativos ao se avaliar a vida útil operacional e do pós-encerramento de um aterro sanitário (Sullivan e Stege, 2000).

As reduções projetadas das emissões de metano resultarão num benefício significativo em termos da redução de gases causadores do efeito estufa (*GHG*). O metano contabiliza 18% das emissões mundiais de gases causadores do efeito estufa (*GHG*) (ou como equivalente do dióxido de carbono). Nos Estados Unidos, os aterros sanitários emitem mais de 36% das emissões de metano antropogênico por todo o país. Estimou-se que um projeto relativamente grande de transformação de gases do lixo aterrado em energia (*LFGTE*) (para, aproximadamente, 10 MW) é capaz de evitar 65.700 tpa de emissões do dióxido de carbono através da sua conversão em eletricidade numa usina de utilidades. A operação de um aterro sanitário de tamanho médio como um aterro biodigestor poderia resultar numa redução adicional de mais de 1.7 milhões tpa de emissões do dióxido de carbono, baseado em nosso estudo. Conseqüentemente, os benefícios potenciais de aterros biodigestores na redução de emissões de gases causadores do efeito estufa (*GHG*) são significativos e dignos de uma avaliação mais adicional.

Além disso, quaisquer reduções das emissões de gases causadores do efeito estufa (*GHG*), acima daquela é requerida pelos regulamentos de qualidade do ar, poderiam resultar num crédito viável de gases causadores do efeito estufa (*GHG*) com valor monetário. Dessa forma, as maiores reduções obtidas nas emissões de gases causadores do efeito estufa (*GHG*), que ocorrem num aterro biodigestor, poderiam gerar mais créditos viáveis de gases causadores do efeito estufa (*GHG*) que gerariam renda para um proprietário ou uma empresa operadora de um aterro sanitário (Sullivan e Stege, 2000).

5.7.6.2 - Potencial de Recuperação de Energia

Com base nos resultados do estudo, espera-se que um aterro biodigestor provoque um aumento de aproximadamente 76% no potencial de recuperação do metano quando comparado a um aterro sanitário “seco”. Isto resultará em até 76% de aumento no valor do poder calorífico recuperável do mesmo aterro sanitário, o que poderia contribuir para uma elevação significativa no potencial de energia-recuperada em aterros de rejeitos sólidos municipais (Sullivan e Stege, 2000).

Além disso, os aterros biodigestores produzem esse metano adicional em quantidades maiores, num período menor de tempo ao longo da vida operacional do aterro sanitário. Por causa disto, os cenários de recuperação de energia para os aterros biodigestores são financeiramente mais atraentes, porque uma quantidade equivalente de energia será obtida em menos tempo, resultando em menores custos operacionais anuais ao longo da vida útil do projeto. Além disso, o cenário da geração de metano num aterro biodigestor torna-se melhor para uma maior vida útil projetada para os vários equipamentos utilizados no aterro sanitário, tais como máquinas de IC, turbinas a gás e caldeiras. Assim, uma instalação de LFGTE num aterro biodigestor, por exemplo, pode gerar mais energia a partir de uma simples peça do equipamento antes desse necessitar de substituição ou reparo (Sullivan e Stege, 2000).

5.7.6.3 - Emissões de compostos orgânicos não-metano (NMOC)

As emissões de compostos orgânicos não-metano (NMOC) em aterros resíduos sólidos municipais são reguladas pelas diretrizes do NSPS e Linhas de Orientação das Emissões (EG). O atendimento às exigências das normas NSPS e EG é alcançado limitando-se as emissões de compostos orgânicos não-metano (NMOC) para serem menores que os valores dos padrões reguladores. A operação de um aterro sanitário na condição de um "aterro biodigestor" resultará numa diminuição significativa nas emissões reais de compostos orgânicos não-metano (NMOC) ao longo da vida útil de um aterro sanitário. A *Environmental Protection Agency (EPA)* previu que a implementação das exigências de NSPS e EG resultaria numa redução de aproximadamente 82,000 tpa das emissões de compostos orgânicos não-metano (NMOC) de 355 aterros sanitários em âmbito nacional. Isso representa uma média de aproximadamente 231 tpa por aterro sanitário (Sullivan e Stege, 2000).

A operação de um aterro de lixo convencional na condição de aterro biodigestor poderia resultar potencialmente numa redução adicional de aproximadamente 40 tpa (quando ajustado para a concentração de compostos orgânicos não-metano (NMOC) empregada pela *Environmental Protection Agency (EPA)* na promulgação dos regulamentos). Isso representa um aumento possível de aproximadamente 17% nas reduções que poderiam acontecer em um local de NSPS/EG operadas como um aterro biodigestor. Novamente, esta quantia de redução é claramente significativa.

Para obediência ou adequação às exigências das normas NSPS/EG, os compostos orgânicos não-metano (NMOC) foram considerados como poluentes regulamentados para aterros sanitários de resíduos sólidos municipais, no âmbito do programa federal *Prevention of Significant Deterioration (PSD)* (Prevenção de Deterioração Significativa). Esse é um programa de pré-construção envolvendo a qualidade do ar para as principais fontes de emissões em áreas adquiridas (Sullivan e Stege, 2000).

O PSD é acionado para novos aterros ou para modificar aterros com fontes minoritárias que produzam pelo menos 250 tpa de compostos orgânicos não-metano (NMOC). O PSD é aplicado para modificações das fontes principais existentes em aterros que produzam 50 tpa de compostos orgânicos não-metano (NMOC). Assim, as reduções nas emissões de compostos orgânicos não-metano (NMOC) em para um aterro biodigestor poderiam auxiliar a limitar as emissões de modo que o PSD, que é um programa de encargos, não seja aplicado (Sullivan e Stege, 2000).

5.7.6.4 - Emissões de Compostos Orgânicos Voláteis (VOC)

Considerando-se que os compostos orgânicos voláteis (VOC) compreendem 39% dos compostos orgânicos não-metano (NMOC) em aterros sanitários de resíduos sólidos municipais, as reduções da emissão de compostos orgânicos não-metano (NMOC) resultarão também em decréscimos substanciais de compostos orgânicos voláteis (VOC). Como indicado acima, os compostos orgânicos voláteis (VOC) são precursores do ozônio, e como tais podem apresentar impactos reguladores para aterros sanitários de resíduos sólidos municipais em áreas de não produção do ozônio. A norma "Revisão das Novas Fontes" (New Source Review, *NSR*) consiste num programa de permissão de pré-construção para as principais fontes de emissão em áreas de não-produção. Essa norma contém alguns requisitos muito restritos para a qualidade do ar, incluindo a exigência se comprar compensações para as emissões, que podem ser extremamente caros - por exemplo, \$5.000-\$25.000 por tpa (toneladas anuais) na Califórnia. As especificações *NSR* podem ser desencadeadas para os aumentos das emissões que sejam tão baixas quanto 10 tpa em áreas críticas de não produção de ozônio. Dessa forma, mesmo os pequenos aumentos nas emissões de compostos orgânicos voláteis (VOC) poderiam ser prejudiciais a um projeto de aterro sanitário (Sullivan e Stege, 2000).

A redução nas emissões de compostos orgânicos voláteis (VOC) que ocorrem num aterro biodigestor podia ser usada para ajudar a evitar a aplicabilidade da *NSR* e os custos de encargos associados com as compensações das emissões. Além disso, quaisquer reduções da emissão de compostos orgânicos voláteis (VOC), acima daquela requerida pelas normas e regulamentos da qualidade do ar, poderiam resultar em créditos de redução da emissão (*ERC*) que possuem valor monetário. Dessa forma, as reduções aumentadas nas emissões de compostos orgânicos voláteis (VOC), que ocorrem num

aterro biodigestor, poderiam criar *ERCs* viáveis que gerariam renda para um proprietário ou um operador do aterro sanitário (Sullivan e Stege, 2000).

5.7.6.5 - Poluentes perigosos do ar (HAP)

Conforme mencionado previamente, a maioria dos poluentes perigosos do ar (*HAP*) emitidos num aterro sanitário de resíduos sólidos municipais é constituída por compostos orgânicos não-metano (*NMOC*). Portanto, as reduções da emissão de compostos orgânicos não-metano (*NMOC*) que ocorrem num aterro biodigestor resultarão também nas reduções de emissões de poluentes perigosos do ar (*HAP*), que se estiverem presentes nos gases do lixo aterrado (*LFG*) podem apresentar potenciais riscos à saúde humana e ao meio-ambiente quando emitidos diretamente para o ar ambiente. Muitos dos poluentes perigosos do ar (*HAP*) presentes nas emissões de gases do lixo aterrado (*LFG*) são cancerígenos ou tóxicos. Assim consideradas, as reduções em emissões de poluentes perigosos do ar (*HAP*) num aterro biodigestor resultarão em menores riscos de saúde aos receptores humanos e ecológicos (Sullivan e Stege, 2000).

Além disso, as emissões oriundas dos aterros sanitários serão proximamente reguladas sob o âmbito dos padrões do *MACT* para os aterros sanitários de resíduos sólidos municipais (previstos para validar em novembro 2000) e do *UATS* (cuja regulamentação poderá ocorrer em 2004). As reduções das emissões dos poluentes perigosos do ar (*HAP*)s em aterros biodigestores podem auxiliar um aterro sanitário a adequar sua conformidade com regulamentos de *MACT* e/ou de *UATS* (Sullivan e Stege, 2000).

5.7.6.6 - Poluentes secundários dos queimadores de gases do lixo aterrado (LFG)

Mostrou-se que as emissões secundárias dos poluentes oriundas dos dispositivos da combustão de gases do lixo aterrado (*LFG*) aumentaram num biodigestor em contraposição a um aterro sanitário "seco". Considerando-se que esse aumento de longo prazo nas emissões secundárias do poluente não seja prejudicial à qualidade do ar, tais emissões apresentarão um impacto adverso na qualidade do ar, que é permitido para estes dispositivos, particularmente em áreas de não produção (Sullivan e Stege, 2000).

Os regulamentos federais, regulamentos do estado, e de locais da qualidade do ar exigem autorização para a emissão potencial de certos níveis de poluentes, desta forma, as emissões secundárias destes ou de outros poluentes, anualmente, para um aterro biodigestor sofrerão encargos durante o período autorizado. Conseqüentemente, este impacto antepassado adverso de um aterro biodigestor deve ser considerado ao se concederem autorizações para os dispositivos de controle de gases do lixo aterrado (*LFG*) sob o âmbito dos regulamentos vigentes da qualidade do ar. As questões potenciais relativas às emissões secundárias do poluente devem ser consideradas no planejamento de um projeto de aterro biodigestor (Sullivan e Stege, 2000).

5.7.6.7 - Recomendações

O presente estudo de emissões de um aterro biodigestor foi desenvolvido baseando-se nas informações disponíveis sobre aterros biodigestores. Ficou claro nas conclusões do estudo que para os aterros biodigestores e espera ocorrer um impacto geralmente positivo na qualidade do ar e nas emissões de gases causadores do efeito estufa (*GHG*) dos aterros sanitários. Portanto, um estudo posterior focalizando esses impactos positivos é justificável, mas somente poderá ser realizado nas condições reais de aterros biodigestores em escala industrial, para resultar numa avaliação adequada. Os dados dos estudos piloto, mesmo que disponíveis e sendo válidos, possuem alcance limitado, e a extrapolação dos resultados dados para a operação em escala industrial de um aterro biodigestor é questionável. Além disso, muitos dos conceitos técnicos acima mencionados para aterros biodigestores puderam ser consistentes com a maneira na qual os aterros sanitários são regulados atualmente enquadrados como fontes de emissões gasosas. Assim, está claro que o conceito de um aterro biodigestor necessitará de uma reavaliação dos programas reguladores vigentes que governam as missões e algumas mudanças nas regulamentações ou políticas públicas para facilitar o desenvolvimento dos aterros biodigestores (Sullivan e Stege, 2000).

5.8 – CONSTATAÇÕES DO CAPÍTULO 5

Os principais critérios de projeto para aterros e incineradores em função de suas emissões gasosas, referentes ao capítulo 5, são os seguintes:

5.8.1 – As estimativas das emissões de gases oriundos do lixo enterrado são específicas para cada vazadouro ou aterro. Para realizar a modelagem da geração dos gases de aterros, foram criados modelos matemáticos simplificados dos fenômenos químicos.

5.8.2 – Existem três tipos de modelos da emissão dos gases de lixo aterrado: 1º - o modelo Scholl Canyon (geração de metano em função de primeira ordem), 2º - modelos teóricos (baseado em métodos estequiométricos), e, 3º - o modelo de regressão (baseado em dados reais de 21 aterros sanitários existentes no E.U.A.).

5.8.3 – O LandGEM é um programa computacional gerado pela EPA para simular vazões de emissões para todos os gases de aterro (metano, dióxido de carbono, NMOCs e outros poluentes específicos dos resíduos sólidos urbanos municipais).

5.8.4 – Os compostos orgânicos não-metano (NMOCs) dependem dos tipos de resíduos existentes no aterro e da extensão das reações que possam ocorrer.

5.8.5 - O programa LandGEM só é capaz de simular quatro tipos de gases distintos, portanto pode ocorrer omissão de poluentes bastante tóxicos.

5.8.6 – O monitoramento de ar é primordial para a saúde dos operários que trabalham no aterro sanitário e até da população existente nas proximidades.

5.8.7 – Devido às emissões gasosas no aterro sanitário e a lixiviação de chorume, novas leis estão sendo propostas.

5.8.8 – O processo de biodegradação nos aterros sanitários é acelerado através da recirculação do chorume e injeção de ar.

5.8.9 – A medida que ocorre a biodegradação dos resíduos sólidos municipais promove-se a compactação do aterro.

5.8.10 – Os aterros biodigestores apresentam seus processos microbianos melhorados em condições anaeróbicas para acelerar a degradação dos descartes.

5.8.11 – O aterro biodigestor recupera substancialmente mais metano do que um aterro sanitário “seco” de mesma capacidade, produzindo menores emissões de gases, causadores de efeito estufa.

5.8.12 – O aterro biodigestor é capaz de gerar a mesma quantidade de metano em menos tempo comparado ao aterro sanitário, o que o torna um procedimento mais atrativo, além de gerar menos NMOCs e VOC.

5.8.13 – As emissões secundárias de poluentes oriundos dos dispositivos de combustão de gases do lixo enterrado aumentaram no aterro biodigestor em contraposição ao aterro sanitário.

5.9 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS PARA O CAPÍTULO 5

ALEXANDER, A.; BURKLIN, C.; SINGLETON, A. - EPA-600/R-05/047 - **Landfill Gas Emissions Model (LAndGEM) Version 3.02 User's Guide** - Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, May 2005

BANCOR AMBIENTAL - **Aterros Sanitários** - extraído de www.bancor.com.br/asu.htm em 22/set/2007)

ECOSECURITIES - **Projeto de Aproveitamento do Biogás de Aterro Sanitário - NovaGerar: Documento de Concepção de Projeto** - fevereiro de 2004.

MONTEIRO, J.H.P - **Comunicação de palestra sobre Biogás no Aterro de Gramacho ao Clube de Engenharia** - Rio de Janeiro, 14 de novembro de 2007.

OLDENBURG, C. M. - **T2LBM Version 1.0: Landfill Bioreactor Model for TOUGH2** - Earth Sciences Division, Lawrence Berkeley National Laboratory, University of Califórnia, November, 2001. - extraído em 03 de setembro de 2007 de www.osti.gov/dublincore/gpo/servlets/pml/799552.pdf

ROBERTSON, T. e DUNBAR, J. - **"Guidance for evaluating landfill gas emissions from close for abandoned facilities"**- EPA-600/R-05/123a - U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, DC, September 2005.

SULLIVAN, P.; STEGE, G. A. - **An Evaluation of Air and Greenhouse Gas Emissions and Methane-Recovery Potencial From Bioreactor Landfills** - MSW Feature Article September/October 2000, extraído de www.forester.net/msw_0009_evaluation em setembro de 2007

USACE - **Landfill Off-Gas Collection and Treatment Systems - ETL 1110-1-160, 17 apr 95 - in: Engineer Technical Letters, Military Programs** - US Army Corps of Engineers, last updated: **January 21, 2004**, extraído em 18 de julho de 2007 de www.usace.army.mil/publications/eng-tech-ltrs/etl110-1-160/aa2.pdf.

CAPÍTULO 6

TERMODESTRUÇÃO DE LIXO E RESÍDUOS PERIGOSOS E O TRATAMENTO DAS SUAS EMISSÕES GASOSAS

6.1 – O USO DO FOGO COMO MÉTODO DE PURIFICAÇÃO, DESINFECÇÃO E ESTABILIZAÇÃO

Historicamente, o uso do fogo como método de “purificação” remonta à Bíblia (DEMPSEY & OPPELT, 1993 citado por MARÍNGOLO), a palavra hebraica para “inferno”, *Gehenna*, derivaria da frase *ge-ben Hinnom* ou “o vale do filho de Hinnom”, referindo-se a uma área na periferia de Jerusalém onde se queimava lixo municipal e era utilizado para sacrifícios. Na Idade Média, inventou-se o incinerador móvel, puxado a cavalo, que percorria as ruas enquanto os moradores iam jogando seus rejeitos no “vagão de fogo”. Há aproximadamente 100 anos surgiu a incineração como é conhecida hoje, com a instalação do primeiro destruidor de lixo municipal em Nottingham, Inglaterra. Até 1950, os incineradores, sua fumaça e odores eram considerados “males necessários” e a operação era realizada da forma mais barata possível. À medida que as emissões de fumaça foram deixando de ser um símbolo de prosperidade, e as regulamentações da poluição atmosférica foram surgindo, os sistemas de incineração foram aperfeiçoados.

Os seres humanos têm queimado seus descartes ou rejeitos há séculos. No início da Revolução Industrial, a incineração em massa dos resíduos das fábricas e das residências tornou-se comum. Até os anos 70 do Século 20, era um hábito disseminado, em vários países do Hemisfério Norte, queimar lixo escolar composto de merendas, provas e papéis diversos, restos de experimentos laboratoriais em incineradores dotados de grandes chaminés, das quais se desprendiam fumaças pretas ou escuras resultantes da sua combustão. Nessa ocasião, nenhum esforço era feito para se controlar os produtos gasosos e sólidos dos incineradores de lixo. Porém, à medida que o público ficou atento aos impactos ambientais provocados pelas atividades humanas. Essas preocupações resultaram na proibição dos métodos de combustão descontrolada (Voelker, 1997).

No mundo industrial, a combustão é uma estratégica reação-chave de inúmeros processos de transformação da matéria em outros produtos com propriedades completamente distintas daqueles que os originaram. Muitos desses processos ocorrem nos fornos rotativos. Existem no mundo, aproximadamente, 2000 fornos para fabricar clínqueres de cimento Portland (MARÍNGOLO, 2001).

6.2- A TERMODESTRUÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E INDUSTRIAIS NO SÉCULO 21

Atualmente, as usinas de produção de energia a partir do lixo estão distantes das tecnologias primitivas de queima do passado. Os incineradores das usinas termoelétricas de lixo constituem maravilhas rudes, que podem ser construídas sob medida para queimar qualquer rejeito industrial, agropecuário, os trastes e descartes domésticos que as pessoas geram e até o lixo enterrado há décadas num aterro (Voelker, 1997).

As modernas usinas termoelétricas de lixo (*WTE ou waste-to-energy electric power plants*.) são equipadas com as tecnologias mais recentes de combustão e do tratamento das emissões fluidas e cinzas resultantes. As emissões gasosas (em destaque as dioxinas), os efluentes líquidos e as cinzas volantes e cadentes dos modernos incineradores de lixo são capturadas, lavadas com soluções químicas adequadas e recebem destinação segura, para mantê-las nos níveis abaixo dos limites de concentração que evitem riscos à saúde pública, monitorados com instrumentos de controle muito sensíveis (Voelker, 1997).

Os problemas da Era Moderna são resolvidos de forma integrada pela queima dos resíduos. É possível recuperar a energia disponível ou potencial do lixo e os metais, reduzindo nosso uso predatório dos recursos naturais, cortando ou eliminando as emissões dos gases formadores do efeito estufa (*greenhouse gases, GHG*) e preservando terrenos valiosos que outrora seriam destinados para aterros sanitários e recuperando o solo que foi sacrificado para receber os descartes indesejáveis da sociedade de consumo (Voelker, 1997).

A concepção “lixo-para-energia” incorpora os quatro “R” na gestão compreensiva dos resíduos sólidos: redução, reúso, reciclagem e recuperação de energia (Voelker, 1997).

É interessante notar que para vários casos de exploração dos recursos naturais, emprega-se a concepção de “produção de energia”, ao passo que ao enfocarmos ao lixo a expressão “recuperação de energia” oriunda da sua equivalente em inglês “*energy recovery*” é a mais adequada.

6.3 – A COMPLEXIDADE DA GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

A todo instante, toneladas e mais toneladas de resíduos gasosos, líquidos e sólidos são despejadas no meio ambiente. Em muitos casos, esses resíduos têm propriedades indesejáveis de toxidez, patogenicidade, corrosividade, reatividade e inflamabilidade, trazendo sérios riscos à saúde pública; alguns com efeito retardado e outros atuando de forma prolongada por muitas gerações (Menezes, Bessa e Menezes, 1999).

O lançamento de poluentes no ambiente tem estado sobre severo controle nos países desenvolvidos, e vem crescendo a importância dada ao problema nos países em desenvolvimento, como o Brasil. As exigências cada vez mais rigorosas das leis de meio ambiente e as demandas do público têm forçado as indústrias a desenvolver tecnologias eficazes para o tratamento dos resíduos (Menezes, Bessa e Menezes, 1999).

Muitos destes resíduos finais ocorrem como mistura de metais, substâncias orgânicas e inorgânicas difíceis de separar, podendo conter considerável quantidade de materiais valiosos e tóxicos (filtros de poeira, catalisadores gastos, escória, etc.) (Menezes, Bessa e Menezes, 1999).

As tecnologias de tratamento térmico têm sido largamente empregadas no tratamento destes resíduos e o plasma térmico vem ganhando importância no processamento de resíduos perigosos, incluindo resíduos organoclorados, lamas de eletrodeposição, borras de produção de alumínio ("dross"), sucatas metálicas, cinzas de incineração e lixo hospitalar. O plasma completa ou substitui com vantagens as tecnologias tradicionais, é uma opção limpa, definitiva, segura e competitiva, e ainda mais importante, não gerando outros resíduos (Menezes, Bessa e Menezes, 1999).

Tanto os tratamentos químicos como os físicos não apresentam geralmente uma solução final para os produtos químicos perigosos. Alguns resíduos sólidos industriais são estocados em "aterros" próprios como é o caso da TRIBEL no Município de Belfort Roxo, localizado na "Região do Grande Rio", no Estado do Rio de Janeiro. Aparentemente, quase todas as técnicas originam novos efluentes que são ambientalmente indesejáveis. No entanto, a destruição dos compostos orgânicos através de processos térmicos de destruição é menos dependente da especificidade do produto a tratar (Hayashi, 1993).

Os processos químicos exigem para cada tipo de lixo o emprego de condições operacionais particulares que incluem: tempo de contacto, regulação do meio onde ocorre a reação entre outros fatores. Num tratamento térmico de lixo bastará garantir que determinadas temperaturas são atingidas durante um tempo mínimo de residência na câmara de queima ou pirólise ou gasificação, para que se admita, praticamente, que todas as moléculas orgânicas iniciais serão destruídas.

6.4 - OBJETIVOS DA DESTRUIÇÃO TÉRMICA DE LIXO E RESÍDUOS PERIGOSOS

Os processos de termodegradação de resíduos sólidos são complexos, pois seus objetivos mais realistas incluem:

- 1º - destruir os componentes orgânicos, patogênicos e tóxicos dos rejeitos;
- 2º - reduzir o volume dos resíduos; e,
- 3º - gerar produtos sólidos e efluentes líquidos e gasosos inócuos.

Na medida em que as exigências crescentes de preservação do ambiente restringem cada vez mais o uso de lixões e aterros, as tecnologias de destruição térmica serão crescentemente empregadas conforme já ocorre na Europa.

6.5 – AS QUESTÕES ENERGÉTICAS NA DESTINAÇÃO DE DESCARTES EM ATERROS

A deposição de matéria orgânica com poder calorífico relevante em aterros representa em termos globais o desperdício de uma fonte energética com dois inconvenientes:

- 1º - gasto de recursos para tratar o resíduo; e,
- 2º - perda das potencialidades da substituição dessa fonte de energia renovável por outras não renováveis, como é o caso dos combustíveis fósseis.

As técnicas de tratamento de resíduos permitem tratar cargas sólidas, líquidas ou gasosas (Hayashi, 1993).

6.6 – PROCESSOS CONVENCIONAIS DE TERMODESTRUÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Os resíduos urbanos sólidos podem sofrer destruição térmica total ou parcial. Podemos classificar genericamente os processos térmicos em três grupos:

1º - **incineração** (combustão na presença de oxigênio);

2º - **pirólise** (degradação térmica na ausência de ar ou fonte externa de oxigênio);

3º - **gaseificação** (decomposição química em temperatura elevada por meio da ação de oxigênio ou vapor d'água, destinado a materiais não-coqueificáveis, materiais que não formam coques).

Segundo Lora (2003), a gasificação é o processo de conversão da matéria orgânica em gás combustível através da sua combustão parcial (ou incompleta), consumindo uma quantidade de ar menor do que a estequiométrica, que se aplica em tecnologias de geração termoelétrica e de calor, para fins de aquecimento. E a pirólise, que consiste na decomposição química por aquecimento lento do material até temperatura elevada, efetuada ao abrigo do ar. No caso da destruição parcial referente à gaseificação e à pirólise (ou combustão incompleta) dos componentes, esses componentes orgânicos e bioquímicos (cascas de coco, bagaço de cana, caroços de frutas, pneus, etc.) são destilados a seco, para remover as frações voláteis e vaporizáveis (gases e líquidos que vaporizam) e converter as frações sólidas em carvão ativo. No caso da destruição total, o método usado é a incineração, os resíduos são transformados em cinzas e gases não combustíveis. Mas esses gases recuperados em caldeiras geram vapor d'água, que pode gerar energia ao passar por uma turbina.

6.7 – A INCINERAÇÃO DE LIXO: CARACTERÍSTICAS PROCESSUAIS, DEMANDAS E USOS

A incineração é um método estável de combustão de resíduos gerados de fontes residenciais, comerciais e indústrias. Trata-se de um caso limite da pirólise, que gera cinzas e gases, mas que não gera vapores intermediários que possam ser condensados para uso posterior, esse processo pode ocorrer com ou sem recuperação de energia térmica. Os produtos finais mais importantes serão o anidrido carbônico, óxidos de nitrogênio (NO_x), o vapor de água e cinzas. Nos processos de incineração o oxigênio é fornecido em excesso para permitir a combustão completa. Esse processo conduz a uma redução do volume de lixo (superior a 90%) e redução de peso (superior a 75%).

A incineração também destrói os compostos orgânicos (biodegradáveis), removendo todos os componentes responsáveis pela geração de biogás nos aterros sanitários, e o mau cheiro, quando os resíduos orgânicos são colocados nesses aterros sanitários sem tratamento prévio. Além, de permitir a redução de periculosidades de substâncias industriais e substâncias que contenham patogênicos, através do aquecimento a uma temperatura extremamente elevada.

No Brasil, existe um forte preconceito contra a incineração de lixo. São raros os incineradores existentes em solo brasileiro, ao contrário, por exemplo, de vários países do Hemisfério Norte, que utilizaram inicialmente o lixo para produzir energia térmica distribuída aos habitantes que o produziam e queimavam em caldeiras apropriadas.

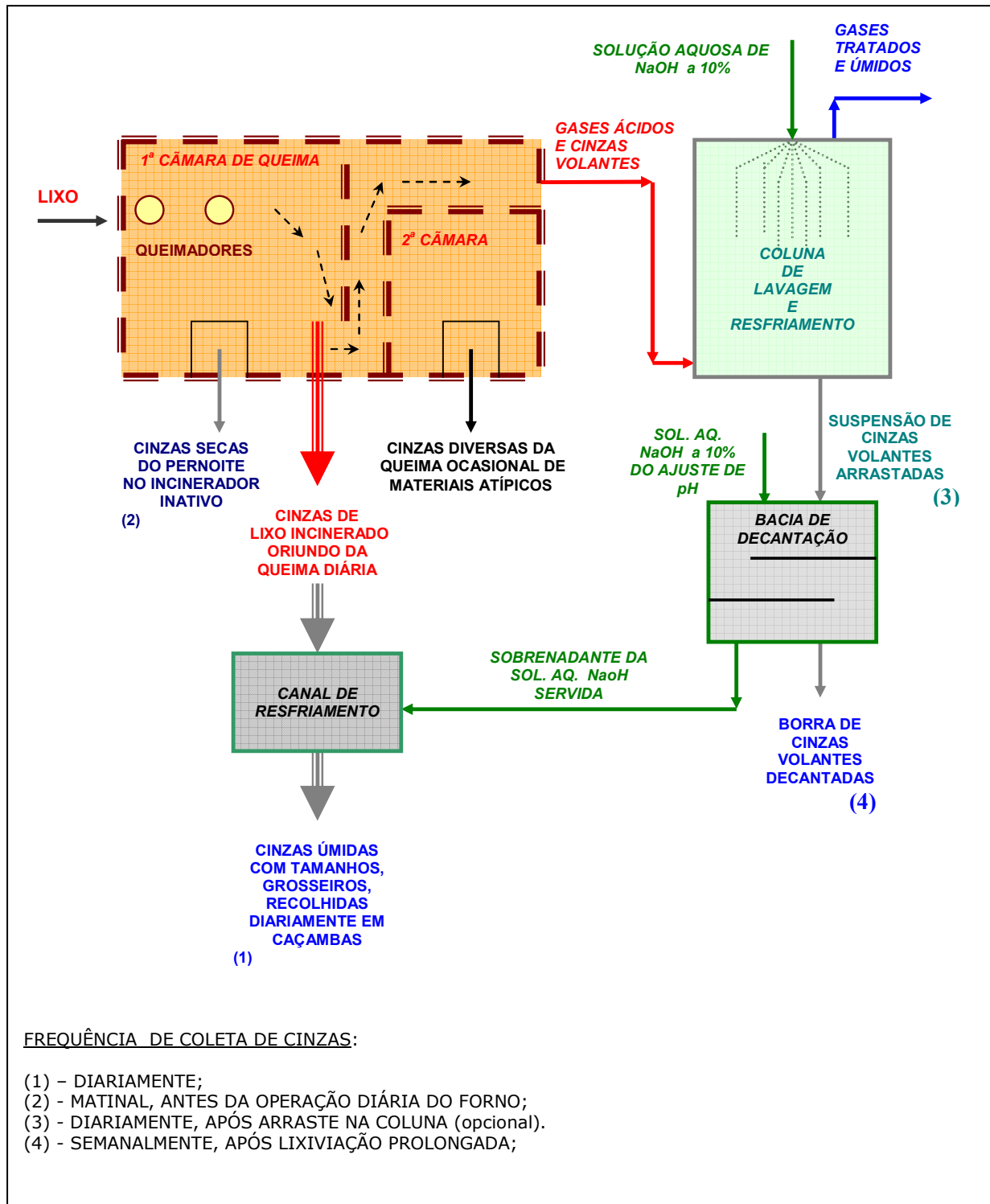
No entanto, por imposição de convenções internacionais para o tráfego aéreo, a Infraero opera e administra um par de incineradores de lixo aeroportuário numa usina incineradora instalada dentro da área aduaneira do Aeroporto Internacional Antonio Carlos Jobim (Galeão). Seus incineradores servem para receber e queimar o lixo de bordo das aeronaves internacionais e nacionais, e incinerar produtos de consumo proibido e papel moeda velho atendendo periodicamente às demandas dos Governos Federal e Estadual.

Os dois incineradores atuais são iguais, estando prestes a serem substituídos por equipamentos mais modernos, sendo sua concepção apresentada na Figura 6.1. A operação de ambos era alternada para possibilitar a realização de serviços de manutenção.

FIGURA 6.1

REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DA INCINERAÇÃO DE LIXO AEROPORTUÁRIO NO AEROPORTO INTERNACIONAL ANTONIO CARLOS JOBIM (GALEÃO) OPERADO PELA INFRAERO

(ZAKON, 2001)



6.8 – OS PERIGOS DA COMBUSTÃO DE LIXO: FONTES E EFEITOS

Os principais poluentes associados com a combustão de resíduos sólidos podem viajar através de dois percursos no ambiente: através das emissões gasosas lançadas nas chaminés e pela descarga de cinzas cadentes. Muitos dos produtos da recuperação de energia do lixo são comuns a todos os processos de combustão, particularmente do petróleo e do carvão, e, mesmo em alguns casos, do gás natural (Voelker, 1997), conforme os exemplos seguintes.

1º - ácidos tais como o ácido clorídrico (HCl) e alguns precursores tais como o dióxido de enxofre (SO₂), o qual possibilita originar o ácido sulfúrico (H₂SO₄), resultam da queima do lixo, carvão e, até alguma extensão, do petróleo.

2º - os metais pesados encontrados nos descartes formadores do lixo podem ser liberados durante a combustão.

3º - os metais pesados também são componentes dos produtos da combustão do carvão.

4º - os óxidos de nitrogênio (NO_x) são produzidos nos processos de combustão em temperaturas elevadas, independentemente do tipo de combustível queimado.

5º - os gases do efeito estufa, que incluem o NO e o dióxido de carbono (CO₂) são também preocupantes, assim como o asfixiante monóxido de carbono (CO).

6.8.1 – A formação dos óxidos de nitrogênio (NO_x) nos processos de combustão

Ao contrário dos argumentos comuns que emergiram contra a queima de "lixo-para-energia", a fonte primária de nitrogênio que contribui para a formação do NO é o ar, ao invés do combustível. Algum nitrogênio ligado a radicais orgânicos no combustível pode combinar-se com o oxigênio para formar NO, que é denominado "NO combustível". Forma-se "NO imediato ou disponível" (*prompt*) na presença de hidrocarbonetos. Porém, estes mecanismos são mais importantes nas temperaturas menores. A formação do "NO térmico" predomina quando as temperaturas atingem 2000 °F (1093 °C), em que as usinas termoelétricas eficientes operam. Neste processo, a energia térmica é suficiente para induzir o nitrogênio presente no ar a combinar-se diretamente com o oxigênio. A Figura 6.2 apresenta as reações genéricas formadoras dos óxidos de nitrogênio (Voelker, 1997).

