

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ANA LUCIA MARCHEZETTI

**AVALIAÇÃO DE ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS PARA O
TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES PELA APLICAÇÃO DO
MÉTODO AHP :
ESTUDO DE CASO DA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA**

CURITIBA
2009

ANA LUCIA MARCHEZETTI

**AVALIAÇÃO DE ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS PARA O
TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES PELA APLICAÇÃO DO
MÉTODO AHP :
ESTUDO DE CASO DA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA**

Dissertação apresentada como pré-requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Maria Cristina Borba Braga

CURITIBA
2009



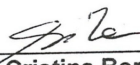
TERMO DE APROVAÇÃO

ANA LÚCIA MARCHEZETTI

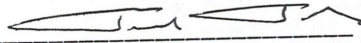
**“AVALIAÇÃO DE ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS PARA O TRATAMENTO DE RESÍDUOS
SÓLIDOS DOMICILIARES PELA APLICAÇÃO DO MÉTODO AHP: ESTUDO DE CASO DA REGIÃO
METROPOLITANA DE CURITIBA”**

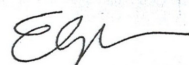
Dissertação aprovada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental do Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná, pela comissão formada pelos professores:

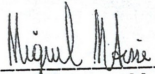
PRESIDENTE:


Maria Cristina Borba Braga
Universidade Federal do Paraná
Orientadora

MEMBROS:


Fernando Fernandes
Universidade Estadual de Londrina


Eloy Kaviski
Universidade Federal do Paraná


Miguel Mansur Aisse
Universidade Federal do Paraná

Curitiba, 28 de setembro de 2009

Ao meu pai (*in memoriam*), minha mãe e
irmãos, família que norteia meus passos.

A meu marido, Roberto Maranhão, amigo e
companheiro de todas as horas.

AGRADECIMENTOS

Agradeço pela passagem da Dra. Sandra Alberti (*in memoriam*) em minha vida, pela sua garra e conhecimentos notáveis que me fizeram refletir o quanto eu poderia aprender sobre resíduos sólidos urbanos.

Agradeço a minha orientadora, Maria Cristina Borba Braga, que pode dedicar seu precioso tempo, atenção e estímulo para me auxiliar nesta dissertação.

Agradeço aos Professores Eloy Kaviski e Miguel Mansur Aisse, pelo acompanhamento deste trabalho, pelas leituras e releituras e pelo empenho no sentido de melhorar a qualidade deste trabalho. Sinceramente obrigada por isso.

Aos meus colegas da pós-graduação, pelo companheirismo e amizade.

E, especialmente, a Roberto Maranhão, pela compreensão, apoio e amor dedicados.

“Tudo posso naquele que me fortalece”

Filipenses 4 : 13

RESUMO

A gestão dos RSU é um tema tradicionalmente vinculado às atribuições municipais, entretanto, em uma região metropolitana deve ser considerado de forma regional. A gestão de resíduos pressupõe alterações de comportamento tanto da população quanto de técnicos e políticos nos âmbitos estadual e municipal. Esta mudança ocorre de forma lenta e gradual exigindo ações em diferentes sentidos. A Região Metropolitana de Curitiba – RMC dispõe de poucas áreas para destinação final de resíduos sólidos domiciliares. Esta realidade motivou esta pesquisa, que visa identificar e analisar as alternativas tecnológicas disponíveis para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares com o objetivo de minimizar a quantidade a ser destinada a aterros sanitários. Os resultados obtidos foram derivados de extensiva revisão da literatura, que visou a identificação tanto de alternativas tecnológicas para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares quanto de uma metodologia que garantisse a sua hierarquização de forma adequada e coerente. Por meio do método AHP-Analytic Hierarchy Process e, em função da sua relevância, foi proposta uma forma de hierarquização das tecnologias identificadas para o tratamento dos resíduos. A hierarquização produziu como resultado final a reciclagem como a tecnologia mais adequada, com a somatória dos pesos igual a 3,488 e a incineração, com a somatória dos pesos igual a 1,005, como a menos adequada. O resultado obtido demonstra que, em função da metodologia e dos critérios adotados, foi possível determinar, em ordem decrescente, a posição de cada alternativa tecnológica avaliada para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares, sendo que os critérios adotados representam o cenário atual da Região Metropolitana de Curitiba, no que se refere ao tratamento dos resíduos sólidos domiciliares. A metodologia adotada neste trabalho mostrou-se como uma ferramenta que permite simular outros cenários em função da alteração da avaliação dos critérios. Portanto, cada cenário criado poderá possibilitar a utilização da mesma metodologia aplicada no caso da RMC como apoio à tomada de decisão em outras circunstâncias, que poderão ser específicas de cada município ou consórcio de municípios.

Palavras-chave: Tecnologias para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares, método AHP.

ABSTRACT

Solid waste management is an issue traditionally related to the administration at local level, however, when it concerns to metropolitan regions it has to be considered as a subject of regional scale. Solid waste management presuppose some behavioural changes by both technicians and politicians at local and regional levels. These changes are slow and gradual and demand actions in different ways. Presently, in Curitiba's Metropolitan Region – CMR, there are few adequate areas available for solid waste final disposal. Thus, this reason motivated this research, which intended to identify and evaluate alternative technologies for the treatment of domestic solid waste in order to minimise the quantity of solid waste disposed in landfills. The results produced were derived from an extensive literature review, which was related to the identification of some alternative technologies being used to treat domestic solid waste and an adequate methodology which could guarantee the establishment of a coherent hierarchic arrangement. As a result of this approach, and also due to its relevance, the AHP-Analytic Hierarchy Process, method was utilised to propose a hierarchy to the identified technologies used to treat domestic solid waste. The result produced by the application of AHP located recycling at the top of the hierarchy with a value for the sum of weights of 3,488, whereas the value for incineration was 1,005, which were identified as the most and less adequate, respectively. Thus, regarding the methodology and the criteria adopted, these results showed that it was possible to determine in a decreasing order the position of each technology evaluated to be used as an alternative for the treatment of municipal solid waste in addition to the disposal in sanitary landfills. It is worth mentioning that the criteria adopted for this research represent the present scenario for CMR. The results also showed that the AHP methodology was a tool which allows the simulation of other scenarios as a function of the alteration of the adopted criteria. Therefore, each scenario could make possible the utilization of the same methodology applied to CMR to support decision making in other circumstances, which could be specific for each municipality or a consortium of municipalities.

Keywords: domestic solid waste, domestic solid waste treatment, domestic solid waste treatment technologies, multicriteria analysis

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 2.1 - MUNICÍPIOS DA RMC	28
FIGURA 2.2 – IMAGEM DE SATÉLITE DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA	30
FIGURA 2.3 - REATOR DOWNDRAFT (CONCORRENTE)	36
FIGURA 2.4 - ZONAS DE UM REATOR DE GASEIFICAÇÃO	37
FIGURA 2.5 - GASEIFICADOR TIPO DOWNDRAFT	40
FIGURA 2.6 - VÄRNAMO - PLANTA DE UM GASEIFICADOR INTEGRADO	46
FIGURA 2.7 - VERMONT - PROJETO DE GASEIFICAÇÃO DA BIOMASSA	46
FIGURA 2.8 - ZONAS DE UM REATOR PIROLÍTICO	50
FIGURA 2.9 - INSTALAÇÃO TÍPICA PARA INCINERAÇÃO DE RESÍDUOS	57
FIGURA 2.10 - ESQUEMA REPRESENTATIVO DE UM SISTEMA DE INCINERAÇÃO	58
FIGURA 2.11 - ESQUEMA REPRESENTATIVO DE UMA TOCHA DE PLASMA	65
FIGURA 2.12 – USINA DE COMPOSTAGEM SISTEMA DANO	71
FIGURA 2.13 - COMPOSTO	71
FIGURA 2.14 – PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA DA EMPRESA KOMPOGÁS	92
FIGURA 2.15 - ATERRO DE SANTO ANDRÉ – SP	102
FIGURA 3.1 - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA PARA A DEFINIÇÃO DE CRITÉRIOS E TECNOLOGIAS PARA HIERARQUIZAÇÃO	107
FIGURA 3.2 - ESTRUTURA HIERÁRQUICA GERAL DO MÉTODO AHP	113
FIGURA 3.3 - CRITÉRIOS E TECNOLOGIAS ADOTADAS PARA O TRATAMENTO DO RSD	115

LISTA DE QUADROS

QUADRO 2.1 -	CARACTERÍSTICAS BÁSICAS DE UMA PLANTA DE GASEIFICAÇÃO	41
QUADRO 2.2 -	PROCESSO DE PIRÓLISE DE PLÁSTICO E OUTROS RESÍDUOS POLIMÉRICOS	54
QUADRO 2.3 -	USINAS DE INCINERAÇÃO COM RECUPERAÇÃO DE ENERGIA	59
QUADRO 2.4 -	ECONOMIA NO CONSUMO DE ENERGIA PELA PRODUÇÃO A PARTIR DE MATÉRIA-PRIMA RECICLADA	85
QUADRO 4.1 -	MATRIZ A – CRITÉRIO - CUSTO DO INVESTIMENTO	119
QUADRO 4.2 -	MATRIZ A' DERIVADA DA MATRIZ A – CRITÉRIO – CUSTO DO INVESTIMENTO	119
QUADRO 4.3 -	TECNOLOGIAS E MATRIZ PESO (W)	119

LISTA DE TABELAS

TABELA 2.1 - ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA: QUANTIDADES DE RESÍDUOS ATERRADOS DE ACORDO COM OS MACIÇOS, ATÉ ABRIL DE 2008	30
TABELA 3.1 - COMPARAÇÃO AOS PARES PARA O JULGAMENTO DOS ELEMENTOS X E Y	109
TABELA 4.1 - RESULTADO FINAL DA MATRIZ PESO (W) – HIERARQUIZAÇÃO DAS ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS DISPONÍVEIS PARA O TRATAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES	125
TABELA 4.2 - PRAZO PARA IMPLANTAÇÃO	127
TABELA 4.3 - RESÍDUO DOMICILIAR A SER TRATADO = 250 t/DIA	129
TABELA 4.4 - CUSTO DO INVESTIMENTO	131
TABELA 4.5 - POLUENTES EMITIDOS PARA A ATMOSFERA	133
TABELA 4.6 - PRODUTO PRIMÁRIO	135
TABELA 4.7 - PRODUTO SECUNDÁRIO	137
TABELA 4.8 - VANTAGENS	139
TABELA 4.9 - DESVANTAGENS	141
TABELA 4.10 - PORCENTAGEM DE REDUÇÃO DE VOLUME PÓS-TRATAMENTO	143
TABELA 4.11 - TIPO DE RESÍDUO A SER DESTINADO AO ATERRO PÓS-TRATAMENTO	145
TABELA 4.12 - TEMPERATURA NECESSÁRIA PARA O TRATAMENTO DOS RESÍDUOS	147