FIGURA 6.2 – REAÇÕES SIMBÓLICAS DA FORMAÇÃO DE ÓXIDOS DE NITROGÊNIO (NO_x)

(Voelker, 1997)

1.	NO Combustível	$R_3N + O_2$	→	NO, NO₂, CO₂, H₂O
2.	NO Disponível	$CH_4 + O_2 + N_2$	→	NO, NO₂, CO₂, H₂O
3.	Térmico	$N_2 + O_2$	→	NO, NO₂

6.8.2 – A presença dos metais no lixo e nos fumos da sua incineração

Os metais são alimentados ao incinerador na forma de artefatos de grande porte que podem ser separados posteriormente e, também, na forma de "elementos traço" quando componentes de produtos tais como papel e impressos, plásticos, resíduos orgânicos, pilhas e baterias. Os metais na forma de elementos traço são os que apresentam os maiores problemas, porque podem se difundir pelo ar após a combustão. O mercúrio é o mais preocupante dentre os metais pesados, pois apresenta o maior potencial para vaporizar-se e passar ao meio ambiente através das emissões gasosas de uma chaminé (Voelker, 1997).

6.8.3 – A presença de compostos orgânicos no lixo e nos fumos da sua incineração

Alguns poluentes são exclusivos da combustão de resíduos. Esses incluem as dibenzodioxinas policloradas e os dibenzofuranos policlorados (comumente denominados dioxinas e furanos), que são formados a partir do cloro e seus compostos encontrados nos resíduos domésticos e industriais. Os compostos orgânicos tais como o benzeno ou as bifenilas policloradas são exclusivas da queima de resíduos sólidos. Além da presença adicional de partículas finas de cinzas, esses compostos gasosos e voláteis constituem os poluentes aéreos potenciais nas emissões das chaminés das usinas termoelétricas de lixo. A Tabela 6.1 apresenta um resumo dos compostos preocupantes na combustão do lixo, suas fontes e os perigos associados com cada um (Voelker, 1997).

**TABELAS 6.1 – COMPONENTES PRIMÁRIOS PERIGOSOS DAS EMISSÕES GASOSAS
DAS USINAS TERMOELÉTRICAS DE LIXO**

(Voelker, 1997)

POLUENTE GASOSO	FONTE	PERIGOS ASSOCIADOS
SO₂	Enxofre presente no rejeito que se combina com o oxigênio em temperaturas elevadas.	Chuvas ácidas, pela formação de H ₂ SO ₄ na atmosfera.
HCl	Cloro no combustível combina-se com o hidrogênio em temperaturas elevadas	Chuvas ácidas
NO_x	Processos de formação de NO _x térmico, NO _x disponível e NO _x combustível	Gás do efeito estufa, maior componente do nevoeiro esfumaçado ("smog") irritação dos olhos, garganta e nariz
CO	Formado durante a combustão incompleta dos hidrocarbonetos	Combina-se com as células vermelhas do sangue para evitar a absorção de oxigênio.
Dioxinas e Furanos	Cloretos e cloro dos produtos de limpeza doméstica, alimentos e processos químicos industriais	São cancerígenos
Compostos Orgânicos	Benzeno e bifenilas policloradas formadas a partir de produtos químicos domésticos em temperaturas altas	
Metais Pesados (Pb, Hg, Ni, Be, As, Cd, Cr)	Temperaturas elevadas fluidificam e dispersam os metais traços na atmosfera	Envenenamento por chumbo e mercúrio; e efeitos neurológicos adversos quando acumulados no corpo.

6.8.4 – Os tipos de cinzas produzidas na incineração do lixo.

Muitos desses poluentes já citados, entretanto, possuem uma capacidade maior para penetrar no ambiente na forma de componentes das cinzas. É possível classificar as cinzas em duas categorias: cinzas volantes e cinzas cadentes ou de fundo. As cinzas de fundo representam 80 a 99% de todas as cinzas descarregadas ou emitidas num incinerador de lixo, constituídas por materiais não queimados que permanecem no forno após a combustão (Voelker, 1997).

Embora a maioria dos metais permaneça nas cinzas do fundo, sua concentração é relativamente baixa em comparação com as cinzas volantes. Após a passagem através de um conjunto de trocadores de calor, os fumos da combustão entram num estágio de tratamento que incluem um jato de solução aquosa de hidróxido de cálcio finamente dividida para remover os ácidos da corrente gasosa, precipitando-os sob a forma de sais. Esse jato aquoso resfria instantaneamente o gás, provocando a condensação de compostos e metais voláteis. As cinzas volantes são muito finas e formam uma área muito grande para absorção desses metais e compostos voláteis. Tendo em vista que a quantidade total das cinzas volantes é muito baixa, a concentração resultante dos poluentes absorvidos poderá ser muito alta (Voelker, 1997).

As cinzas cadentes, descarregadas das usinas termoeletricas de lixo devem ser avaliadas por meio de ensaios projetados pela Environmental Protection Agency (EPA) para determinar a toxidez da lixívia que poderia resultar se fossem depositadas num aterro sanitário, ou utilizadas na fabricação de materiais de construção. As cinzas volantes, embora em quantidades menores, adequam-se tipicamente aos limites da EPA. Se os limites dos ensaios forem ultrapassados, o material deverá ser considerado um resíduo perigoso. O ato de misturar as cinzas volantes e as cinzas cadentes pode resultar na redução da concentração global de poluentes. Porém, as cinzas relativamente benignas e ocasionalmente úteis do

fundo são geralmente enviadas para os aterros sanitários ao invés de serem aproveitadas para algum uso industrial (Voelker, 1997).

6.9 – HISTÓRICO DAS TECNOLOGIAS DE INCINERAÇÃO DO LIXO

Historicamente, a incineração desenvolveu-se através de quatro gerações de equipamentos e processos citados abaixo (Menezes, R., 1999):

- **1ª Geração de Incineradores de Lixo - 1950 até 1965**

A única função do incinerador era incinerar. Os gases eram descarregados diretamente na atmosfera. No máximo existia uma torre de água de refrigeração sobre a câmara de combustão. A concentração de poeira era de 1.000 mg/Nm³ que são altíssimos comparados aos sistemas modernos atuais que produzem 3 mg/Nm³.

- **2ª Geração de Incineradores de Lixo - 1965 - 1975**

Surgem os primeiros indícios de proteção ambiental com a instalação de filtros; os primeiros filtros retinham cerca de 100 mg/Nm³. Surgem também os primeiros interesses em recuperação de calor, primeiras plantas de grande capacidade e aparecimento de sistemas com grelhas rolantes.

- **3ª Geração de Incineradores de Lixo - 1975 - 1990**

O aumento do desempenho energético e normas do Ministério do Meio Ambiente fazem com que exista um público mais atento aos problemas de poluição. Por isso, sistema de lavagem de gases permite a redução de emissões de gases ácidos, com a neutralização de HCl, SO_x, O_x, HF e metais pesados. As Caldeiras são aperfeiçoadas com centros de tratamento e de co-geração de energia e o sistema de incineração passa a ser cada vez mais automatizada.

- **4ª Geração de Incineradores de Lixo - 1990 – atual**

Surgiu a preocupação em reduzir drasticamente as emissões gasosas e principalmente dos poluentes como NO_x, dioxinas e SO_x. As tecnologias avançadas de tratamento permitem a produção de resíduos finais inertes que podem ser reciclados ou dispostos sem nenhum problema.

Segundo Menezes (1999), o calor recuperado pela incineração pode representar cerca de 6 a 7 % da energia consumida pela população que gera o RSU, e a energia recuperada em um sistema de tratamento de RSU geralmente tem sido utilizada para:

- Gerar energia elétrica para uso na planta e para distribuição local (venda);
- Gerar vapor para uso industrial;
- Gerar água quente para o próprio processo e para distribuição a hospitais, piscinas municipais e sistemas de calefação, especialmente em países de clima mais frio;
- Gerar frio, convertido a partir do vapor, para uso em sistemas de condicionamento de ar para indústrias, Shopping Centers, aeroportos, e outras grandes instalações.

O processo de incineração necessita de um capital intensivo e mão de obra qualificada para operação e manutenção. Até 2002, os maiores números de instalações estavam localizados nas cidades industrializadas na Europa. Em 17 países europeus existem atualmente 417 incineradores, onde a maioria desses incineradores recupera energia dos despejos. Em 2005, só na França existiam 128 incineradores em funcionamento.

6.10 - TIPOS DE INCINERADORES

A seleção do tipo de incinerador depende do tipo de descarte ou rejeito a ser destruído, e poderá depender do estado físico ou tipos de produtos desejáveis: cinzas e emissões gasosas. O dimensionamento é uma etapa posterior que depende da qualidade e das quantidades de lixo a serem destruídos.

6.10.1 - Câmara de combustão para líquidos

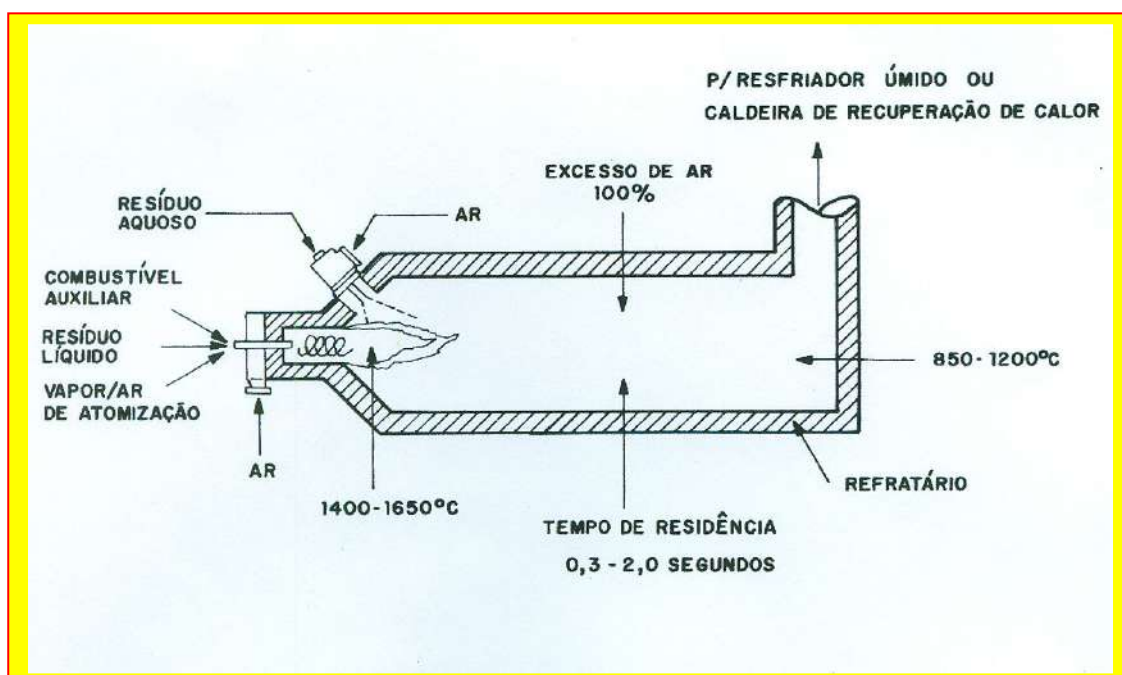
Câmaras cilíndricas, verticais ou horizontais, podem ser empregadas para incinerar líquidos. Se o líquido possuir alto teor de cinzas utiliza-se câmara vertical com os queimadores no topo. Já com baixo teor de cinzas utilizam-se câmaras horizontais. Tais câmaras de combustão trabalham, na maioria, com tiragem forçada de ar e possuem queimadores (de resíduos e combustíveis auxiliares) colocados axial, radial ou tangencialmente à câmara (Santos, 1989).

Uma atomização eficiente é crítica para a obtenção de uma alta eficiência de destruição dos resíduos nesse tipo de incinerador. Existem queimadores muito eficientes que atomizam o líquido em gotas de 1 micrometro. Por outro lado, os queimadores de óleo combustível atomizam o líquido num intervalo de 10 - 50 micrometros. A atomização é realizada em bicos pulverizadores com injeção de ar ou com vapor d'água sob pressões de 10 bar aproximadamente (Santos, 1989).

A capacidade desse tipo de câmara situa-se normalmente na faixa de 1 a 25 Gcal/h. O resíduo líquido em função do seu valor energético, pode ou não atingir as condições necessárias para a incineração (temperatura e excesso de ar). Desse modo define-se qual é o consumo de combustível auxiliar para a incineração, sabendo-se que resíduos com valor energético específico superior a 5.500 kcal/kg não o necessitam normalmente. Geralmente, a temperatura de combustão fica em torno de 650 a 1.650, e um tempo de residência entre 0,1 a 2 segundos (Santos, 1989).

FIGURA 6.3- CÂMARA DE COMBUSTÃO PARA LÍQUIDOS

(Santos, 1989)



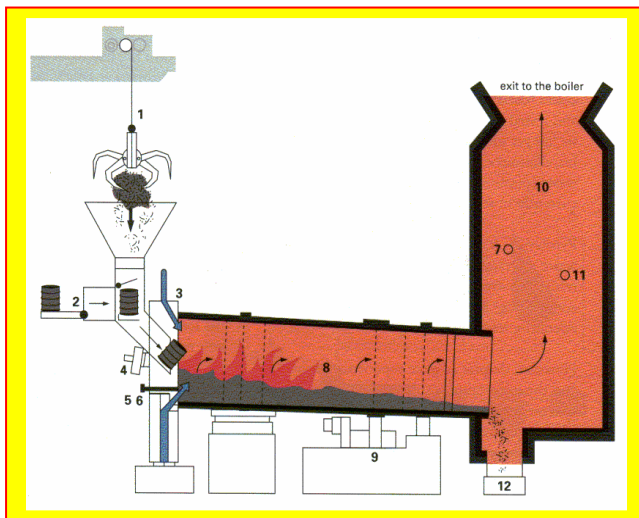
6.10.2 - Câmara de combustão em forno rotativo

Existe um grande número de variantes nessa tecnologia que é considerada para a incineração em altas temperaturas, podendo tratar resíduos sólidos, líquidos ou gasosos. O forno rotativo possui a capacidade de 2 a 25 Gcal/h, com dimensões de 2 a 5 metros de diâmetro, 6 a 12 metros de comprimento, inclinação de 3% aproximadamente e rotação de 1 a 5 rpm. O forno pode ser carregado até de 12% de volume para uma boa eficiência, além de utilizar-se um excesso de ar de 100% para garantir uma combustão eficiente (Santos, 1989).

A função principal do forno rotativo é converter resíduos sólidos em gases através da volatilização, destilação e combustão parcial, portanto é necessária a instalação de uma câmara pós-combustão, onde se completam as reações de combustão. Nesta câmara queimam-se resíduos líquidos, gasosos ou combustível auxiliar de modo que a temperatura suba para 1.200 / 1.400 °C e os gases tenham o tempo de residência de 1 a 3 segundos. Esta câmara está acoplada ao forno rotativo e pode ter várias formas, como cilíndrica vertical ou com paredes verticais planas (Santos, 1989).

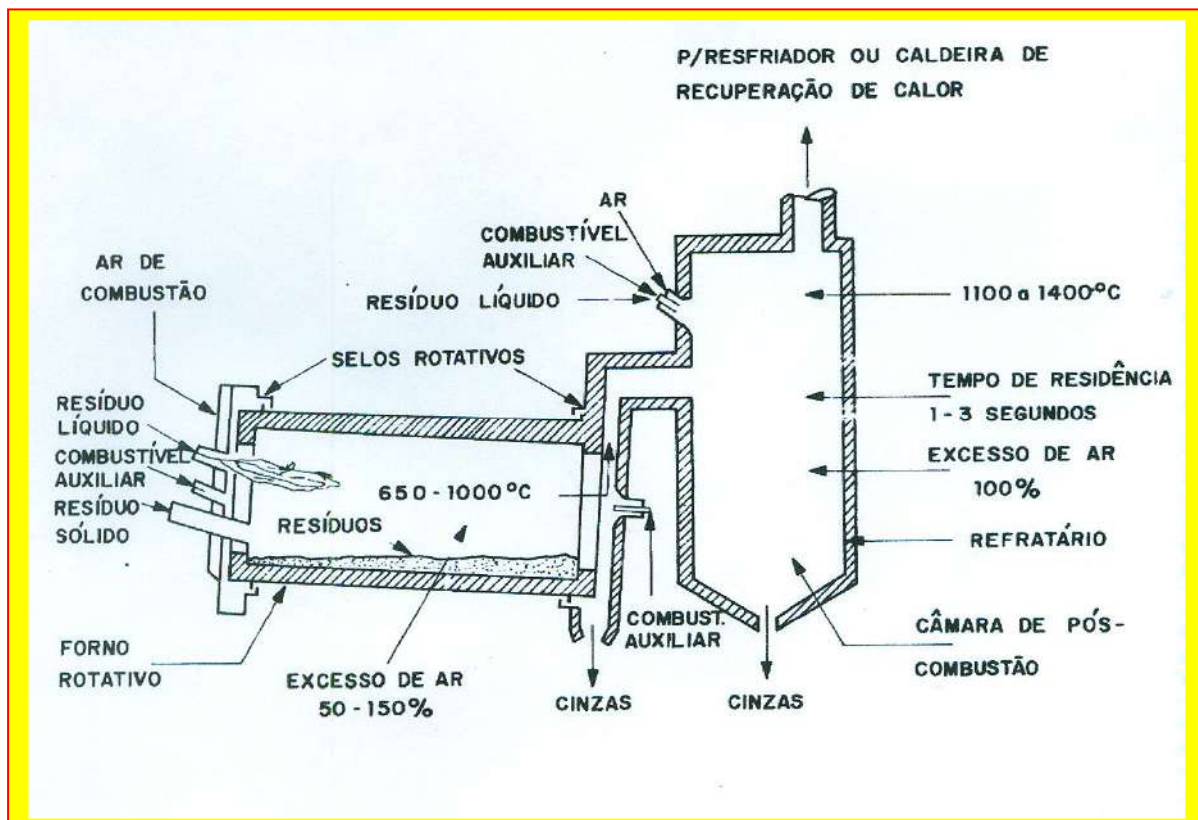
FIGURA 6.4 - FORNO ROTATIVO

(adaptado de Menezes, 1999)



A inclinação do forno permite que o resíduo possa caminhar em toda extensão do forno e o movimento rotativo das paredes, possibilita a circulação completa da carga e com isso facilita a combustão. Os resíduos são carregados na entrada do forno, local onde são acoplados os queimadores auxiliares, para fornecer energia necessária (Santos, 1989).

As cinzas não fundidas do forno rotativo são normalmente retiradas em banho de água de onde são removidas continuamente por transportadores metálicos para caçambas coletoras. Alguns fornos trabalham com as cinzas na forma líquida utilizando-se também um banho com água para retirada da mesma (Santos, 1989).



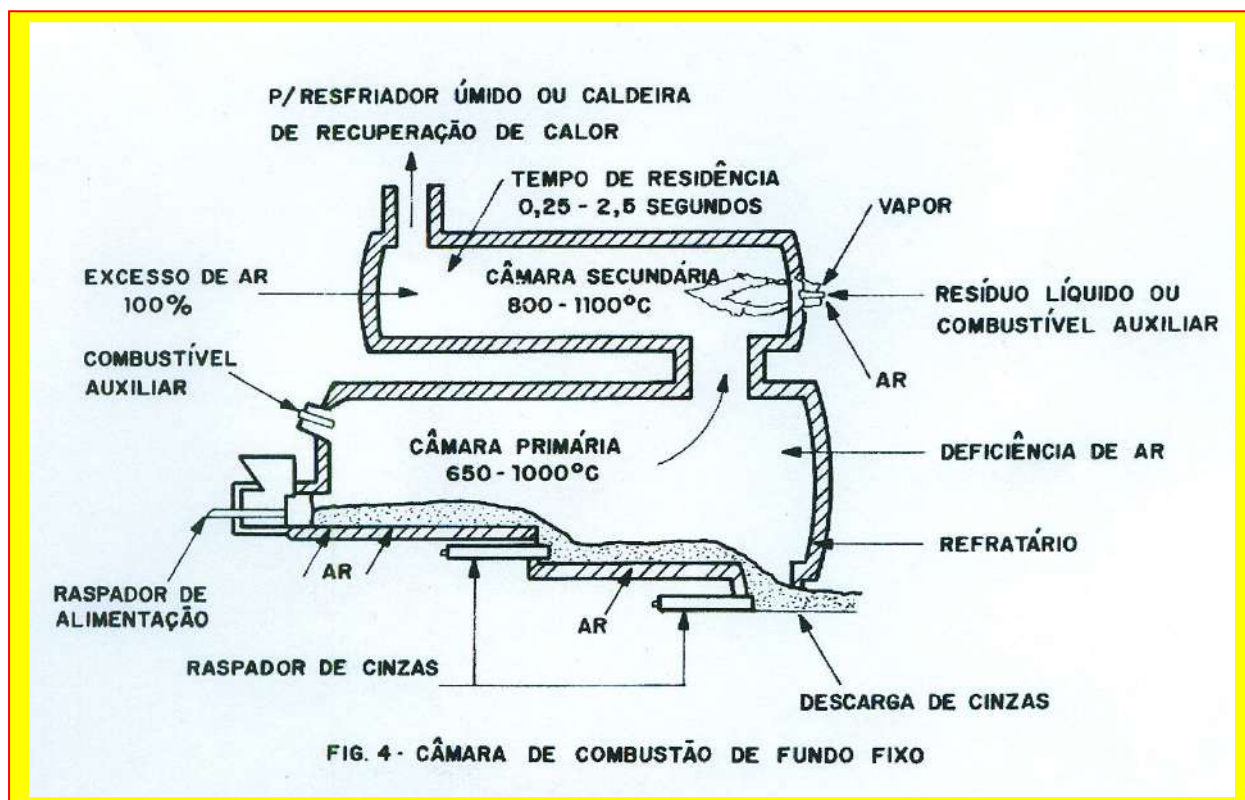
6.10.3 - Câmara de combustão de fundo Fixo

Este tipo de equipamento é composto basicamente de duas câmaras de combustão sobrepostas. A câmara inferior possui fundo plano com fendas por onde se introduz o ar de combustão, em quantidade de 50 a 80% abaixo da estequiometria, faz-se a alimentação dos sólidos através de um dispositivo tipo raspador. A deficiência de ar nessa câmara com temperatura de 650-1.000°C faz com que haja praticamente uma pirólise do resíduo, com a volatilização de hidrocarbonetos, formação de CO e outros produtos da combustão (Santos, 1989).

Os gases da primeira câmara passam então para a câmara superior, onde é adicionado ar em excesso de 100% e queima-se resíduo líquido ou auxiliar para elevar a temperatura até 1.100°C. O tempo de residência neste câmara é de 2,5 segundos aproximadamente. Este equipamento apresenta algumas desvantagens em relação as anteriores, sendo uma delas a limitação da capacidade devido ao sistema de admissão de resíduos sólidos e manuseio de cinzas. Sua capacidade máxima é de 7 Kcal/h aproximadamente. Outra desvantagem deste equipamento é não poder queimar resíduos no estado de lamas, devido ao manuseio da lama no fundo fixo da câmara (Santos, 1989).

FIGURA 6.5- CÂMARA DE COMBUSTÃO DE FUNDO FIXO

(Santos, 1989)



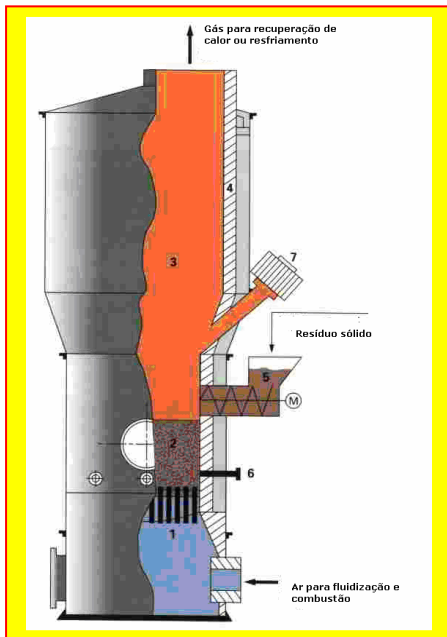
6.10.4 - Incineradores de leito fluidizado

Esse tipo de equipamento é utilizado para a incineração de sólidos homogêneos, com dimensões menores que 50 mm, gases, líquidos e lamas. Trata-se de um sistema de incineração, em que a carga é mantida em suspensão dentro de um forno vertical, contendo um leito inerte cerâmico geralmente areia ou alumina e uma grelha de metal furada para entrada do ar de combustão. O leito fluidizado pode ser do tipo de borbulhamento, ou tipo leito circulante. No leito de borbulhamento trabalha-se com velocidade dos gases menores que 1,2 m/s e no leito circulante com velocidade acima de 3,6 m/s, onde os sólidos arrastados são separados em um hidrociclone e retornam ao leito fluidizado. Isso permite que a câmara opere com temperaturas mais baixas reduzindo a emissão de NO_x (Santos, 1989).

FIGURA 6.6- CÂMARA DE COMBUSTÃO DE LEITO FLUIDIZADO

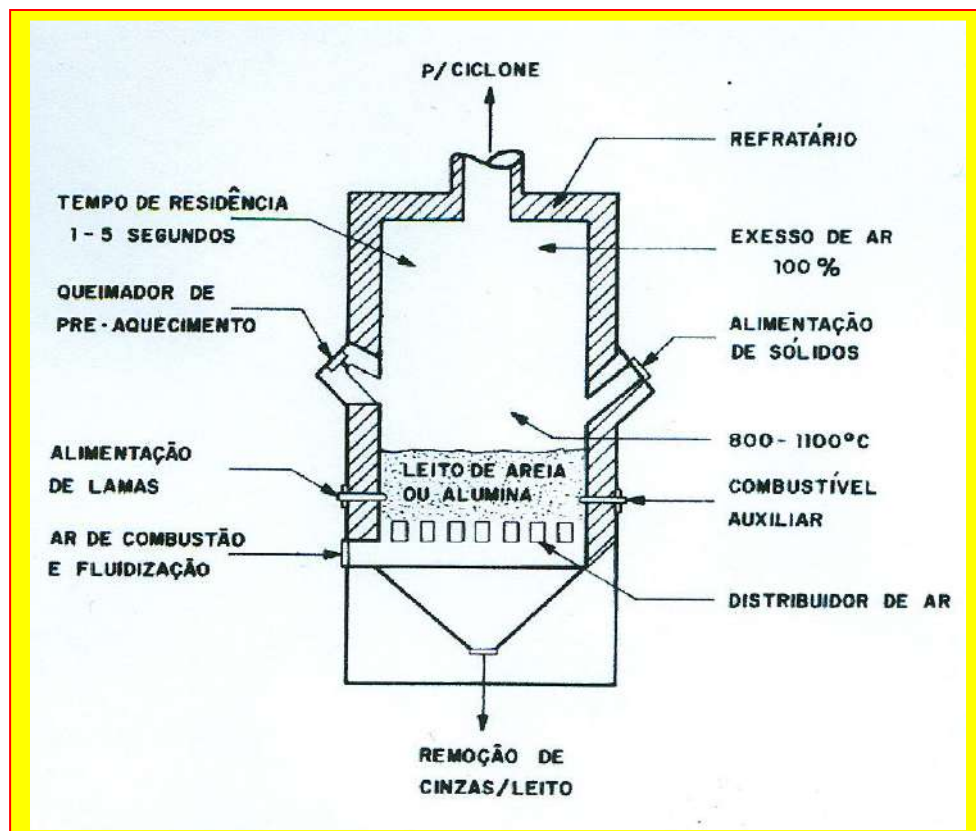
(MENEZES, 1999)

(Santos, 1989).



O tempo de retenção é longo de 5 a 8 segundos permitindo a combustão completa do resíduo fluidizado, em temperatura entre 750 e 880 °C. Com essa combustão ocorre uma redução nas partículas de resíduo, sendo então, este arrastado pelos gases ascensionais. O sistema utiliza uma câmara secundária, para completar a combustão. Os gases depois são submetidos à purificação usando sistemas de filtragem e lavagem. Os resíduos podem estar na fase sólida, líquida ou gasosa, mas o controle dimensional e homogeneidade da carga devem ocorrer, para obter uma estabilidade do processo (Santos, 1989).

O incinerador de leito fluidizado apresenta várias vantagens, tais como: apresentam alto coeficiente de transferência de calor, alta turbulência na fase gasosa e sólida, temperatura uniforme no leito, possibilidade de neutralização dos gases ácidos no próprio leito pela injeção de calcário ou carbonato. Apresenta algumas desvantagens também, pois se os resíduos possuem muitos sais pode haver a aglomeração de sólidos no leito, além de apresentarem, em comparação com os demais, um tempo de residência pequena para partículas menores (arraste) (Santos, 1989).



6.10.5 - Incineradores de infravermelhos

O uso de resistências elétricas em atmosfera oxidante permite a decomposição de resíduos sólidos contendo matéria orgânica. Os gases produzidos são depois encaminhados para uma segunda câmara onde é efetuada a combustão completa. Os gases de combustão são finalmente submetidos a um tratamento de lavagem antes de serem lançados para o exterior.

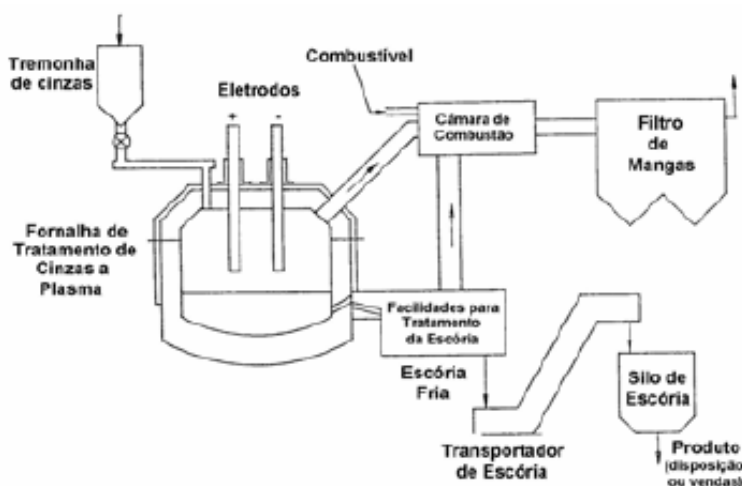
6.10.6 – Forno de plasma

É recomendado para o tratamento de cinzas de incineradores de combustão, pois resultou da necessidade de desenvolvimento de sistemas capazes de tratar cinzas de incineração para se obter um produto quimicamente estável o qual (idealmente) tenha uso subsequente como material para construção. A importância do problema das cinzas depende dos fatores locais prevaletentes na região ou país.

As cinzas geradas em incineradores, via combustão, deixam o sistema através da grelha do incinerador e dos equipamentos de tratamento dos gases exaustos que retêm as cinzas volantes. No processo a seguir as cinzas de incineração de resíduos municipais sólidos são submetidas a um novo tratamento térmico (Menezes, Bessa, Menezes, 1999).

A fornalha é alimentada à vazão controlada e a escória é continuamente removida escoando sobre um tanque de resfriamento cheio d'água onde solidifica e é granulada. Os gases são conduzidos para uma câmara de pós-combustão onde quaisquer espécies reductoras são completamente incineradas (exp. CO, H₂) antes do tratamento e remoção de material particulado, sendo então lançadas na atmosfera através de uma chaminé.

FIGURA 6.7 - FORNO DE PLASMA PARA CINZAS DA INCINERAÇÃO VIA COMBUSTÃO



Para utilizar o plasma, este é gerado e controlado em **Tochas de Plasma**, de forma similar a um queimador empregado em fornos. As tochas de plasma já estão em uso há anos na indústria metalúrgica e siderúrgica, em máquinas de corte para aço inoxidável, em processos de deposição de metais, entre outros (KOMPAC, 1999).

É importante notar que no processo a plasma não há combustão ou queima dos componentes do resíduo, não gerando compostos perigosos provenientes da combustão como dioxinas, furanos e outros. Por meio da tocha de plasma o "Conversor de Resíduos a Plasma (CRP)" produz eletricamente um campo de energia radiante de altíssima intensidade que aplicado sobre os resíduos produz a dissociação das ligações moleculares existentes nos compostos sólidos, líquidos ou gases, sejam eles perigosos ou não, orgânicos ou inorgânicos. Esse forno processa com segurança e economicamente qualquer resíduo sólido, líquido e gasoso, perigoso ou não, e reduz os rejeitos sólidos a uma fração inferior a 1%, sem produzir nenhuma emissão ou efluente tóxico ou perigoso (KOMPAC, 1999).

A redução de volume de materiais sólidos obtida em um Conversor de Resíduos a Plasma pode atingir a 300 para 1 ou mais, virtualmente eliminando todo o material processado. Materiais que se comportam desta forma são: tecidos, produtos farmacêuticos, papéis, plásticos, alimentos, tintas, solventes, explosivos, PCB's, drogas, óleos, e outros. (KOMPAC, 1999).

6.11 – PROCEDIMENTOS PRÉVIOS PARA INCINERAÇÃO DE LIXO

Para que um resíduo possa ser incinerado (Revista Gerenciamento Ambiental, 2002) é necessário que ele esteja apto a ser transportado e esteja devidamente caracterizado: fisicamente, quimicamente e físico-quimicamente. Há uma série de atividades preliminares que podem ser desempenhadas ou pelo gerador ou pelo prestador de serviço da incineração ou por um terceiro, preposto credenciado por um dos dois. Estas atividades resumem-se ao exame de carga e seu acondicionamento (a granel, em sacos, em bombonas, em tambores metálicos, em containeres, etc.).

6.11.1 - Classificação e Seleção da Carga

O pré-tratamento do resíduo bruto coletado consiste na separação, por catação manual ou mecânica, de componentes com valor comercial (papel, vidros, plásticos, alumínio, metais e outros).

6.11.2 - Tratamento após Classificação e Seleção

Os materiais que não possuem valor para reciclagem podem sofrer moagem, secagem, compostagem e enfardamento, para otimizar a queima;

6.11.3 - Alimentação Manual ou Mecânica dos Rejeitos no Incinerador

Os resíduos sólidos podem ser alimentados nos incineradores através de diferentes dispositivos tais como: moegas pressurizadas, roscas transportadoras, correias transportadoras e contêineres ou caçambas. Embora mecanizados, o acompanhamento das operações é efetuado por um operador especializado (Santos, 1989).