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

AHP – Analytic Hierarchy Process

A T S - Alto Teor de Sólidos

ART. – Artigo

AIE - Agência Internacional de Energia

B T S - Sistemas com Baixo Teor de Sólidos

CADDET - Centro de Análise e Difusão de Tecnologias Energéticas

CAP. – Capítulo

CE – Comunidade Européia

CEDEA - Centro de Estudos, Defesa e Educação Ambiental

CEMPRE - Compromisso Empresarial para Reciclagem

CENBIO – Centro Nacional de Referência em Biomassa

CETESB – Companhia de Tecnologia em Saneamento Básico

CDR - Combustível Derivado do Resíduo

CO - Monóxido de Carbono

CO₂ – Dióxido de Carbono

COMEC – Coordenação da Região Metropolitana de Curitiba

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

CH₄ - Metano

C/N – Relação Carbono/Nitrogênio

CIWMB - Comitê de Gestão de Resíduos Sólidos do Condado de Los Angeles e da Califórnia

C R - Taxa de Consistência

DA – Digestão Anaeróbia

DEMEC –Departamento de Engenharia Mecânica

ECO 92 – Conferência Mundial para o Meio Ambiente e Desenvolvimento das Nações Unidas – Rio de Janeiro, 1992

EUA – Estados Unidos da América

EFEI – Universidade Federal de Itajubá

EIA – Estudo de Impacto Ambiental

ELETROBRÁS – Centrais Elétricas Brasileiras

EPA – Agencia Ambiental Americana

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

FO - Fração Orgânica
H₂ – Hidrogênio
HCl - Ácido Clorídrico
HF - Ácido Fluorídrico
kg/h – Kilograma por Hora
IAP – Instituto Ambiental do Paraná
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
I C - Índice de Consistência
IPT – Instituto de Pesquisas Tecnológicas de São Paulo
IPTU – Imposto Predial Territorial Urbano
I R – Índice Randômico
ISWA - International Solid Waste Association
m - Metro
MB - Mass Burn (queimar massa)
Metano - CH₄
MW – Mega Watt
MP - Material Particulado
NASA - Agencia Espacial Norte Americana
Nitrogênio - N₂
NH₃ - Amônia
NO_x -Óxidos de Nitrogênio
NUC – Núcleo Urbano Central
ONU – Organização das Nações Unidas
O₂ - Oxigênio
PCB – Bifenilas Policloradas
PDI – Plano de Desenvolvimento Integrado
PET – Polietileno
P&D – Pesquisa e Desenvolvimento
pH – Potencial Hidrogeniônico
PMC – Prefeitura Municipal de Curitiba
PNAD – Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios
PNSB – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
PROCEL – Programa Nacional de Conservação de Energia
P V C – Poli Cloreto de Vinila

RIMA – Relatório de Impacto Ambiental
RMC – Região Metropolitana de Curitiba
RSD – Resíduos Sólidos Domiciliares
RI – Resíduos Industriais
RSU – Resíduo Sólido Urbano
RSSS - Resíduos Sólidos de Serviços de Saúde
SEMA – Secretaria Estadual de Meio Ambiente
SIG – Sistema de Informações Geográficas
SIPAR – Consórcio Intermunicipal para Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos da Região Metropolitana de Curitiba
SMMA – Secretaria Municipal de Meio Ambiente
SO_x - Óxidos de Enxofre
T D H - Tempo de Retenção ou de Residência ou de Detenção Hidráulica
S T - Sólidos Totais
S V - Sólidos Voláteis
UTE - Usinas Termelétricas
UTH - Usinas Termelétricas Híbridas
USEPA - United States Environmental Protection Agency
T C O - Taxa de Carga Orgânica
t/Dia – Tonelada por Dia
t /Whano – Tonelada Watt Hora por Ano
W - Matriz Peso
WTE - WWTP - Waste Water Treatment Plant – Estação de Tratamento de Resíduos Líquidos.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	18
OBJETIVOS	21
OBJETIVO GERAL	21
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	21
2. REVISÃO DA LITERATURA	22
2.1 APRESENTAÇÃO DO PROBLEMA	22
2.2 GESTÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES NO BRASIL	25
2.2.1 Aterro Sanitário de Curitiba	28
2.3 ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS DISPONÍVEIS PARA O TRATAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES	32
2.3.1 Introdução	32
2.3.2 Gaseificação	34
2.3.2.1 Histórico	34
2.3.2.2 Análise da capacidade instalada	40
2.3.2.3 Parâmetros intervenientes e de controle da gaseificação	41
2.3.2.4 Tipos de sistema da gaseificação	42
2.3.2.5 Vantagens e desvantagens da gaseificação	42
2.3.2.6 Tecnologias mais utilizadas	44
2.3.2.6.1 Gaseificadores de grande porte	44
2.3.2.6.2 Gaseificadores de pequeno porte	47
2.3.2.7 Custo do investimento	47
2.3.3 Pirólise	48
2.3.3.1 Histórico	48
2.3.3.2 Zonas de um reator pirolítico	50
2.3.3.3 Parâmetros intervenientes e de controle da pirólise	51
2.3.3.4 Tipos de sistema da pirólise	52
2.3.3.5 Vantagens e desvantagens da pirólise	52
2.3.3.6 Instalações / capacidade instalada	54
2.3.3.7 Custo do investimento	55
2.3.4 Incineração	56
2.3.4.1 Histórico	56
2.3.4.2 Descrição geral do processo	57
2.3.4.3 Análise da capacidade instalada	59
2.3.4.4 Parâmetros intervenientes e de controle da incineração	60
2.3.4.5 Tipos de sistemas da incineração	61
2.3.4.6 Vantagens e desvantagens da incineração	61
2.3.4.7 Tecnologias mais utilizadas	63
2.3.4.8 Custo do investimento	64
2.3.5 Plasma	64
2.3.5.1.Introdução	64
2.3.5.2 Histórico	66
2.3.5.3 Análise da capacidade instalada	67
2.3.5.4 Vantagens e desvantagens do plasma	67
2.3.5.5 Empresas que utilizam a tecnologia	69
2.3.5.6 Custo do investimento	70

2.3.6 Compostagem em sistema aberto (leira) ou fechado (reator)	70
2.3.6.1 Histórico	70
2.3.6.2 Descrição geral do processo	73
2.3.6.3 Análise da capacidade instalada	74
2.3.6.4 Classificação da compostagem	74
2.3.6.4.1 Biologia	75
2.3.6.4.2 Ambiente	75
2.3.6.4.3 Processo	75
2.3.6.5 Parâmetros intervenientes e de controle da compostagem	75
2.3.6.6 Vantagens e desvantagens da compostagem	76
2.3.6.7 Custo do investimento	77
2.3.7 Reciclagem	78
2.3.7.1 Introdução	78
2.3.7.2 Histórico	80
2.3.7.3 Descrição geral do processo	80
2.3.7.4 Vantagens e desvantagens da reciclagem	82
2.3.7.5 Análise da capacidade instalada	84
2.3.7.6 Parâmetros intervenientes e de controle da reciclagem	85
2.3.7.7 Principais materiais a serem reciclados	86
2.3.7.8 Custo do investimento	88
2.3.8 Digestão Anaeróbia(DA)	88
2.3.8.1 Histórico	88
2.3.8.2. Descrição geral do processo	89
2.3.8.3 Parâmetros intervenientes e de controle da digestão anaeróbia	89
2.3.8.4 Métodos da digestão anaeróbia	91
2.3.8.5 Tipos de sistemas de digestão anaeróbia	92
2.3.8.5.1 Biodigestor do tipo “batelada” ou “seco”	92
2.3.8.5.2 Biodigestor de domo fixo (cúpula fixa)	93
2.3.8.5.3 Biodigestor de domo (cúpula) flutuante	93
2.3.8.5.4 Biodigestor de saco	93
2.3.8.5.5 Biodigestor de fluxo coberto	93
2.3.8.5.6 Biodigestor tubular inclinado	94
2.3.8.5.7 Tanque anaeróbio fechado	94
2.3.8.6 Análise da capacidade instalada	94
2.3.8.7 Vantagens e desvantagens da digestão anaeróbia	95
2.3.8.8 Tecnologias mais Utilizadas	96
2.3.8.8.1 Tecnologia Valorga	96
2.3.8.8.2 Tecnologia DRANCO	98
2.3.8.8.3 Tecnologia BTA	98
2.3.8.8.4.Tecnologia WAASA	100
2.3.8.8.5.Tecnologia Kompogas	99
2.3.8.8.6.Tecnologia Linde-KCA	99
2.3.8.9 Custo do Investimento	101
2.4 DESTINAÇÃO FINAL PÓS TRATAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES	101
2.4.1 Aterro Sanitário	101

3. MATERIAL E MÉTODOS	106
3.1 PRIMEIRA ETAPA	107
3.2 SEGUNDA ETAPA	108
3.3 TERCEIRA ETAPA	108
3.4 QUARTA ETAPA	109
3.5 GENERALIDADES DO MÉTODO AHP – ANALYTIC HIERARCHY PROCESS	110
3.6 DEFINIÇÃO DE CRITÉRIOS A PARA A HIERARQUIZAÇÃO DAS TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO PARA O RSD	112
3.7 ANÁLISE MULTICRITÉRIO	114
3.8 DEFINIÇÃO DE PESOS PARA OS CRITÉRIOS	114
 4. ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	 118
4.1 APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS DA HIERARQUIZAÇÃO DAS ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS PARA O TRATAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES	118
4.1.1. Cálculos realizados para determinação da matriz peso (W), em função do critério custo do investimento	118
4.1.2 Teste da taxa de consistência – CR dos pesos calculados para o critério – custo do investimento	120
4.2 HIERARQUIZAÇÃO DAS ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS PARA O TRATAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES	126
4.2.1 Prazo para implantação (Tabela 4.1)	126
4.2.2 Resíduos domiciliares a ser tratado = 250 t/dia (Tabela 4.2)	128
4.2.3 Custo do investimento (Tabela 4.3)	130
4.2.4 Poluentes emitidos para atmosfera (Tabela 4.4)	132
4.2.5 Produto primário (Tabela 4.5)	134
4.2.6 Produto secundário (Tabela 4.6)	136
4.2.7 Vantagens das tecnologias de tratamento do RSD (Tabela 4.7)	138
4.2.8 Desvantagens das tecnologias de tratamento do RSD (Tabela 4.8)	140
4.2.9 Porcentagem de redução de volume pós-tratamento (Tabela 4.9)	142
4.2.10 Tipo de resíduos a ser destinado ao aterro sanitário pós tratamento (Tabela 4.10)	144
4.2.11 Temperatura necessária para o tratamento dos resíduos (Tabela 4.11)	146
4.2.12 Resultado final da matriz peso (W) – hierarquização das alternativas tecnológicas disponíveis para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares (Tabela 4.12)	148
 5. CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES	 150
5.1 CONCLUSÃO	150
5.2 RECOMENDAÇÕES	152
 REFERÊNCIAS	 154
 ANEXOS	 172

CAPÍTULO 1

1 INTRODUÇÃO

O processo de produção industrial, aliado ao crescente avanço tecnológico, propiciou a criação e o barateamento de produtos de consumo, trazendo, como consequência, o aumento da quantidade dos resíduos gerados e a diminuição dos recursos naturais. Em associação a este fato, de acordo com o relatório Nosso Futuro Comum (ONU, 1991), nos últimos 30 anos, a população dos grandes centros urbanos triplicou ou quadruplicou o que representa um dos grandes problemas para os administradores públicos.