6.12 – PROCESSOS DE QUEIMA DE LIXO NO INCINERADOR DE COMBUSTÃO

Os sólidos, os líquidos e gases porventura existentes nas frações remanescentes do lixo podem ser incinerados em duas etapas:

1ª - queima inicial entre 500°C e 900°C numa câmara primária

A primeira câmara recebe e queima o lixo para converter algumas substâncias em gases e cinzas ou escórias. Em algumas configurações industriais, a alimentação de oxigênio nessa câmara é sub-estequiométrica, para evitar gradientes elevados de temperatura (ao contrário do que ocorre em outros fornos industriais e caldeiras, onde a combustão é estequiométrica ou com excesso de ar). Nestas condições controladas, evita-se a volatilização de grandes quantidades de metais presentes no lixo, como chumbo, cádmio, cromo, mercúrio, entre outros e minimiza-se a formação de óxidos nitrosos, que surgem sob temperaturas maiores (Henriques, 2004)

2ª - queima das emissões gasosas iniciais numa câmara secundária

A segunda etapa de incineração ocorre numa temperatura maior durante um intervalo de tempo suficiente para que haja a combustão completa. O tempo de residência representativo para resíduos sólidos é de 30 minutos para o primeiro estágio e de 2 a 3 segundos para a queima das emissões gasosas na segunda câmara de combustão. Nessa segunda etapa de termo destruição, a atmosfera é altamente oxidante (excesso de oxigênio) e a temperatura de projeto varia normalmente entre 750° C e 1250° C. Os diversos gases gerados na câmara anterior são oxidados até produzir CO₂ e H₂O (vapor). Nos dois estágios de queima temos o uso de combustível auxiliar que pode ser gás natural, GLP ou óleo diesel (Henriques, 2004).

6.13 - PREPARAÇÃO DOS RESÍDUOS PARA ALIMENTAR O INCINERADOR DE COMBUSTÃO

6.13.1 - Resíduos Sólidos

Os resíduos sólidos são normalmente mais difíceis de serem queimados comparados aos líquidos, gasosos e pastosos, devido à maior dificuldade de mistura com o oxigênio. Dependendo do tipo de incinerador utilizado, deve-se reduzir o sólido a partículas pequenas (< 50 mm) e homogêneas, como por exemplo, para incinerador de leito fluidizado. Já o forno rotativo, um incinerador pode trabalhar com material sólido de maior dimensão, devido ao maior tempo de residência (Santos, 1989).

Para os sólidos a alimentação ocorre geralmente através de caçambas, principalmente para RSU. Já a utilização deste processo para resíduos perigosos só é possível se o manuseio desse produto não implicar em periculosidade ou poluição local, por isso geralmente utilizam-se containeres (Santos, 1989).

6.13.2 - Rejeitos líquidos e pastosos

Os produtos líquidos devem ser manuseados com bastante cuidado, principalmente os que são tóxicos ou que apresentam ponto de fulgor inferior a 60 °C. São normalmente armazenados em tanques atmosféricos, providos ou não de sistemas de inertização e possuem algumas vezes agitadores para manter em suspensão os sólidos presentes nos resíduos. Alguns tanques possuem sistema de aquecimento para o controle da viscosidade, importante propriedade para o bombeamento do resíduo e controle da atomização (tamanho das gotas) nos queimadores (Santos, 1989).

Devido à variação da composição química e do valor energético dos resíduos, torna-se frequentemente necessária a utilização de um tanque de mistura para permitir a obtenção de um produto mais homogêneo. Utiliza-se também um manuseio dos resíduos líquidos, tanques móveis, sobre rodas, do tipo vão de pressão cilíndrico horizontal, que coleta os resíduos líquidos nos locais de geração e os transporta para o incinerador. O produto é retirado do vaso por bomba é injetado nos queimadores.

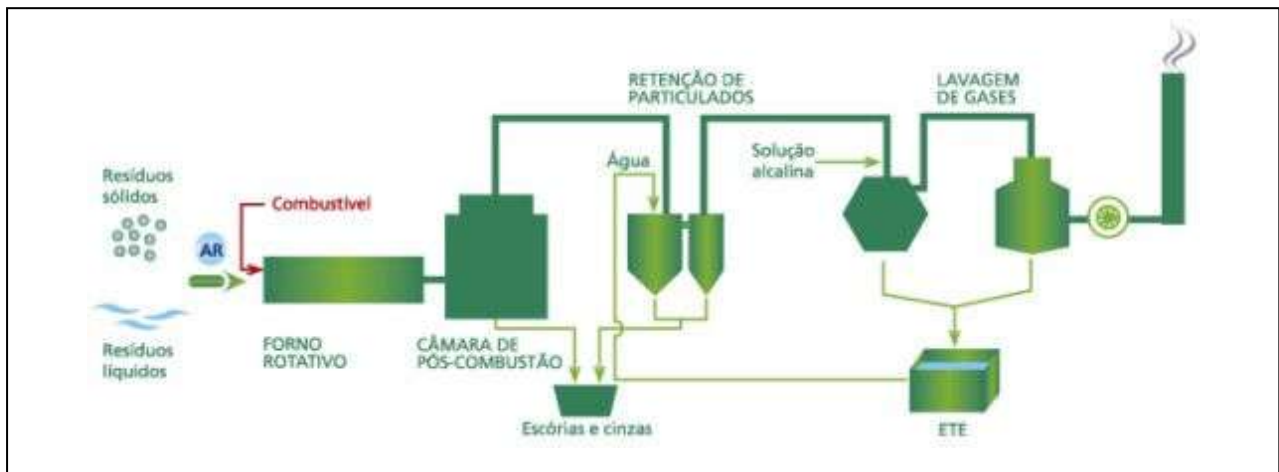
Os resíduos no estado pastoso ou de lama são também manuseados em pequenos vasos de pressão móveis com aquecimento para a redução da viscosidade, estes são enviados aos queimadores por bombeamento, utilizando-se bombas tipo parafuso helicoidal (Santos, 1989).

6.13.3 - Descartes Gasosos

Os gases, apesar de apresentarem facilidade de queima devido à baixa densidade, devem ter a composição química, valor energético e velocidade de chama perfeitamente definida para serem queimados nos incineradores. A composição química define os produtos perigosos existentes no gás e serve para fixar os principais parâmetros da incineração: temperatura de combustão, excesso de ar e tempo de residência. O valor energético tradicionalmente chamado de poder calorífico define se o resíduo pode manter por si só a condição necessária para a incineração ou se é necessário à queima de um combustível auxiliar. A velocidade da chama é necessária para projetar-se o queimador de gás adequadamente, para evitar, por exemplo, retorno de chama pela tubulação de alimentação do gás (Santos, 1989).

FIGURA 6.8- FLUXOGRAMA DE UM PROCESSO DE INCINERAÇÃO

(Extraído de www.essencis.com.br, 2007)



6.14 - CONTROLE DAS EMISSÕES GASOSAS, LÍQUIDAS E DAS CINZAS RESULTANTES

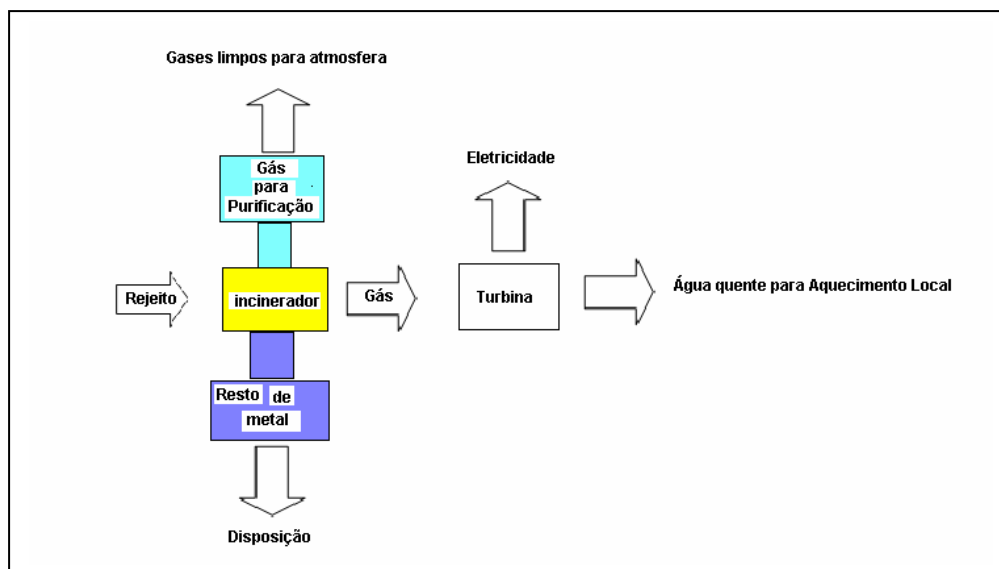
Os fumos (ou gases de exaustão) gerados na incineração são resfriados em trocador de calor e são neutralizados quimicamente em colunas lavadoras; a água na sua maioria arrasta partículas sólidas presentes nos gases e forma lamas e suspensões, que depois recebem tratamento adequado. (adaptado de Nascimento, Almeida Filho e Zakon, 2000).

O uso de outros lavadores, filtros e precipitadores permitem que os gases emitidos na incineração de lixo obedeam às exigências da legislação ambiental. Tais métodos são adotados intensivamente em industriais termoquímicas, como siderúrgicas, refinarias de petróleo, fábricas de cimento e cerâmica e outras que obedecem há décadas as normas de qualidade ambiental, e podem ser adaptados para incineradores. Em alguns casos há a necessidade do uso de filtros de carvão ativo para reduzir a emissão de mercúrio e dioxinas.

Na realidade, definir quais são as reações ocorridas instantaneamente em um incinerador é muito difícil, por isso o mais prático é a realização de um balanço mássico da entrada, saída e geração de substâncias (adaptado de Zakon, 2007), conforme sugerido pela figura seguinte.

FIGURA 6.9- DIAGRAMA REPRESENTATIVO DO PROCESSO DE INCINERAÇÃO

(Alam, 2002)



6.15 – PRODUTOS SÓLIDOS DA INCINERAÇÃO: CINZAS, ESCÓRIAS E CINZAS VOLANTES

As cinzas são os produtos inorgânicos, eventualmente contendo vestígios de substâncias orgânicas não queimadas, nomeadamente carbono, que se encontram na forma de partículas dispersas e friáveis de dimensão variável. Podem ser cadentes, que caem para o fundo da câmara, ou volantes (“fly ashes”). As cinzas volantes são substâncias orgânicas ou inorgânicas que podem ser retidas e coletadas nos filtros de despoiramento dos gases de combustão.

As escórias são os produtos inorgânicos, eventualmente contendo vestígios de substâncias orgânicas não queimadas, nomeadamente carbono, que tenham sofrido um processo de fusão durante o processo de combustão, apresentando-se como aglomerados vítreos das partículas residuais, que ficam grudados nas estruturas, dutos e carcaças ou cascos metálicos dos equipamentos ao longo do percurso dos sólidos fundidos.

Após a incineração, a fração sólida é removida da grelha, resultando em 12 a 30% da massa (ou 4 a 10% em volume inicial) do material original e tem o aspecto (e cor) de cinzas, constituindo um material totalmente esterilizado e apto para ser aterrado sem geração de gás de aterro ou mesmo aplicado à construção civil (tijolos, capeamento de estradas, etc.). Mas, frequentemente, é lançado em aterros sanitários (embora possa ser utilizado em argamassas empregadas na construção). O lixo pode ser previamente tratado para que haja a recuperação de materiais ferrosos; não ferrosos, que possam também ser recuperados em certas circunstâncias, e os resíduos das queimas também podem sofrer tratamento similar. Uma pequena quantidade de partículas finas pode ser carregada para fora das câmaras de combustão arrastada pela corrente de exaustão dos gases (frequentemente, cinzas leves aquecidas), sendo coletadas no precipitador ou no filtro (adaptado de Henriques, 2004).

6.16 - CO-PROCESSAMENTO DE RESÍDUOS PERIGOSOS

6.16.1 – A redução do consumo de energia na indústria de cimento e o co-processamento

Os avanços tecnológicos da produção e a substituição de combustíveis fósseis e matérias-primas naturais por materiais alternativos na indústria do cimento sempre foram impulsionados pela busca da redução do consumo de energia térmica e elétrica, e da racionalização do uso de recursos naturais não-renováveis. O apelo era (e ainda é) forçosamente econômico, seja em virtude do custo de energia, uma vez que o combustível respondia em determinada época por 1/3 do custo da produção do cimento, seja em função da ampliação da vida útil das jazidas (Maríngolo, 2001, citando Duda, 1985).

No processo de manufatura do cimento portland, a energia térmica gerada pelo combustível, utilizada para secagem, aquecimento e calcinação das matérias-primas, constitui 90% do total de energia consumida no processo de manufatura do cimento. O consumo de energia elétrica na moagem das matérias-primas e do clínquer, e nas operações do forno e no resfriamento, responde pelos outros 10% do total embora corresponda por 50% dos custos. A maior parte da eletricidade é usada no processo de moagem do clínquer (40%), na moagem de matérias-primas (25%), e na operação do forno e resfriador (20%) (Maríngolo, 2001).

Analisando as reduções de homens-hora e de consumo energético nas fábricas de cimento Portland, Maríngolo (2001) destacou que essa otimização fabril se aproximava das limitações impostas pelas leis da termodinâmica, o que representa um grande desafio para esse segmento industrial. Destacou ainda que: implementados os principais e mais dramáticos cortes de pessoal e ganhos de eficiência, restavam apenas ajustes menores a serem feitos, e apenas tecnologias inovadoras, como dispositivos para a utilização de resíduos industriais, que poderiam resultar em novas reduções nos custos da produção.

No Brasil, a propulsão mais acelerada na tecnologia deu-se no final dos anos 70 e início dos 80, como reflexo da crise mundial do petróleo então, cujos derivados vinham sofrendo sucessivos e fortes aumentos de preço. Na época, o Governo Federal convocou os segmentos produtivos do País, iniciando pelo setor cimenteiro, a assumir um compromisso no sentido de reduzir o consumo energético e promover a substituição desses derivados, resultando na lavratura do "Protocolo do Cimento", em setembro de 1979, com vigência de 5 anos (Maríngolo, 2001, citando Barreto e Marciano, 1985).

De 1977 a 1987, a Associação Brasileira de Cimento Portland analisou anualmente o desempenho energético do setor. Ao término do Protocolo do Cimento, em dezembro de 1984, as empresas cimenteiras tinham atingido o índice de cerca de 90% de substituição do óleo combustível ("fuel oil") por dez qualidades diversas de combustíveis alternativos nacionais, entre os quais, os principais eram: o carvão mineral e o carvão vegetal, mas também aí se incluíam gás natural, coque de petróleo, pneus usados, palha de arroz, cavaco de madeira e lenha, casca de babaçu e de dendê (Maríngolo, 2001, citando Barreto e Marciano, 1985).

O componente "ambiental" no País, que tomou impulso mais efetivo na década de 90, encontrou o parque industrial nacional do cimento Portland tecnologicamente modernizado e administrativa e economicamente globalizado, pois grandes grupos empresariais nacionais e estrangeiros, sobretudo europeus, investiram na aquisição de várias e importantes empresas, na reforma e ampliação de unidades existentes e na construção de novas fábricas. Ao longo desse período de modernização e globalização vários tipos de combustível se sucederam à medida que surgiram no mercado opções menos nobres, segundo parâmetros de combustão, porém mais competitivas, como era o caso do coque de petróleo. O co-processamento de resíduos industriais como substituto parcial de combustível fóssil tornou-se uma realidade na indústria de cimento Portland em nível nacional (Maríngolo, 2001).

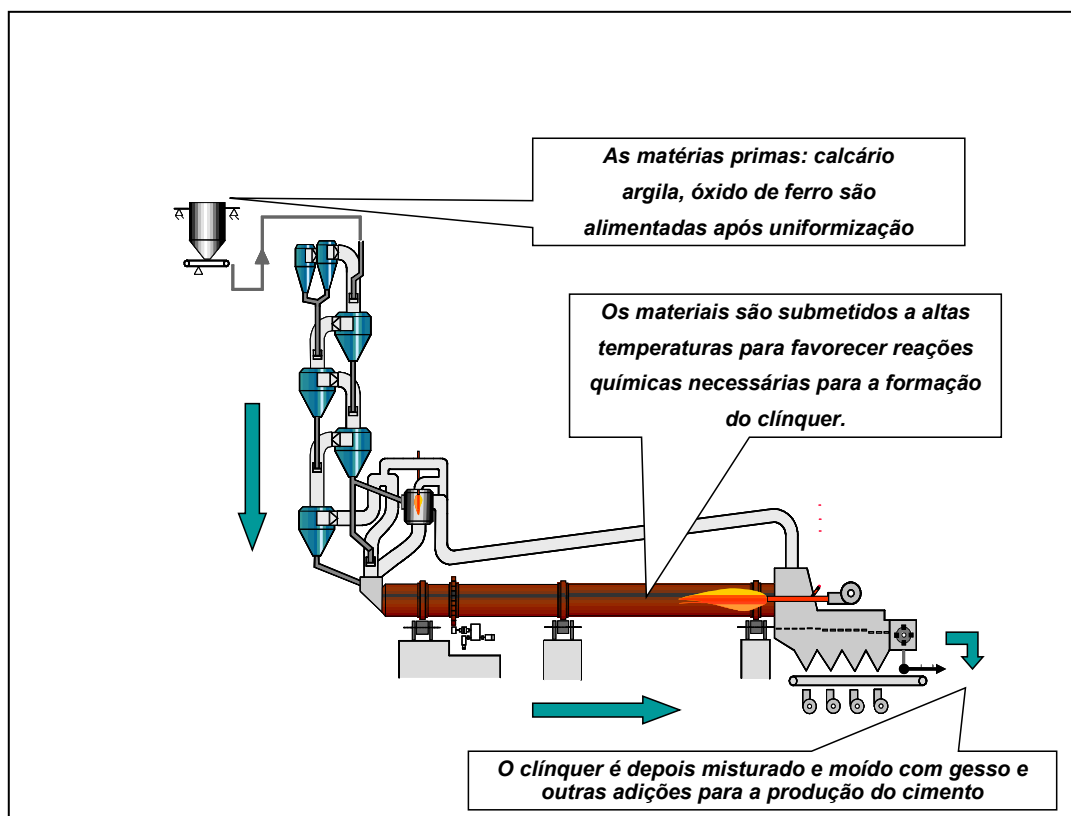
6.16.2 – O Sistema forno de clinquerização pela via seca

Na manufatura do clínquer Portland, a liberação de calor resultante da oxidação do combustível no maçarico origina um perfil de temperaturas ao longo do forno rotativo, que possibilita a seqüência de reações químicas entre os componentes da matéria-prima (calcário, argila e corretivos). Por fim, a 1450°C formam-se as fases cristalinas metaestáveis do clínquer (alita, belita, C_3A e C_4AF), que depois sofrem um resfriamento súbito para evitar, principalmente, a decomposição da alita em belita, pois a reação de síntese da fase alítica é reversível resultando na liberação da belítica e cal virgem, CaO (adaptado de Maríngolo, 2001).

FIGURA 6.10

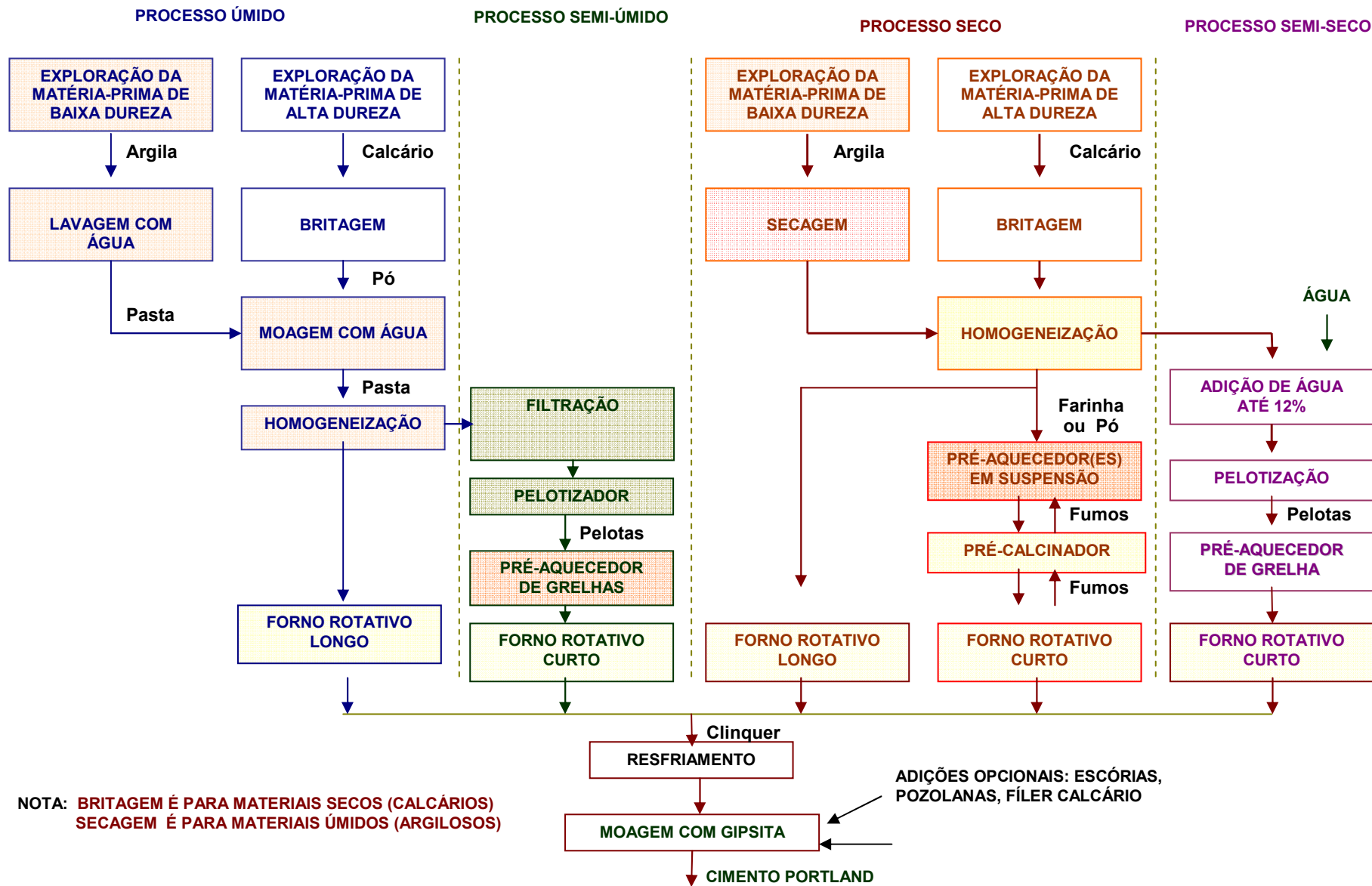
PRE-CALCINAÇÃO E CLINQUERIZAÇÃO POR VIA SECA PARA FABRICAR CIMENTO PORTLAND

(Ávila, 2001).



A produção de cimento Portland pela via seca compreende a extração e britagem das matérias-primas; dosagem, moagem e homogeneização dos componentes da farinha; aquecimento, calcinação e sinterização da farinha para formar o clínquer. Em função de como se prepara o material antes de sua entrada no forno rotativo, distinguem-se dois sistemas principais de fabricação de clínquer: via úmida, no qual o material de alimentação é submetido a moagem úmida, resultando em uma pasta com teor de água de 30%-40% (também há variantes, via semi-úmida ou semi-seca, em que se utiliza filtros-prensa para eliminar água, obtendo-se grânulos com 15%-20% de umidade) e via seca (Maríngolo, 2001), conforme a descrição genérica contida na Figura 6.10

FIGURA 6.11
ROTAS TECNOLÓGICAS PARA PRODUÇÃO DE CIMENTO



6.16.3 - Co-processamento de resíduos industriais perigosos nas fábricas de cimento.

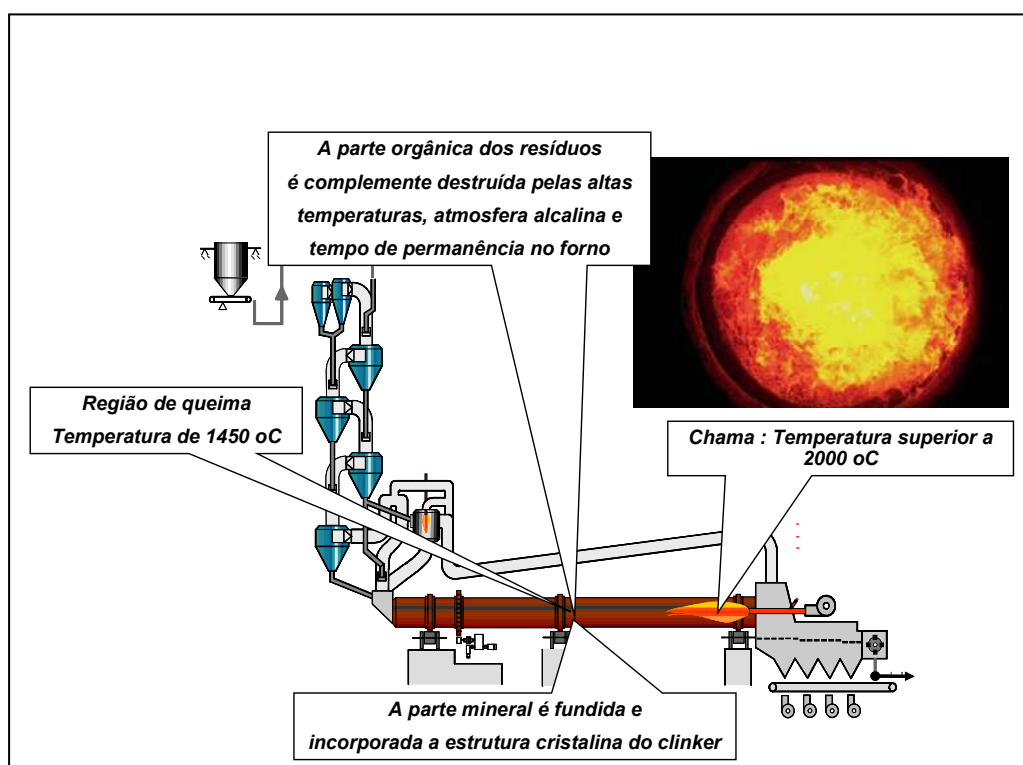
Os métodos mais tradicionais e de baixo custo de disposição de resíduos, como aterros a céu aberto, lançamento em fossas e estocagem estão sendo substituídos em ampla escala pela minimização na fonte de geração, reciclagem, tratamento físico, químico ou biológico, incineração e métodos de estabilização e solidificação química. De todas as tecnologias "permanentes" de tratamento, são os sistemas de incineração os que têm a maior capacidade de destruição e controle da maior variedade de resíduos. Incineração é o processo de engenharia que emprega a decomposição térmica através da oxidação a alta temperatura (900°C ou maior) para destruir a fração orgânica do resíduo e reduzir o volume (Maríngolo, 2001).

Essa visão tecnológica possibilitou que as fábricas de cimento Portland adotassem tecnologias de co-processamento de resíduos industriais perigosos sem prejudicar a qualidade dos seus produtos.

FIGURA 6.12

O AMBIENTE DE DESTRUIÇÃO TÉRMICA NUM FORNO DE CLINQUER PORTLAND

(Ávila, 2001)

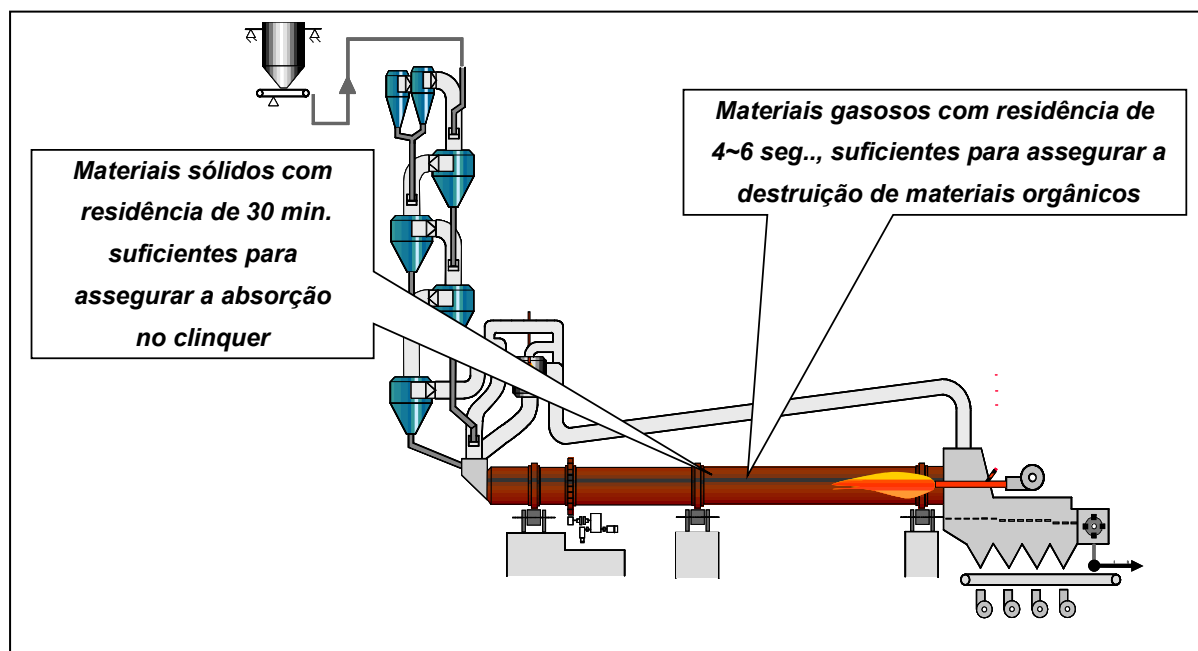


A vantagem básica do sistema via seca é o menor consumo específico de calor, aproximadamente 800kcal/kg, diferença a seu favor de 500kcal/kg com relação ao consumo convencional do processo via úmida, com 1300kcal/kg. No processo via úmida, a água presente na farinha resulta em aumento do consumo de energia e o vapor aumenta o volume de gases de saída. Para a mesma capacidade de produção, o preço de um forno rotativo pequeno via seca com pré-aquecedor é o mesmo de um forno longo via úmida com intercambiadores de calor internos. A produção de cimento via seca é, portanto, hoje, a mais econômica, a menos que situações especiais como, por exemplo, expansão de uma fábrica via úmida pré-existente ou a existência de jazidas com alta taxa de umidade, justifiquem economicamente a instalação de fornos via úmida (Maríngolo, 2001).

Existem várias configurações possíveis para o processo via seca. No forno rotativo, o processo termodinâmico faz com que o material passe, a velocidades variáveis e revoluções constantes, pelas várias zonas ao longo de sua extensão: zona de calcinação, a qual depende da existência ou não de pré-aquecedor e pré-calcinador no sistema; zona de transição, na qual começa a se formar a fase líquida; zona de fase líquida, na qual ocorre a nodulização e inicia-se a formação de alita; zona de queima, no interior da chama, em que se intensifica a formação e crescimento das partículas individuais de alita e sua sinterização; e zona de resfriamento, na qual o material perde temperatura e se aglomera devido à solidificação da fase líquida. A extensão relativa das várias zonas pode mudar variando o perfil de temperaturas ou a composição química da farinha (adaptado de Maríngolo, 2001).

Os vários tempos de residência resultam das mudanças físicas e químicas do material que ocorrem durante o processo de queima no forno. A velocidade mais baixa é na zona de queima (24,3cm/min), enquanto a velocidade mais alta se dá na zona de calcinação (45,6cm/min) (Duda, 1985 – citado por Maríngolo, 2001).

FIGURA 6.13
TEMPOS DE RESIDÊNCIA DE SÓLIDOS E GASES NA CLINQUERIZAÇÃO VIA SECA
(Ávila, 2001)



No forno rotativo, a clinkerização acontece em ambiente oxidante, a quantidade de oxigênio é maior do que o valor necessário para uma reação estequiométrica (ar primário). Ar secundário é injetado através do queimador junto com o combustível. A introdução de resíduos industriais como combustível requer que o forno seja operado de forma a assegurar sua destruição completa. O desempenho de um forno depende do desempenho da combustão. Esta, por sua vez, é essencialmente controlada pela eficiência da mistura do ar de combustão com o resíduo e combustível, e pela manutenção a alta temperatura durante tempo suficiente. Daí a regra dos três "T": *turbulência, temperatura e tempo* (Jenkins e Mather, 1997 – citado por Maríngolo, 2001).

O forno de clínquer utilizado para a queima de resíduos deve apresentar eficiência de destruição de 99,99%, índice mais rigoroso do que a operação "normal". Os resíduos combustíveis necessitam temperaturas de combustão e tempos de residência adequados para degradar os compostos quimicamente inertes, como halogênios, enxofre, fósforo e metais (Jenkins e Mather, 1997– citado por Maríngolo, 2001).

6.16.4 – A combustão em fornos de clinkerização.

O queimador, simples ou de múltiplos canais, alinhado paralelamente ao eixo longitudinal do forno, posicionado no centro da seção transversal deste, deve ser capaz de realizar combustão completa, em presença de baixo excesso de ar e com geração mínima de monóxido de carbono (CO) e óxidos de nitrogênio (NO_x), produzindo uma chama curta, estreita e fortemente radiante para boa transferência de calor da chama para o material na zona de sinterização do forno (Maríngolo, 2001).

O combustível é atomizado sob alta pressão no bico do queimador em partículas as menores possíveis - quanto menores as partículas, melhor a combustão - e injetado no forno junto com ar primário, pelo mesmo bico ou por bicos diferentes. O ar primário, valor necessário e suficiente para a queima completa, tem como funções resfriar o duto do queimador, iniciar e estabilizar a ignição do combustível, e auxiliar a formatação da chama. À pressão de atomização, a proporção de ar primário é baixa, cerca de 3% do total de ar de combustão (Duda, 1985 – citado por Maríngolo, 2001).

O calor necessário para aumentar a temperatura do combustível injetado até a temperatura de ignição no forno é fornecido a partir da radiação do refratário, da radiação da própria chama e da temperatura do ar secundário. Os gases quentes circulam em sentido inverso ao avanço do material, o

fluxo de gases é forçado mediante aspiração de um ventilador ou exaustor, que mantém todo o forno em depressão, ou seja, com pressão inferior à atmosférica.

A combustão ocorre em quatro estágios: 1) mistura 2) ignição, 3) reação química e 4) dispersão de produtos. Na maioria dos sistemas de combustão, a ignição e reações químicas são rápidas, enquanto a mistura e dispersão dos produtos são lentas (Jenkins e Mather, 1997 – citado por Maríngolo, 2001). Todo material combustível difere em respeito a cada um desses quatro estágios. Alterações no combustível são, portanto, de suma importância para o sistema forno, pois propriedades diferentes resultam comportamentos distintos na combustão, como, por exemplo: volumes de gases gerados, consumo de calor, mudanças no perfil de temperaturas, forma da chama, capacidade específica do forno (Maríngolo, 2001).

A combustão é um processo extremamente complexo, envolvendo: interações físicas e reações químicas, cinética de reações, catálise, aerodinâmica e transferência de calor, e torna-se ainda mais complicada com a introdução no processo de resíduos de natureza heterogênea. A integração do processo de combustão e o desenho do equipamento de queima é o maior desafio da engenharia de processo, requerendo solução simultânea de calor, massa e transferência de momento¹ (SMART et al., 1999). A combustão deve fornecer não apenas a quantidade necessária de calor em termos de calorias, mas também liberar calor a temperatura suficientemente alta para o processo de formação do clínquer (F.L.Smith, 1999 e – citado por Maríngolo, 2001).

A garantia de combustão completa baseia-se essencialmente em excesso de ar, mistura combustível-ar, altas temperaturas do forno e tempo de residência adequado para que uma partícula do combustível passe por todos os fenômenos físicos e químicos até a queima completa de seu núcleo de carbono (Instituto De Pesquisas Tecnológicas, 1980 – citado por Maríngolo, 2001).

O clínquer sai do forno rotativo com temperatura de 1100°C a 1350°C, passa por uma zona de transição e entra no resfriador. A pressão negativa induz a sucção de ar frio através da terminação aberta do resfriador; o ar de refrigeração passa através do resfriador em contracorrente ao movimento do clínquer, entrando no forno como ar de combustão. Designa-se grau de resfriamento a temperatura em que o clínquer deixa o resfriador, a qual difere de 65°C a 300°C, dependendo do tipo instalado (Duda, 1985 – citado por Maríngolo, 2001).

Três tipos de resfriadores são utilizados na indústria de cimento: rotativos, de satélites ou planetários, e de grelha, os mais freqüentemente instalados. Resfriadores rotativos são os mais antigos, consistem de um cilindro que revolve o forno, sendo montado de forma a trabalhar em conjunto com o forno rotativo. Resfriadores de satélites ou planetários consistem de vários (10 ou 11) cilindros arranjados como um colar em volta da circunferência da terminação quente do forno rotativo, formando parte integrante deste, revolvendo junto com ele. Aberturas no forno permitem que o clínquer entre nos satélites. Ao contrário de resfriadores rotativos e planetários, nos quais o resfriamento do clínquer é predominantemente realizado contracorrente, os de grelha resfriam o clínquer com uma combinação de ar a favor e contracorrente. O clínquer passa pelas grelhas e entra em compartimentos de ar, cada qual com seu próprio ventilador, de onde é descarregado por válvulas sobre uma grade e dali cai na correia transportadora (DUDA, 1985 – citado por Maríngolo, 2001).

O volume de ar de refrigeração do resfriador é limitado pelo volume de ar necessário para manter o processo de combustão no forno rotativo. Ao entrar no forno rotativo, a temperatura do ar de refrigeração é de cerca de 400°C a 750°C no caso de resfriadores rotativos, da ordem de 850°C nos planetários, e de aproximadamente 900°C nos de grelha (Duda, 1985 citado por Maríngolo, 2001).

O pó gerado nos fornos, moinhos e resfriadores é direcionado para as chaminés e retido por coletores como ciclones, cujo princípio básico é o da separação centrífuga; filtros de manga, uma trama de fibras naturais ou sintéticas através da qual passam os gases com pó, depositando as partículas nos vazios do tecido; ou por precipitadores eletrostáticos, que funcionam através de descargas elétricas sobre as partículas de pó em suspensão, criando um forte campo magnético, sendo então coletadas por eletrodos de carga positiva.

6.16.5 – Vantagens do co-processamento de resíduos perigosos em fornos de clínquer

As propriedades do processo aliadas à alta tecnologia envolvida na fabricação do cimento Portland, do ponto de vista tanto dos equipamentos pesados da linha de produção, da qual o forno rotativo é a alma, quanto do controle e características da combustão, permitiram tornar o processo de produção do clínquer propício para a destruição e aproveitamento de resíduos industriais. Esta alternativa era em 2001, 5 a 10 vezes mais barata que as formas convencionais de incineração. O preço cobrado para incineração variava entre US\$1000 e US\$3000 a tonelada, dependendo do tipo de resíduo. A disposição em aterro poderia custar US\$150 a tonelada. A queima em fornos de cimento variava de US\$100 a US\$700 (Alves, 1993 citado por Maríngolo).

A destruição térmica de um resíduo orgânico envolve aquecê-lo até a temperatura de destruição, mantê-lo nesta temperatura por um determinado tempo e fornecer quantidade suficiente de oxigênio para destruí-lo estabilizá-lo. Essas e outras características que fazem do forno de cimento um dispositivo adequado de combustão para o tratamento de resíduos foram descritas por Maríngolo (2001), a saber:

6.16.5.1 - Altas temperaturas de incineração e tempo de residência

A produção do clínquer portland requer que a temperatura dos sólidos alcance aproximadamente 1480°C (2700°F). Para aquecer o material até esta temperatura é necessário que a chama atinja, pelo menos, 1930°C (3500°F). O perfil de temperaturas no forno rotativo e a velocidade do gás combinam-se para produzir um tempo de residência maior que 3 segundos a temperaturas iguais ou superiores a 1200°C (2200°F), com a vantagem adicional do contato íntimo entre sólidos e gás. Essas condições essenciais para a produção de cimento excedem a temperatura do gás e tempo de residência para a destruição de componentes orgânicos, mesmo os de destruição mais difícil, e excedem as condições operacionais de incinerador industrial de resíduos perigosos.

6.16.5.2 - Ambiente alcalino (básico) natural

As matérias-primas dentro do forno rotativo produzem um ambiente naturalmente alcalino, agindo como neutralizadores naturais dos gases ácidos que podem vir a ser produzidos pela combustão, como SO₂ e HCl. A calcinação do calcário ou carbonato de cálcio (alimentado na proporção de quase 80% (p/p) na farinha) produz cal, que também neutraliza gases ácidos em incineradores de resíduos perigosos. O processo de produção do clínquer gera também outros componentes alcalinos, como óxido de magnésio. Assim, à medida que os gases ácidos transitam no sistema, são neutralizados pelo material alcalino do forno.

6.16.5.3 - Alta turbulência no sistema pré-calcinador e na clínquerização

Turbulência é o fenômeno que promove a mistura do combustível com o oxigênio, produzindo uma combustão mais eficiente. Turbulência, temperatura e tempo de residência são os três fatores de cuja ação combinada depende a eficácia do processo de incineração. Em fornos de cimento, a turbulência, expressa em número de Reynolds (relação entre as forças inerciais e de viscosidade do fluxo), é maior que 100.000, contra 10.000 em incineradores industriais estáticos, permitindo maior eficiência de destruição de compostos orgânicos e inorgânicos.

6.16.5.4 - Processo sem geração de cinzas ou resíduos

O único subproduto gerado no processo de manufatura do cimento é o pó de clínquer, o qual consiste basicamente de matérias-primas (por exemplo, calcário) e matéria-prima parcialmente processada (por exemplo, cal) que pode resultar do arraste dos gases de exaustão do forno rotativo dentro do mesmo e no sistema de pré-calcinação ou de secagem da farinha. Por essa razão, o pó coletado no sistema de tratamento das emissões gasosas do processo de fabricação de cimento Portland, que é um sistema fechado, é reciclado e realimentado no forno junto à farinha. Esse aspecto processual representa um argumento suficiente para desautorizar as acusações de que as indústrias de cimento sejam inevitavelmente poluentes.

6.16.5.5 - Estabilidade térmica

Devido às dimensões e a elevada estabilidade térmica do forno rotativo de clínquerização, não é possível haver variações significativas de temperatura em períodos curtos de tempo. A operação é estável e uniforme, e conta com dispositivos de interrupção automática do fluxo de resíduos em caso de falhas nas condições operacionais. Interrompido repentinamente o fluxo de alimentação, assim, quaisquer resíduos orgânicos dentro do forno são destruídos.

6.16.5.6 - Equipamento de despoejamento de alta eficiência

O processo gera gases (CO, CO₂, SO_x, NO_x, HCl, HF), vapores de metais pesados (Pb, Hg, Cd, Cr etc.), óxidos metálicos (Ni, Fe, Co etc.) e material particulado. As partículas que não retornam ao forno são capturadas por sistemas modernos de controle anti-poluição, como filtros de manga e, principalmente, precipitadores eletrostáticos, que atingem eficiência de 99,95%.

6.16.5.7 – Pequena proporção da carga de resíduos perigosos na alimentação ao forno

Fornos de cimento típicos têm, em média, uma capacidade de alimentação de matérias-primas de 100t/h. A carga de resíduos é geralmente menor que 5% da alimentação, o que significa queima da ordem de 2 a 3t/h. Para fins de comparação, um incinerador industrial de resíduos perigosos representa investimentos de US\$20 milhões, para uma taxa de alimentação de 100 a 150kg/h.

6.16.5.8 - Capacidade de incorporação de teores controlados de resíduos perigosos no clínquer sem deteriorar as propriedades do cimento Portland resultante

A função básica do resíduo no processo de queima do clínquer é complementar ou substituir parte do combustível ou matérias-primas convencionais. Quaisquer resíduos não-perigosos de processos industriais, cujos constituintes principais sejam os mesmos da farinha para fabricação do clínquer portland (CaO, SiO₂, Al₂O₃ e Fe₂O₃), podem ser utilizados como substitutos do material natural para correção da composição ou para a produção de clínquer mineralizado, com propriedades especiais.

6.16.6 – Resíduos perigosos industriais passíveis de co-processamento na clínquerização

Segundo Ávila (2001)O elenco de substâncias adequadas para co-processamento nos fornos de clínquerização da Resotec-Holdercim (HOLCIM) inclui:

- *Substâncias oleosas*
- *Resinas, colas e látex*
- *Madeiras contaminadas*
- *Borrachas*
- *Terras contaminadas*
- *Catalisadores usados*
- *Pneus e emborrachados*
- *Solventes*
- *Lodos de tratamentos*
- *Papel*

São excluídos do co-processamento em fornos de clínquer os seguintes tipos de resíduos industriais ou perigosos (ÁVILA, 2001):

- *Resíduos hospitalares não tratados*
- *Lixo doméstico não classificado*
- *Explosivos*
- *Elementos radioativos*
- *Pesticidas*
- *Fossas orgânicas*
- *Materiais com alto teor de metais pesados*
- *Materiais com alto teor de Cloro*
- *Materiais com baixo poder calorífico ou sem contribuição na substituição de matérias primas*

Tanto quanto para as agências ambientais, o teor de cloreto de hidrogênio no resíduo era motivo de preocupação do próprio produtor de cimento Portland. O HCl, quando atinge níveis preocupantes para o meio ambiente, já terá comprometido ou inviabilizado o processo fabril devido à facilidade com que sais alcalinos são formados e condensados, formando incrustações provocando e entupimentos no forno (MANTUS, 1992). Além do mais, compostos de cloro têm a propriedade de abaixar a temperatura de volatilização de metais pesados (Dempsey & Oppelt, 1993 – citados por Maríngolo, 2001).

São referidos como elementos tóxicos os elementos químicos: antimônio (Sb), arsênio (As), bário (Ba), berilo (Be), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobalto (Co), cobre (Cu), chumbo (Pb), molibdênio (Mo), níquel (Ni), selênio (Se), prata (Ag), tálio (Tl), vanádio (V), zinco (Zn). Para as indústrias de cimento Portland, essa questão traz implicações ambientais, mas também tecnológicas e econômicas, em virtude das influências favoráveis ou adversas ao próprio processo e, em última instância, ao próprio desempenho do seu produto final (Maríngolo, 2001).

6.16.7 – A legislação brasileira para o co-processamento de resíduos perigosos até 2001.

Uma fábrica de cimento Portland não queima resíduos perigosos corrosivos, reativos ou tóxicos, a menos que sejam combustíveis com quantidade de energia significativa, o que pela legislação (brasileira) atual é de, no mínimo, 2775kcal/kg (5000 BTU/lb ou 11.620 kJ/kg), na base seca) Maríngolo, 2001).

A estipulação desse limite mínimo para poder calorífico inferior, com vistas à utilização de resíduos industriais para fins de reaproveitamento de energia é um ponto controverso dos procedimentos de co-processamento das agências ambientais estaduais. Esta restrição foi imposta pela *Environmental Protection Agency*, nos Estados Unidos, em 1983, como instrumento para assegurar que resíduos perigosos de baixo poder calorífico não fossem queimados em caldeiras ou fornos industriais a pretexto de recuperação energética quando, de fato, seria para evitar os altos custos e as regulamentações da incineração de resíduos (Dempsey e Oppelt, 1993 – citados por Maríngolo, 2001).

Essa medida discutível, de cunho essencialmente político e mercadológico, de um outro país, hoje amplamente debatida nos próprios Estados Unidos, acabou por ser adotada, sem comprovação técnica de sua utilidade, pelas legislações estaduais no Brasil. No âmbito nacional, a Resolução 264/1999 do CONAMA (BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, 1999) não incluía essa restrição. De qualquer forma, aos Estados caberia o direito de estabelecer normas mais restritivas que as normas federais. No Estado de São Paulo, a CETESB abriu a prerrogativa da realização de ensaios de queima para a comprovação do ganho energético no processo com resíduos de poder calorífico mais baixo (BRASIL. São Paulo, 1998). Até agosto de 2001, no entanto, os ensaios não foram autorizados (Maríngolo. 2001).

6.17 – USO DO PLASMA TÉRMICO NO TRATAMENTO DE DESCARTES

O tratamento de resíduos empregando a tecnologia de plasma térmico tem sido amplamente abordado na literatura técnica e tem sido divulgados no Brasil pela empresa KOMPAC.

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. Processos para tratamento de líquidos orgânicos, inclusive organoclorados, têm sido também propostos e testados em reatores de plasma.

Os processos conhecidos de plasma térmico que estão em uso ou desenvolvidos em vias de comercialização são: recobrimento físico e químico a plasma; síntese de pós-finos; decomposição a plasma; metalurgia a plasma; densificação de refratários e outros materiais, além das conhecidas máquinas de corte a plasma. (Boulos, M., 1995).

Um gerador de plasma (tocha de plasma) é um dispositivo que transforma energia elétrica em calor transportado por um gás. Com estes dispositivos virtualmente qualquer gás pode ser levado ao estado de plasma e o gás utilizado pode ter participação significativa na reação. O fluxo de calor pode ser medido e controlado e este fluxo pode ser utilizado para aquecer, gaseificar e promover reações químicas em um reator acoplado à tocha de plasma. A eficiência de transformação de uma tocha de plasma está em cerca de 85-90% da energia elétrica utilizada na geração do plasma. As temperaturas típicas alcançadas por plasmas térmicos são da ordem de 15.000 °C, embora as temperaturas de até 50.000 °C sejam possíveis. (Menezes, Bessa, e Menezes, 1999).

Quando um gás é aquecido a temperaturas elevadas há mudanças significativas em suas propriedades. A cerca de 2000°C, as moléculas do gás começam a se dissociar em estado atômico. A 3000°C, os átomos são ionizados pela perda de parte dos elétrons. Este gás ionizado é chamado de plasma. O gás sob o estado de plasma apresenta boa condutividade elétrica e alta viscosidade quando comparado a um gás no estado normal. (Menezes, Bessa e Menezes, 1999).

6.18 – CONSTATAÇÕES DO CAPÍTULO 6

Os principais critérios de projeto para os incineradores em função de suas emissões gasosas, referentes ao capítulo 6, são os seguintes:

6.18.1 - Devido às regulamentações impostas para se evitar a poluição atmosférica, que inclui a proibição dos métodos de combustão descontrolada, os sistemas de incineração de lixo foram sendo aperfeiçoados, para garantir maior controle das emissões gasosas, líquidas e das cinzas resultantes.

6.18.2 - As emissões gasosas, incluindo as dioxinas, furanos e cinzas volantes, os efluentes líquidos e as cinzas de fundo ou cadentes dos modernos incineradores e usinas termoelétricas de lixo, são captados, lavadas com soluções químicas adequadas e recebem destinação segura, abaixo dos limites de concentração que evitem riscos à saúde pública.

6.18.3 - Para o tratamento dos resíduos é possível absorvê-los nas indústrias de materiais de construção ou empregar a tecnologia do plasma térmico..

6.18.4 - A termodestruição do lixo aplica-se aos resíduos sólidos municipais podendo ocorrer por incineração (onde a destruição é total, via combustão completa), a pirólise e a gaseificação (ambas operando a destruição parcial, pela combustão incompleta). Na incineração, os resíduos são transformados em cinzas e gases não-combustíveis quentes, que podem ceder calor em caldeiras recuperadoras ou de co-geração, que geram vapor d'água superaquecido capaz de acionar uma turbina geradora de eletricidade.

6.18.5 - A incineração emprega a decomposição térmica através da oxidação a alta temperatura (900°C ou maior) para destruir as frações orgânicas dos resíduos sólidos municipais e reduzir o seu volume global. Assim, destrói os compostos orgânicos biodegradáveis, removendo todos os componentes responsáveis pela geração de biogás nos aterros sanitários, eliminado também o mau cheiro proveniente dos resíduos orgânicos.

6.18.6 - O tipo de descarte ou rejeito a ser destruído, e o seu estado físico definem o tipo de incinerador a ser utilizado, dentre as seguintes concepções: câmara de combustão para líquidos; câmara de combustão em forno rotativo, câmara de combustão em fundo fixo; incineradores de leito fluidizado, incineradores de infravermelho e forno de plasma

6.18.7 - Os gases de exaustão gerados no sistema de incineração são resfriados em caldeiras de recuperação de calor e são neutralizados quimicamente em colunas lavadoras e resfriadores instantâneos estequiométricos. A solução aquosa alcalina absorve e arrasta as cinzas volantes dos gases, formando lamas e suspensões que são tratadas em sistemas de decantação. O uso de filtros de carvão possibilita aumentar a captação de poluentes como o mercúrio e as dioxinas e furanos.

6.18.8 - Vários resíduos industriais perigosos são destruídos com segurança em fornos de clinquerização das indústrias de Cimento Portland.

6.18.9 - Os resíduos perigosos de serviços de saúde oriundos de um município podem ser destruídos em incineradores, inclusive para fins de geração de energia elétrica.

6.19 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS DO CAPÍTULO 6

AHLUWALLA, S.C E PAGE, C.H. – **Effect of low-grade fuels, combustible wastes and non-traditional raw-materials** – in: INTERNATIONAL CONGRESS ON THE CHEMISTRY OF CEMENT – 9, Delhi, Setember 1992, Proceedings ... Delhi, 1992 (Specific Theme 1 B).

ALAM, Jahangir – “**Energy Recovery from Municipal Solid Waste in Dhaka City, Bangladesh**” – AE Forum 15/02, Alternative Technology, Universität Flensburg, Germany (2002); extraído de www.uni-flensburg.de/at-forum/atf15-02 em 10 de julho de 2007.

ALVES, F. – **A alternativa da incineração** – *Saneamento Ambiental*, 4 (25):14-18, São Paulo, 1993

AVILA, C.O. – **Coprocessamento de resíduos industriais na Resotec-Holdercim** – Comunicação Pessoal para Abraham Zakon, São Paulo, 2001.

BARRETO, A.M E MARCIANO, Z.A.N – **Desempenho energético da indústria brasileira de em 1984** – in: REUNIÃO DE TÉCNICOS DA INDÚSTRIA DE CIMENTO, 36, São Paulo, 25 e 26 de julho de 1985, Anais... São Paulo: ABCP, 1985, v.2, (Anexo n. 11).

BOULOS, M., FAUCHAIS P. e PFENDER, E. - **Thermal plasma. Vol I - Fundamentals and applications** - Plenum Press, New York, 1995.

CHAPMAN, C.D.; WILLIAMS, J.K.; IDDLES, D.M.; HEANLEY, C.P. - **Plasma Tratement of Waste Materials**. Tetronics Research and Development Co.. Jan/1995

COPPE/UFRJ – **Monitoração de emissões de gases de efeito estufa em usinas termoelétricas no Brasil – fase diagnóstica** – Rio de janeiro, 2001.

CURSO ABES / CEF – **AVALIAÇÃO DE ANÁLISE DE PROJETO PARA GESTÃO INTEGRADA DE RESÍDUOS SÓLIDOS – Análise de projetos de tratamento por destruição térmica de resíduos sólidos urbanos e especiais** - instrutor : Ricardo A. A. Menezes (Grupo Kompac).

DEMPSEY, C.R. e OPPELT, E.T. – **Incineration of hazardous waste: a critical review update**, Air & Waste, 43 , p.25-73, jan. 1993.

DUDA, W.H. – **Cement-Data-Book, Vol.1** – Third Ed, Revised – Bauverlag, Wiesbaden, Berlin, 1985

F.L. SMITH – **Fuel and firing systems** – In: **Proceedings of The International Cement Production Seminar** (Course – Lecture 5.9) Denmark, 1999.

FORMOSINHO, J.S., PIO A.C., BARROS, H.J., CAVALHEIRO, R.J. – **Parecer relativo ao tratamento de residuos industriais perigosos** – Aveiro, 2000.

GRUPO KOMPAC. Plasma térmico. São Paulo, 1999. Disponível em: <http://www.kompac.com.br>. Acesso em: 06 setembro 2007

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO, DIVISÃO DE ENGENHARIA MECÂNICA, AGRUPAMENTO DE ENGENHARIA TÉRMICA - **Conservação de energia na indústria cerâmica: manual de recomendações** – IPT, São Paulo, 1980.

JENKINS, B.G. e MATHER, S.B. – **Fueling the demands for alternatives** – In: McLEOD, I. (ed) – **The Environmental Handbook** – Tradeships Publications, United Kingdom, 1997.

KINTO, K. - **Ash melting system and reuse of products by arc processing** - *Waste Manegement*, 16(5/6):423-430, 1996.Elsevier Science Ltda

MARÍNGOLO, V. - **Clinker Co-processado: Produto de Tecnologia Integrada para Sustentabilidade e Competitividade da Indústria de Cimento** - Tese de Doutorado - Pós-Graduação do Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo, orientador: Dr. Yushiro Kihara, aprovada em 08 de agosto de 2001.

MENEZES, R.A., BESSA, I., MENEZES, M.A. - **O Plasma Térmico** - Associação Brasileira de Metalurgia ABM. São Paulo, 1999. Disponível em :<<http://www.kompac.com.br/produtos/Plasma.htm>>. Acesso em: 06 setembro 2007

MOSSÉ, A.L.; HEBECKER, D. e KUZNETSOV, G. N. - **Use of a plasma reactor with a three-jet mixing chamber for processing of liquid toxic waste materials** - *Journal of Engineering, Physics and Thermophysics*, 70 (1) 1997

NASCIMENTO, L. C. A.; ALMEIDA FILHO, N.B.; ZAKON, A.- **Cinzas da incineração de lixo: matéria-prima para cerâmicas** - *Ciência Hoje*, 27 (160):63-67, maio (2000),

SANTOS, M. A. C. - **Incineração de Produtos Perigosos** - Revista Brasileira de Engenharia Química, Volume XII – Número 01, 1989.

SANTOS, D.F., SHILLING, P.F., CARVALHO, S.B.; POLIDO, W.R.- **Obtenção, tratamento e destinação de dióxido de carbono (CO₂) a partir de emissões gasosas de incineradores** – projeto final de curso de graduação – Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), orientador: Abraham Zakon, 2006.

VOELKER, B. M. - **Waste-to-Energy: Solutions for Solid Waste Problems for the 21st Century** – in: LAKHTAKIA, A. e BAKIS, C.E. (Editors) - **Innovations and Materials for Green Engineering, Volume I** – Pennsylvania State University, March 1997, extraído de www.p2pays.org/ref/09/08264.pdf em 03 de setembro de 2007

ZAKON, A. - **Representação esquemática da produção de cinzas da incineração de lixos aeroportuário no Aeroporto Internacional Antonio Carlos Jobim (Galeão) pela INFRAERO em 2001 – Comunicação Pessoal.**

CAPÍTULO 7

TRATAMENTOS DAS EMISSÕES GASOSAS DOS INCINERADORES

7.1 – OS PROBLEMAS GERADOS PELAS EMISSÕES GASOSAS DE INCINERADORES E FORNOS

Antigamente, os processos termoquímicos de combustão ou incineração de sólidos liberavam gases, vapores e partículas quentes, que eram expelidos de uma unidade industrial química através de chaminés. Os problemas enfrentados pelos químicos industriais e engenheiros químicos eram físicos e químicos e as soluções clássicas para eliminar suas causas foram e ainda incluem os seguintes aspectos:

- 1º) **Gases quentes** – são resfriados em trocadores de calor e geraram vapor (caldeiras de recuperação);
- 2º) **Cinzas volantes** – são recolhidos em ciclones, filtros de manga, precipitadores eletrostáticos, etc.;
- 3º) **Poluentes químicos** – são substâncias com moléculas ou íons que podem reagir quimicamente com outras substâncias disponibilizadas em:
 - a) colunas lavadoras de gases (“scrubbers”) - onde os gases resfriados na caldeira são injetados em contracorrente para contactar uma solução aquosa corretiva que cai pelos bicos de dispersão;
 - b) colunas cilíndricas ou torres inundadas parcialmente com um líquido reativo, através da qual os gases permeiam para cima;
 - c) torres de absorção dotadas de um leito poroso de alguma substância reativa, através da qual os gases percolam de forma ascendente;
 - d) resfriadores instantâneos estequiométricos (“quenchers”) – possibilitam substituir e associar o resfriamento realizado em caldeiras de recuperação com a lavagem realizada em colunas lavadoras ao promover o escoamento dos gases quentes ácidos em névoas de soluções aquosas alcalinas.

Devido à diversificação das indústrias químicas no mundo inteiro, algumas desenvolveram tecnologias de purificação e despoluição para suas emissões gasosas. Parte dessas soluções de Química Industrial ou Engenharia de Processo Químico pode ser compartilhada com os projetos das novas Usinas Termoelétricas de Lixo, tendo em vista as questões da formação de gases formadores do Efeito Estufa, e estão reunidas na Tabela 7.1 seguinte.

TABELA 7.1
TÉCNICAS PARA REDUÇÃO DAS EMISSÕES DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS

(Editores, Chemical Engineering, 1990).

Técnicas de tratamento para:	Vapores Orgânicos	Vapores Inorgânicos	Material Particulado	SOX e NOX
Incineração				
Adsorção				
Condensação				
Absorção				
Filtração em Mangas ("Baghouses")				
Precipitação Eletrostática				
Lavagem de Gases ("Wet Scrubbing")				
Modificações na combustão				
Redução Química				

Desde o Século 20, um grande esforço de negociação entre autoridades públicas, cientistas e empresários tem sido realizado com vistas a reduzir as emissões gasosas capazes de produzir o aquecimento global do planeta Terra, e, isso envolve as usinas termoeletricas de lixo (*WTE plants*). Algumas das técnicas enfocam poluentes específicos, enquanto outras tentam resolver uma variedade de problemas numa só solução. Porém, assim como todos os trabalhos de Engenharia, é necessário estarmos cientes de que a maioria das soluções acarretam algumas dificuldades, estorvos ou desvantagens. Torna-se necessário analisar antes da tomada de decisões se um processo inteiro ou um sistema oferece ganhos ou perdas (Voelker, 1997).

7.2 – POSSÍVEIS POLUENTES GASOSOS NAS EMISSÕES DOS INCINERADORES DE LIXO

Os poluentes gerados nos incineradores dependem essencialmente do combustível utilizado, tipo de equipamento e configuração da instalação, incluindo-se: óxidos de enxofre (SO_x), material particulado (MP) em suspensão (ou cinzas volantes, monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO_2), hidrocarbonetos (HCs), óxidos de nitrogênio (NO_x) e oxidantes fotoquímicos.

O fator de emissão e quantidade liberada para a atmosfera vai depender das condições de operação.

Em termos de efeitos ambientais, os produtos preocupantes são: os compostos contendo S, N, F, Cl, Br, I e (alguns) metais pesados (Hg, As, Se, Pb, Cd). O CO_2 e as cinzas são passíveis de aproveitamento industrial (adaptado de Hitchcock, 1979; Nascimento, Almeida Filho e Zakon, 2000; Henriques, 2004).

7.3 – TRATAMENTOS DAS EMISSÕES GASOSAS DE INCINERADORES

O tratamento dos gases resultantes de uma combustão pode ocorrer na fase de pré-combustão, de combustão e de pós-combustão.

No caso dos incineradores esse tratamento ocorre na pós-combustão. Geralmente o processo de purificação dos gases da incineração ocorre em três etapas (Santos, Schilling, Carvalho e Polido, 2006):

1ª etapa - consiste em resfriar os gases que saem entre 1.000°C e 1.200°C da câmara secundária de um incinerador. Nessa etapa, além de resfriarem-se os gases de combustão numa caldeira de recuperação, gera-se vapor d'água que pode ser utilizado na conversão em energia elétrica, sistema de aquecimento ou mesmo sistema de refrigeração (Santos, Schilling, Carvalho e Polido, 2006).

2ª etapa - os gases são neutralizados com a injeção de hidróxido de cálcio (processo de via seca ou "dry scrubber"), altamente eficiente na neutralização e captura de SO_x e 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 μm . Em algumas conformações utilizam-se outros sistemas, como precipitadores eletrostáticos, lavadores venturi, ciclones, etc. (Santos, Schilling, Carvalho e Polido, 2006),

3ª etapa - os gases passam por um leito adsorvente, à base de carvão ativado (leito fixo ou fluidizado), de alta área superficial que possui ação tríplice, descrita a seguir:

1ª - Retenção de óxidos nitrosos: evitam-se picos de geração de NO_x , eventualmente formados por distúrbios na câmara secundária, que seriam emitidos abruptamente para a atmosfera;

2ª - Retenção de organoclorados: ação preventiva quanto à emissão de dioxinas por algum problema na câmara secundária;

3ª - Retenção de metais voláteis: O material adsorvente atua como uma "peneira molecular" retendo metais voláteis. Tanto os filtros mangas como os leitos de carvão funcionam tipicamente entre 150 e 200°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 °C.

Os métodos serão descritos nos itens seguintes para cada grupo de substâncias ou para compostos químicos definidos.

7.4 - DIOXINAS E FURANOS

7.4.1 – O perigo das dioxinas e furanos

A incineração recebe críticas constantes de defensores de outras tecnologias com o argumento de que “produz dioxinas”, para assustar os desavisados, levando administradores governamentais e privados a decisões equivocadas ou menos eficazes na gestão de resíduos (Luftech, 2003, 2006).

O mundo foi alertado para o perigo das dioxinas no desastre de Seveso em 1976, na Itália, onde a indústria química ICMESA liberou uma quantidade significativa de dioxina para a atmosfera, causando uma mortalidade de 4% nos animais da vizinhança, e a contaminação de cerca de 200 pessoas. Para remediar a contaminação, foram mortos mais de 70.000 animais, casas foram arrancadas e solos tratados, resultando em alto custo (Luftech, 2003, 2006).

Após essa ocorrência, as primeiras pesquisas sobre as fontes de dioxinas e furanos indicaram a incineração de resíduos domésticos como uma das principais origens destes compostos. Diante dessas evidências, os governos europeus sancionaram leis limitando a emissão de dioxinas, e as empresas de incineração adaptaram seus equipamentos aos níveis permitidos de emissões. Neste período, as emissões dos incineradores de resíduos foram reduzidas de 313 g TEQ/ano para 5 g TEQ/ano, ficando bem abaixo da quantidade emitida por fontes domésticas como fogão a lenha e lareira (Luftech, 2003, 2006).

A maioria das dioxinas contidas no ar atmosférico é produzida em cigarros, fogueiras em jardins, churrascos; incêndios florestais, automóveis, vans, ônibus; motocicletas; tratores; caminhões e usinas siderúrgicas, além de queima de pneus e montes de lixo; fornos crematórios.

Algumas dioxinas ocorrem nas usinas incineradoras de lixo e co-geradoras de eletricidade oriundas dos rejeitos coletados e outras são destruídas ou reformadas após a queima. Tipicamente, 100.000 t de lixo contêm 0,7 g de dioxinas. A maioria das dioxinas é destruída no processo de incineração e menos que 0,2 g são emitidas para o ar (adaptado de Alam, 2002). As principais fontes de dioxinas e furanos são fornos crematórios e queimas clandestinas.

TABELA 7.2 – FONTES DE DIOXINA

(Adaptado de Alam, 2002)

COMPONENTE/ORIGEM RESIDUAL	% DE DIOXINAS
Lixo Doméstico	10
Metalurgia	13
Trânsito de Veículos Automotores	15
Carvão	21
Resíduos Perigosos	1
Fábricas de Cimento	4
Incêndios e Queimadas Naturais	4
Madeira	7
Fornos Crematórios	12
Outras fontes	13

7.4.2 – Descrição das dioxinas e furanos

A expressão “dioxinas e furanos” tornou-se a nomenclatura usual para descrever uma família de 210 compostos aromáticos clorados, constituídos por dois anéis benzênicos unidos por átomos de oxigênio, dos quais, 75 substâncias constituem a preocupação dominante entre os estudiosos e gestores das questões ambientais visando à sua eliminação da Biosfera (D’Álmeida e Vilhena, 2000).