A partir da década de 1980 e, principalmente, após a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento - ECO92, a busca por soluções alternativas para a minimização, tratamento e disposição final dos resíduos domiciliares passaram a ser um novo paradigma, visando o desenvolvimento sustentável relacionado à gestão dos resíduos domiciliares, visando a redução da contaminação do solo, ar e água.

Esta sustentabilidade só poderá ser tornada viável por meio da implementação de instrumentos de comando e controle, além do comprometimento de governos com o novo conceito de desenvolvimento, além disso, associado a esta proposta estão a otimização e a racionalização dos processos produtivos visando diminuir os impactos ambientais resultantes da produção de bens de consumo.

Entretanto, sob a alegação de manutenção do desenvolvimento, o consumo é estimulado cada vez mais, quer pela programação da obsolescência dos produtos, quer pela posição do indivíduo na sociedade, representado pelo seu poder de compra. Neste contexto; a produção é intensificada e, conseqüentemente, ocorre o aumento na quantidade dos resíduos sólidos urbanos gerados.

No Brasil, o aumento do poder aquisitivo em todas as classes, tem gerado o aumento no consumo de bens. Desta forma, mesmo com a implantação de projetos para tratamento e disposição final de resíduos sólidos, ambientalmente corretos, ainda existe a dependência da escolha de áreas adequadas para a destinação final de resíduos domésticos.

Portanto, o impacto ambiental e a dificuldade do gerenciamento relacionado ao aumento da geração de resíduos sólidos passaram a ser temas bastante discutidos, mas ainda de pouca consideração pelos tomadores de decisão.

No Brasil, embora a coleta de resíduos tenha crescido nos últimos anos, a gestão dos serviços ainda é precária. Segundo um documento do Ministério das Cidades - Contribuição para a Formulação de uma Política Nacional de Saneamento Ambiental (Ministério das Cidades, 2003), os resultados produzidos pelo Censo de Saneamento (IBGE, 2000), podem ser atribuídos; à inadequação das soluções propostas à realidade local; à falta de capacitação dos municípios, à escassez de recursos orçamentários para a execução dos serviços; e à falta de compromisso por parte da administração pública.

Em regiões metropolitanas brasileiras, somando-se a todas estas dificuldades, a conjunção de fatores se intensifica na medida em que as administrações municipais têm se defrontado com problemas relacionados à escassez de áreas para a destinação final; disputa pelo uso das áreas remanescentes com as populações do entorno; necessidade de ampliação da vida útil dos aterros em operação; disposição inadequada de resíduos sépticos. Assim, surge a necessidade da diminuição da geração do resíduo na fonte, à qual está associada a diminuição do volume de resíduos para a disposição final.

Particularizando, para a condição da Região Metropolitana de Curitiba - RMC, que conta com apenas um aterro sanitário, o Aterro Sanitário de Curitiba, localizado no bairro Caximba, implantado em 1989 e, atualmente, autorizado a receber resíduos de 19 municípios: Agudos do Sul, Almirante Tamandaré, Araucária, Bocaiúva do Sul, Campo Largo, Campo Magro, Campina Grande do Sul, Contenda, Colombo, Curitiba, Fazenda Rio Grande, Itaperuçu, Mandirituba, Pinhais, Piraquara, Quatro Barras, Quitandinha, São José dos Pinhais e Tijucas do Sul, condição que resulta na média diária de 2.500 toneladas de resíduos sólidos domiciliares (SMMA, 2009), referente à geração de resíduos de uma população total para os 19 municípios de 3.108.851 habitantes (IBGE, 2008). Portanto, como resultado das condições operacionais para a gestão dos resíduos sólidos da RMC e, também, em função da inexistência de outro aterro ou outra área para a instalação de um novo aterro para a região e na iminência do encerramento do Aterro Sanitário de Curitiba para meados de 2009, o resultado poderá ser o colapso do sistema.

Portanto, no curto prazo, existe a necessidade premente de serem definidas soluções técnicas alternativas para a adequação do sistema de gestão de resíduos sólidos domiciliares da RMC como um todo, de uma avaliação técnico-operacional e

definição de outros critérios necessários para a implantação de alternativas tecnológicas para o tratamento dos resíduos gerados.

No mês de abril de 2009, houve manifestações da população do bairro da Caximba, que reivindicaram o selamento do aterro e protestaram contra o aumento da vida útil do aterro até 2010. Os moradores do bairro Caximba, no dia 14/04/2009, bloquearam o acesso ao aterro, prejudicando o acesso ao aterro e para a disposição final dos resíduos de Curitiba e Região Metropolitana (JORNAL IGAZETA DO POVO, 2009). Ainda nesta mesma matéria o comerciante da Caximba, Jadir Silva de Lima afirmou que a comunidade desejava que o selamento do aterro ocorresse em 2009 e que não seria aceita a prorrogação em função do mau cheiro e outros problemas causados pelo aterro, como o lixiviado que atinge o rio Iguaçu. De acordo com declaração da coordenadora do Centro de Estudos, Defesa e Educação Ambiental (Cedea), “As dificuldades do Aterro da Caximba são resultado direto do atraso tecnológico e falta de investimentos da administração pública”.

O impasse em relação à definição de três possíveis áreas a serem licenciadas para o novo aterro perdura, em função dos graves problemas ambientais e sociais que todas elas possuem. Os municípios de Fazenda Rio Grande, Mandirituba e Curitiba, estão indicados para a escolha da nova área.

Em função dos problemas observados relativos à gestão dos resíduos sólidos domiciliares de Curitiba e RMC, e baseado no fato da grande dificuldade existente para a definição de uma solução adequada tanto por questões sociais quanto ambientais, a proposta deste trabalho foi apresentar um sistema de apoio à decisão, identificando, descrevendo e hierarquizando as alternativas tecnologias de tratamento disponíveis para os resíduos sólidos domiciliares ou mais comumente adotadas, para minimização da quantidade de resíduos a serem destinados ao aterro sanitário.

OBJETIVOS

OBJETIVO GERAL

Avaliar as alternativas tecnológicas disponíveis para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares, adotando como estudo de caso a Região Metropolitana de Curitiba.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Para atender o objetivo geral desta pesquisa os seguintes objetivos específicos foram definidos:

- Identificar o estado da arte das alternativas tecnológicas disponíveis para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares;
- propor critérios gerais para a seleção hierárquica das alternativas tecnológicas disponíveis para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares;
- calcular pesos para os critérios propostos, de acordo com a análise multicritério a partir do método AHP – Processo de Análise Hierárquica, para cada uma das alternativas tecnológicas para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares,
- hierarquizar, em ordem decrescente, utilizando o método AHP – Processo de Análise Hierárquica, para as tecnologias disponíveis para o tratamento de resíduos sólidos domiciliares, em função dos critérios propostos para cada alternativa.

CAPÍTULO 2

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 APRESENTAÇÃO DO PROBLEMA

No Brasil a responsabilidade pela proteção do meio ambiente, combate à poluição e oferta de saneamento básico é garantida na Constituição Federal/88. A lei federal nº. 11.445/05, Capítulo VI, art. 225, cujo texto dita: “Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao poder público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações” (BRASIL, 1988).

Neste contexto e particularizando a preservação do meio ambiente para a gestão dos resíduos sólidos, em 06 de setembro de 2007, foi encaminhada ao Congresso Nacional uma proposta de Política Nacional de Resíduos Sólidos, como o Projeto de Lei 1991/07, em que são estabelecidas diretrizes, instrumentos, responsabilidades e proibições para o gerenciamento dos resíduos sólidos no país. O Projeto de Lei levou em conta parte das propostas debatidas ao longo dos últimos sete anos em seminários regionais e nacionais com diversos segmentos da sociedade civil. Entre os participantes do processo de elaboração e difusão de propostas para a gestão socioambiental de resíduos sólidos destacam-se o Fórum Nacional Lixo e Cidadania e o Fórum Lixo e Cidadania da Cidade de São Paulo e o Movimento Nacional de Catadores de Materiais Recicláveis (GRIMBERG, 2007).

Para que a gestão dos RSU nos municípios, ou mesmo nos estados, possam ter um avanço tanto na questão ambiental como social, é necessário que a carência de recursos para empreendimentos do porte da gestão dos resíduos sólidos urbanos seja minimizado, com o objetivo de melhorar o suporte financeiro para tais investimentos, recentes inovações legislativas trazidas pelos institutos das parcerias público-privadas e dos consórcios públicos estão sendo aplicadas, a partir da lei 11.107/05, que disciplina os consórcios públicos à luz do art.241 da Constituição da República, trata-se de poderoso instrumento para municípios e estados na solução de problemas em empreendimentos de infra-estrutura (BORGES, 2006).

A Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos é representada por um conjunto de atitudes - comportamentos, procedimentos, propósitos - que apresentam como objetivo principal a eliminação dos impactos ambientais negativos, associados à produção e à destinação do resíduo. Segundo Milanez e Teixeira (2001), não existe uma definição precisa para o termo gestão dos RSU, havendo autores que utilizam

gerenciamento ou manejo como sinônimos de gestão, enquanto outros consideram significados distintos. Segundo a Lei 11445/07 que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, a gestão dos resíduos sólidos urbanos responde pela limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos que é o conjunto de atividades, infra-estruturas e instalações operacionais de coleta, transporte, transbordo, tratamento e destino final do lixo doméstico e do lixo originário da varrição e limpeza de logradouros e vias públicas.

O IPT/CEMPRE (1995) define gerenciamento integrado de resíduos como sendo "*o conjunto articulado de ações normativas, operacionais, financeiras e de planejamento que uma administração municipal desenvolve, baseado em critérios sanitários, ambientais e econômicos para coletar, tratar, e dispor o lixo da sua cidade*".

Segundo Mota (2004), um sistema de gestão de resíduos sólidos urbanos é constituído por diferentes componentes que interagem entre si e causam mudança no conjunto. Assim, todas as etapas do processo — geração, acondicionamento, coleta, transporte, tratamento e disposição final — devem ser abordadas como um modelo de gestão ambiental.

Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, entre os serviços de saneamento, os serviços de coleta de lixo foram os que mais cresceram nos últimos anos (IBGE, 2000), o Brasil produz 157 mil toneladas de lixo domiciliar e comercial diariamente (IPT, 2000). Entretanto, do total de municípios (5.564) apenas 451 prefeituras possuem coleta seletiva (Alves Filho, 2002). De acordo com dados da pesquisa nacional por amostragem domiciliar de 2001(PNAD) (IBGE, 2000), cerca de 94% da população urbana é atendida por serviço de coleta domiciliar de lixo. Mesmo nos municípios de médio e grande porte, que contam com um sistema convencional de coleta de resíduos sólidos urbanos, para os quais existe a possibilidade de se atingir 100% de abrangência de coleta, esta condição não é consolidada.

Esta pesquisa também revelou que do percentual do orçamento municipal destinado à limpeza urbana, na grande maioria dos municípios com população abaixo de 50.000 habitantes, 5% no máximo, é destinado à gestão de resíduos sólidos.

Em relação às unidades de disposição final de resíduos utilizados pelos municípios, os resultados da PNSB 2000 mostraram a predominância da prática de

disposição a céu aberto (lixões), com 53,0% das unidades identificadas, seguida do aterramento controlado com 16,0%; os aterros sanitários representam 13,0% e outros 18,0%. A partir destas informações pode-se concluir que, quanto menor o município mais crítica a situação.

A grave situação quanto ao tratamento dos resíduos sólidos no Brasil é resultado, por um lado, da falta de recursos destinados ao setor, bem como do despreparo e desinteresse das administrações municipais e, também da falta de cobrança da sociedade como um todo.

Partindo da premissa que a gestão dos resíduos sólidos é um processo dinâmico, em que soluções ou alternativas deverão acompanhar as mudanças de atitudes e de hábitos, com a introdução de novos padrões de consumo e de produção, o sucesso de um programa de gestão está diretamente associado à integração do poder público e à participação da sociedade, nos seus vários segmentos. Estas mudanças podem ocorrer de forma impositiva, com a adoção de instrumentos de comando e controle, como aplicação da Lei, por exemplo e econômicos, pela aplicação de taxas, impostos e forças de mercado, por exemplo, ou ainda, por meio de instrumentos de persuasão como a educação ambiental e a mobilização popular (MACHADO, 2002).

Diante deste cenário, a Educação Ambiental surge como um dos instrumentos mais importantes para promover mudança comportamental da sociedade (ZANETTI, 2003). Por meio da Educação Ambiental, pode-se promover a mudança de hábitos das pessoas e torná-las participantes do processo. Há inúmeras formas de a sociedade alterar seu comportamento mediante a conscientização e a adoção de medidas de manejo dos resíduos sólidos. Entre elas, não se pode deixar de mencionar o princípio dos 5 Rs -reduzir, reutilizar, reciclar, recuperar recursos e reduzir na fonte - apontado na Agenda 21, elaborada pelos países participantes da Conferência da Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento no Rio de Janeiro, em 1992 (ABREU, 2001).

Com o limitado orçamento dos municípios e estados, para a gestão dos resíduos sólidos urbanos, além das restritivas exigências legais, vários pesquisadores têm se preocupado com o problema da implantação de aterros de resíduos em locais tecnicamente mais adequados. O assunto tem sido discutido por meio da definição e abordagem de diferentes métodos, que vão desde a análise de valor e lógica fuzzy (SANT'ANNA, 1999; SHOU-YUH, FRANCIS ESHUM, 2009)

até mapeamento geotécnico para ocupação do meio físico (MEIRA e CALIJURI, 1995) e aplicação de sistemas de informação geográfica - SIG (ZUQUETTE, 1987). Estas abordagens fornecem uma hierarquização das áreas disponíveis, a partir dos critérios requeridos para a implantação de aterros sanitários.

A utilização de SIG e o mapeamento geotécnico fornecem subsídios técnicos aos tomadores de decisões no que se refere à escolha de áreas para instalação de aterros sanitários, podendo, entretanto, vir a ser utilizadas como ferramentas para a definição de áreas para implantação de outras tecnologias de tratamento do resíduo domiciliar desde que baseadas em critérios pré-estabelecidos, como adotado para a escolha de áreas para aterros.

2.2 GESTÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES NO BRASIL

Segundo dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (IBGE, 2000), estima-se que, no Brasil, são geradas aproximadamente 157 mil toneladas de lixo domiciliar e comercial por dia. De acordo com esta pesquisa, a disposição final de resíduos sólidos urbanos coletados nos municípios brasileiros, tem a seguinte destinação:

- 53% lixões;
- 16% aterros controlados;
- 13% aterros sanitários;
- 18% outros.

Também foi apresentado como resultado que, 54% dos domicílios brasileiros coletam menos do que 80% dos resíduos e que 20% da população brasileira ainda não contam com serviços regulares de coleta.

O Diagnóstico Analítico da Situação da Gestão Municipal de Resíduos Sólidos no Brasil, produzido pela Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2003), indicou que o tratamento e a destinação final dos resíduos coletados evoluiu de uma forma positiva nos últimos 10 anos. A massa de resíduos destinada a aterros sanitários passou de 15,8% dos resíduos coletados para 47,1%. Isto pode ser explicado e função da maior massa de resíduos coletados estar concentrada em algumas poucas cidades, justamente aquelas que têm mais capacidade técnica e econômica e que, nos últimos 10 anos, substituíram a destinação em lixões pela destinação em aterros sanitários. Já os municípios com menos de 20 mil habitantes, que, em 2000, eram 4.026, em 68,5% dos casos ainda

depositam os resíduos em lixões e são responsáveis pela coleta de apenas 12,8% do lixo coletado no país.

Portanto, como resultado do Censo de Saneamento (IBGE, 2000), uma das grandes preocupações da administração pública municipal no Brasil, está relacionada à questão do planejamento do serviço de coleta, da definição das formas de tratamento e da disposição final dos resíduos sólidos gerados pela população urbana. A gestão dos RSU nos municípios é complexa pela ausência de uma definição de uma política de diretrizes, da escassez de recursos técnicos e financeiros, é agravada pela dificuldade no licenciamento dos projetos.

A exigência de licenciamento ambiental, é definida, na esfera federal, pela Lei n.º 6938/81 e pelo Decreto n.º 274/90 que, respectivamente, instituiu e regulamentou a Política Nacional de Meio Ambiente, assim como pela Resolução CONAMA n.º 237/97, que dispõe sobre os procedimentos e critérios utilizados no licenciamento ambiental e no exercício da competência legal, bem como as atividades e empreendimentos sujeitos ao licenciamento ambiental.

Pode-se ainda citar a Resolução CONAMA n.º 5/88, que dispõe sobre o licenciamento de obras de saneamento, e a Resolução CONAMA n.º 01/86, que estabelece as exigências sobre Estudo de Impacto Ambiental e respectivo Relatório de Impacto Ambiental (EIA/Rima).

A Lei n.º 11445, que estabelece a Política Nacional de Saneamento Básico, de 5 de janeiro de 2007, encerrou uma longa espera, pela ausência de regras regulamentadoras para o saneamento básico e a drenagem no Brasil. Diante da necessidade de adaptação às novas demandas sociais, o Brasil começa a utilizar instrumentos jurídicos modernos, já consagrados em nações mais desenvolvidas, como as parcerias público-privadas e os consórcios públicos, visando a prestação de serviços públicos cada vez mais efetivos, eficazes e eficientes. Neste sentido, em 06 de abril de 2005, foi sancionada a Lei Federal nº 11107, que disciplina os consórcios públicos

No Estado do Paraná, a Lei nº 12493, de 22/01/1999, estabelece princípios, procedimentos, normas e critérios referentes à geração, acondicionamento, armazenamento, coleta, transporte, tratamento e destinação final de resíduos sólidos urbanos, visando controle da poluição, da contaminação e a minimização de seus impactos ambientais e adota outras providências e a Resolução SEMA nº 031 de 24 de agosto de 1998, que estabelece requisitos critérios e procedimentos

administrativos referentes ao licenciamento ambiental, autorizações ambientais, autorizações florestais e anuência prévia para desmembramento e parcelamento de gleba rural.

Como especificado na Lei 11445/07, a gestão dos resíduos sólidos urbanos é da incumbência das Administrações Públicas Municipais, portanto cabe às prefeituras, no seu planejamento territorial, a preocupação com a correta destinação dos resíduos sólidos produzidos no município. Entretanto, em regiões metropolitanas ou em consórcio de municípios, para as quais o quesito resíduo sólido domiciliar é um problema de interesse comum a mais de um município, podem utilizar a prerrogativa estabelecida na Lei 11107/05 e adotar o processo de gestão de resíduos conveniado entre vários municípios.

Assim, a alta complexidade da formulação de um Sistema de Resíduos Sólidos Urbanos Domiciliares para a destinação final, desde seus elementos básicos, tais como, usina(s) de tratamento (compostagem, incineração, triagem, gaseificação entre outros), estações de transferência, aterro metropolitano, aspectos institucionais para a integração dos municípios, fizeram com que a Região Metropolitana de Curitiba (RMC), iniciasse o processo de implantação de um consórcio metropolitano, denominado SIPAR. Vinte e seis municípios fazem parte da RMC (Figura 2.1), com população de, aproximadamente, três milhões e duzentos mil habitantes, abrangendo uma superfície de 15.383 km² (COMEC, 2007).

Inserir-se, no quadro do contexto geral da RMC, o fato de o Estado do Paraná ter sofrido um contínuo êxodo de sua população rural, com correntes migratórias em direção a outros estados e também em direção a Curitiba e às cidades vizinhas (PDI, 2005).