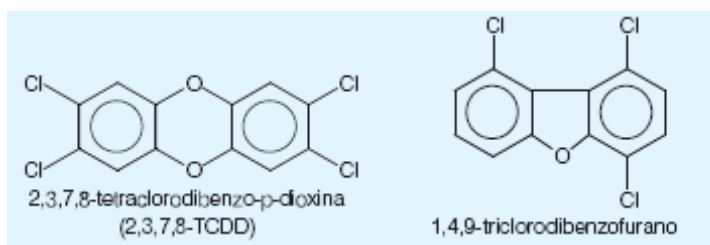
Muniz (2004) esclarece que as dibenzo-para-dioxinas policloradas (PCDD) e os dibenzofuranos policlorados (PCDF), ou simplesmente dioxinas e furanos, constituem duas séries de compostos com ligações tricíclicas aromatzadas, involuntariamente sintetizadas de forma plana, com características físicas, biológicas, químicas e ultratóxicas semelhantes. Os átomos de cloro se ligam nesses compostos criando possibilidades de um grande número de isômeros – que são 75 para as dioxinas e 135 para os furanos. Esses isômeros, também denominados congêneres, são compostos de uma mesma classe química, possuindo fórmula química igual, mas átomos em posições diferentes (D’Álmeida e Vilhena, 2000).

Assim, existe na Natureza uma grande diversidade de dioxinas, que são moléculas formadas por dois anéis benzênicos (molécula orgânica formada de carbono e hidrogênio) que são ligados por dois átomos de oxigênio. As dioxinas em questão possuem átomos de Cloro, que podem estar ligados em oito posições diferentes, conforme numeração na figura. Existem, ao todo, 75 dioxinas cloradas, sendo que cada uma possui um nível de toxicidade diferente. A mais tóxica é a 2,3,7,8-TCDD, com quatro átomos de cloro ligados nas posições 2, 3, 7 e 8. A sigla TCDD significa Tetra-Cloro-Dibenzo-Dioxina: Tetra para quatro, Cloro devido às moléculas desta substância, Dibenzo devido aos dois anéis benzênicos e Dioxina devido aos dois oxigênios. Os furanos são moléculas semelhantes às dioxinas e se diferenciam por possuírem um oxigênio a menos. Ao todo existem 135 moléculas de furanos (Luftech, 2003, 2006).

A diferença entre dioxinas e furanos reside no fato das primeiras possuírem dois oxigênios contra um só das demais, tornando-as mais fixas (estáveis), Muniz, 2004 (vide figura abaixo).

FIGURA 7.1 – FURANOS E DIOXINAS

(Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola, 2001)



Dos 210 tipos de dioxinas e furanos (PCDD/F) existentes, apenas 17 tóxicos ou carcinogênicos. Como esta toxicidade é diferente para cada tipo, desenvolveu-se um sistema de medição único. Conferiu-se à dioxina mais tóxica, a 2,3,7,8-TCDD, o valor de toxicidade 1. Para as outras, foi desenvolvido um Fator de Toxicidade Equivalente (FTEQ), que compara sua toxicidade à 2,3,7,8-TCDD. Então, uma dioxina com FTEQ de 0,01 é 100 vezes menos tóxica do que a 2,3,7,8-TCDD. Por exemplo, 250 ng de OCDD (Octa-Cloro-Dibenzo-Dioxina), que possui um FTEQ de 0,001, são equivalentes a 0,25 ng de TEQ (0,001 x 0,25) (Luftech, 2003, 2006).

7.4.3 – Formação e degradação das dioxinas e furanos

Basicamente, existem três mecanismos pelos quais as dioxinas e furanos podem ser formadas durante o processo de incineração, sendo eles (D’Álmeida e Vilhena, 2000):

1º - As dioxinas e furanos já estão presentes no resíduo e no processo de incineração, por problemas operacionais, como temperaturas menores que 800° C, estas não são destruídas.

2º - Eles são formados durante o processo de incineração devido à presença, em resíduos sólidos, de compostos que são precursores de dioxinas e furanos, tais como ascarel, PVC, etc.

3º - Eles podem ser formados a partir de reações entre compostos contendo cloro, carbono e oxigênio no interior do incinerador. Estas reações são favorecidas pela presença de alguns metais e, normalmente, ocorrem em temperaturas entre 200 e 600° C.

Para que se formem dioxinas é necessária a disponibilidade de matéria orgânica, oxigênio e cloro. Para catalisar a reação de formação de dioxinas ou furanos com esses elementos são necessários catalisadores, que podem ser produtos químicos ou enzimas (Luftech, 2003, 2006).

Para Muniz (2004) os principais precursores na formação de dioxinas e furanos são os cloretos, devendo-se inibir sua presença nos processos termoquímicos de destruição de lixo. As dioxinas derivam de reações com moléculas de cloro expostas à grande pressão e temperaturas em ambientes fartos de matéria orgânica. Em se tratando de processos pirolíticos o problema apareceria na queima do óleo combustível. O mecanismo de formação dioxinas e furanos poderia ser subdividido em:

- a) Combustão incompleta da matéria orgânica forma fragmentos orgânicos que serviriam como precursores das moléculas de dioxinas e furanos;
- b) Existência de cloro (liberado do resíduo durante a pirólise) e metais é um fator imprescindível para a formação das dioxinas e furanos.
- c) Precursor orgânico adsorve na superfície metálica e seguindo uma seqüência complexa de reações forma os componentes indesejáveis.

As temperaturas de 200°C a 400°C são condições operacionais (de aquecimento ou resfriamento) que favorecem a formação das dioxinas. Porém, as dioxinas podem ser destruídas no intervalo de temperaturas entre 850°C a 1200°C. Para evitar sua regeneração é necessário um sistema de resfriamento rápido que traga os gases de 800 °C para menos de 100°C em menos de cinco segundos (adaptado de Luftech, 2003, 2006).

As investigações de formação de dioxinas e furanos foram intensificadas na segunda metade dos anos 80 quando se soube da formação dessas substâncias através dos incineradores. Verificou-se que (Düwel, 2003):

1º - A oxicloração pode ocorrer num incinerador de lixo sob influência do oxigênio sobre um cloreto, formando-se cloro elementar em pequenos teores. Na presença de compostos aromáticos precursores, que são encontrados em cinzas dos incineradores, é possível ocorrer a formação de dioxinas e furanos.

2º - A maior parte das dioxinas e furanos estão relacionadas à presença das cinzas.

3º - As dioxinas e furanos – porventura pré-existentes ou formadas durante o processo de aquecimento - são destruídas na câmara de combustão dos incineradores acima de 500°C, mas são formadas novamente na área da caldeira (ou de co-geração de vapor d'água).

4º - O teor das dioxinas e furanos nas cinzas (volantes) dos incineradores torna-se elevado quando estas são expostas a uma temperatura de 300° C durante cerca de 2 horas.

5º - A captação das cinzas volantes em filtros de carvão ativado ou ativo é um método eficiente adotado pelas centrais modernas de incineração, que deixaram de emitir dioxinas e furanos.

Segundo Düwel (2003), a formação de dioxinas e furanos não esta apenas ligada à presença das cinzas de origem dos incineradores. Também ocorrem quando se mistura silicato de alumínio, carbono, cloretos, um catalisador (p.ex. cobre) de baixo teor. Quando se deixa essa mistura numa temperatura por volta de 300° C numa atmosfera com vapor de água e oxigênio, também se formam dioxinas e furanos em quantidade relevantes (de novo síntese). Essa constatação revelou a necessidade de se examinar outros processos térmicos, que possivelmente formam dioxinas e furanos.

Além dos incineradores de lixo foram identificados vários processos formadores de dioxinas e furanos, caracterizados por altas concentrações e grandes vazões de lançamento das emissões gasosas (Düwel, 2003):

1º - Processo de sinterização para condicionar os minerais ferrosos;

2º - A fundição secundária do alumínio ou cobre;

3º - Co-incineração ou co-processamento em indústrias de cimento;

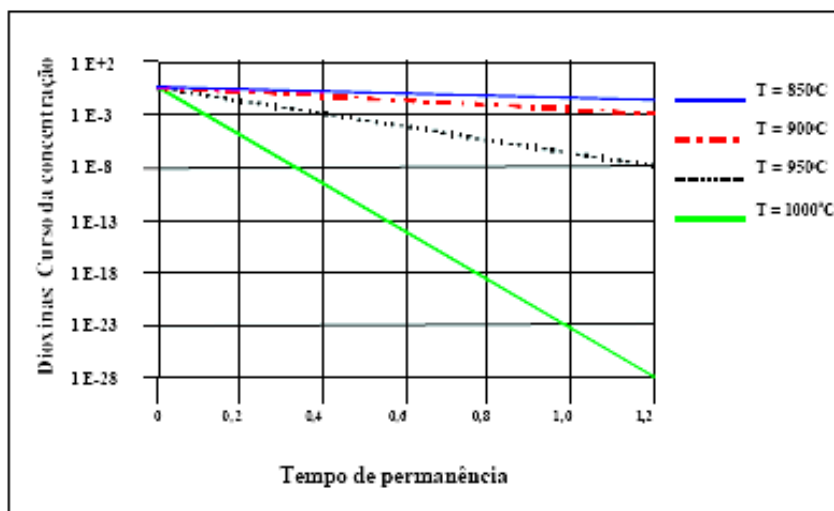
4º - Centrais ou usinas termoelétricas, aquecidas a carvão.

No âmbito da "Engenharia de Combustão" sabe-se, há muito tempo, que os parâmetros temperatura, turbulência e tempo de permanência são mais importantes para uma boa combustão que destrói os compostos orgânicos e evita uma nova formação. A alta temperatura, o tempo longo de permanência (ou residência) e uma boa mistura entre o combustível e o oxigênio do ar são importantes para uma reação quase total. Neste sentido a abreviação **TTT** (temperatura, tempo, turbulência) é bem conhecida. Esta compreensão continua também válida para as dioxinas e furanos. O diagrama apresentado na Figura apresenta uma visão geral como os parâmetros temperatura e tempo de permanência influenciam a degradação das dioxinas e furanos.

FIGURA 7.2

TEOR DE DIOXINAS EM FUNÇÃO DA TEMPERATURA E TEMPO DA PERMANÊNCIA

(Düwel, 2003)



Consegue-se uma redução eficiente de emissão de dioxinas e furanos apenas com o uso de um filtro equipado com carvão ativado antes da chaminé. Também foram desenvolvidos catalisadores que podem destruir as dioxinas e furanos em processos oxidativos, que possuem a vantagem de destruí-las definitivamente. Na prática, porém utiliza-se a tecnologia de carvão ativado visto que com este filtro pode-se separar simultaneamente o elemento mercúrio dos gases de escape (Düwel, 2003).

7.5 – REDUÇÃO E ELIMINAÇÃO DE ÁCIDOS, CLORETOS E COMPOSTOS ORGÂNICOS

Os cloretos e os compostos clorados acarretam problemas de corrosão para as próprias instalações de incineração, sendo difícil evitar que os íons cloretos liberados entrem em contato com os tubos de produção interna de vapor d'água da caldeira (Voelker, 1997).

Em regiões de temperaturas baixas e de recuperação de calor, o íon cloreto pode formar soluções aquosas ácidas, que se depositam na superfície de trocadores de calor, provocando corrosão intensa destes equipamentos. Os plásticos contendo cloro, ao serem incinerados liberam ácido clorídrico (HCl) e cloro (Cl₂), além de CO₂ e água. O Cl₂ e o HCl são extremamente corrosivos nas temperaturas em que são formados, e podem provocar, também, ataques sérios aos refratários e outras superfícies metálicas no interior do incinerador. Por isso, constituem um dos principais fatores limitantes ao aumento de eficiência de geração elétrica em usinas de incineração de RSU's. Quando atravessam a região dos trocadores de calor (entre 200°C a 600° C), entram em contato com compostos orgânicos não queimados e, na presença de metais catalisadores como o cobre, podem induzir à formação de dioxinas e furanos. (D'Almeida e Vilhena, 2000 – citado por Santos, Schilling, Carvalho e Polido, 2006).

Para a redução e eliminação de cloretos nos incineradores, Voelker (1997) sugeriu:

1ª tecnologia – reduzir a temperatura de queima do lixo

uma solução inicial seria a de manter as temperaturas de combustão inferiores a 570 °F (299 °C) onde os materiais se tornam susceptíveis à corrosão por Cl⁻ (cloretos). Porém, essa alternativa reduz muito a eficiência térmica do ciclo de vapor (Voelker, 1997).

2ª - Empregar cal virgem ou hidratada para tratar o lixo antes da queima

Outra medida sugerida é a de se introduzir cal virgem, CaO, ou cal hidratada, Ca(OH)₂, diretamente nos rejeitos ou descartes combustíveis, porque o íon cálcio reage com os íons cloretos e forma CaCl₂, que é um material particulado que pode ser removido. Um estudo efetuado no Japão demonstrou que essa técnica reduz a formação de HCl e dioxinas mais furanos a teores quase nulos nas emissões gasosas (Voelker, 1997).

Por esse método, os compostos de cloro são eliminados na fonte, antes dos gases de combustão entrarem em contato com os tubos da caldeira de recuperação de calor, de modo que as temperaturas exigidas para se obter eficiência máxima possam ser atingidas sem que ocorram as condições adequadas para esse tipo de corrosão. Dessa forma, reduzem-se, também, as emissões ácidas e a toxidez das cinzas volantes. Outra vantagem desse método é que pode ser implementado sem a necessidade de se investir capital para modificar o equipamento na usina incineradora. Porém, há um aumento no consumo de energia e no processamento dos materiais, e as cinzas podem tornar-se menos adequadas para algumas de suas aplicações (Voelker, 1997).

Para a redução de dioxinas e furanos persistentes, Voelker (1997) sugeriu:

1ª tecnologia - empregar jatos de ar acima da região de queima do lixo.

O ar é injetado num local específico acima da zona de combustão para formar um cobertor pneumático, que evita que as partículas subam para dentro da corrente das emissões gasosas, obrigando-as a recircular, aumentando o tempo de residência das possíveis moléculas de dioxinas e furanos nas regiões de destruição térmica para reduzir suas concentrações. Alguns estudos detalhados foram realizados (até 1997) para determinar a configuração ótima desse sistema de jatos de ar para novas usinas. Empregou-se modelagem computacional e ensaios de desempenho para determinar o local/posição e orientação para os bicos de injeção, os quais representam a parte mais custosa do planejamento e instalação desses recursos nos fornos existentes. Essa técnica pode ser facilmente, e com menor custo, instalada nas novas usinas.

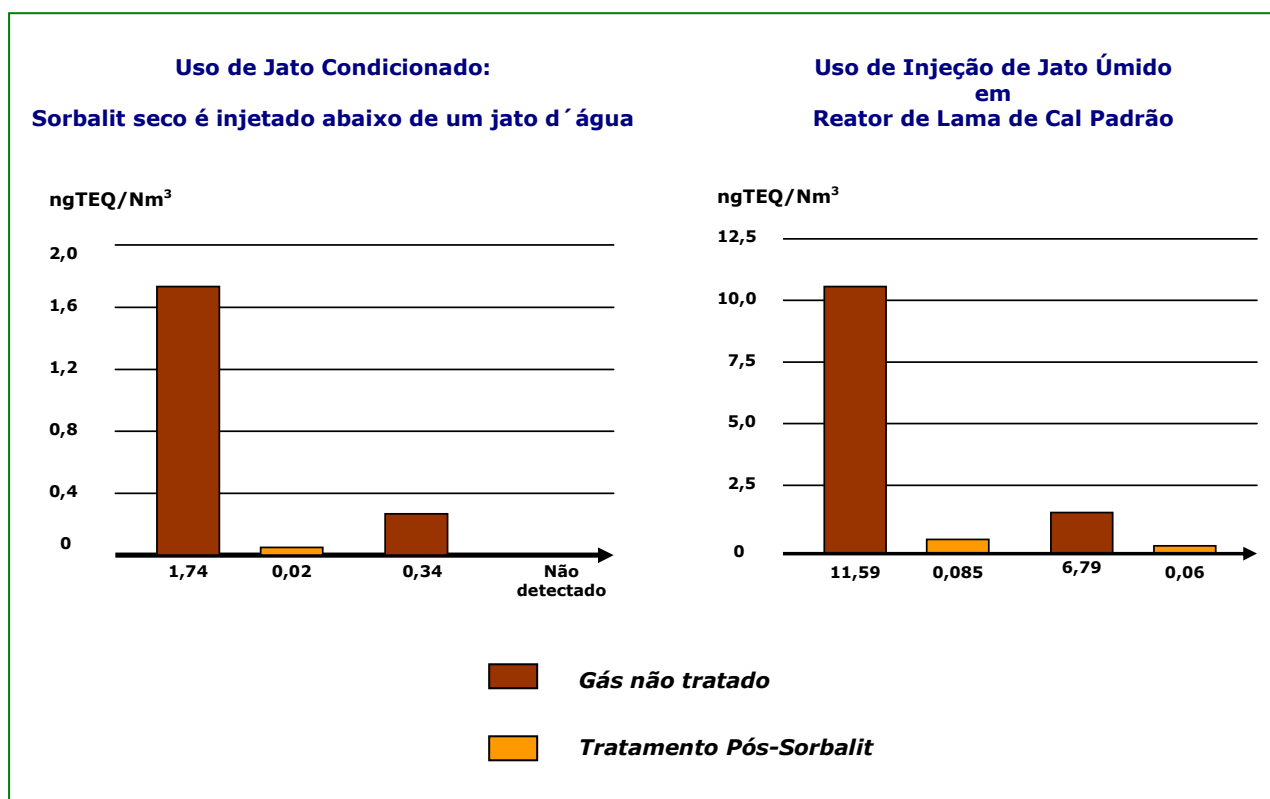
2ª tecnologia – empregar o sistema Sorbalit

O produto "Sorbalit" é um composto que consiste de uma mistura de cal, carvão ativo e enxofre, que pode ser introduzido numa usina termoelétrica de lixo em três formas distintas em dois diferentes locais. Não pode ser injetado nos fumos da combustão antes da caldeira de recuperação, de modo que seu benefício primário é o de reduzir as emissões ácidas e dos compostos clorados. O Sorbalit pode ser injetado em pó seco na corrente de fumos da combustão, ou como sorbente seco condicionado num jato de água em co-corrente com os gases quentes, ou na forma de uma lama líquida como um substituto para a cal pura normalmente injetada num reator de lama (Voelker, 1997).

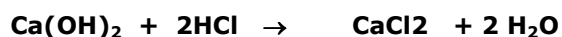
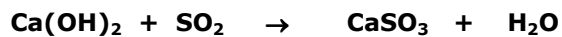
O carvão ativo é altamente poroso, e, assim, apresenta uma grande área de superfície para a adsorção de espécies gasosas. Ensaio experimentais demonstraram que as concentrações de carbono em teores tão baixos como 3 % na lama de cal apresenta a eficiência da ordem de 95,6 e 100% para a remoção de dioxinas e furanos das emissões gasosas em duas usinas termoeletricas de lixo alemãs (Voelker, 1997). Os resultados desses ensaios experimentais são apresentados na Figura 7.3 seguinte.

FIGURA 7.3
REDUÇÃO DE DIOXINAS E FURANOS EM
DUAS USINAS TERMOELÉTRICAS DE LIXO NA ALEMANHA

(Voelker, 1997)



Nesse mesmo estudo, a cal hidratada presente no Sorbalit demonstrou ser capaz de remover em excesso 88% do HCl e SO₂ através das seguintes reações:



7.6 – PROCESSOS DE REDUÇÃO DAS EMISSÕES DOS ÓXIDOS DE NITROGÊNIO

7.6.1 – A formação dos óxidos NO_x

Os óxidos de nitrogênio recebem a denominação geral de NO_x porque são gases que têm participação significativa na poluição atmosférica. Os gases NO_x constituem alguns dos principais responsáveis pela formação de névoas escuras (*smog*) observadas no período de inverno sobre as grandes metrópoles, durante as inversões térmicas, e pela formação de ozônio ao nível do solo (D'Almeida e Vilhena, 2000 – citado por Santos, Schilling, Carvalho e Polido, 2006).

Os óxidos de nitrogênio são formados principalmente nos processos de combustão e sua emissão aumenta quanto maior o teor de nitrogênio presente no combustível. Outro fator que interfere na formação destes gases é a temperatura de combustão. Temperaturas acima 1.000 °C tendem a favorecer a sua formação (D'Almeida e Vilhena, 2000 – citado por Santos, Schilling, Carvalho e Polido, 2006).

Os teores de nitrogênio presentes no resíduo sólido geralmente são baixos e a taxa de formação de NO_x , em incineradores, não tem sido maior que as observadas em equipamentos de combustão de combustíveis fósseis (D'Almeida e Vilhena, 2000 – citado por Santos, Schilling, Carvalho e Polido, 2006).

7.6.2 – Tecnologias para evitar a formação ou remover os NO_x

Existem duas rotas para tentar resolver o problema dos gases NO_x (Volcker, 1997) que podem ser classificados segundo a fase em que são empregados (Lora, 2000):

- 1ª – evitar a sua formação - na pré-combustão (preventivos);
- 2ª – remover os gases NO_x após serem produzidos - na pós-combustão (corretivos).

1ª tecnologia – Combustão num ambiente rico em oxigênio

A reação primária para a formação do NO_x é a combinação de nitrogênio diatômico e oxigênio a partir do ar em temperaturas elevadas. O enriquecimento do gás da combustão com o oxigênio tem um simples motivo: reduzir a concentração do reagente nitrogênio a fim de reduzir a concentração do produto NO_x (Voelker, 1997).

Outras vantagens resultantes do enriquecimento da combustão com oxigênio são:

- 1ª – a redução significativa da vazão volumétrica do gás de combustão;
- 2ª – maior tempo de residência para vários compostos na zona de combustão e, portanto, aumentando a sua remoção e a eficiência de destruição;
- 3ª – menores teores de materiais particulados são arrastados pela corrente de fumos (gases resultantes da combustão) reduzindo a quantidade de cinzas volantes e partículas nas emissões lançadas pela chaminé (Voelker, 1997).

Porém, existem alguns inconvenientes do enriquecimento da combustão com oxigênio a serem considerados (Voelker, 1997):

1º - à medida que aumenta o teor de O_2 na corrente dos fumos, a temperatura da combustão se eleva, o que induz a reação térmica de formação do NO_x a ocorrer, provocando o aumento da saída de NO. Esse efeito domina o cenário até que o oxigênio alcance o teor de 50% do gás de combustão (que estará reagindo). Nesse ponto, a concentração de nitrogênio torna-se suficientemente baixa para superar os efeitos da temperatura crescente e a produção de NO começa a diminuir.

2º - Assim, um elevado teor de oxigênio deverá estar presente no gás de combustão para que os benefícios dessa tecnologia se concretizem. Deve-se examinar a demanda de energia necessária para se obter e distribuir o oxigênio puro, assim como as considerações econômicas e de segurança, para decidir se essa modificação possui um ganho real.

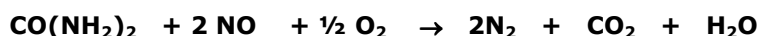
É oportuno esclarecer diante dessa segunda consideração de Voelker que o oxigênio puro, O_2 , pode ser obtido a partir de processos criogênicos e de processos não-criogênicos (adsorção em peneiras moleculares e permeação em membranas sintéticas), que podem ser operados em instalações industriais cativas da própria usina termoelétrica de lixo. Por outro lado, existem grandes grupos empresariais que extraem e vendem o oxigênio oriundo de processos criogênicos obtidos em unidades de grande porte.

2ª tecnologia – Redução Seletiva Não Catalítica

A redução seletiva não-catalítica (*selective non-catalytic reduction, SNCR*) remove o NO através da reação química direta com um reagente. Os compostos empregados nesse processo incluem amônia e uréia (Voelker, 1997).

Um problema que ocorre nesse processo é a perda de amônia (*ammonia slip*), que é a medida da quantidade de amônia que falha em reagir. Considerando-se que não reage com a cal na lama do reator e é um composto volátil, a amônia irá passar através do sistema de purificação dos fumos da combustão e será expelida pela chaminé, como componente de suas emissões. A amônia também pode reagir com o HCl para formar uma pluma de cloreto de amônia e sair pela chaminé. O escapamento de amônia tende a ser mais difícil de minimizar quando essa substância é utilizada como reagente (Voelker, 1997).

Portanto, a uréia (comercialmente denominada de *NO_xOUT*) tornou-se o reagente escolhido, pois remove o NO através da reação seguinte:



O reagente *NO_xOUT* é o mais eficiente em temperaturas elevadas, sendo, assim, injetado diretamente acima da zona de combustão, apresentando uma eficiência de remoção entre 50 e 75%. Sabe-se que essa tecnologia possibilita reduzir a perda de amônia e aumenta a eficiência de remoção de NO_x à medida que a temperatura se eleva. Nas temperaturas típicas de operação dos incineradores de lixo, a perda de amônia é menor que 5% e o sistema pode ser instalado e operado de modo razoavelmente econômico (Voelker, 1997).

3ª tecnologia – Redução Seletiva Catalítica

A remoção de NO (*selective catalytic reduction, SCR*) através da redução seletiva catalítica ocorre pela injeção de amônia sobre leito catalítico de um óxido metálico, cuja eficiência de processo pode ser otimizada entre 550 °F (288 °C) e 1000 °F (538 °C) e é superior a 80% de remoção.

Entretanto, são vários os inconvenientes enfrentados:

1º - O leito de óxido metálico não pode ficar localizado no ponto da corrente dos fumos da incineração em que a temperatura de incineração é ótima, porque ocorre antes da remoção de muitos contaminantes que podem envenenar o leito. Portanto, o sistema deve ser posicionado justamente antes da chaminé.

2º - A instalação do leito e do sistema envolve elevada demanda de capital de investimento.

A maioria das usinas incineradoras de lixo adota o sistema de redução não-catalítica para o NO_x.

7.6.3 – Métodos Pré-Combustão ou Preventivos

4ª Tecnologia - Recirculação de Produtos da Combustão:

Consiste em um método onde são injetados produtos da combustão relativamente frios, junto com o ar e o combustível novo. Esta injeção leva a uma diminuição da temperatura máxima da chama, podendo em alguns casos reduzir de 40 a 80% a formação do NO_x.

5ª Tecnologia - Combustão por Etapas:

Constitui-se em um dos métodos de maior eficácia na diminuição das emissões de NO_x. É introduzida uma quantidade menor de ar na zona de combustão primária e o restante do ar necessário é injetado em bocais situados acima dos queimadores. Como resultado da introdução do ar na segunda etapa há uma diminuição da temperatura de combustão (núcleo da chama) e diminuição da concentração de O₂ nesta região (Lora, 2000).

6ª Tecnologia - Queimadores com Baixa Emissão de NO_x:

Nesses queimadores há uma seqüência de combustão de fase ricas e pobres de combustíveis através de mecanismos aerodinâmicos que permitem a redução do oxigênio na seção da chama.

7ª - Combustão em Leito Fluidizado:

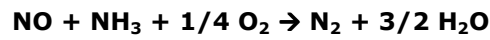
Devido a baixa temperatura de combustão produz menor emissão de NO_x.

7.6.4 – Métodos Pós Combustão (corretivos)

Injeção não Catalítica de Amônia:

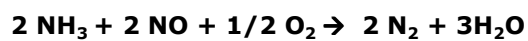
Tem como objetivo reagir o monóxido de nitrogênio com a amônia, formando como subproduto vapores de água e nitrogênio. Esse processo só ocorre para gases de exaustão com temperatura entre 800°C e 1000°C.

A reação química é a seguinte:



Injeção Catalítica de Amônia:

É um processo de redução química do NO com o NH₃ sobre um catalisador na presença de O₂. Este processo funciona otimamente na faixa de temperatura entre 300- 450°C. A principal reação química presente neste processo é:



7.7 – PROCESSOS DE REDUÇÃO DA EMISSÃO DE PARTÍCULAS

7.7.1 – Método Químico

Conforme previamente discutido, o enriquecimento do gás de combustão com oxigênio reduz a vazão volumétrica necessária. Velocidades menores dos fumos produzidos na combustão arrastam menos cinzas voltantes e as emissões poluentes são subsequentemente reduzidas. A orientação adequada dos bicos de jatos que injetam o excesso de ar forma uma cobertura que impede a passagem das partículas. Além disso, o excesso de ar cria padrões de escoamento que promovem a recirculação das partículas aéreas não-queimadas para dentro da zona de queima, aumentando seu tempo de residência, e melhorando suas chances de completar a combustão (Voelker, 1997).

7.7.2 – Métodos Físicos para Remover Partículas

Os materiais particulados por constituírem um dos principais itens a serem controlados pela legislação ambiental podem empregar diversos tipos de equipamentos de separação física, alguns dos quais bastante antigos e tradicionais. Entre os as tecnologias mais utilizadas em escala comercial aplicadas à usinas termelétricas, tem-se os precipitadores eletrostáticos e os filtros de manga. Para o controle do material particulado podem ser empregados diversos tipos de equipamentos. Os mais utilizados são: câmaras de sedimentação; ciclones; lavadores de gás (*scrubbers*); precipitadores eletrostáticos e filtros de manga.

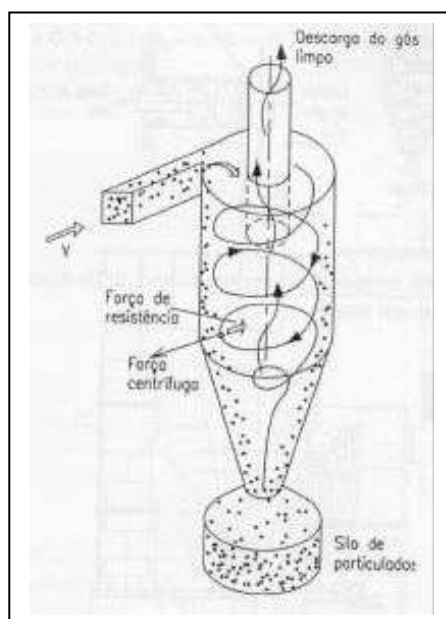
7.7.2.1 – Ciclones (GOMES, 2001)

As partículas podem ser removidas de um efluente gasoso através da indução de um fluxo ciclônico. Nos ciclones correntes, o gás de exaustão entra junto ao topo de um corpo cilíndrico através de uma entrada tangencial. Isto cria um vórtice que desce em espiral junto das paredes do ciclone até atingir a base deste, na forma de cone. Aí, o vórtice inverte o sentido e retrocede pela zona central do ciclone até atingir a saída dos gases situada no topo. A força centrífuga criada pelo vórtice impele as partículas de encontro às paredes do ciclone onde são recolhidas num recipiente adequado. Para tratar grandes fluxos de gases ou aumentar a eficiência de remoção é habitual utilizar ciclones múltiplos, montados em paralelo, em unidades que chegam a ter 600 tubos ciclônicos.

Os ciclones são os despoeiradores com mais baixa eficiência e mais baixo custo. São especialmente aplicados para remover partículas de grande dimensão resultantes do processamento de madeira, de cereais e de rochas. São também utilizados como despoeiradores primários antes de equipamentos mais eficientes, como sejam filtros de mangas e os electrofiltros.

FIGURA 7.4 - CICLONE PARA SEPARAÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO

(Lora, 2000)

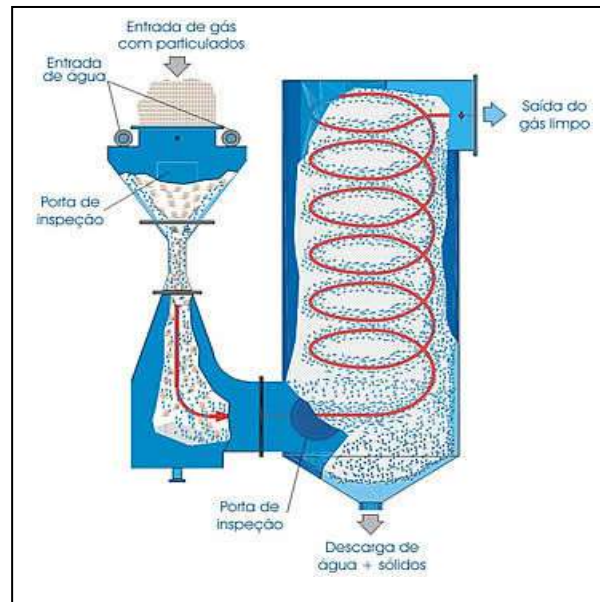


7.7.2.2 - Colunas Lavadoras de Gás ("Scrubbers")

Estes equipamentos separam os particulados do gás por meio de lavagem do gás com água ou solução aquosa, aspergida em pequenas partículas. Os lavadores de gás ou scrubbers podem ser classificados em: (Theodore e Buonicore (1988) em Lora (2000)): 1º - torres de nebulização; 2º - instalações de leito fixo em bandejas; 3º - lavador Venturi,

FIGURA 7.5 - LAVADOR DE GÁS TIPO VENTURI

(Hydronics, 2007)

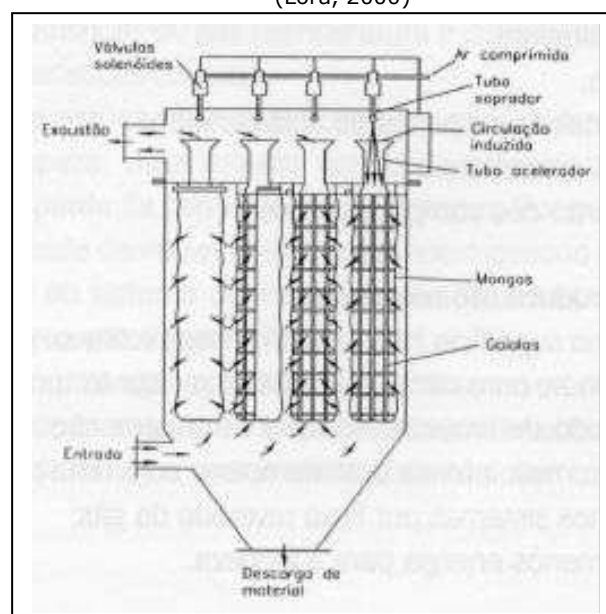


7.7.2.3 - Filtros de Mangas ("fabric filter"):

O princípio operacional de um filtro de mangas baseia-se na passagem forçada do gás por um elemento filtrante de tecido especial (que compõe as mangas ou sacos) que retém as partículas sólidas poluentes. Uma fração das partículas adere ao tecido após várias operações formando uma torta ou camada filtrante ("cake") ou que auxilia na filtração. Os filtros de manga apresentam eficiência entre 90 a 99% de retenção de pequenas partículas.

FIGURA 7.6 - FILTRO DE MANGAS

(Lora, 2000)



7.7.2.4 - Precipitadores Eletrostáticos:

De acordo com BUONICORE e DAVIS (1992) citado por Santos, 2004, o precipitador eletrostático é um equipamento que utiliza forças elétricas para movimentar as partículas desde o fluxo de gases até os eletrodos coletores. As partículas contidas no fluxo de gás recebem uma descarga elétrica ao passarem através de uma corona, região de ionização do gás. O efeito corona é produzido pelos eletrodos de descargas mantidos com alta voltagem no centro do fluxo de gás. Essas partículas carregadas com força negativas são coletadas nas placas carregadas com forças positivas.

A remoção do material retido nas placas coletoras ocorre pela vibração ou lavagem desses eletrodos.

Segundo SILVA LORA (2002) citado por Santos, 2004, o precipitador é o único equipamento de controle de particulados no qual a força de remoção atua somente sobre as partículas e não sobre todo o fluxo do gás. Isto garante alta eficiência de separação de 99,5% com uma pequena queda de pressão do gás de aproximadamente de 1,24 Kpa.

Os precipitadores eletrostáticos podem ser dos seguintes tipos: 1º - de placa e arame (ou fio); 2º - de placa plana; 3º - de operação a seco; 4º - com operação a úmido.

7.7.2.4.1 – Precipitador de placa e arame

Esta configuração é utilizada numa ampla variedade de aplicações industriais: caldeira a carvão, fornos de cimento, incineradores de resíduos sólidos, caldeiras de recuperação de plantas de papel, unidade de craqueamento catalítico fluido etc. Nos precipitadores de placa e arame, o fluxo de gás passa entre as placas metálicas paralelas. Os arames suspensos entre as placas constituem os eletrodos de descarga de alta voltagem (Santos, 2004).

Os eletrodos geralmente recebem uma polaridade negativa, já que uma corona negativa suporta uma voltagem maior que uma positiva antes que aconteça a descarga. Os íons gerados na corona seguem as linhas de campo elétrico desde o arame até as placas coletoras. Assim, cada arame estabelece uma zona de carga através da qual passam partículas, absorvendo parte dos íons. (Santos, 2004).

7.7.2.4.2 – Precipitador de placas planas

No precipitador eletrostático de placas planas, seu eletrodo de coleta de alta voltagem é rodeado por agulhas em suas bordas laterais que geram o efeito corona e campo eletrostático (Santos, 2004).

As superfícies coletoras destes equipamentos consistem em fileiras paralelas, alternada de placas coletoras de alta voltagem e de placas coletoras conectadas a terra. Ambas as espécies de placas estão carregadas com polaridade oposta e localizada à menor distância entre elas, ao contrário do que ocorre com os precipitadores convencionais. A carga das partículas é aleatória, podendo positiva ou negativa. Desta maneira nos precipitadores de placas planas a placa de descarga também é coletora, o que incrementa a área da superfície coletora em 30%. O consumo de energia é 70% menor que nos precipitadores convencionais, devido ao uso mais eficiente da mesma (operação com baixos níveis de voltagem: 20 a 30 kV de corrente) (Santos, 2004).

7.7.2.4.3 – Precipitador úmido

É utilizado para coletar partículas com características aglomerantes. Seu princípio de funcionamento consiste na nebulização da água no fluxo de gás, resfriando e condensando a maioria dos poluentes. As partículas sólidas e os demais poluentes condensados recebem carga elétrica e são coletados nas placas bipolares (Santos, 2004).

Os bocais de nebulização primários nebulizam a seção do pré-resfriamento e os difusores de entrada, a fim de saturar o fluxo de gás, prevenindo o endurecimento e a combustão do material coletado. Os bocais secundários além de completar os primários, removem o material coletado das placas. A água logo após de filtrada é reincorporada ao sistema (Santos, 2004).

Os precipitadores úmidos permitem aumentar a eficiência da separação do material particulado, já que estes se agrupam por causa da umidade. Além disso, permitem remover alguns compostos solúveis e metais de alto peso molecular (metais pesados) junto com as gotículas de água. A principal desvantagem é que os eletrodos precisam de um revestimento especial contra corrosão, aumentando o preço do equipamento.

7.8 – PROCESSOS DE REMOÇÃO DE METAIS NAS EMISSÕES GASOSAS

7.8.1 – As origens da presença de metais nos fumos de incineração de lixo

Outro efeito causado pela presença de compostos clorados em resíduos sólidos consiste na elevação do arraste de metais com os gases de combustão. Estes compostos formam sais metálicos clorados que são muito voláteis, e são transportados na fase vapor da região de combustão para as regiões mais frias, onde se condensam, gerando material particulado na forma de cinzas volantes ou incrustações nas paredes mais frias do incinerador (D'Almeida e Vilhena, 2000 – citado por Santos, Schilling, Carvalho e Polido, 2006).

Frações dos metais como ferro, chumbo, zinco, cobre, etc. que deveriam ficar retidas nas cinzas de fundo da grelha, na forma de óxidos, saem com os gases na forma de sais clorados a partir deste mecanismo.

A quantidade de material metálico arrastado aumenta com o teor de compostos clorados presente no resíduo sólido.

Resíduos contendo metais pesados voláteis, como o cádmio e o mercúrio, liberam estes metais na fase vapor, no interior do incinerador, independentemente da presença de componentes clorados. Estes elementos normalmente fazem parte de materiais como baterias e pilhas elétricas, pigmentos, tintas, lâmpadas fluorescentes, fungicidas, termômetros, etc. (D'Almeida e Vilhena, 2000 – citado por Santos, Schilling, Carvalho e Polido, 2006).

7.8.2 – Métodos de remoção dos metais

1ª Tecnologia – Uso do Sorbalit

O composto Sorbalit é, mais uma vez, útil na redução de metais. O carvão ativo poroso provê uma grande área de superfície para a adsorção superficial de mercúrio, que é o metal mais preocupante. Os compostos de enxofre incluídos no Sorbalit servem a duas funções: 1ª - devido a algum processo ainda não inteiramente compreendido, o enxofre aparentemente mantém o carbono num estado ativo, evitando que os poros se fechem; 2ª - sua segunda função consiste em capturar o mercúrio monoatômico para combinar-se com este e formar o sulfato de mercúrio. Esse composto é mais imediatamente adsorvido pelo carbono (Volcker, 1997).

2ª Tecnologia – Emprego de Adsorventes usados em areias dos fornos de leito fluidizado

Nesses fornos, o combustível é suspenso no ar entre as partículas não-combustíveis de areia de um leito fluidizado. Misturados com a areia estão os materiais que, da mesma forma que o carbono, adsorvem metais, os quais devem periodicamente ser filtrados ou substituídos. A maioria das usinas termoelétricas de lixo não utiliza a combustão de leito fluidizado (Volcker, 1997).

7.9 – REMOÇÃO DO MONÓXIDO DE CARBONO

O monóxido de carbono (CO) se forma na combustão incompleta de compostos orgânicos. Isto ocorre quando há falta de ar de combustão ou a mistura dos produtos combustíveis com o ar da combustão na região sobre a grelha não é adequada (pouca turbulência) (D'Almeida, e Vilhena, 2000).

Uma vez formado o CO, e não convertido a CO₂ ao longo da caldeira, não se consegue removê-lo da corrente gasosa pelos sistemas de limpeza de gases existentes, e acaba sendo emitido com os gases de combustão na chaminé. Daí resulta a importância de empregar as boas práticas de combustão que uma vez aplicadas, tendem a manter a emissão de CO dentro dos níveis estabelecidos pelas legislações ambientais (D'Almeida e Vilhena, 2000 – citado por Santos, Schilling, Carvalho e Polido, 2006).

O monóxido de carbono (CO) também serve como indicativo do nível de formação de outros poluentes no interior do incinerador, como material particulado, compostos orgânicos voláteis e dioxinas e furanos. Teores elevados desse gás na chaminé constituem um indicativo da má combustão de compostos orgânicos na região situada acima da grelha. Esta situação leva à formação de fuligem e compostos voláteis orgânicos não queimados que, como citado anteriormente, na presença de compostos clorados, podem levar à formação de dioxinas e furanos (D'Almeida e Vilhena, 2000 – citado por Santos, Schilling, Carvalho e Polido, 2006).

7.10 – REMOÇÃO DOS GASES DO ENXOFRE

O enxofre contido no resíduo sólido, na forma orgânica, se converte em dióxido e trióxido de enxofre (SO₂ e SO₃), ou SO_x, na câmara de combustão. Estes gases, em regiões de baixa temperatura, podem formar soluções ácidas com a água, de forma semelhante ao que ocorre com o HCl, e provocar corrosão em superfícies metálicas no interior do incinerador. Estes gases uma vez na atmosfera, contribuem para a formação da chuva ácida. O enxofre presente no resíduo sólido na forma inorgânica, por exemplo, gesso, sai quase que integralmente com as cinzas de fundo (D'Almeida e Vilhena, 2000 – citado por Santos, Schilling, Carvalho e Polido, 2006).

O processo de remoção dos gases SO_x pode ocorrer durante a combustão ou após a combustão

7.10.1 - Combustão:

O controle do SO_x durante a combustão pode ser efetuado através do emprego de absorventes, como, por exemplo, cal virgem ou bicarbonato de sódio, dentro do forno. Trata-se de uma tecnologia pouco difundida e ainda em fase de demonstração. Essa tecnologia apresenta uma eficiência entre 30-50% no controle de SO₂ e o resíduo gerado deve ser acondicionado em local específico (aterro industrial) para resíduos tóxicos.

Segundo Schethman e Cecchi (1997) a aplicação desse método apresenta-se como um grande atrativo devido à facilidade do uso. Porém, a necessidade de um aterro sanitário específico para disposição do resíduo tóxico gera certa limitação ao processo (Aurélio, 2001).

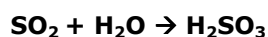
7.10.2 - Pós-combustão:

Segundo Lora (2000), os principais métodos químicos de dessulfurização das emissões gasosas após a combustão são:

- 1º - injeção de calcário ou cal hidratada;
- 2º - injeção de óxidos de magnésio (MgO);
- 3º - método alcalino de ciclo duplo (sulfeto de sódio);
- 4º - método cíclico amoniacal (bissulfeto de amônia).

1ª tecnologia - Injeção de calcário:

Segundo Aurélio (2001), a partir da mistura das emissões gasosas com o calcário (carbonato de cálcio, CaCO₃) ocorrem diversas reações químicas intermediárias, a saber:



$\text{CaSO}_4 + 2 \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ cristalização (precipitação do dihidratado sulfato de cálcio por baixa solubilidade).

$\text{CaSO}_3 + \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CaSO}_3 \cdot \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O}$ cristalização (precipitação do hemihidratado sulfato de cálcio por baixa solubilidade).

Existem três processos (e sistemas) básicos de dessulfurização que empregam o calcário:

1º - Injeção de calcário a seco:

O absorvente é injetado no fluxo dos gases e separado logo após a reação de dessulfurização através de um coletor de particulados; a eficiência típica deste sistema situa-se entre 50 a 70%; se utilizar bicarbonato de sódio (Na₂CO₃) a eficiência sobe para 70 a 90% (Makanski, 1991) em Lora (2000).

2º - Secador spray:

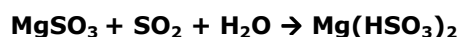
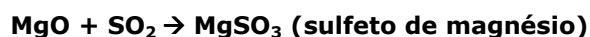
A solução alcalina de calcário é aspergida nos gases de combustão, na qual as gotículas formadas atraem (absorvem) o SO₂ e outros gases ácidos e, em seguida, evaporam-se; o material particulado restante é retirado em um filtro tipo manga ou em um precipitador eletrostático; este sistema apresenta 90% de eficiência em média;

3º - Processo a úmido:

Os gases de combustão entram em um absorvedor e ascendem até a zona de absorção, e uma solução absorvente movimenta-se em contracorrente. Após a reação o gás passa por um separador de umidade e sai com menos 95% do teor de SO₂ anterior (Aurélio, 2001).

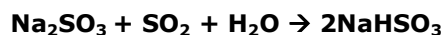
2ª Tecnologia - Injeção de Óxido de Magnésio:

O processo de dessulfurização empregando-se o óxido de magnésio baseia-se nas seguintes reações químicas (Aurélio, 2001):



3ª Tecnologia - Método alcalino duplo (bisulfito de sódio):

É um método que ocorre apenas a 40°C. A reação química é a seguinte:



A solução de bisulfito de sódio é levada a um evaporador-catalisador, durante um aquecimento de 110°C e ocorre a dissociação do bisulfeto em sulfeto de sódio e em SO₂. Os vapores de SO₂ e H₂O condensam-se e formam o ácido sulfuroso HSO₃ (Aurélio, 2001).

7.11 - CONSTATAÇÕES DO CAPITULO 7

Os principais critérios de projeto para aterros e incineradores em função de suas emissões gasosas, referentes ao capítulo 7, são os seguintes:

7.11.1 - Os poluentes atmosféricos gerados nos incineradores de lixo são, essencialmente: óxidos de enxofre (SO_x), material particulado (MP) em suspensão (ou cinzas volantes), monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO_2), hidrocarbonetos (HCs), óxidos de nitrogênio (NO_x) e oxidantes fotoquímicos.

7.11.2 - O tratamento dos gases resultantes de uma combustão (num forno ou caldeira) pode ocorrer nas fases de pré-combustão, de combustão e de pós-combustão. No caso dos incineradores esse tratamento ocorre na pós-combustão.

7.11.3 - Para que se formem dioxinas é necessária a disponibilidade de matéria orgânica, oxigênio e cloro ou cloretos. As temperaturas de 200°C a 400°C são condições operacionais (de aquecimento ou resfriamento) que favorecem a formação das dioxinas. Porém, as dioxinas podem ser destruídas no intervalo de temperaturas entre 850°C a 1200°C e serem seguidas de um resfriamento instantâneo com jatos de solução aquosa alcalina.

7.11.4 - Para reduzir e eliminar a presença de cloretos nas emissões gasosas dos incineradores de resíduos sólidos existem duas soluções tecnológicas: 1º - reduzir a temperatura de queima do lixo; 2º - empregar cal virgem ou hidratada para tratar o lixo antes da queima.

7.11.5 - Para reduzir ou eliminar a formação de dioxinas e furanos persistentes nos gases oriundos da incineração de lixo e resíduos sólidos diversos, existem dois procedimentos tecnológicos: 1º - empregar jatos de ar acima da região de queima do lixo; 2º - empregar o sistema *Sorbalit*.

7.11.6 - Existem dois procedimentos para tentar impedir a presença dos gases NO_x nas emissões gasosas de incineradores de lixo: 1º - preventivo, para evitar a sua formação na pré-combustão; 2º corretivo - remover os gases NO_x após serem produzidos na pós-combustão.

7.11.7 - A engenharia de processo e projeto de unidades de despoluição para remover os materiais particulados das emissões gasosas, envolve dois tipos de tratamentos individualizados ou combinados: 1º - métodos químicos; 2º - métodos físicos, através de equipamentos de operações unitárias de separação: ciclones, colunas lavadoras de gás ("scrubbers"), filtros de mangas ("fabric filter") e precipitadores eletrostáticos.

7.11.8 - A existência de compostos clorados em resíduos sólidos possibilita o arraste, pelos gases de combustão, de metais oriundos de pilhas, baterias e etc. existentes no lixo, que pode ser evitado através de duas alternativas tecnológicas: 1ª - uso do *Sorbalit*; 2ª - emprego de adsorventes usados em areias dos fornos de leito fluidizado.

7.11.9 - Para evitar a formação e presença de monóxido de carbono nas emissões gasosas de incineradores de lixo, deve-se prover uma combustão adequada, isto é, no mínimo, estequiométrica, e, preferencialmente, com algum excesso de ar.

7.11.10 - Para se evitar a presença dos gases de enxofre nas emissões gasosas de incineradores de lixo, é possível atuar nas seguintes fases da queima: 1ª - Combustão - empregando absorventes como, por exemplo, cal virgem ou bicarbonato de sódio, dentro do forno; 2ª - Pós-combustão - através da injeção de calcário ou cal hidratada, injeção de óxidos de magnésio (MgO), método alcalino de ciclo duplo (sulfeto de sódio) e método cíclico amoniacal (bissulfeto de amônia).

7.12 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS DO CAPÍTULO 7

ALAM, Jahangir – “**Energy Recovery from Municipal Solid Waste in Dhaka City, Bangladesh**” – AE Forum 15/02, Alternative Technology, Universität Flensburg, Germany (2002); extraído de www.uni-flensburg.de/at-forum/atf15-02 em 10 de julho de 2007.

D’ALMEIDA, M.L.O. e VILHENA (Coordenadores)– A. - **Lixo Municipal: Gerenciamento integrado, 2ª Edição** - IPT/CEMPRE, São Paulo, 2000.

EDITOR(S) - **Cover story – Wiping out air pollution** - *Chemical Engineering*, 97 (9): 106-107, september 1990.

GOMES, J. - **Poluição Atmosférica, um Manual Universitário** - Publindústria, 2001. – Extraído de <http://www.moodle.univ-ab.pt/moodle>, em novembro de 2007.

HENRIQUES, R. M. – **Aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos: uma abordagem tecnológica** – Tese de Mestrado, Orientadores: Prof. Luiz Pinguelli Rosa e Maria Silvia Muylaert de Araújo, Programa de Planejamento Energético, Coordenação dos Programas de Pós-Graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Março de 2004.

HYDRONICS - **Lavador de Gás tipo Venturi** – Extraído de <http://www.hydronics.com.br> em novembro de 2007.

HITCHCOCK, D.A. – **Solid-waste disposal: Incineration** – *Chemical Engineering*, p. 185-194, may 21, 1979

LUFTECH – **Tratamento de Emissões Atmosféricas** – extraído de www.luftech.com.br em 10 de fevereiro de 2006 – texto original publicado na revista **Saneamento Ambiental**, setembro de 2003.

MAGRINI, A. e ROSA, L.P. (Coordenadores); XAVIER, E.E.; SANTOS, M.A. – **Relatório Síntese** – COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, dezembro de 2001.

MUNIZ, L. A. R. – **Controle preditivo adaptativo aplicado a um reator de pirólise operando em regime de semi-batelada** – Tese de Doutorado, Orientador: Prof. Ariovaldo Bolzan, Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

NASCIMENTO, L. C. A.; ALMEIDA FILHO, N.B.; ZAKON, A.- **Cinzas da incineração de lixo: matéria-prima para cerâmicas** - *Ciência Hoje*, 27 (160):63-67, maio (2000),

SANTOS, E. L.- **Avaliação do “conceito bolha” como critério de compensação ambiental em atividades poluidoras de ar atmosférico – Estudo de Caso no Estado de São Paulo** – Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR) – Dissertação de pós-graduação, São Carlos, 2004.

SANTOS, D.F., SCHILLING, P.F., CARVALHO, S.B.; POLIDO, W.R.- **Obtenção, tratamento e destinação de dióxido de carbono (CO₂) a partir de emissões gasosas de incineradores** – projeto final de curso de graduação – Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), orientador: Abraham Zakon, 2006.

Universidade Federal do Espírito santo (UFES) – **Curso de Equipamentos de Controle de Poluição do Ar (modulo VI)** – Extraído de <http://www.inf.ufes.br>, em novembro de 2007.

VOELKER, B. M. – **Waste-to-Energy: Solutions for Solid Waste Problems for the 21st Century** – in: LAKHTAKIA, A. e BAKIS, C.E. (Editors) - **Innovations and Materials for Green Engineering, Volume I** – Pennsylvania State University, March 1997, extraído de www.p2pays.org/ref/09/08264.pdf em 03 de setembro de 2007

CAPÍTULO 8

ENERGIA E LIXO

8.1. ENERGIA E SUSTENTABILIDADE PERANTE A INCINERAÇÃO DE LIXO

A função da incineração de resíduos nos sistemas de lixo e energia é polêmico do ponto de vista ambiental. Ainda existem vários grupos de pesquisa, empresas e organizações, etc; que ainda duvidam se a incineração de lixo é uma solução correta para os resíduos combustíveis (Profu, 2004).

Energia é um conceito inventado pelos físicos para medir a capacidade de se executar um trabalho necessário para mover coisas ao nosso redor e executar outras atividades, que são característicos do ser humano, tais como o cultivo dos alimentos, seu metabolismo quando comemos, enquanto construímos abrigos, no transporte, etc. (Goldemberg e Moreira, 2000).

O bom funcionamento da "máquina humana", ou seja, algo equivalente ao "homem primitivo" na floresta requer, aproximadamente, o consumo de 2.000 quilocalorias de energia por dia (24 hs). Essa é a energia contida em uma xícara de petróleo. Tal quantidade de energia é gasta numa proporção de 100 watts, equivalente à energia elétrica necessária para manter aceso um abajur de tamanho regular. A presença de energia é onipresente em todas as atividades humanas e, assim como a agricultura, comércio e indústria se desenvolveram, o consumo de energia cresceu centenas de vezes desde as mencionadas 2.000 kcal/dia até mais de 200.000 kcal/dia, que representa, hoje (2000). o consumo médio do "homem tecnológico" nos Estados Unidos (Goldemberg e Moreira, 2000).

O consumo de energia (no ano 2000) em média no mundo é de 30.000 kcal/dia, ou seja, 1,5 toneladas de óleo equivalente (toe) per capita. Com a população atual de quase 6 bilhões de pessoas, isto conduz a um consumo global de aproximadamente 8×10^9 toe. Grande parte do consumo de energia provem, principalmente, de combustíveis fósseis (carvão, óleo e gás natural), causando dois problemas básicos relativos a sustentabilidade do atual "sistema de energia" (Goldemberg e Moreira, 2000):

- Esgotamento de recursos naturais disponíveis;
- Problemas ambientais causados pelo uso de combustíveis fósseis (com reservas limitadas).

8.2 - RECURSOS ENERGÉTICOS DISPONÍVEIS E DOMINANTES NO CENÁRIO MUNDIAL

A evolução dos recursos energéticos para consumo nos últimos 150 anos indica que a lenha de madeiral era o recurso principal até 1880, sendo substituído rapidamente pelo carvão mineral, que por sua vez foi substituído parcialmente por petróleo, e, então, o gás natural, e, mais recentemente, a energia nuclear, e, num âmbito menor, pelas tecnologias solares (Goldemberg e Moreira, 2000).

TABELA 8.1 – CONSUMO MUNDIAL DE ENERGIA E RESERVAS PROVADAS (1991)

(Goldemberg e Moreira, 2000)

PRODUÇÃO	TEP X 10 ⁹	RESERVAS/PRODUÇÃO (EM ANOS)
Carvão	2,16	209
Petróleo	3,11	45
Gás Natural	1,78	52
Hidroeletricidade	0,19	Renovável
Usinas Nucleares para Eletricidade	0,53	Muito prolongada
TOTAL	7,78	

O que se observa na tabela acima é que em 2000, no Brasil, que alguns cientistas não cogitavam do aproveitamento do lixo como fonte de energia renovável.

8.2.1 - Lenha

De importância suprema no passado, a lenha sempre foi usada, de forma bastante ineficiente para cozinhar, aquecer e mais recentemente para produzir vapor d'água industrial e na geração de eletricidade. Tal uso conduziu a uma degradação considerável de florestas naturais que não foram regeneradas. Por causa disso, um recurso renovável - que poderia ser usado de um modo sustentável - estava sendo desperdiçado. No entanto, existe uma revitalização do uso de lenha ou carvão vegetal com tecnologias modernas eficientes (Goldemberg e Moreira, 2000), hoje conhecidas como "florestas energéticas".

8.2.2 - Combustíveis fósseis

O carvão, o petróleo e o gás natural se tornaram as fontes dominantes de energia, e representam hoje mais do que 80% de toda a energia comercial usada ao redor do mundo. As reservas de tais combustíveis são grandes, mas não infinitas, e, então, o seu uso continuado não é sustentável. A Tabela 8.1 apresenta as estimativas das reservas no mundo e a duração esperada de seus estoques, se persistirem os padrões presentes de consumo (Goldemberg e Moreira, 2000). A concepção do uso de combustíveis fósseis para a geração de eletricidade está contida na Figura 8.1 As reservas conhecidas de petróleo e gás podem durar quase 50 anos, e as de carvão podem atender várias gerações de consumidores durante uns 200 anos. Numa escala de referência humana, isso representa *sustentabilidade*, considerando-se que diversas tecnologias para uso de energias alternativas serão desenvolvidas nesse período. Assim, os problemas com os combustíveis fósseis são: 1º - podem esgotar-se, e, 2º - degradam o ambiental (Goldemberg e Moreira, 2000).

8.2.3 - Energia Nuclear

Até a metade da década de 70, a energia nuclear foi considerada, uma opção atraente para substituir combustíveis fósseis nas usinas termoeletricas (Figura 8.2), e, realmente, chegou a responder por 16% de toda a energia elétrica produzida nos anos 80. Mais recentemente, nos anos 90, houve um acréscimo de 17% de energia elétrica gerada através de energia nuclear, mas ficou evidente que esse de crescimento foi muito menor do que aquele observado nos anos 80 (14.3% da parte de produção de eletricidade global em 1985 comparados com 8.2% em 1980). As preocupações com os problemas de segurança ambiental e elevação dos custos conduziram a uma interrupção quase completa da construção de novas usinas nucleares e, portanto, ao nivelamento da energia elétrica gerada através desta fonte de energia (Goldemberg e Moreira, 2000).

Excetuando-se o renascimento de energia nuclear como opção energética, esta parece estar sendo lentamente relegada a ser uma contribuição reduzida para geração de eletricidade mundial, que está crescendo rapidamente nos países em desenvolvimento a, aproximadamente, 6% por ano. A geração de eletricidade no mundo tem crescido à razão de 3.2% por ano (Goldemberg e Moreira, 2000).

8.3 – OS PROBLEMAS AMBIENTAIS ORIUNDOS DA GERAÇÃO DE ENERGIA E O ADVENTO DO CLEAN AIR ACT E DA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA)

O uso extensivo de combustível fóssil tem produzido os problemas ambientais mais sérios enfrentados por regiões industrializadas do mundo, que são problemas antigos. O carvão foi usado amplamente na Inglaterra no século XVI, e Londres, particularmente, vivenciou acontecimentos graves de redução da qualidade de ar naquela época. A persistência de tal problema conduziu à adoção pelo Reino Unido em 1956 do *Clean Air Act* (Lei do Ar Limpo), após um trágico incidente de névoa ambiental em 1952, que causou 4.000 mortes e mais de 20.000 casos de doença. Depois da adoção de tal Lei, outros países seguiram o mesmo caminho, particularmente os Estados Unidos, com o seu *Clean Air Act* de 1970 que abriu caminho para a criação e estabelecimento da *Environmental Protection Agency* (EPA, Agência de Proteção do Ambiente) e Ministérios do Meio Ambiente ao redor do mundo (Goldemberg e Moreira, 2000).

Os principais poluentes emitidos na combustão de combustível fóssil (carvão e petróleo) são os óxidos de enxofre e nitrogênio, monóxido de carbono, partículas em suspensão e ozônio (neste quesito, o gás natural é consideravelmente melhor). Tais poluentes são responsáveis pela formação do nevoeiro enfumaçado (*smog*) em cidades e provocam "chuvas ácidas", que, por vezes, cai a centenas de quilômetros do lugar onde os poluentes se originam, ultrapassando, muitas vezes, as fronteiras nacionais. Além disso, a combustão de qualquer combustível fóssil (inclusive qualquer gás) produz CO₂ que é o contribuinte mais importante para o "efeito estufa". Essas são as preocupações que estão pressionando a redução do consumo de combustível fóssil e o Protocolo de Kyoto, que estabelece os limites para emissões de gases causadores

do "efeito estufa", reflete tal preocupação. Portanto, vários esforços para reduzir a degradação ambiental estão associados com a diminuição do consumo de combustíveis fósseis, que são consistentes com os esforços para fazê-los durar mais tempo, e possibilitar o desenvolvimento de novas soluções tecnológicas e fontes de energia sustentáveis que os substituirão (Goldemberg e Moreira, 2000).

FIGURA 8.1 – A CONCEPÇÃO BÁSICA DAS USINAS TERMOELÉTRICAS CONVENCIONAIS

(Parente e Castro, 1988).

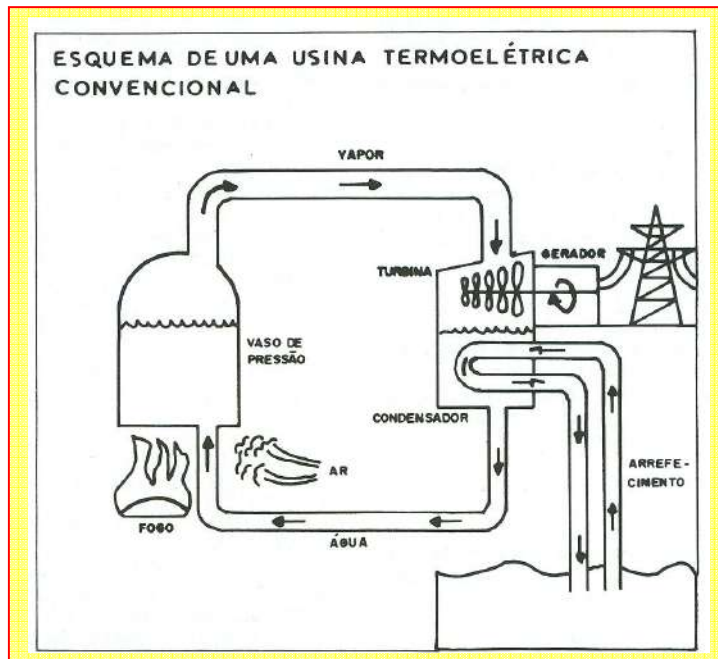
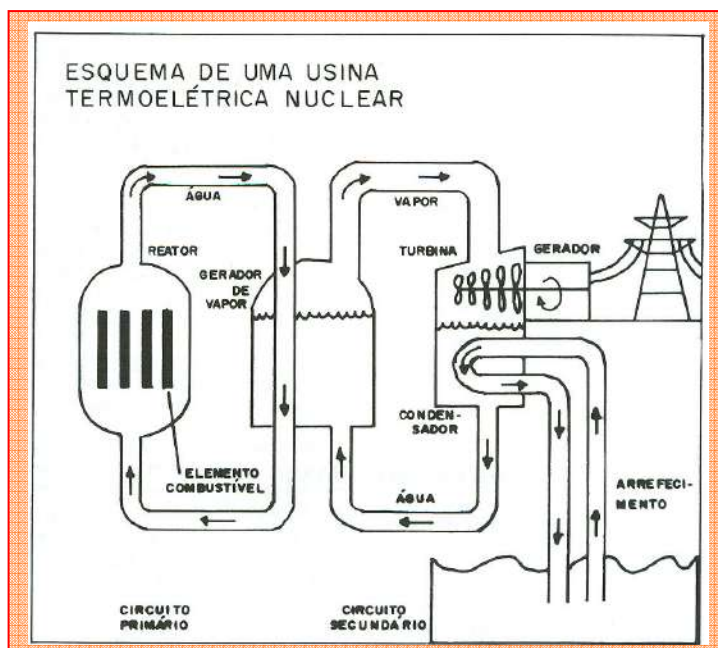


FIGURA 8.2 – A CONCEPÇÃO BÁSICA DAS USINAS TERMOELÉTRICAS NUCLEARES

(Parente e Castro, 1988).



8.4 – AS FONTES DE ENERGIA RENOVÁVEIS E O LIXO

As energias renováveis são aquelas de origem ou ação solar indireta (ventos, fotovoltaicas, térmicas solares, biomassa da fotossíntese e hidroelétrica) que são inesgotáveis. As energias renováveis produzem um mínimo de poluentes. Seu uso pode conduzir a um futuro de energia sustentável, se for possível produzi-las em quantidade suficiente para substituir os combustíveis fósseis, hoje, em uso, a um custo aceitável. Este patamar, porém ainda não foi atingido (Goldemberg e Moreira, 2000).

As energias renováveis comerciais (excluindo-se a energia hidroelétrica) respondem hoje por aproximadamente 35.000 MW de eletricidade que representa somente 2% do total consumido no mundo e menos de 1% dos combustíveis líquidos em uso. O custo das energias renováveis é maior do que o da energia de combustíveis fósseis (ou hidroelétrica e nuclear), mas tal custo está caindo (Goldemberg e Moreira, 2000).

Outra fonte muito promissora de energia é a biomassa (de vegetais específicos) que ainda representa uns 20% da energia de todo o mundo, consumida, principalmente, nas áreas rurais de países em desenvolvimento nas formas de lenha e carvão vegetal. A eficiência muito baixa no uso de biomassa tem sido um fato comum, porém, pode ser melhorada substancialmente se o combustível oriundo da madeira ou vegetal for gaseificado ou liquefeito antes da sua queima. Embora geograficamente privilegiado pela extensa incidência de energia solar direta, através de dispositivos fotovoltaicos ou do calor (energia térmica), sua utilização no Brasil é pouco empreendida em comparação com o uso de biomassa geradora do etanol ou para a geração de eletricidade em caldeiras adequadas (Goldemberg e Moreira, 2000).

O que se observa no texto apresentado em 2000 pelos cientistas renomados José Goldemberg, da Universidade de São Paulo, e José Roberto Moreira, do Centro Nacional de Referência de Biomassa, é que não se cogitava do aproveitamento do lixo como fonte de energia renovável.

8.5 – OS EFEITOS DA RECUPERAÇÃO DA ENERGIA CONTIDA NOS COMPONENTES DO LIXO.

O lixo é uma fonte renovável de energia, e constitui uma alternativa viável para os combustíveis fósseis. As fontes de energia primária são exauríveis. Assim, é importante desenvolver esforços para obter ganhos máximos a partir do uso de fontes renováveis. Por exemplo, ao longo dos últimos 20 anos (a partir de 1982) o consenso universal sobre a reciclagem de componentes do lixo resultou no aumento dessa prática (Alam, 2002).

A Tabela 8.2 apresenta os valores de poder calorífico para vários tipos de resíduos sólidos.

Porém, é impossível reciclar diretamente a maior parte do lixo, que é encaminhada para os vazadouros mesmo que tenha algum valor comercial. Por isso, a disponibilidade de locais para aterros está se tornando cada vez mais inviável. Nesse sentido, a incineração pode ser uma boa solução (Alam, 2002).

Além de converter lixo em energia, sua industrialização via coleta e incineração favorecem a reciclagem de metais ferrosos e não-ferrosos. Ao mesmo tempo possibilita separar as cinzas cadentes no fundo e as cinzas volantes no sistema depurador dos gases resultantes. Algumas dessas cinzas podem ser consumidas como agregados "inertes" na indústria de construção civil, evitando a demanda de áreas de aterro (adaptado de Alam, 2002). Na verdade, as cinzas volantes são utilizadas como aditivos para cimentos Portland ou agregados finos no preparo de argamassas e as cinzas cadentes podem receber destinação similar.