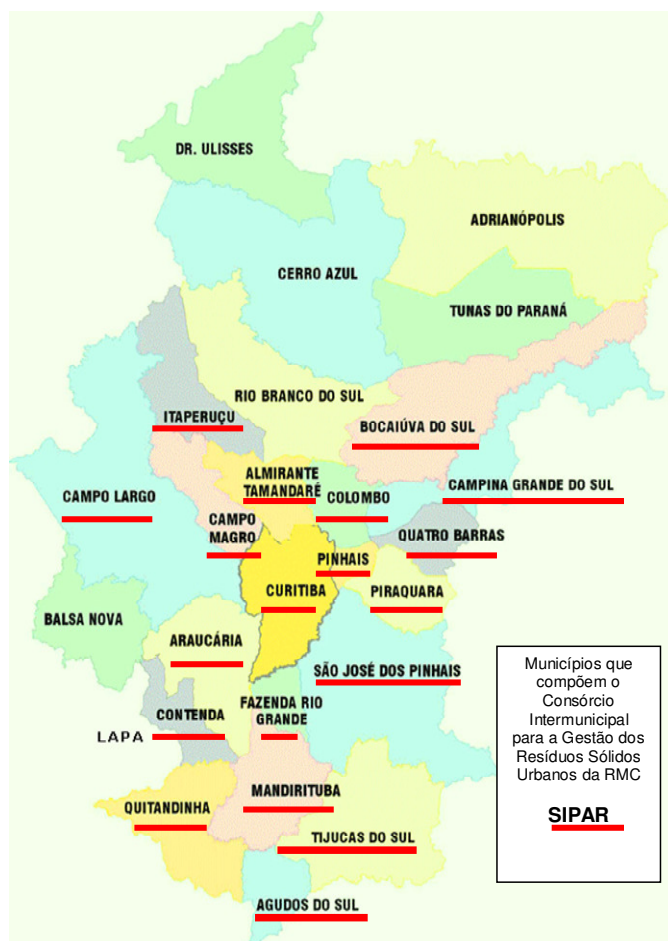


FIGURA 2.1- MUNICÍPIOS DA RMC

FONTE: PMC (2009)

2.2.1 Aterro Sanitário de Curitiba

O Município de Curitiba experimentou taxas de crescimento de 2,29%, na década entre 1980 e 1991, e de 2,19% entre 1991 e 2000, enquanto os demais municípios do NUC (Núcleo Urbano Central) tiveram crescimento da ordem de 5,40% e 4,94% nas décadas de 80 e 90, respectivamente, inclusive aqueles inseridos nas áreas de mananciais de abastecimento (DESCHAMPS, 2002; COMEC-PDI, 2005). A diferença da taxa de crescimento populacional de Curitiba em relação aos outros municípios, deu-se na medida em que a população rural, com mão de obra não qualificada, acaba por não gerar renda suficiente para a instalação em condições adequadas em Curitiba, e dirigem-se aos municípios do entorno da capital.

Assim, a demanda exercida por serviços urbanos em tais municípios torna-se cada vez mais preocupante, uma vez que diferentes elementos de infra-estrutura possuem diferentes velocidades de implementação e capacidade de indução do crescimento.

Usualmente, o fornecimento de energia elétrica antecede o transporte, que antecede o abastecimento de água e, na seqüência, o de pavimentação, que antecede o esgotamento sanitário e após os serviços de coleta convencional e coleta seletiva, evidenciando-se assim o descompasso entre os serviços urbanos ofertados e as necessidades de atendimento à população.

A disposição dos resíduos sólidos domiciliares da RMC, encontra-se em fase de colapso diante do esgotamento da capacidade do único aterro sanitário existente, o aterro de Curitiba, que está localizado ao sul do município, no bairro Caximba. Este aterro foi projetado e implantado para suprir as necessidades geradas pelo encerramento da área da Lamenha Pequena em 1989. Deve ser salientado que o Aterro de Curitiba é compartilhado pelos 18 municípios mais próximos do pólo metropolitano.

O início da operação do Aterro de Curitiba ocorreu em 1989, sendo que o projeto original previa o recebimento de resíduos sólidos domiciliares de 3 municípios da RMC, Curitiba, São José dos Pinhais e Almirante Tamandaré, pois estes municípios haviam cedido áreas para que Curitiba operasse aterros controlados. A vida útil do aterro de Curitiba em sua 1ª fase foi de 11 anos e 5 meses, com área total de 410.000 m², sendo que a área destinada à disposição de resíduos propriamente dita era de 237.000 m² (SMMA, 2008).

O aterro sanitário passou por duas ampliações, configurando três maciços de resíduos distintos, denominados de Fase I, já encerrada, Fase II e Fase III, indicadas na Figura 2.2 (GOOGLE EARTH, 2009).

O maciço da Fase I foi operado de novembro de 1989 a outubro de 2002, tendo recebido duas sobreposições, uma de julho a novembro de 2005 e, outra, em abril de 2006. Nesta Fase, que possui uma altura de cerca de 50 m, foram depositados 6.683.300t de resíduos, aproximadamente (TOZZETO, 2008).



FIGURA 2.2 – IMAGEM DE SATÉLITE DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA

FONTE: GOOGLE EARTH (2009)

O maciço da Fase II, por sua vez, é constituído de seis células de resíduos, com cerca de quatro metros de altura cada. A Fase III prevê oito células com 5 m de altura, sendo que, atualmente, a operação está ocorrendo na quinta célula. A totalização da quantidade de resíduos aterrados em cada maciço, desde o início da operação do aterro até abril de 2008, é apresentada na Tabela 2.1 (SMMA, 2008).

TABELA 2.1 – ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA: QUANTIDADES DE RESÍDUOS ATERRADOS DE ACORDO COM OS MACIÇOS, ATÉ ABRIL DE 2008

MACIÇO	PERÍODO DE OPERAÇÃO	QUANTIDADE DE RESÍDUOS ATERRADOS (t)	ÁREA APROXIMADA DA BASE (m ²)
Fase I	Novembro de 1989 a outubro de 2002	6.346.486,06	237.000 m ²
	Julho a novembro de 2005	283.990,99	
	Abril de 2006	52.809,78	
Fase II	Novembro de 2002 a abril de 2004	1.029.704,40	32.540 m ²
Fase III	Maio de 2004 a junho de 2005	757.819,60	170.000 m ²
	Dezembro de 2005 a março de 2006	235.024,12	
	Maio de 2006 a abril de 2008	1.509.071,42	
TOTAL		10.214.906,37	439.540 m²

FONTE: SMMA (2008)

Pelos cálculos iniciais realizados pela Secretaria Municipal do Meio Ambiente, o aterro teria esgotado sua capacidade de disposição, mas ganhou uma sobrevida com a implantação das II e III Fases. A Fase II ampliou o aterro em 50.000 m² e operou entre 2001 e 2002; a Fase III ampliou a área em mais 160.000 m², para operação no período entre 2003 e 2008 ainda em operação. Atualmente, o aterro ocupa uma área total aproximada de 439.540 m², com 10 milhões de toneladas dispostas até abril de 2008 é apresentado na Tabela 2.1. O Anexo 1 apresenta a quantidade anual de resíduos sólidos urbanos por municípios, depositados no Aterro Sanitário de Curitiba, entre 1998 e 2008, sendo que a produção *per capita* média de resíduo é de 0,87 kg/hab.dia e uma abrangência variável do sistema de coleta de 75% a 90% (SMMA, 2009).

Atualmente, o Aterro de Curitiba recebe uma quantidade aproximada de 2.500 t de resíduos por dia (SMMA, 2009). Na RMC, a geração tem crescido e existe grande dificuldade para a definição apropriada de novas áreas para a implantação do novo aterro metropolitano. A indicação de áreas afastadas do centro gerador – Curitiba, não resolve o problema, somente encarece o processo e transfere o problema para outro local.

Com a proximidade do encerramento do Aterro de Curitiba, o que demanda maior urgência na seleção de áreas, estruturação e início da operação de uma nova alternativa de disposição final de resíduos domiciliares e com as dificuldades, associadas às distâncias de transporte, surgiram iniciativas, isoladas ou coletivas, de municípios da RMC. Na tentativa de buscar a implantação de um sistema, que evite sobrecustos para os municípios, que contemple a questão de disposição final de resíduos, nos padrões técnicos e ambientais e que, também considere a questão das distâncias de transferência dos resíduos sólidos em estações de transferência estrategicamente localizadas, está causando a demora no licenciamento ambiental da melhor área que deve estar situada entre os 19 municípios consorciados (COMEC - PDI, 2005).

Para que o novo aterro metropolitano tenha uma vida útil de pelo menos 25 anos é necessário que a gestão dos resíduos sólidos domiciliares da RMC, incorpore ao sistema tecnologias de tratamento, que deverão contribuir para minimizar o volume de resíduos domiciliares disposto no aterro. E também, que esta tecnologia de tratamento contemple a geração de energia utilizando-a no próprio sistema e o excedente para venda, que amenizaria os custos operacionais.

Em função do exposto, este trabalho teve como objetivos avaliar as alternativas tecnológicas disponíveis para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares e hierarquizar, em ordem decrescente, as tecnologias de tratamento dos resíduos sólidos domiciliares, em função dos critérios propostos para cada alternativa. Para que este objetivo fosse cumprido, foi adotado o método de análise hierárquica (AHP – Analytic Hierarchy Process), que é baseado na decomposição e síntese das relações entre os critérios até que se obtenha a priorização dos seus indicadores, aproximando os resultados da melhor resposta de medição única de desempenho (SAATY, 1991). A idéia central da teoria da análise hierárquica introduzida por Saaty é a redução do estudo de sistemas a uma seqüência de comparações aos pares. A utilidade do método está associada ao processo de tomada de decisões, minimizando suas falhas.

O modelo adotado neste trabalho, compara através do resultado do cálculo dos pesos (W) de cada alternativa tecnológica de tratamento a partir de critérios adotados, sejam eles de ordem econômica ou ambiental, com o objetivo de hierarquizar essas tecnologias para a tomada de decisão.

Neste trabalho a prática da tomada de decisões está ligada à avaliação das alternativas tecnológicas disponíveis para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares, todas satisfazendo um conjunto de critérios pretendidos. O problema está em escolher a alternativa que melhor satisfaz o conjunto total de critérios.

2.3 ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS PARA O TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES

2.3.1 Introdução

Na Europa, restrições ao aterramento de resíduos, têm levado ao desenvolvimento de tecnologias para o tratamento de resíduos urbanos que, no caso da geração de produtos e subprodutos, estes possam ser aproveitados para a geração de energia ou de calor, como matéria prima ou, ainda, dispostos como rejeitos de processo de forma adequada e com segurança. Estas tecnologias incluem a compostagem, a digestão anaeróbia, a pirólise, a gaseificação e a incineração em combinação com a coleta com separação na fonte e a triagem manual ou mecânica. Um dos tratamentos que mais tem evoluído nos últimos 15 anos, principalmente na Europa, é a digestão anaeróbia (DA) (REICHERT, 2005).

Na União Européia, a Diretiva 1999/31/CE de 26 de abril de 1999, relativa à disposição de resíduos em aterros, entrou em vigor em 16/07/1999. O prazo para a implementação da legislação nos Estados-Membros foi determinado para 16 de julho de 2001. O objetivo desta diretiva é prevenir ou reduzir os efeitos negativos da disposição de resíduos, sobre o meio ambiente, a partir do envio dos resíduos para aterros sanitários, por meio da introdução de requisitos técnicos rigorosos e, também, prevenir e reduzir os efeitos negativos da disposição de resíduos no ambiente, em especial sobre as águas superficiais e subterrâneas, solo, ar e saúde humana.

Em 1998, nos Estados Unidos, o Centro de Análise e Difusão de Tecnologias Energéticas CADDET e a Agência Internacional de Energia – AIE (BRINTON, 2000), com o objetivo de minimizar o volume de RSU dispostos nos aterros, apresentaram um relatório sobre tecnologias de tratamento térmico de resíduos domiciliares, gaseificação e pirólise com as seguintes considerações:

- as emissões atmosféricas de ambas tecnologias estavam de acordo com os limites exigidos pela legislação dos Estados Unidos;
- tanto a gaseificação quanto a pirólise produziram menor quantidade de cinzas do que a incineração;
- a gaseificação e a pirólise causam menor impacto ambiental, produzem maior quantidade de energia e apresentam maior compatibilidade com a reciclagem do que o processo de incineração.

Em 2005, o Comitê de Gestão de Resíduos Sólidos do Condado de Los Angeles e da Califórnia (CIWMB, 2005), encerrou a avaliação das tecnologias de conversão e apresentou as seguintes conclusões:

- as tecnologias de conversão minimizam a quantidade de resíduos enviada aos aterros, aumentando a sua vida útil;
- as tecnologias foram avaliadas técnica e ambientalmente e são capazes de tratar os resíduos sólidos;
- os dados disponíveis no Japão e na Europa indicam que a instalação de tecnologias de conversão utilizando sistemas de controle ambiental, foram capazes de satisfazer a legislação vigente ;
- as tecnologias de conversão têm sido bem sucedidas em vários países, apesar dos inúmeros desafios técnicos que devem ser corrigidos e monitorados;

- economicamente, estas tecnologias possuem habilitação para competir favoravelmente com outros métodos de gestão dos resíduos sólidos em escala comercial.

Este relatório, identificou que, atualmente, as tecnologias de conversão dos resíduos sólidos urbanos em matéria prima, energia ou calor, estão sendo utilizadas, com sucesso por mais de 140 instalações na Europa e na Ásia. As vantagens das tecnologias de tratamento em relação à disposição em aterro, compostagem e reciclagem, foram identificadas a partir dos resultados obtidos pela avaliação do ciclo de vida, podendo ser considerado que apresentam (CIWMB, 2005):

- maior potencial para produção de energia;
- menor emissão de gases de nitrogênio;
- menor emissão de gás carbônico, importante quando se considera a perspectiva do aquecimento global.

Este relatório também identificou que grande parte do desenvolvimento e implantação de tecnologias de tratamento ocorreu no Japão e na Europa. Existem mais de 50 instalações que usam a tecnologia termoquímica a partir do RSU no Japão e, na Europa, mais de 80 instalações com processo de digestão anaeróbia.

A Agência Ambiental Americana - EPA, tem incentivado a utilização de um sistema integrado de gestão de resíduos para o tratamento de resíduos sólidos urbanos (EPA, 2006), e defende a redução na fonte e a reciclagem, como prioridade para a gestão de resíduos, seguido dos tratamentos térmicos com valorização energética.

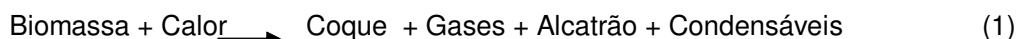
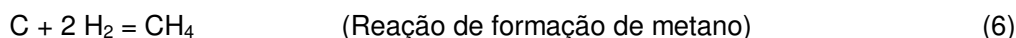
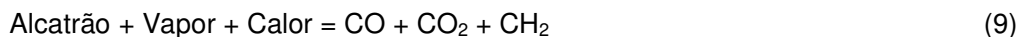
2.3.2 Gaseificação

2.3.2.1 Histórico

O processo de gaseificação é definido como a combustão parcial da biomassa que ocorre quando o ar, ou mais precisamente o oxigênio, está em quantidade inferior ao que seria necessário para uma queima completa da biomassa (DIAS, 2003).

Este processo está associado à conversão de combustíveis sólidos em gasosos, por meio de reações termoquímicas, que envolvem vapor quente e ar, ou oxigênio, em quantidades inferiores à estequiométrica.

De acordo com Nogueira e colaboradores (2000), as reações de gaseificação podem ser representadas como:

I. Pirólise**II. Oxidação do Carbono****III. Gaseificação****- Reações Heterogêneas****- Reações Homogêneas****IV. Craqueamento do Alcatrão****V. Oxidação Parcial dos Produtos da Pirólise**

Há vários tipos de gaseificadores, com grandes diferenças de temperatura e/ou pressão utilizados no processo. Os mais comuns são os reatores de leito fixo e os de leito fluidizado. O gás resultante é uma mistura de monóxido de carbono (CO), hidrogênio (H₂), metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂) e nitrogênio (N₂), cujas proporções variam de acordo com as condições do processo, particularmente se é ar ou oxigênio que está sendo utilizado na oxidação (BIODIESELBR, 2009).

O gaseificador é, essencialmente, um reator em que ocorrem várias reações químicas e físicas. No interior do reator a biomassa perde umidade, é aquecida, sofre pirólise, é oxidada e reduzida em toda a extensão longitudinal do reator (Figura 2.3), até que chega ao final como uma mistura combustível gasosa. Em linhas gerais as quatro reações típicas que ocorrem no reator são: a secagem, a pirólise, a redução da biomassa e a combustão (Figura 2.4). Embora existam zonas em que mais de uma reação ocorram pode-se dizer que no interior do reator existem regiões

bem definidas para cada uma das reações mencionadas (DIAS, 2003).

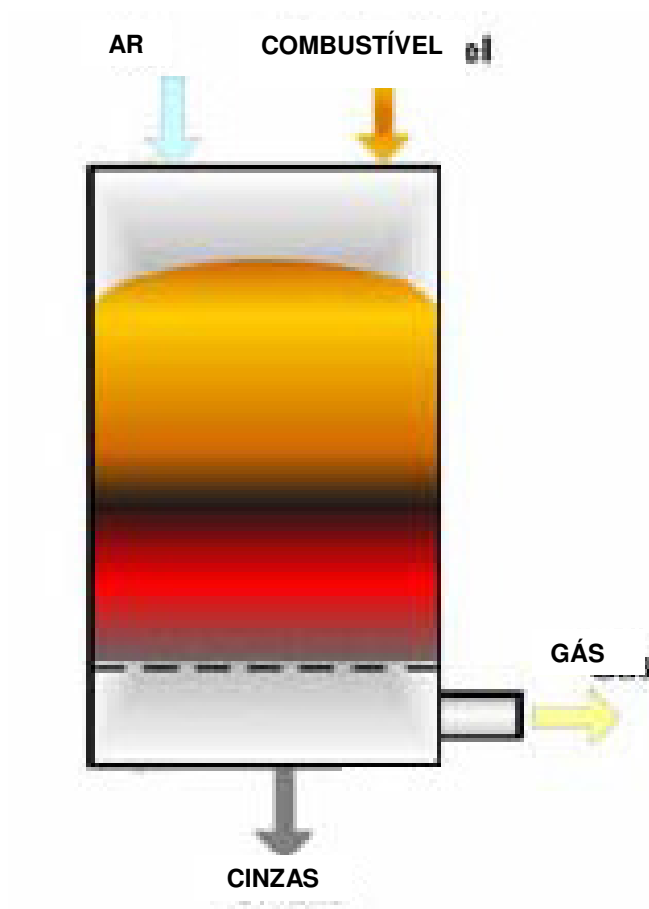


FIGURA 2.3 – REATOR DOWNDRAFT (CONCORRENTE)

FONTE: RIBEIRO, LIMA, VERAS (2006)

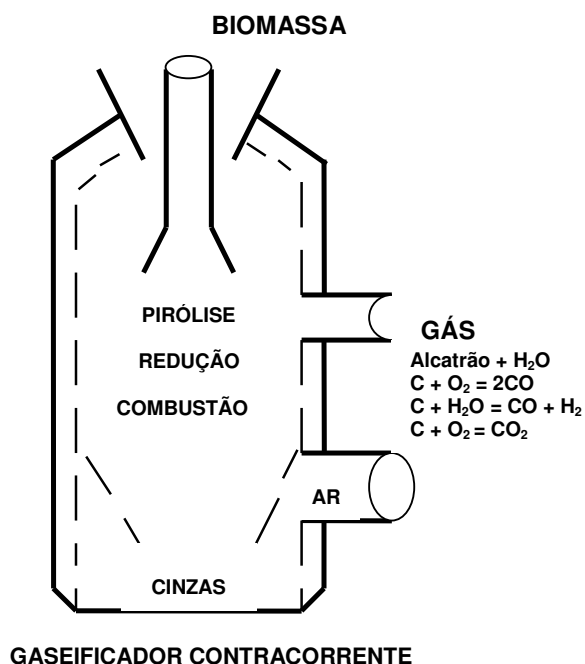


FIGURA 2.4 – ZONAS DE UM REATOR DE GASEIFICAÇÃO

FONTE: PIFFER (1999)

O uso de gaseificadores remonta do início do século 19 quando, pela primeira vez, fez-se uso de um processo de destilação seca de material orgânico para uso em iluminação pública. Em meados deste mesmo século desenvolveu-se um outro método construtivo para gaseificadores que permaneceu vigente até meados do século 20 (modelos Bishoff e Siemens). Em 1839, na Alemanha, estes modelos operavam fundamentalmente a partir de carvão e turfa, dois combustíveis sólidos abundantes na natureza. Os gaseificadores serviram nos períodos de guerra inclusive para alimentação de veículos por meio de dispositivos portáteis denominados gasogênios. Foi a partir dos modelos de gasogênio que se desenvolveram os modelos de gaseificadores de biomassa (DIAS, 2003).

Entre 1970 e 1980, com a crise do petróleo, o interesse por esta tecnologia foi renovado (SILVA, RUGGERO, 2004).

No Brasil o exemplo mais conhecido foi o lançamento pelo Proálcool, programa para substituição do uso de gasolina por álcool hidratado, que alcançou seu ápice entre as décadas de 80 e 90, e que ressurgiu mais recentemente (DIAS, 2003).

A demanda crescente por energia de sustentável é um constante desafio. Atualmente, uma das grandes preocupações mundiais está na busca por opções energéticas que possam substituir os combustíveis fósseis, de todas as opções, a mais utilizada tem sido a proveniente da biomassa (BARBOSA *et al.*, 2008).