A incineração, que é o processo de queima de lixo, ocorre em condições estritamente controladas. Os produtos químicos potencialmente perigosos são destruídos em temperaturas elevadas. Os resíduos sólidos e os gases de combustão são tratados quimicamente. Nenhum impacto ambiental significativo é produzido pela incineração de lixo (Alam, 2002).

Tabela 8.2- PODER CALORÍFICO DAS FRAÇÕES DE RESÍDUOS SÓLIDOS

(Alam, 2002)

COMPONENTE	PODER CALORÍFICO EM BASE SECA, MJ/kg	PODER CALORÍFICO, (BTU/LB)
Restos Orgânicos de Alimentos	18	
Excrementos Animais	18	
Jornais e revistas	18	
Papel toalha	18	
Outros papéis e papelões limpos	17	
Outros papéis e papelões sujos	18	
Embalagens plásticas	40	
Outros plásticos	40	
Flores e restos de jardinagem	8	
Outras fontes	18	
Embalagens e outros produtos de vidro	0	
Embalagens metálicas ferrosas e não-ferrosas	0	
Outros metais e ligas	0	

8.6 – AS BASES DOCUMENTAIS PARA AVALIAR AS USINAS TERMOELÉTRICAS DE LIXO

A rica extensão territorial brasileira, sua exuberante variedade de recursos naturais e a elevada concentração populacional nas grandes capitais e municípios, a maioria litorânea, turvaram a visão de proteção ambiental de muitos gestores públicos e da opinião pública, que não se incomodaram em lançar o lixo em locais inadequados e sem os cuidados hoje bem conhecidos.

Os registros escassos de desastres ambientais no Brasil e a pequena incidência de pesquisas, e, a quase ausência de dados experimentais referentes à produção e destinação de lixo, despejos de líquidos poluentes e emissões gasosas nocivas ou tóxicas ajudaram a retardar, provavelmente, a definição de uma política governamental para esses problemas delicados e pouco conhecidos do grande público, ainda predominantemente inculto para essas questões.

Um dos principais resultados do desconhecimento generalizado da população brasileira sobre as questões envolvendo o lixo é a dependência gerada de documentos técnicos, científicos e tecnológicos de origem estrangeira para que se possa refletir e legislar sobre essa importante e estratégica questão.

As necessidades européias de energia térmica voltada para o aquecimento de ambientes edificados, parcialmente similares ao que ocorre na Região Sul do Brasil, e a sua pequena disponibilidade de espaços para despejar seus lixos e resíduos industriais, promoveram o desenvolvimento de tecnologia da incineração de lixo para gerar calor, e, posteriormente, energia elétrica.

Os aspectos químicos da destinação do lixo constituem a base fundamental para qualquer tomada de decisão a nível de gestão pública ou de empreendimentos privados ou de capital misto.

Já existem estudos desenvolvidos no âmbito da COPPE-UFRJ sobre os aspectos energéticos do Lixo, e, também, diversas publicações, inclusive acadêmicas sobre o chorume gerado em aterros ou depósitos de resíduos sólidos. Porém, no tocante às emissões gasosas de aterros, compostagem, fornos e incineradores a maioria ou quase totalidade dos dados técnicos e científicos provém de textos estrangeiros, hoje disponíveis na Internet. Esses constituem os principais alicerces da abordagem do presente capítulo.

8.7 – O ADVENTO DO LIXO COMO COMBUSTÍVEL ALTERNATIVO E SEUS EFEITOS

8.7.1 – Origens da incineração de lixo na Alemanha e Suécia

A incineração é um método consagrado de processamento de frações combustíveis de lixo oriundos de residências domésticas e lojas comerciais, provendo economia de custos de transporte e lançamento em aterros. Também destrói os componentes orgânicos e biodegradáveis do lixo. Portanto, remove os ingredientes responsáveis pelas emissões gasosas e pelo chorume oriundos de aterros quando o lixo bruto é vazado sobre o solo (Alam, 2002).

A primeira usina de incineração de lixo destinada a produzir energia foi a de Hamburg, Alemanha, em 1895, para fins de aquecimento distrital (ou municipal). No início dos anos 90 do século passado, iniciou-se um programa extenso de conversão de energia térmica nas usinas de incineração para gerar energia elétrica, (Alam, 2002), isto é, a criação de usinas termoelétricas de lixo.

A incineração do lixo era uma medida prática para recuperar espaço nos depósitos de lixo e para minimizar o risco da disseminação de doenças através de ratos (RVF, 2005).

O uso da queima ou incineração a céu aberto (*open incineration*) nos depósitos de lixo e de fornos também foi freqüente na Suécia até os anos 60. Tornou-se cada vez mais difícil armazenar quantidades crescentes de lixo nos depósitos existentes e encontrar lugares para sua descarga ou lançamento. Além disso, o sistema de "aquecimento distrital" estendeu-se para diversas cidades naquele país. Isso permitiu que as usinas de incineração de lixo encontrassem um mercado para disponibilizar o seu produto mais importante: o "aquecimento distrital" (RVF, 2005).

Nos anos 70 a expansão da incineração do lixo aumentou na Suécia. Durante a primavera de 1985, essa expansão chegou ao seu limite, assim que a Agência de Proteção Ambiental Sueca introduziu uma moratória para a expansão de novas plantas. A razão desse ato foi a divulgação de diversos relatórios de pesquisa alarmantes a respeito da emissão e disseminação de metais pesados e, entre outros poluentes, das dioxinas. Essa moratória foi revogada em julho do ano seguinte, devido a uma pesquisa extensa que conduziu a novas e severas exigências ambientais. Até 2003, sete plantas incineradoras foram desmontadas e oito novas usinas incineradoras estavam em construção, em comparação com 1985 (RVF, 2005).

8.7.2 – As exigências de tratamento das emissões gasosas na Suécia e seus resultados

O lixo gerado em residências, indústrias e demais lugares é um reflexo dos hábitos de consumo e da produção da sociedade moderna. Apesar dos empreendimentos mais ambiciosos a fim de se obter resíduos menos contaminados, o lixo real de hoje contém vários poluentes. Consequentemente existem demandas para o tratamento desses poluentes; tanto quanto possível, capaz de transformá-los e extraí-los na forma de materiais não-perigosos e inofensivos (RVF, 2005).

As cinzas volantes, isto é, os poluentes sólidos contidos nos gases de combustão têm sido separados e concentrados em resíduos particulados finos para armazenagem segura. Outros resíduos da incineração tais como a escória, são reciclados em sua maioria (RVF, 2005).

As tecnologias físicas e químicas para tratar os gases da incineração de lixo resultaram em elevados níveis de separação dos seus poluentes. As emissões de mercúrio e outros metais pesados das usinas de incineração de lixo para o ar, por exemplo, foram reduzidas em 98 a 99% desde 1985 a 2002 (RVF, 2005).

As emissões totais de dioxinas para o ar oriundas de todas as plantas de incineração de lixo na Suécia diminuíram de aproximadamente 100 gramas/ano, em 1985, para 1,1 gramas/ano, em 2002. Essa quantidade das emissões de dioxina de todas as plantas da Suécia está abaixo do limite europeu (União Européia) que é de 0,1 nanogramas de dioxina/m³ de gás emitido, que era válido para todas as plantas existentes até dezembro de 2005 (RVF, 2005).

8.7.3 – As equivalências energéticas entre carvão e lixo

Voelker (1997) revelou que a cada ano, apesar dos esforços de coleta e compostagem das frações do lixo, permaneciam em estado bruto cerca de 160 milhões de toneladas dos resíduos sólidos municipais. Desse total, menos de 25% eram queimados para produzir energia restando 120 milhões de toneladas abandonadas nos aterros. Quais seriam os efeitos positivos e negativos da combustão de todo esse lixo?

O carvão constituía a principal fonte de combustíveis para as usinas termoelétricas nos E.U.A., cuja energia nele contida é conhecida pela expressão "poder calorífico", sendo antigamente descrita em BTU por libra-massa. O poder calorífico de um carvão energético típico é 13 000 BTU/lb. O poder calorífico para os resíduos sólidos municipais é aproximadamente de 4 800 BTU/lb. Muitos dos constituintes de lixo misto possuem valores de poder calorífico na ordem de 6 000 até 8 000 BTU/lb, sendo que os plásticos e pneumáticos de automóveis, bicicletas e veículos afins possuem eventualmente maiores que os do carvão.

TABELA 8.3 - VALORES DE PODER CALORÍFICO DE VÁRIOS MATERIAIS COMBUSTÍVEIS E COMPONENTES DE RESÍDUOS SÓLIDOS MUNICIPAIS

(Voelker, 1997)

COMBUSTÍVEL	PODER CALORÍFICO, (BTU/LB)
Carvão Antracitoso	13.500
Carvão Betuminoso	14.000
Turfa	3.600
Óleo Nº2	18.000
Gás Natural	24.000
Lixo Municipal Misturado	4.800
Papéis Misturados	6.800
Jornal	7.950
Papelão	7.043
Folhetos de Propaganda	6.088
Revistas	5.250
Polietileno	18.687
Poliestireno	16.419
Plástico Misto	14.100
Pneumáticos	13.800
Folhas	5.000
Gramma, Capim	2.690
Madeira Crua	2.100

O encorajamento da compostagem de resíduos agropecuários, esterco, folhagens e resíduos de alimentos poderia reduzir a presença de constituintes de baixo poder calorífico e aumentar a densidade energética do combustível derivado de rejeitos. Se a tecnologia for aplicada a processos industriais, um combustível limpo, densamente energético poderá ser utilizado imediatamente no local, eliminando custos de investimentos financeiros e de energia associados com a recuperação (mineração) e aquisição de carvão (Voelker, 1997).

Porém, mesmo sem que seja efetuada a homogeneização da corrente de alimentação de lixo, um cálculo rápido demonstra a economia de combustíveis fósseis obtidas pela sua queima ao invés de se aterrá-lo. É necessário queimar cerca de 3 libras de lixo para produzir a energia correspondente a 1 (uma) libra de carvão. A queima de 160 milhões de toneladas de lixo poderia evitar a queima de 160 toneladas anuais de carvão (Voelker, 1997).

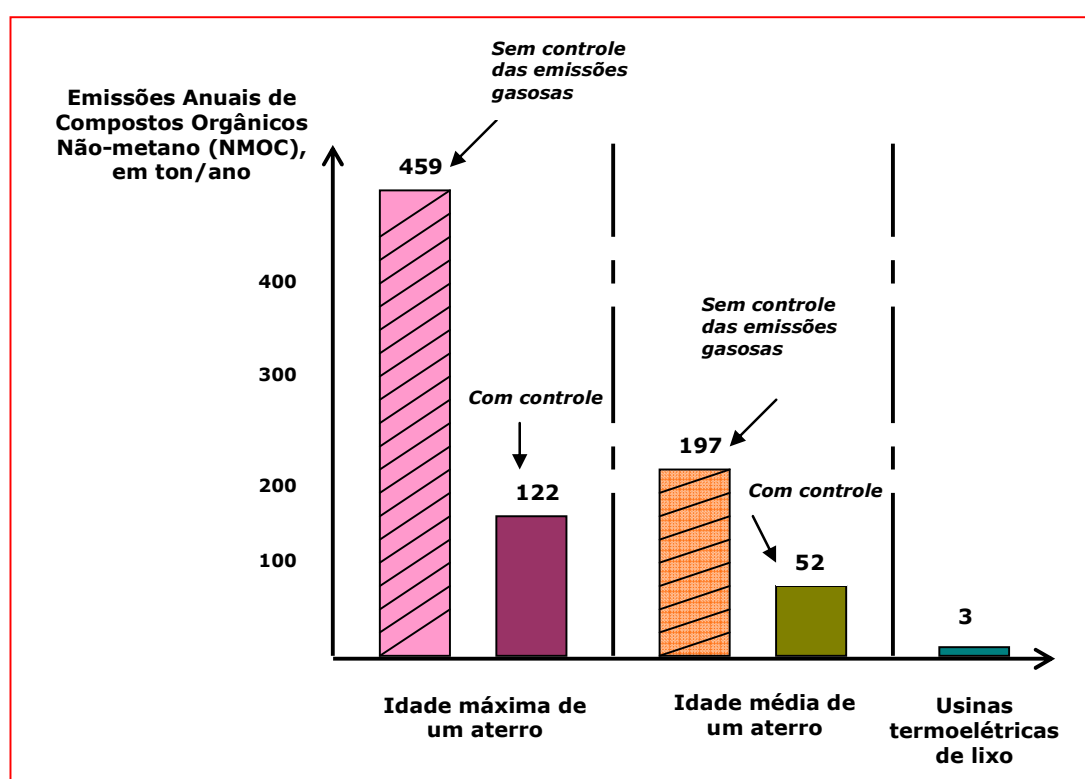
É verdade que algumas emissões oriundas da combustão de lixo são maiores que aquelas resultantes da queima do carvão, particularmente o monóxido de carbono (CO) e os hidrocarbonetos orgânicos não metano (NMOCs). A combustão de resíduos sólidos produz 100 vezes mais CO por tonelada do que o carvão, e 45 vezes mais compostos orgânicos não-metano (NMOCs). Porém, é necessário comparar as emissões oriundas da queima dos rejeitos para os métodos alternativos de destinação (Voelker, 1997).

8.7.4 – Comparação das emissões gasosas de aterros e usinas termoeletricas de lixo

O metano é um potente gás provocador do Efeito Estufa, que acumula mais energia térmica (calor) na atmosfera do que o dióxido de carbono. Esse gás é emitido em grandes quantidades pelos resíduos em decomposição nos aterros. Contabilizando ambos o CH₄ e CO₂ no e convertendo a sua capacidade de aprisionar o calor para um equivalente em CO₂, percebe-se que as emissões totais de gases do Efeito Estufa oriundas de um aterro correspondem ao dobro do que se produz num processo de combustão. De modo similar, as emissões de gases orgânicos não-metano são drasticamente reduzidas através da combustão (Voelker, 1997). A Figura 8.3 seguinte revela uma comparação gráfica dessas emissões para as usinas termoeletricas e aterros de lixo.

FIGURA 8.3
GRÁFICO COMPARATIVO* DAS EMISSÕES DE COMPOSTOS ORGÂNICOS NÃO-METANO
EM ATERROS E USINAS TERMOELÉTRICAS DE LIXO
PARA UMA CARGA DE 1500 ton/dia

(Voelker, 1997)



* A figura exposta por Voelker (1997) não apresenta os valores das idades máximas e médias dos aterros.

A combustão controlada dos gases emitidos pelos aterros reduz esses quantitativos, razoavelmente, porém, contribuem para gerar maiores emissões de CO₂, dioxinas e furanos, conforme a Tabela 8.4. Além disso, o volume de lixo é reduzido de 70% a 90% no processo de combustão. As cinzas destinadas aos aterros emitem menos gases e nenhum metano. O aparato ou equipamento custoso de coleta do metano em aterros não era exigido nos E.U.A. e, segundo Voelker (1997) seriam alvo de exigências por parte da *Environmental Protection Agency (EPA)*.

A deposição das cinzas ao invés do vício de aterrar lixo iria eliminar a necessidade dos sistemas caros de captação de metano, diminuindo custos para os municípios. Vários estudos estimam que 60 a 70% das cinzas de fundo (cadentes) dos incineradores são úteis para os materiais de construção. A redução do número de aterros poderia ser da ordem de 97%. Efetivamente, as usinas termoeletricas de lixo podem evitar a sujeira e os transtornos dos atuais aterros de lixo que se tornariam minas de combustíveis, reduziram as emissões gasosas e o espaço demandado (Voelker, 1997).

TABELA 8.4 – EMISSÕES PROVENIENTES DOS ATERROS E USINAS TERMOELÉTRICAS DE LIXO

(Voelker, 1997)

OPÇÕES DE DESTINAÇÃO	FATORES DE EMISSÃO, em (lb/10 ⁶ Btu)			
	CO	COMPOSTOS ORGÂNICOS NÃO-METANO	NO _x	DIOXINAS e FURANOS
USINAS TERMOELÉTRICAS DE LIXO	0.22	1.10 * 10 ⁻³	0.24	2.10 * 10 ⁻⁹ (2)
GÁS DE ATERRO, queimado em:				
"Flares" ou queimadores aéreos	0.868	11.23 * 10 ⁻³ (1)	0.044	11.67 * 10 ⁻⁸
Motores de combustão Interna	0.51	11.23 * 10 ⁻³	0.42	5.52 * 10 ⁻⁹
Turbina a Gás	0.88	11.23 * 10 ⁻³	0.22	ND

(1) NSPS = 98% de redução, exceto as emissões fugitivas.

(2) Equivalente a 3 ng/m³ do total PCDD / PCDF

O lixo é uma fonte de emissões poluentes. É um subproduto de nossa vida diária. A maioria das pessoas teme as dioxinas geradas na incineração. Porém, as dioxinas formam uma família de quase 200 compostos, dentre os quais algumas moléculas são perigosas à saúde. A maioria das dioxinas contidas no ar atmosférico é produzida em cigarros, fogueiras em jardins, churrascos; incêndios florestais, automóveis, vans, ônibus; motocicletas; tratores; caminhões e usinas siderúrgicas (além da queima de pneus e montes de lixo; fornos crematórios). Algumas dioxinas ocorrem nas usinas incineradoras de lixo e cogeneradoras de eletricidade oriundas dos rejeitos coletados e outras são destruídas ou reformadas após a queima. Tipicamente, 100.000 t de lixo contêm 0,7 g de dioxinas. A maioria das dioxinas é destruída no processo de incineração e menos que 0,2 g são emitidas para o ar (adaptado de Alam, 2002).

TABELA 8.5 - FONTES DE DIOXINAS

(Alam, 2002)

COMPONENTE/ORIGEM RESIDUAL	% de DIOXINAS
Lixo Doméstico	10
Metalurgia	13
Trânsito de Veículos Automotores	15
Carvão	21
Resíduos Perigosos	1
Fábricas de Cimento	4
Incêndios e queimadas naturais	4
Madeira	7
Fornos Crematórios	12
Outras fontes	13

8.8 – A REDUÇÃO DE EMISSÕES GASOSAS TÓXICAS NA ALEMANHA

O Ministério Federal do Ambiente, Conservação da Natureza e da Segurança Nuclear da Alemanha, divulgou em setembro de 2005 um estudo destacando inicialmente que nos anos 80 do século passado, as usinas de incineração de lixo tornaram-se o símbolo da contaminação ambiental: os cidadãos iniciaram uma luta contra a sociedade dos descartáveis e das emissões das dioxinas nas redondezas das cidades. Esse protesto foi um sucesso. Em 2005, mais da metade de todo o lixo doméstico (55%) era reciclado em termos de lixo orgânico (“bio-waste”), papel e papelão, cacos de vidro ou embalagens (BMU, 2005).

Desde 1º de junho de 2005 os resíduos não-tratados deixaram de ser destinados a aterros. E devido às normas rigorosas existentes, as usinas de incineração de lixo são insignificantes em termos de emissões de dioxinas, poeiras e metais pesados. E isso se aplica, mesmo com a duplicação da capacidade de incineração de lixo ocorrida desde 1985 (Tabela 8.6) (BMU, 2005).

TABELA 8.6 – CAPACIDADE DE INCINERAÇÃO DE LIXO MUNICIPAL NA ALEMANHA

(BMU, 2005)

ANO	NÚMERO	CAPACIDADE, em 1000 toneladas/ano
1965	7	718
1970	24	2829
1975	33	4582
1980	42	6343
1985	46	7877
1990	48	9200
1995	52	19870
2000	61	13999
2005	66	16900
2007*	72	17,800

*previsão

Sobre as dioxinas e furanos, o Ministério Federal do Ambiente, Conservação da Natureza e da Segurança Nuclear da Alemanha relatou em 2005 que as emissões de contaminantes tóxicos das usinas de incineração de lixo foram drasticamente reduzidas desde 1990. As emissões totais de dioxinas oriundas das 66 usinas incineradoras de lixo na Alemanha caíram aproximadamente em 1000 vezes por consequência da instalação de unidades de filtração estipuladas pelas leis estatutárias: de 400 gramas para menos de 0,5 gramas em unidades de toxidez (BMU, 2005).

Outras indústrias também apresentaram reduções apreciáveis nas emissões de dioxinas, como, por exemplo, as de extração e processamento metalúrgico, em termos de 740 gramas para 40 gramas (quase 20 vezes) conforme as estimativas da Agencia Federal Ambiental da Alemanha (BMU, 2005).

Entretanto, o declínio em lugar algum foi tão drástico quando na incineração de lixo doméstico. O resultado percebido foi que em 1990, cerca de um terço das emissões totais de dioxinas provinham dos incineradores de lixo doméstico e para o ano de 2000 as expectativas indicavam menos que 1% (Tabela 8.7) (BMU, 2005).

TABELA 8.7 – FONTES DE EMISSÃO E CARGAS ANUAIS DE DIOXINAS NA ALEMANHA, EM GRAMAS POR UNIDADE DE TOXIDEZ (g UT),

(BMU, 2005)

FONTES DE EMISSÕES GASOSAS NA ALEMANHA	EMISSÕES POR ANO, em g UT (unidades de toxidez)		
	1990	1994	2000*
Extração e processamento metalúrgico	740	220	40
Incineração de lixo municipal	400	32	0,5
Usinas de Energia Elétrica	5	3	3
Usinas de Incineração Industrial	20	15	<10
Lareiras e churrasqueiras domésticas	20	15	<10
Veículos automotores	10	4	<1
Crematórios	4	2	<2
TOTAL DE EMISSÕES	1200	330	<<70

- dados estimados.

As chaminés das lareiras e as churrasqueiras domésticas descarregam aproximadamente 20 vezes mais dioxinas no ambiente que as usinas de incineração de lixo municipal. Isso também é evidente baseado no fato que, durante o inverno, as cargas de dioxinas na atmosfera são cinco vezes maiores que no verão quando os sistemas de aquecimento residencial estão desativados. Entretanto, as maiores emissões de dioxinas provêm do setor minero-metalúrgico (BMU, 2005).

8.8.1 – Poluentes tóxicos cancerígenos

As substâncias cancerígenas podem, mesmo em concentrações ou teores muito baixos, provocar tumores. Considerando-se as dosagens e períodos de exposição, (somente) a possibilidade de ocorrer câncer irá variar, porém, estritamente falando, as substâncias cancerígenas nunca são realmente inofensivas (BMU, 2005).

As dioxinas são formadas nas fumaças dos incêndios e, desde o início, ocorrem apenas em proporções muito pequenas no lixo. Por outro lado, elementos químicos como: arsênico, cádmio, níquel e outros metais pesados tóxicos e cancerígenos entram com o lixo nas usinas de incineração. Com o intuito de evitar a saída daqueles metais poluentes através das chaminés, foram instalados na Alemanha diversos equipamentos de filtração e tratamento de gases, sob o âmbito do "17th Ordinance on the Implementation of the Federal Immission Control Act ("17th BImSchV")", que provavelmente equivale a uma resolução do CONAMA brasileiro. O resultado foi: antes de 1990, os contaminantes com toxidez comparável a de 188 toneladas de arsênico foram lançados ao ar atmosférico; em 2004, pelo menos, 3 toneladas eram extraídas do ar (BMU, 2005).

Reconhecidamente, essa é uma idéia que precisa, pelo menos, ser implantada. Porém, esse crédito é um resultado da geração de energia térmica e elétrica produzida pela incineração de lixo doméstico. Se essa mesma energia fosse gerada utilizando as tradicionais usinas termoelétricas, seriam emitidas mais 3 toneladas para o ar atmosférico (BMU, 2005).

O arsênio é aproximadamente duas vezes mais tóxico que o cádmio, cinco vezes mais tóxico que o cromo e 500 vezes mais tóxico que o benzeno. Para que se possa compor um padrão simples de toxidez para os metais pesados e compostos orgânicos cancerígenos os valores de toxidez individual são convertidos em valores para o arsênio. Dois quilogramas de cádmio apresentam a mesma toxidez de um quilograma de arsênio ou são iguais a um "quilograma equivalente de arsênio". A toxidez das dioxinas também é convertida para o "padrão arsênio". Esse modelo de equivalência foi estabelecido a partir de informações dos climatologistas, que empregaram equivalentes em CO₂ (dióxido de carbono) (BMU, 2005).

8.8.2 – Poeiras finas

As mesmas considerações feitas para os poluentes tóxicos cancerígenos são válidas para os materiais particulados.

Antes de 1990, todas as usinas incineradoras de lixo ainda emitiam 25000 toneladas de poeira (ou um máximo de 30 miligramas por metro cúbico (mg/m^3) nas emissões gasosas). Em 2001, o valor desse parâmetro caiu para 3.000 toneladas de poeira. Em 2005, as usinas de incineração podiam emitir uma concentração máxima de $10 \text{ mg}/\text{m}^3$ de pó nos seus gases de exaustão, porém, na prática, ocorria apenas $1 \text{ mg}/\text{m}^3$ (BMU, 2005).

Se incluirmos nos cálculos as emissões evitadas de materiais particulados oriundos das usinas termoelétricas tradicionais, a redução das emissões seria aproximadamente de 5.000 toneladas. Em todo caso, comparando-se com as 171.000 toneladas anuais de poeira fina emitidas anualmente na Alemanha, as usinas incineradoras de lixo são irrelevantes (BMU, 2005).

8.8.3 – Poluentes tóxicos não-cancerígenos.

Outros metais pesados, tais como chumbo e mercúrio, não são cancerígenos, e, também, são retidos nos sistemas de filtração e tratamento de gases das usinas de incineração de lixo. No caso de metais tóxicos não-cancerígenos, o chumbo e o mercúrio são considerados representativos desse grupo (BMU, 2005).

Em termos de toxidez, para que esta ocorra, é necessário que algumas dosagens ou teores dos poluentes estejam presentes. Abaixo de um valor limite, os tóxicos são geralmente inofensivos, e podem mesmo apresentar natureza curativa. Um tóxico é “uma substância que pode infligir algum mal ou dano nos organismos vivos através de processos metabólicos”. Se uma substância é ou não venenosa para os seres humanos, isso irá depender da possibilidade de ter atingido o seu valor limite de atuação (BMU, 2005).

Foi possível observar que também ocorreu um declínio acentuado nas emissões de poluentes tóxicos não-cancerígenos. Em 1990, suas emissões eram da ordem de 57.900 kg de chumbo e 347 kg de mercúrio oriundos da incineração de lixo doméstico e os seus níveis, respectivamente, declinaram para 130,5 kg (equivalente a 0,2% das descargas iniciais) e 4,5 kg (1,3% dos valores iniciais no ano de 2001. Portanto, as emissões das substâncias tóxicas de chumbo e mercúrio na incineração de lixo doméstico não são mais significativas para causar danos às pessoas. É verdade que inexistem dados recentes para as emissões de chumbo e mercúrio em 2005. Porém de acordo com as informações supridas pela Agência Ambiental Federal da Alemanha, as emissões para todos os poluidores – desde os carros de passeio até as usinas de aquecimento – foram de 624 000 kg para chumbo e 31 000 kg para o mercúrio, o que equivaleria a milhares de vezes mais que a incineração de lixo (BMU, 2005).

Qual é, entretanto, a situação para as pessoas que vivem nas vizinhanças das usinas incineradoras de lixo? No caso das novas usinas e daquelas que foram modernizadas, as concentrações de metais pesados tóxicos nas vizinhanças atmosféricas, mesmo nas suas proximidades, são tão reduzidas que atingem 1 a 2% dos limites efetivos na maioria dos casos (BMU, 2005).

8.9 – FATORES-CHAVE PARA AVALIAR OS IMPACTOS AMBIENTAIS DA INCINERAÇÃO DE LIXO COMO MÉTODO DE TRATAMENTO E FONTE DE ENERGIA NA EUROPA EM 2004

Durante os últimos 20 anos, vários grupos de pesquisa assim como empresas de consultoria analisaram os impactos ambientais da incineração de lixo em comparação a outras opções de tratamento de resíduos sólidos. Foram desenvolvidos diversos métodos e modelos para descrever esses sistemas de destinação. Também foram executados vários estudos de níveis local, regional e nacional, que empregaram uma gama ampla de diferentes modelagens para determinar tais impactos (Profu, 2004).

O estudo encomendado pela CEWEP – *Confederation fo European Waste-to-Energy* à PROFU, uma empresa de consultoria sueca, enfocou dois tipos de resíduos: 1º - o lixo misto (*grifo nosso: com a presença de resíduos perigosos dos produtos de limpeza de origem doméstica ou comercial*), e, 2º - as frações dos descartes, para as quais existiam controvérsias sobre se era conveniente reciclar, incinerar ou tratar biologicamente (exemplos: papel, plástico, material compostável) (Profu, 2004).

No decorrer dos estudos da PROFU, foram identificados os “key factors” ou, claramente, os critérios de projeto que devem nortear a escolha do método de tratamento ou destinação do lixo, que serão descritos nos próximos itens.

As principais conclusões reveladas pelo estudo da empresa PROFU (2004) foram:

1ª – O aterro é a principal opção de destinação do lixo na Europa, sendo, claramente, a pior escolha do ponto de vista ambiental.

2ª – A reciclagem de materiais, a incineração de lixo e o tratamento biológico são opções complementares (entre si) que devem ser expandidas a fim de substituir os aterros.

3ª – Para se atingir os melhores resultados ambientais para a reciclagem de materiais e o tratamento biológico de materiais combustíveis é necessário tratar os resíduos emergentes durante o pré-tratamento e processamento nas instalações de reciclagem e nas usinas de tratamento biológico,

4ª – Devido às diferentes condições locais e oportunidades para desenvolvimento, poderá variar a distribuição ou destinação do lixo para a reciclagem de materiais, incineração e tratamento biológico.

5ª – As diferenças regionais conduzirão a diferentes distribuições ótimas para as distintas regiões na Europa.

A empresa PROFU (2004) analisou resumidamente 31 estudos de caso e constatou que:

1º - A reciclagem de materiais e o tratamento biológico são normalmente comparados com a incineração para frações separadas. Pouquíssimos estudos examinaram como todas as partes do lixo misto deveriam ser tratadas se a incineração fosse substituída. Embora a reciclagem de material e o tratamento biológico possam conduzir a impactos ambientais menores para as frações separadas, não é óbvio que os impactos ambientais totais para o lixo misto seriam menores do que para a incineração, se forem aterradas as frações que não puderem ser recicladas ou biodigeridas.

2ª – Para as frações limpas de materiais bem separadas na fonte, a reciclagem de materiais geralmente conduz a menores impactos ambientais que a incineração. Para resíduos biodegradáveis, a escolha entre incineração, compostagem e digestão anaeróbica não é óbvia. O aterro é a pior opção em todos os estudos.

A PROFU (2004) analisou detalhadamente 12 estudos de caso para comparar os impactos ambientais da incineração com cogeração de energia elétrica com outras opções de destinação de lixo. Para essa finalidade, limitou sua comparação em cinco categorias de impactos ambientais nos seus trabalhos: potencial de aquecimento global (*GWP, Global Warming Potential*), acidificação, eutroficação, foto-oxidação e toxidez (humana, aquática, terrestre, etc).

Segundo a PROFU (2004), as categorias de impactos ambientais possuem os seguintes significados:

1ª - Potencial de Aquecimento Global (GWP) - resulta da possível contribuição de uma substância química para o aquecimento global, que é expresso pelo aumento da temperatura média dos oceanos e da atmosfera da Terra, devido às emissões antropogênicas dos denominados "gases do Efeito Estufa"; essa designação foi estabelecida pelo IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*) - criado pela Organização das Nações Unidas e pela Organização Meteorológica Mundial em 1988.

2ª - Acidificação - é um processo onde alguns poluentes gasosos que produzem a poluição do ar (amônia, dióxido de enxofre e óxidos de nitrogênio) em contato com a umidade ou água das nuvens e chuvas e são convertidos em substâncias ácidas, os quais provocam danos ambientais às florestas e lagos.

3ª - Eutroficação ou eutrofização - consiste no enriquecimento de nutrientes num sistema aquático, que é tipicamente provocado pela lixiviação de compostos contendo fósforo ou nutrientes, que podem ser de origem agrícola, urbana ou industrial.

4ª - Foto-oxidação - resulta das emissões de hidrocarbonetos (compostos orgânicos não-metano e orgânicos voláteis) e outros compostos orgânicos que reagem quimicamente com o ozônio e provocam irritação nos olhos da população e causam danos severos às folhas da vegetação.

5ª - Toxidez - pode ser humana, aquática, terrestre, ecológica, etc. e é uma medida para o qual algum agente é tóxico ou venenoso.

A análise detalhada dos 12 estudos de caso efetuada pela PROFU (2004) resultou nas seguintes conclusões:

1ª - Os efeitos (impactos) em todos os estudos são sensíveis aos "fatores-chave" (key factors, ou parâmetros/critérios de projeto). Embora esses fatores-chave não modifiquem sempre a "classificação ambiental" entre duas opções, certamente afetam as diferenças nos impactos ambientais entre ambos.

2ª - A reciclagem de materiais geralmente conduz a um menor impacto ambiental que a incineração. Entretanto, essa conclusão somente é válida se a reciclagem dos materiais estiver baseada em frações limpas e bem separadas na sua origem, que possa ser eficientemente reciclada e repor a produção virgem do produto original.

3ª - Para resíduos facilmente biodegradáveis, as diferenças entre sua incineração e sua digestão anaeróbica é pequena nas categorias estudadas de impactos ambientais. Com relação a acidificação e eutroficação, a digestão anaeróbica pode ser a melhor alternativa de acordo com os resultados desses 12 estudos de caso. Para a toxidez, uma vantagem para a incineração foi observada.

4ª - Em comparação com a compostagem de resíduos facilmente biodegradáveis, a incineração dos descartes é geralmente preferível nos estudos que consideraram o potencial de aquecimento global (GWP), acidificação e foto-oxidantes. Para a eutroficação, a compostagem é a melhor alternativa revelada nesses estudos.

5ª - Com algumas exceções em todos os estudos examinados, a incineração conduz a um menor impacto ambiental do que um aterro para recebimento de lixo.

As tabelas seguintes apresentam os "fatores-chave" ou parâmetros ou critérios de projeto identificados pela PROFU (2004).