De acordo com dados do CENBIO – Centro Nacional de Referência em Biomassa (2002), as principais organizações de pesquisa sobre gaseificação no mundo e no Brasil são:

- The Biomass Energy Foundation, Estados Unidos.
- BTG (The Technology Group), Holanda.
- CAAMS (The Chinese Academy of Agricultura Mechanization Sciendes), China.
- Danishy Technical University, Dinamarca.
- Indian Institute of Science, Bangalore, India.
- Indian Institute of Technology, Bombay, India.
- KTH (Kungl Tekniska Hogskolan, the Royal Institute of Technology), Suécia.
- National Renewable Energy Laboratory (NREL, anteriormente SERI), Estados Unidos.
- Ministério da Agricultura da República Popular da China, China.
- Shandong Energy Research Institute (Projetos de Gaseificação em Vilas), China.
- Sherebrooke, University of & Kemestrie Inc, Canadá.
- Tata Energy Reseach Institute, India.
- VTT Gasification R & D Center, Finlândia.
- University of Wales, País de Gales (Reino Unido).
- Zaragoza University, Espanha.
- UNICAMP – Universidade de Campinas, Brasil.
- IPT – Instituto de Pesquisas Tecnológicas, Brasil.
- UFPA - Universidade Federal do Pará, Brasil.
- EFEI – Universidade Federal de Itajubá, Brasil.

Segundo Dias (2003), os gaseificadores comerciais fabricados atualmente possuem:

- eficiência de conversão de biomassa sólida para gás de até 85% (considerando madeira) e de até 65% para casca de arroz;
- cada quilo de biomassa sólida produz de 2,5 a 3,0 m³ de gás com poder calorífico entre 1000 e 1100 kcal/m³;
- um litro de diesel pode ser evitado (em gaseificadores que operam no ciclo combinado) com apenas 3-4 kg de biomassa de madeira ou 5-6 quilos de casca de arroz;
- reposição de até 70% do uso de diesel em gaseificadores de ciclo combinado, para uma mistura de 1 kg de biomassa de madeira (ou 1,4 kg de casca de arroz) e 90 cilindrada cúbica de diesel para cada kWh de energia elétrica gerada;
- em gaseificadores operados 100% a gás consumo de 1,5 kg de biomassa por kWh de energia elétrica;
- queima extremamente limpa em razão do alto teor de hidrogênio no gás produzido.

Segundo o Centro Nacional de Referência em Biomassa (2002), os gases produzidos podem ser utilizados em diversas aplicações, tais como:

- combustíveis em fornos de cal, fornos cerâmicos, motores a diesel e a gasolina, turbinas a gás, geradores de vapor, entre outros,
- como redutor direto em fornos siderúrgicos,
- como matéria-prima para produção de gás de síntese para metanol, amônia.

Atualmente, a Índia é o país que mais investe no desenvolvimento de gaseificadores, sendo que 4000 sistemas foram instalados. Na fabricação de gaseificadores (Figura 2.5) de pequeno porte, a Índia alcançou um grau de excelência que a coloca na vanguarda tecnológica mundial (DIAS, 2003).



FIGURA 2.5 – GASEIFICADOR TIPO DOWNDRAFT

FONTE: DIAS (2003)

2.3.2.2 Análise da capacidade instalada

Enquanto a incineração pretende a completa redução de hidrocarbonetos para basicamente CO_2 e água, sem valor calorífico, a gaseificação opera com a quebra parcial das moléculas orgânicas gerando; o gás de síntese que contém hidrogênio (16%), monóxido de carbono (22%), dióxido de carbono (11%), metano (2,5%) e água (1,5%) e o biogás que contém metano (55%), dióxido de carbono (50%) e outros gases (5%). Embora o poder calorífico do gás de síntese seja baixo, de 4 a 5 MJ/Nm^3 , pode ser utilizado em uma turbina ou em um motor à combustão para gerar eletricidade, sendo o poder calorífico do biogás de 20 MJ/Nm^3 .

Em contraste com a incineração, que tem o calor como único produto, os processos de gaseificação, geram o gás de síntese e o biogás, oferecendo melhores possibilidades de recuperação econômica do investimento.

No mundo o mercado para tecnologias que empregam gaseificação cresceu de três novas plantas por ano, no início dos anos 1990, para cerca de 10 plantas por ano, no fim dos anos 1990, com prognóstico de mais de 200 plantas a serem construídas nos próximos dez anos (FURLAN, 2007).

Segundo Henriques (2004), várias plantas de gaseificação estão operando a contento nos EUA e Canadá. A capacidade destas instalações varia de 100 a 400

t/dia de RSU e foram instaladas entre 1980 e 1992.

Uma planta típica de gaseificação para 600 t/dia, tendo RSU como matéria prima, apresenta características de acordo com o Quadro 2.1.

QUADRO 2.1 - CARACTERÍSTICAS BÁSICAS DE UMA PLANTA DE GASEIFICAÇÃO

Dado	Valor	Unidade
Consumo de RSU	600	t/dia
Pressão do Vapor	60	bar
Temperatura do Vapor	510	°C
Pressão de Reaquecimento	20	bar
Potencial Nominal de saída	26,5	MW
Eficiência Elétrica líquida	31	%

FONTE: MORRIS (1999)

2.3.2.3 Parâmetros intervenientes e de controle da gaseificação

Muitas pesquisas realizadas com gaseificadores foram orientadas para uso de madeira, pois existem dados de boa qualidade e um histórico extenso fazendo com que este insumo seja o mais recomendado para uso em gaseificadores. Outros insumos apresentam ótimo comportamento para uso em gaseificadores, que é o caso do resíduo sólido urbano. Cada matéria-prima utilizada apresenta um teor diferente de cinzas, temperatura ideal de processamento no reator e teor de alcatrão, entre outros parâmetros. Por isso, é fundamental e imprescindível o conhecimento prévio do insumo a ser utilizado, para que algumas adaptações básicas sejam introduzidas no gaseificador. Neste contexto, deve-se conhecer o conteúdo típico de cinzas para dimensionar o tamanho do depósito de cinzas, bem como a frequência com que o operador, caso o gaseificador não seja automatizado, faça a sua remoção. Outro cuidado importante diz respeito ao teor de umidade, pois os gaseificadores não operam adequadamente com matéria-prima molhada, pois a umidade dificulta a ignição do sistema (DIAS, 2003).

Em resumo, para Silva e Ruggero (2004), deve-se analisar os seguintes parâmetros para o bom funcionamento de um gaseificador:

- temperatura;
- pressão de operação do reator;
- umidade relativa do agente oxidante;

- introdução de vapor de água;
- teor de oxigênio no agente de gaseificação;
- tipo de combustível.

2.3.2.4 Tipos de sistemas da gaseificação

Do ponto de vista construtivo, existem basicamente quatro tipos de gaseificadores: em fluxo contracorrente, em fluxo concorrentes (*downdraft*), em fluxo reverso e leito fluidizado (fixo ou circulante). Os gaseificadores de pequeno porte utilizam, normalmente, o processo concorrente, sendo que as demais são mais empregadas para gaseificadores de maior porte (DIAS, 2003).

Conforme, Silva e Ruggero (2004), os gaseificadores são divididos em três categorias básicas.

1. Modelo de equilíbrio, em que a composição do gás é calculada com uma temperatura de reação constante, utilizando-se reações de equilíbrio homogêneo ou heterogêneo;
2. Modelos não cinéticos, em que o reator é subdividido em diferentes zonas: secagem, pirólise, oxidação e redução;
3. Modelo de regime permanente, em que o reator é dividido em elementos diferenciais no comprimento.

2.3.2.5 Vantagens e desvantagens da gaseificação

Vantagens

Segundo Udaeta e colaboradores (2002), a gaseificação de materiais reciclados gera impactos positivos ao meio ambiente, entre os quais podem ser destacados a absorção do carbono da atmosfera, o que resulta em balanço neutro do carbono durante o processo de produção de energia elétrica e contribui para a redução do efeito estufa. Isso ocorre porque todo gás carbônico produzido durante o processo será absorvido pela própria usina na forma de calor ou energia elétrica, mantendo a concentração do gás carbônico inalterável.

Segundo Henriques (2004), a principal vantagem da gaseificação é a redução da quantidade volumétrica de RSU destinada ao aterro, sendo que a redução de peso chega a 75%, e quanto a redução de volume pode alcançar até 90%. Este processo produz de 8% a 12% de cinzas, enquanto a incineração produz de 15% a 20%. O gás proveniente da gaseificação possui um volume 30% menor do que o

produzido com uma mesma massa de RSU incinerado. Desta forma o material necessário para a limpeza dos gases é menor e o custo desta operação se reduz.

Um das principais desvantagens, segundo Kumar (2000), é a manutenção regular requerida para o sistema de limpeza. No caso de ineficiência desta operação, o piche e os gases voláteis podem causar danos às máquinas de combustão interna.

O Centro Nacional de Referência em Biomassa (CENBIO, 2002) cita, as seguintes vantagens e desvantagens dos gaseificadores em fluxo contracorrente e em fluxo concorrente:

Vantagens do fluxo em contracorrente

- simplicidade operacional e habilidade para gaseificar materiais com elevado teor de água e material inorgânico, como lodo residual do tratamento de esgoto;
- potencial para operar com temperaturas muito elevadas, variando entre 800°C a 1000°C, na região da grelha, a menos que vapor d'água seja injetado na grelha, capaz de fundir metais e escória (gaseificação com cinza fundida).

Desvantagens do fluxo em contracorrente

- o gás gerado normalmente contém de 10% a 20% do alcatrão, gerado na pirólise do combustível, com uma concentração da ordem de 0,1 kg/m³, estes alcatrões, no entanto, queimam de forma adequada em processos de combustão direta.
- no caso de aplicações em motores de combustão interna, turbinas ou para geração de gás de síntese, o alcatrão deverá ser removido;
- a granulometria do combustível alimentado tem de ser uniforme para evitar perda de carga elevada no leito (no caso do gaseificador atmosférico) ou formação de canais preferenciais.

Vantagens do fluxo concorrente

- consome entre 99% a 99,9% do alcatrão; desta forma o gás gerado pode ser transportado em tubulações e utilizados em motores com um mínimo de limpeza;

- os materiais inorgânicos ficam retidos na matriz de carvão e cinza retirada pelo fundo dos gaseificadores, reduzindo de forma acentuada a necessidade de ciclones de elevada eficiência e filtros a quente;
- o gaseificador concorrente é um sistema comprovado tecnicamente, tendo sido utilizado durante a Segunda Guerra Mundial, principalmente na Europa, onde foram construídas mais de um milhão de unidades, devido ao embargo de derivados de petróleo;
- o gás, quando limpo, pode ser utilizado em motores em linha (são motores de combustão interna com cilindros dispostos em uma única fileira), sem maiores modificações;
- os gaseificadores de topo aberto apresentam poucos problemas em casos de explosão, pois para aumentar a resistência do equipamento, as partes do gaseificador onde as temperaturas são mais elevadas, foram construídas de material refratário.