TABELA 8.8**FATORES-CHAVE DE IMPORTÂNCIA GERAL
PARA CLASSIFICAR AMBIENTALMENTE OS MÉTODOS DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS**

(PROFU, 2004)

FATOR CHAVE	RELEVÂNCIA
Perspectiva de tempo	Condição essencialmente importante. Influencia as hipóteses em todos os dados nos sistemas de gerenciamento do lixo, assim como, nos sistemas adjacentes e na sua modelagem.
Desenvolvimento de Tecnologia	As hipóteses, baseadas, por exemplo, em resultados promissores de plantas piloto podem melhorar crucialmente a eficiência das tecnologias em relação às emissões, na qualidade e na quantidade dos produtos finais.
Condições Locais	Podem afetar fortemente o valor ambiental das diferentes opções de tratamento. Por exemplo, no caso da incineração, a existência de um sistema de aquecimento distrital permite obter maior recuperação de energia.
Geração Alternativa de Eletricidade e Calor	É decisivo para evitar emissões devido à recuperação energética (incineração) ou energia economizada (reciclagem). As hipóteses nos estudos variam do uso de combustíveis fósseis (predominantemente carvão ou gás natural) para combustíveis renováveis (biocombustíveis sólidos ou ventos)
Suprimento de Energia Renovável	É importante para as hipóteses da geração alternativa da eletricidade e de calor, especialmente para os resultados do potencial de aquecimento global.
Lixo transportado por Automóveis	É importante quando uma grande fração do lixo é transportada por carros de passeio para uma única opção de tratamento, mas não para outra.

TABELA 8.9**FATORES-CHAVE PARA CLASSIFICAR AMBIENTALMENTE A INCINERAÇÃO DE RESÍDUOS**

(PROFU, 2004)

FATOR CHAVE	RELEVÂNCIA
Nível das Emissões	Depende principalmente do lixo incinerado, da tecnologia de incineração do lixo e do tratamento dos gases. Quanto menor o nível de emissão, melhor é o desempenho ambiental da incineração.
Recuperação de Energia	Quanto maior a energia recuperada, mais se evitam as emissões gasosas, devido à geração alternativa de eletricidade e calor.
Perspectiva de tempo e destino do resíduo aterrado	Inexistem concordâncias para a perspectiva de tempo que deva ser usada para modelar aterros. O método de estabilização de cinzas volantes incombustíveis e a perspectiva de tempo usada são cruciais para modelar o impacto ambiental dos resíduos da incineração

**TABELA 8.10 - FATORES-CHAVE DE IMPORTÂNCIA
PARA CLASSIFICAR AMBIENTALMENTE A RECICLAGEM SE COMPARADA COM A INCINERAÇÃO**

(PROFU, 2004)

FATOR CHAVE	RELEVÂNCIA
Mercado/demanda para o material reciclado	É importante para os benefícios ambientais da reciclagem de materiais. Idealmente, o material reciclado deveria substituir materiais virgens para o mesmo produto.
Fator de Substituição	É importante para os benefícios ambientais da reciclagem de materiais. Se parte do material reciclado não puder ser usada devido a razões de qualidade, isto resultará num baixo fator de substituição. Então, mais materiais reciclados devem ser usados para substituir certa quantidade de matéria-prima virgem.
Consumo de energia e emissões na produção do material a partir de matérias-primas virgens e recicladas	Quanto maior a redução do consumo de energia e de emissões através da reciclagem, melhor é o desempenho ambiental da reciclagem comparado a incineração.
Destino da biomassa salva da floresta (pela reciclagem de papel e papelão)	O destino da biomassa economizada através da menor produção de materiais virgens pode ser diferente e pode: (1) permanecer nas florestas; (2) ser reduzida e utilizada para a produção de outros materiais; ou, (3) ser utilizada para a produção de energia, substituindo, assim, a geração de calor e/ou eletricidade alternativa. Dependendo da escolha feita, a performance ambiental da reciclagem em comparação com a incineração é claramente afetada.

TABELA 8.11 - FATORES-CHAVE DE IMPORTÂNCIA GERAL PARA CLASSIFICAR AMBIENTALMENTE OS TRATAMENTOS BIOLÓGICOS (DIGESTÃO ANAERÓBICA E COMPOSTAGEM) E COMPARAR COM A INCINERAÇÃO

(PROFU, 2004)

FATOR CHAVE	RELEVÂNCIA
Perspectiva de tempo	É importante nos processos de tratamento, e também para a purificação/distribuição do biogás (digestão anaeróbica) e na distribuição dos resíduos da digestão/composto.
Desenvolvimento de Tecnologia	Somente quando existe uma demanda dos fazendeiros para o uso dos resíduos da digestão anaeróbica/composto é possível fechar o ciclo da reciclagem de nutrientes no lixo, em substituição a outros fertilizantes produzidos. Quando não existe demanda/mercado, o resíduo da digestão anaeróbica/composto deve ser usado para outros propósitos (exemplo: na recuperação de terras ou cobertura de antigos aterros), onde os benefícios ambientais são muito menores.
Condições Locais	Pode melhorar o beneficiamento ambiental através do tratamento biológico nas regiões européias, onde a camada superior do solo seja muito fina para a produção agrícola.

TABELA 8.12

FATORES-CHAVE DE IMPORTÂNCIA GERAL PARA CLASSIFICAR AMBIENTALMENTE O USO DE RESÍDUOS COMBUSTÍVEIS NAS FÁBRICAS DE CIMENTOS E USINAS TERMOELÉTRICAS CONVENCIONAIS QUANDO COMPARADOS COM A INCINERAÇÃO

(PROFU, 2004)

FATOR CHAVE	RELEVÂNCIA
Nível de emissão na combustão do resíduo (combustível).	É dependente, principalmente, do lixo incinerado, da tecnologia de combustão do lixo e do tratamento dos gases emitidos. Uma menor emissão significa melhor performance ambiental da co-combustão
Combustível Alternativo usado na fábrica de cimento ou usina termoeletrica	Normalmente, o uso de combustíveis fósseis está associado a grandes impactos ambientais, quando os resíduos (combustíveis) são utilizados.

TABELA 8.13

FATORES-CHAVE DE IMPORTÂNCIA GERAL PARA CLASSIFICAR AMBIENTALMENTE O ATERRO QUANDO COMPARADO COM A INCINERAÇÃO

(PROFU, 2004)

FATOR CHAVE	RELEVÂNCIA
Modelagem do aterro (cronologia, duração, <i>time frame</i>)	A modelagem de aterros sanitários é geralmente mais difícil e incerta quando comparado com a modelagem de outros tratamentos. Além disso, não existe uma concordância geral sobre a perspectiva de tempo que deveria ser usada na modelagem do aterro sanitário. Quanto maior a duração (<i>time frame</i>) maiores serão as emissões para o ambiente.
Pré-tratamento mecânico-biológico	Esse critério reduz, claramente, as possíveis emissões futuras do aterro; p. ex.: a formação de metano é significativamente reduzida
<i>Carbon sink</i> , Consumo do carbono	É de interesse, quando uma curta duração (<i>time-frame</i>) e matérias renováveis (exemplo: papel e madeira) são considerados. A celulose, a hemicelulose e a lignina presentes nessas frações do lixo, são parcialmente degradadas. O restante do carbono é "estocado" no aterro. Em comparação com a incineração, onde o carbono é diretamente oxidado a CO ₂ , isso significa que as emissões de CO ₂ são evitadas durante um curto tempo (<i>time frame</i>). Isso poderia mudar a ordem entre o aterro sanitário e a incineração, a partir de uma perspectiva em relação ao potencial de aquecimento global.

8.10 – A INCINERAÇÃO DE LIXO NA EUROPA

8.10.1 - O mercado da incineração de lixo na Suécia

As usinas de incineração de lixo são operadas, com algumas exceções, por sociedades anônimas (*stock companies*) ou como unidades específicas dentro das maiores empresas municipais. Entende-se que os negócios devem ser economicamente auto-suficientes, gerando rendimentos através da gestão do lixo e da venda de serviços de aquecimento municipal ou distrital e, sempre que possível, também, de eletricidade. Os custos da gestão do lixo e os rendimentos da venda de energia devem cobrir os custos variáveis de operação assim como os custos de capital. Os rendimentos de uma planta de incineração do lixo consistem de duas partes diferentes. Uma parte refere-se às taxas e impostos que as prefeituras, as indústrias e outros produtores de lixo pagam. A outra parte consiste na renda gerada em usinas termoelétricas de lixo. Os custos para a produção energética com o lixo como combustível é essencialmente maior que com o uso de outros tipos de combustível, devido às leis de proteção do meio ambiente, que exigem investimentos elevados em equipamentos de despoluição, e, desse modo, resultam em elevados custos de capital e da em mão-de-obra (RVF, 2005).

8.10.2 - A recuperação de energia na incineração de lixo na Europa

A capacidade total das usinas de incineração na Europa é 8800 MW, sendo 70% dessa energia usada para aquecimento distrital e 30% para gerar energia elétrica. Os tipos de energia elétrica variam entre os países e dependem da tecnologia adequada e demanda local. A quantidade total de energia a partir da incineração é equivalente à demanda total de eletricidade da Suíça (Alam, 2002).

FIGURA 8.5 – MAPA DAS USINAS TERMOELÉTRICAS DE LIXO NA EUROPA EM 2005

(CEWEP, 2005).



8.11 – O POTENCIAL ENERGÉTICO DO LIXO NO BRASIL

8.11.1 – Gestão e investimento em usinas termoelétricas de lixo

A gestão cara e ineficaz dos rejeitos sólidos municipais no Brasil baseada em soluções tradicionais uma das causas significativas das suas emissões de poluentes. Embora, vistos separadamente, constituam dois problemas principais, a sua solução integrada para estes – usando o lixo sólido municipal como uma fonte de energia - poderia gerar empregos e combater a poluição. Seria possível obter investimentos e gerar energia a preços competitivos nessa perspectiva, com os combustíveis cotados na moeda corrente brasileira e geralmente em custos negativos (Oliveira e Rosa, 2003).

Esta sugestão ganha força no Brasil devido à crise de energia atual, com sendo a construção de usinas termoelétricas a gás natural entendidas como uma solução. Desde 2003, o Brasil vivencia um ambiente incentivador do uso dos resíduos sólidos municipais (MSW) para finalidades de geração de energia. Além da técnica, economia e praticabilidade desta opção, outros dois elementos são decisivos para assegurar o sucesso de fontes de energia não-fósseis: suprimento de energia competitiva e medidas que incentivem o uso de fontes alternativas de energia (Oliveira e Rosa, 2003).

Como os tempos de empreendimento (construção e operação rentável) das usinas termoelétricas de lixo e seus períodos de retorno de investimento são similares aos das instalações convencionais que queimam combustíveis fósseis (menos de 3 anos) estas tecnologias podem ser incluídas no planejamento setorial para otimizar a expansão a médio prazo referente a períodos de até 5 anos (Oliveira e Rosa, 2003).

Além disso, a conservação de energia via reciclagem do lixo pode também gerar benefícios adicionais imediatos. No que diz respeito aos incentivos governamentais, um projeto de Política Brasileira dos Resíduos Sólidos ainda está sendo analisado pelo Congresso Nacional – além dos Projetos de Orçamento referentes a compra de energia pelas concessionárias de energia, que absorvam eletricidade oriunda de fontes renováveis. A compatibilização desses dois instrumentos legais promoverá a gestão integrada de resíduos sólidos (Oliveira e Rosa, 2003).

O BNDES - Banco Nacional do Desenvolvimento Econômico e Social indicou em 2001 seu interesse em financiar plantas de geração de energia provenientes do lixo. Baseado na flexibilização dos mecanismos do Protocolo de Kyoto, o mercado internacional de créditos de carbono poderia ser uma outra boa fonte para financiar parte do investimento, ou impulsionar retornos do investimento para empresas cujas aquisições da energia são garantidas pela Eletrobrás (Centrais Elétricas Brasileiras S.A.) (Oliveira e Rosa, 2003).

Entretanto, os atrativos das usinas termoelétricas de lixo não combinam com os daquelas que utilizam gás natural, particularmente após o aumento da padronização de valores para este último combustível. Por outro lado, se os processos de digestão acelerada forem empregados, o seu potencial para evitar emissões (gasosas) poderá exceder os níveis de poluição das suas concorrentes termoelétricas. A solução composta válida consiste em misturar essas duas alternativas em usinas termoelétricas híbridas, abastecidas em 80% a 90% por gás natural e suplementada pelo lixo em 10% a 20%. O nível da atratividade dessa alternativa híbrida está muito próximo do oferecido por uma usina termoelétrica de gás natural. (Oliveira e Rosa, 2003).

As desvantagens dessas usinas termoelétricas híbridas (gás natural-lixo) em termos de perspectivas iniciais para os investidores em geração de energia (Oliveira e Rosa, 2003) consistem de:

- 1º - a atratividade das usinas termoelétricas híbridas é menor em 1%, descendo de 22% para 21%; e
- 2º - os investimentos são maiores em 14%.

Para Oliveira e Rosa (2003), as vantagens das usinas termoelétricas híbridas (gás natural-lixo) incluem:

- 1º - custos negativos de combustível;
- 2º - combustíveis cotados na moeda corrente brasileira;
- 3º - combustível disponível perto dos consumidores;
- 4º - potencial para vender emissões evitadas de carbono no mercado internacional.

Um comentário se faz necessário para a suposta vantagem de "custos negativos de combustível": foi possível constatar numa usina de incineração auto-sustentável de resíduos sólidos, que a temperatura nominal de queima não podia ser mantida sem o aporte de combustível convencional ou "biogás".

8.11.2 – O problema da eliminação de lixo versus seu potencial de energia para o Brasil

O uso de 20 milhões de toneladas anuais de lixo no Brasil para gerar eletricidade - das quais menos de 10% foram eliminadas corretamente em 1989 - pode impulsionar os suprimentos de eletricidade para o nível de 50 TWh, que equivale a cerca de 17% do consumo da nação. Conseqüentemente, podem ser geradas receitas anuais de quase US\$ 6.5 bilhões pela conversão de resíduos dispendiosos em combustível valioso. Essa quantidade significativa poderia aumentar se incluíssemos os custos de todas as conseqüências da eliminação descontrolada dos resíduos sólidos municipais, incluindo os aspectos que afetam os setores de saúde pública e de segurança, além do (des)emprego e do ambiente (Oliveira e Rosa, 2003).

A fim de se modificar essa situação, os custos operacionais da coleta do lixo e o ambiental externo e os custos sociais devem ser incluídos, tendo por resultado o que nós chamamos de custos sociais desse sistema. Procurando alternativas de baixo-custo, nosso exame indicou que a melhor alternativa para reduzir o custo anual externo de 20 milhões de toneladas de resíduos sólidos municipais no Brasil requereria uma reestruturação no procedimento atual em que a maioria dos rejeitos sólidos seja despejada nos aterros sanitários, onde são minimamente enterrados (Oliveira e Rosa, 2003).

Existem duas rotas tecnológicas disponíveis, que devem ser executadas conjuntamente: a reciclagem (prioritária) e a transformação ou conversão desses resíduos sólidos em produtos distintos de suas finalidades originais, como, por exemplo, a biomassa de restos de alimentos como combustíveis ou fertilizantes (orgânicos). Essas opções reduzem a quantidade de rejeitos sólidos despejados em aterros, ampliando suas vidas úteis e oferecem uma solução a um dos problemas principais de hoje: a falta de locais apropriados para depósitos de lixo fresco (Oliveira e Rosa, 2003).

Assim, é possível definir *reciclagem* como um ganho de eficiência resultante da queda do consumo de recursos naturais pela indústria, da otimização das áreas reservadas para depósitos de lixo, ou com a conservação de energia. De modo contrário, cada *transformação* é projetada para obter os produtos que são competitivos - apesar dos altos custos de processamento - devido à ausência de custos do material cru ou matérias-primas naturais. Este corte na demanda de locais para o despejo do lixo diminui a proliferação das doenças causadas pelo lixo, além de reduzir os custos de limpeza (Oliveira e Rosa, 2003).

Essas opções impulsionam os suprimentos de energia e reduzem o consumo de combustíveis fósseis, embora o planejamento da expansão do setor de energia do Brasil, mesmo ainda não implementado, baseie-se amplamente em termoelétricas abastecidas com gás natural, em sua maioria, importado. Esse aumento na eletricidade eliminaria o risco dos "apagões" de energia elétrica, diante da ameaça do setor de eletricidade não conseguir acompanhar a expansão econômica ou empresarial, e diminuiria o risco dos racionamentos (Oliveira e Rosa, 2003).

Os benefícios posteriores à da separação do lixo via coleta seletiva podem ser aumentados se esses sistemas melhorarem a reciclagem nas fontes de resíduos sólidos. O sucesso dos esquemas de coleta seletiva do lixo para reciclagem passa também pela transformação dos alimentos desperdiçados, que são biomassas, usadas particularmente como frações combustíveis (Oliveira e Rosa, 2003).

As vantagens de usar resíduos sólidos municipais para produzir de energia incluem também o fato de que os materiais rejeitados, vários passíveis de (re)utilização, freqüentemente consomem grandes quantidades de recursos minerais ou florestais na sua fabricação, ou demanda grandes quantidades de eletricidade. O uso de resíduos sólidos para gerar eletricidade estende a vida útil dessas reservas naturais das matérias primas para geração de energia, ao reduzir a demanda para estes recursos, e asseguram maior eficiência de seu uso em resposta a crises de eletricidade no Brasil, que ocorreram há alguns anos. Essa situação também possibilita tornar mais competitivos os produtos brasileiros e em conformidade com padrões ambientais internacionais que são cada vez mais restritivos (Oliveira e Rosa, 2003).

8.11.3 – Os efeitos da catação de rua e da coleta seletiva em galpão das frações de lixo

A catação de rua e a coleta seletiva do lixo em galpões industriais representam ocupações extremamente atrativas que podem beneficiar setores humildes da população.

A maioria das atividades envolvidas na catação e coleta seletiva do lixo, para a reciclagem e geração de energia, requer mão-de-obra não-especializada (catadores, coletores de sucatas, usinas de processamento em escala de micro-empresas ou pequenas plantas, produtores independentes de energia, etc.). Milhares dos trabalhos podem ser gerados através de programas de coleta seletiva de lixo com custos inferiores aos daqueles requeridos por atividades produzidas pelas opções de matérias-primas originais substituídas (Oliveira e Rosa, 2003).

A implementação de programas de catação e coleta seletiva de lixo contribui para reduzir os volumes disponíveis dos resíduos sólidos. Estes resíduos - cuja destinação nos lixões ou depósitos a céu aberto atingiu 75% em 1989 - são despejados freqüentemente perto de reservatórios de água e contribuem significativamente para entupir bueiros e obstruir a drenagem na rede urbana de esgotos, provocando as enchentes e a propagação de doenças como a dengue, a malária, o cólera, a leptospirose e a leishmaniose (Oliveira e Rosa, 2003).

Apesar da falta de dados de investimentos (em 2003) sobre os programas de coleta seletiva do lixo, os cálculos indicam que o custo para esta alternativa será oito vezes maior do que os custos do atual sistema de gestão de resíduos sólidos. Mas é capaz de gerar um lucro anual líquido de operação superior a US\$ 2.5 bilhões. Essa é a uma quantia substancial, quando comparada como o financiamento requerido para 120 usinas termoeletricas, cuja tecnologia exige um investimento maior do as empregadas em geradores de energia baseadas em biomassa, e que pode ser ampliada pelos rejeitos dos alimentos brasileiros, totalizando algo em torno de US\$3 bilhões (Oliveira e Rosa, 2003).

Entretanto, as discussões sobre a viabilidade da coleta seletiva do lixo tem sido afetadas adversamente pela disponibilidade muito limitada dos dados e da análise das conseqüências externas e custos do atual sistema de gestão dos resíduos sólidos, que se ocultam na fragmentação do pagamento de fontes indiretas tais como os serviços de saúde, ambiente, energia, (des)emprego e setores da segurança (Oliveira e Rosa, 2003).

Um outro aspecto que requer atenção é a tendência internacional para evitar as emissões de gases do Efeito Estufa. A Convenção das Nações Unidas na Mudança do Clima foi ajudada pelo Painel Intergovernamental na Mudança do Clima (IPCC) desde o evento "Rio-92", como a entidade junta todos os cientistas do mundo. Organizou sete conferências principais, além das dúzias de reuniões técnicas para disseminar os resultados das pesquisas de causas, processos e os efeitos antropogênicos das emissões de gases do efeito estufa (IPCC, 1996).

Em 1997, o Ministro de Ciência e Tecnologia do Brasil redigiu um documento conhecido como a "Proposta Brasileira", apresentado durante a 5ª Conferência das Partes sobre Mudança do Clima. Uma contraproposta foi preparada, então, cobrindo o Mecanismo Limpo do Desenvolvimento, que é um dos mecanismos de flexibilização incluídos no Protocolo de Kyoto e que conseguiu as condições mínimas de implementação na 7ª Conferência em junho de 2001, apesar da retirada dos EUA (Oliveira e Rosa, 2003).

Este documento propõe que os gases do efeito estufa sejam alvos de redução da emissão em países desenvolvidos, que poderiam parcialmente ser realizada em ações fora de seus próprios territórios, com três mecanismos de flexibilização planejados para esta finalidade. Dois destes mecanismos permitem negociações somente entre os Países Anexos (Economias de Industrialização e de Transição), enquanto o terceiro mecanismo permite ocorrer conversas entre estes países e os Países Não-Anexos em I. O mecanismo de desenvolvimento limpo (CDM) tem objetivos oficiais de promover o desenvolvimento sustentável nos Países Não-Anexo I e ajudar os Países do Anexo I a reduzir as emissões de gases do Efeito Estufa. Mesmo antes do Protocolo de Kyoto ser ratificado já houve um mercado internacional para as emissões evitadas, que incentivaram o desenvolvimento do projeto (Oliveira e Rosa, 2003).

Quando se atribuem responsabilidades em termos de emissões de gases do Efeito Estufa, é importante considerar a concentração dos gases na contribuição histórica de cada país (Oliveira e Rosa, 2003).

8.11.4 - Balanço do uso de rejeitos sólidos municipais no Brasil como uma fonte de energia

As emissões potenciais evitadas de 10 milhões de toneladas de carbono equivalente poderiam trazer US\$100 milhões em um ano para o Brasil, com base nos valores médios divulgados numa pesquisa conjunta realizada pelo Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social e o Ministério de Ciência e Tecnologia e divulgada em 2000. Os benefícios financeiros da energia gerada ou conservada reunidos na tabela 8.14 junto com benefícios adicionais do uso de resíduos sólidos para gerar eletricidade.

TABELA 8.14 – DESPERDÍCIOS ECONÔMICOS NOS SISTEMAS TRADICIONAIS DE COLETA DE LIXO

(Oliveira e Rosa, 2000)

FONTE	US\$ BILHÕES/ANO
Menor consumo de matérias-primas virgens	2.67
Venda de materiais recicláveis	0.70
Custos de água e ambientais	0.38
Gás Natural	0.43
Uso de resíduos sólidos para objetivos energéticos	0.84
Mecanismo de Desenvolvimento Limpo	0.10
Total	5.10

Este quadro permite calcular o subsídio existente, embora oculto no sistema tradicional de coleta de lixo, dividindo-o meramente pela quantidade de material coletado. Conseqüentemente, 20 milhões de toneladas por ano de lixo resultam numa perda anual de US\$255.00/ton; quando adicionado aos custos de operação de US\$20.00/ton, isto revela um custo social total de US\$275.00/ton de resíduos sólidos municipais coletados e despejados pelos sistemas tradicionais. De acordo com a pesquisa "Ciclosoft" divulgada pelo CEMPRE em 1998, o custo médio de operação entre governos locais que funcionam com o esquema de coleta seletiva do lixo é de US\$150.00/ton, sete vezes maior do que os custos operando-se com a coleta tradicional do lixo, mas ainda menos de a metade dos custos sociais (Oliveira e Rosa, 2003).

Para fins de cálculo do custo total (CT) da coleta todos os resíduos sólidos municipais, deve ser usada a seguinte fórmula, sugerida por Oliveira e Rosa (2002):

$$CT = \sum_{i=1}^n q_i c_i$$

Onde: **q** - é a quantidade de resíduos municipais e,
c - é o custo operando-se na alternativa adaptada.

Considerando que todos os resíduos sólidos são coletados e que os custos da coleta seletiva para materiais recicláveis podem ser calculados em duas maneiras diferentes, foi elaborada a tabela 8.15.

TABELA 8.15 – COMPARAÇÕES ENTRE AS OPÇÕES DE COLETA DE LIXO (US\$ BILHÕES/ANO)

(Oliveira e Rosa, 2000)

CUSTOS	COLETA TRADICIONAL DE LIXO	COLETA SELETIVA DE FRAÇÕES DO LIXO
Custos operacionais	0.40	1,50
Custos externos (desperdícios no sistema de coleta tradicional)	5.10	--
Custos sociais	5.50	1.50

Os resultados da Tabela 8.15 são muito favoráveis para a coleta de lixo seletiva, porque seus custos sociais são menores do que a metade dos custos tradicionais da coleta do lixo, e poderiam gerar saldos de receitas operacionais em torno de US\$4 bilhões por ano. Deve-se também ter em mente que os custos de produção dos artigos anunciados não são internalizados para as campanhas seletivas da coleta do lixo, porque estes valores são elevados somente na partida do empreendimento. Nenhum destes casos inclui os esforços de trazer os empregados desta operação de sistema para os edifícios das instituições e apartamentos residenciais. Além disso, as emissões de gases do Efeito Estufa provocado por um consumo mais elevado de combustíveis fósseis não foram debitadas, necessários para os veículos (caminhões e tratores) da coleta do lixo alcançarem sua carga ideal (Oliveira e Rosa, 2003).

Os esforços internos dos empregados foram avaliados como de baixo-custo para o sistema, enquanto que a produção dos itens de propaganda deveria absorver os possíveis saldos de receitas sem alguma redução significativa para os atrativos desse empreendimento. Maiores emissões de gases do Efeito Estufa provocadas pela queima de óleo diesel reduzirão as emissões potenciais evitadas no sistema (Oliveira e Rosa, 2003).

Entretanto, parece pouco indício que estas mudanças alterem o escopo dos lucros, em contraste do que pode ocorrer com os preços da eletricidade e negociações para evitar as emissões, ambos tendendo a crescer (Oliveira e Rosa, 2003).

8.12 - - USINAVERDE: UMA GERADORA TERMOELÉTRICA DE LIXO NA UFRJ

Tendo em vista que existem diversas instalações de incineração de resíduos sólidos municipais, industriais, aeroportuários e de serviços de saúde, e que apenas uma usina termoeletrica de lixo se encontra operando em demonstração no Brasil, esta será apresentada de forma sucinta a seguir.

As etapas de incineração de lixo na USINAVERDE envolvem os seguintes processamentos:

1º - **recebimento e estocagem** dos resíduos sólidos num silo de alimentação;

2º - **seleção por catação e pesagem das** frações de pequeno porte (pois são excluídos os descartes de grande porte, como móveis, geladeiras, etc.). Os RSUs entram através de esteiras em um tambor rotativo, onde ocorre a homogeneização do lixo. Depois sofrem uma seleção manual e os materiais recicláveis são separados. Os metais são separados através de detectores localizados em toda a linha. Após a catação os resíduos são conduzidos por esteiras até o forno;

3º - **incineração a** temperatura superior a 930°C;

4º - **produção de vapor pelos** gases quentes (1.050 °C) da câmara de pós-combustão, que são conduzidos à caldeira de recuperação, que produz vapor superaquecido (10,3 ton/h, 31 bar e 380 °C), para acionar a turbina gerando 2,6 MW de potencia nominal;

5º As **emissões gasosas** da caldeira são neutralizadas num conjunto de lavadores primários e secundários;

6º - Os **gases limpos** são aspirados através de dois "demisters" e descarregados na atmosfera;

7º - A **solução de lavagem dos gases** e resfriamento das cinzas é recolhida nos tanques de decantação onde ocorre a neutralização e mineralização.

FIGURA 8.6
GALPÃO DE RECEBIMENTO DO LIXO E COLETA SELETIVA DA USINA VERDE

(Fotografias de Rafaela Mantovanelli em 20 de junho de 2007)



FIGURA 8.7

**INSTALAÇÕES DE INCINERAÇÃO DO LIXO, PRODUÇÃO DE VAPOR,
LAVAGEM DAS EMISSÕES GASOSAS E TRATAMENTO DAS SOLUÇÕES LAVADORAS
USINAVERDE**



8.13 - CONSTATAÇÕES DO CAPÍTULO 8

Os principais critérios de projeto referentes ao binômio “lixo-energia” vinculados às decisões da escolha da destinação final entre aterros e incineradores de lixo em função de suas emissões gasosas, referentes ao capítulo 8, envolvem alguns aspectos abordados por Oliveira e Rosa (2003), apresentadas, também, a seguir:

8.13.1 – Até o ano 2000, não se cogitava utilizar a energia do lixo, que é renovável, para atender às demandas de energia no Brasil. Até hoje, muitos brasileiros consideram que os aterros de lixo são seguros e não poluem, como se as emissões de gases e vapores não existissem, porque não são visíveis.

8.13.2 - A primeira usina de incineração de lixo destinada a produzir energia foi a de Hamburg, Alemanha, em 1895, para fins de aquecimento distrital (ou municipal). Outros países europeus criaram usinas incineradoras de lixo para gerar fluidos térmicos para fins de aquecimento distrital (ou municipal).

8.13.3 - A co-geração de energia térmica e elétrica oriunda da incineração de lixo cresce na Europa, onde já existem já 340 usinas em 18 países. É possível incinerar as frações remanescentes da catatão de rua e coleta seletiva (em galpão) dos componentes do lixo, gerar energia elétrica e evitar que lixões e aterros emitam invisivelmente vários gases e vapores poluentes.

8.13.4 – Muitas pessoas acreditam que uma usina incineradora de lixo polui o ambiente, porém diversos estudos de países do Hemisfério Norte indicam que várias atividades cotidianas como acender cigarros, fogueiras em jardins, churrascos, utilizar automóveis, vans, ônibus; motocicletas; tratores; caminhões, assim como as ocorrências esporádicas de incêndios florestais, queima de pneus e montes de lixo e operação de fornos crematórios, também poluem a atmosfera, e poucos reclamam ou sabem disso.

8.13.5 – Vários estudos ambientais, empreendidos por entidades governamentais, foram feitos em países do Hemisfério Norte como na Alemanha, relatando que devido às normas rigorosas existentes, as usinas de incineração de lixo são insignificantes em termos de emissões de dioxinas, poeiras e metais pesados.

8.13.6 – Na Europa, sabe-se que os aterros constituem a pior opção de destinação final do lixo, ao passo que a compostagem e reciclagem são aceitas porque reduzem a poluição e as demandas de energia da sociedade industrial. Na Alemanha, desde 1º de junho de 2005 os resíduos não-tratados deixaram de ser destinados a aterros.

8.13.7 – Alguns estudos econômicos brasileiros relacionados indicam que os materiais do lixo totalizam US\$ 4 bilhões anuais e um possível suprimento de energia de 50 TWh (cerca de 17% da eletricidade consumida no Brasil), além dos 10 milhões de toneladas de carbono equivalente dos sistemas de coleta tradicional, poderiam ser reduzidos pelos esquemas de coleta de lixo seletivo. As receitas líquidas operacionais podem atingir em torno de US\$ 4-5 bilhões por ano, se os custos internacionais da coleta seletiva de lixo puderem ser reproduzidos no Brasil.

8.13.8 – A conservação de energia através da reciclagem é viável, com custos abaixo da média para o PROCEL – Programa de Conservação de Eletricidade, dirigido pelo governo federal, alcançando um nível potencial de consumo apreciável de 10% por todo o país.

8.13.9 - A geração de energia baseada em restos de alimentos indica que a melhor opção é o uso associado de combustíveis fósseis com rejeitos sólidos em usinas termoeletricas híbridas, embora esta possibilidade necessite ainda de análise estratégica.

8.13.10 – No Brasil conhece-se, no momento, apenas uma usina termoeletrica de lixo operando em caráter de demonstração nas instalações localizadas no *campus* da UFRJ. Estão sendo instaladas usinas para o aproveitamento da energia do biogás gerado em aterros.

8.13.11 - Em 18 países europeus existem cerca de 304 usinas de incineração, 96% das quais produzem ou recuperam energia do lixo. Em bases anuais, a Europa tem uma capacidade para tratar 50,2 milhões de toneladas de lixos doméstico e correlatos.

8.14 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALAM, Jahangir – “**Energy Recovery from Municipal Solid Waste in Dhaka City, Bangladesh**” – AE Forum 15/02, Alternative Technology, Universität Flensburg, Germany (2002); extraído de www.uni-flensburg.de/at-forum/atf15-02 em 10 de julho de 2007.

BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (*Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety*) – **Waste Incineration – A Potential Danger? Bidding Farewell to Dioxin Spouting** – September 2005 – extraído de www.bmu.de/english/service_downloads em 19/julho/2007.

CEWEP – **Map European Waste-To-Energy Plants in 2005** – extraído de www.cewep.com em 07 de julho de 2007.

GOLDEMBERG, J. e MOREIRA, J. R. – **Energy and Sustainability** – Interacademy Panel on International Issues (IAP), Year 2000 Conference.

OLIVEIRA, L. B. e ROSA, L. P. – **Brazilian waste potential: energy, environmental, social and economic benefits** – Energy Policy 31 (2003) 1481-1491

PARENTE, R.C. e CASTRO, G.L. – **Perfil Analítico do Urânio** – Boletim nº 27, 2ª edição revista e atualizada, Departamento Nacional da Produção Mineral, Ministério das Minas e Energia, Brasília, 1988.

PROFU - **Evaluating Waste incineration as treatment and energy recovery method from an environmental point of view** - CEWEP – Confederation of European Waste-to-Energy, spring, may 13, 2004 – extraído de www.cewep.com/studies/recycling/index.html em 03 de novembro de 2007

RVF – **Waste turns into heat and electricity – Rapport nr 2 2005** – RVF:s utvecklingsstrategi för förbränning – Svenska Renhållningsverksförbundet – acessado em 20/julho/2007 e extraído de www.cewep.com/studies/energy-recovery

VOELKER, B. M. – **Waste-to-Energy: Solutions for Solid Waste Problems for the 21st Century** – in: LAKHTAKIA, A. e BAKIS, C.E. (Editors) - **Innovations and Materials for Green Engineering, Volume I** – Pennsylvania State University, March 1997, extraído de www.p2pays.org/ref/09/08264.pdf em 03 de setembro de 2007