Desvantagens do fluxo concorrente

- o combustível tem de apresentar baixa umidade ($< 20\%$) e granulometria uniforme;
- o gás sai do gaseificador a temperaturas elevadas, em geral a 700°C , desta forma esta energia é perdida, a menos que haja algum aproveitamento, por exemplo, para preaquecimento do ar ou secagem do combustível de alimentação;
- tipicamente 4% a 7% do carbono do combustível de alimentação não é convertido, saindo com as cinzas pelo fundo do gaseificador;
- a potência de pico de motores com ignição a vela é reduzida em 30% a 40%, a menos que ele seja turbinado.

2.3.2.6 Tecnologias mais utilizadas

2.3.2.6.1 Gaseificadores de Grande Porte:

Segundo Dias (2003), os gaseificadores de grande porte, com potência até 500 kWe, podem ser uma solução interessante para a eletrificação rural de grandes áreas. Suas características gerais, entretanto, recomendam sua aplicação para usos com perfil mais industrial, como, por exemplo, pequenas serrarias, processadores de frutas e de borracha. Tais gaseificadores ainda possuem grande potencial de

aplicação para processos que requerem energia térmica, como, por exemplo, indústrias cerâmicas. Gaseificadores maiores do que 500 kW_e, necessitam ainda de aperfeiçoamentos técnicos mais complexos uma vez que a distribuição do insumo ou combustível de alimentação no interior do reator não ocorre de maneira homogênea, o que compromete severamente a eficiência de conversão da biomassa em gás combustível.

Quando o resíduo sólido urbano é aterrado, produz-se uma mistura de gases composta basicamente por dióxido de carbono (CO₂) e metano (CH₄). Estes gases aumentam em muito o problema do aquecimento global, um dos motivos que levaram países europeus a sobretaxarem os aterros sanitários, mais poluentes em termos de aquecimento global do que os processos de tratamento de RSU. Portanto, as tecnologias de tratamento reduzem a emissão de metano nos aterros e reduzem o impacto ambiental, uma vez que o metano é um potente gás de efeito estufa. Deve ser somado ainda o benefício de se evitar a emissão de dióxido de carbono oriundo da queima de combustíveis fósseis já que estes foram substituídos pelo resíduo na geração de energia (DIAS, 2003).

Exemplos de gaseificadores de grande porte (CENBIO, 2002);

- Hawaii Biomass Gasification Project, unidade de demonstração de gaseificador alimentado com bagaço de cana e madeira, EUA;
- Värnamo Planta Gaseificador Integrado (Figura 2.6) – Ciclo Combinado (Bioflow, Sydkraft, Foster Wheeler), primeiro gaseificador integrado, ciclo combinado, recirculante de leito fluidizado pressurizado para operar com biomassa instalado na Suécia, que apresenta as seguintes características: leito fluidizado circulante pressurizado (1,8 MPa), ar; matéria prima, madeira, palha; 6 MW_e e 9 MW_t e 8500 horas de operação (3600 IGCC).
- Vermont Biomass Gasification Project (Figura 2.7), gaseificador integrado com turbina a gás, EUA, que apresenta as seguintes características: capacidade 200 t/dia; gás 16,75 MJ/Nm³; matéria prima, cavaco de madeira; tecnologia de leito fluidizado, vapor; temperatura de 700°C a 750°C e potência maior que 7 e 8 MW.
- TPS Termiska Processer AB, principal fabricante de gaseificadores de leito fluidizado, Suécia.



FIGURA 2.6 – VÄRNAMO – PLANTA DE UM GASEIFICADOR INTEGRADO
FONTE: ROCHA (2007).



FIGURA 2.7 – VERMONT - PROJETO DE GASEIFICAÇÃO DA BIOMASSA
FONTE: ROCHA (2007)

2.3.2.6.2 Gaseificadores de Pequeno Porte

De acordo com Dias (2003), os gaseificadores de pequeno porte, com potência de até 10 kWe, quando acoplados a bombas, possuem potência mecânica útil de até 10 HP, podem ser uma alternativa viável para a substituição de grande número de geradores a diesel, disseminados em larga escala na região norte do Brasil. Esta tecnologia poderia ser uma opção para o suprimento de energia e também para o acionamento de bombas d'água para irrigação.

Exemplos de gaseificadores de pequeno porte (CENBIO, 2002);

- AEW, Associated Engineering Works, gaseificador em fluxo concorrente, Índia;
- Ankur Scientific Energy Technologies, gaseificador em fluxo concorrente para madeira e resíduos agrícolas, Índia;
- The Buck Rogers Gasifier, gaseificador em fluxo concorrente, USA;
- Camp Lejeune Energy from Wood (CLEW), sistema de gaseificador em fluxo concorrente para gerar 1 MW, alimentado com madeira, USA;
- Chiptec Wood Energy Systems, gaseificador de biomassa integrado com caldeira, horizontal, grelha fixa ou móvel, acoplado para fornecer calor às caldeiras, USA;
- Cratech, gaseificador de biomassa em pequena escala integrado com turbina, USA;
- Fluidyne, gaseificador em fluxo concorrente, utilizou como matéria-prima a madeira para geração de energia elétrica, Nova Zelândia.

2.3.2.7 Custo do investimento

Segundo Campos (2009), com os experimentos de gaseificação de resíduos, em uma planta-piloto UFPR/DEMEC, foi possível estimar os custos de investimento em reatores de gaseificação, com valores da ordem de R\$ 80.000,00 para tratamento de 1 t/dia. Portanto, em escala linear, um reator para tratamento de 250 t/dia, da ordem de 20 milhões de reais. A estimativa de potência elétrica instalada será da ordem de 6,5 MW.

2.3.3 Pirólise

2.3.3.1 Histórico

A pirólise é um processo similar à gaseificação, entretanto a biomassa é aquecida na ausência de oxigênio. Gás, olefina líquida e carvão são produzidos em várias quantidades, o gás e o óleo podem ser processados, armazenados e transportados, se necessário e, então, queimados em motor, em uma turbina a gás ou em uma caldeira. O carvão pode ser recuperado e utilizado como combustível, ou gaseificado para uso futuro (CORTEZ e PÉREZ, 2008).

No início do século XX, mais precisamente em 1909, os princípios da Termodinâmica permitiram a construção de sistemas térmicos mais eficientes como os reatores, e as caldeiras, por exemplo, o que possibilitou a construção de reatores pirolíticos. Em 1926, Winkler na Alemanha, desenvolveu as primeiras experiências práticas com reatores pirolíticos. No fim da Segunda Guerra Mundial, os alemães, utilizando o resultado dos seus estudos, obtiveram a partir de resíduos domésticos, gases combustíveis como o metano e o isobutano, utilizando-os para mover a sua frota. Nos Estados Unidos, as pesquisas com reatores pirolíticos começaram em 1929 com o desenvolvimento de um protótipo para carbonização de carvão. Aproveitando a experiência, introduziram no reator, resíduos de pneus, sendo este o primeiro tipo de resíduo a ser pirolisado. Neste experimento foram produzidos gás com alto poder calorífico, óleo e resíduos sólidos. Com resultados iniciais satisfatórios, outros resíduos foram introduzidos no reator como plásticos e resíduos de curtumes. Em 1967, Kaises e Friedman publicaram uma série de resultados de suas pesquisas, com reatores pirolíticos, em que utilizaram exclusivamente resíduo urbano, que mostraram que a pirólise de resíduos sólidos pode ser um processo energeticamente auto-sustentável, pois produz significativo excedente de energia. Estes autores observaram que os produtos da pirólise eram constituídos, basicamente, por carbono puro, podendo ser comparável ao carvão semi-antracito de origem mineral de baixo poder calorífico (2.500 a 3.500 kcal/kg) (LIMA, 1991).

Segundo Aires e colaboradores (2003), na década de 1980, surgiram novos projetos reativando a pesquisa neste campo. Entre os novos projetos, um sistema foi instalado em Baltimore, denominado Landgard, com capacidade para tratar 1000 t/dia. Também é desta década o sistema Garrett, instalado em San Diego, com capacidade para tratar 250 t/dia de resíduo, o sistema Torrax, com 100 t/dia,

instalado em Orange Country (Walt Disney World) e destinado a produzir água quente para calefação e refrigeração do parque de diversões.

Mais recentemente Klaers (1993), publicou os resultados de pesquisa para um novo sistema que combina a pirólise com um combustor de leito fluidizado, destinado a incinerar RDF (combustível sólido do lixo) e lodo de esgoto. Este sistema visa reciclar o próprio combustível sólido alternativo, metais, vidros e, ainda, comercializar o vapor para uso doméstico e industrial. A combinação de leito fluidizado com sistema pirolítico tem se tornado uma alternativa interessante(AIRES et al., 2003).

Segundo Bridgwater (2001), a escolha da tecnologia de leito fluidizado, é devido a sua versatilidade e custos atrativos de implantação.

No Brasil, a Petrobras iniciou, em 1998, na Unidade de Xisto em São Mateus do Sul – Paraná, um processo de pirólise em que pneus picados são misturados com o xisto e conduzido ao reator, o processo é denominado de Petro-Six, que reaproveita a fase gasosa e a parte da fase líquida da reação como combustível. A parte mais pesada do líquido formado é usada como aditivo em asfaltos (NOVICKI, 2000).

Até junho de 2003, foram processados mais de cinco milhões de pneus, a capacidade de processamento desta Unidade é equivalente a 27 milhões de pneus/ano (SILVA, 2007).

Em 2002, na Itália, foi iniciada uma planta de pirólise para conversão de resíduos em energia, com capacidade variando de 2300 a 2700 kg/h para a mistura de três tipos de resíduos: materiais de embalagens, resíduos de carpintaria e resíduos derivados de fábricas de vernizes (MENEGETTI *et al.*, 2002).

Atualmente, existe um crescente interesse na aplicação da pirólise para a conversão de biomassa em combustível, bióleo, pois à medida que se agrava a escassez do petróleo e o seu preço dispara, aumenta o esforço de investigação em outras formas de energia (CHEN *et al.*, 2003a, CHEN *et al.*, 2003b, MCKENDRY, 2002, MOUSQUÈS *et al.*, 2001, JANSE *et al.*, 2000, ISLAM *et al.*, 1999, ANI e ISLAM, 2000 e CHIANG *et al.*, 2000).

2.3.3.2 Zonas de um reator pirolítico

O reator pirolítico possui três zonas específicas conforme apresentado na Figura 2.8. A zona de secagem, em que os resíduos que alimentam o reator passam por duas etapas, a pré-secagem e a secagem propriamente dita, nesta zona as temperaturas são na ordem de 100°C a 150°C, esta etapa é de grande importância, pois a umidade pode interagir negativamente com os resultados do processo. A zona de pirólise, em que ocorre as reações propriamente ditas, sendo elas a volatilização, a oxidação e a fusão, as temperaturas desta fase variam de 150°C a 1600°C onde são coletados os produtos (alcoóis, óleo combustível, alcatrão, entre outros). E a zona de resfriamento, em que os resíduos gerados, cinzas e escória, são coletados pelo processo.

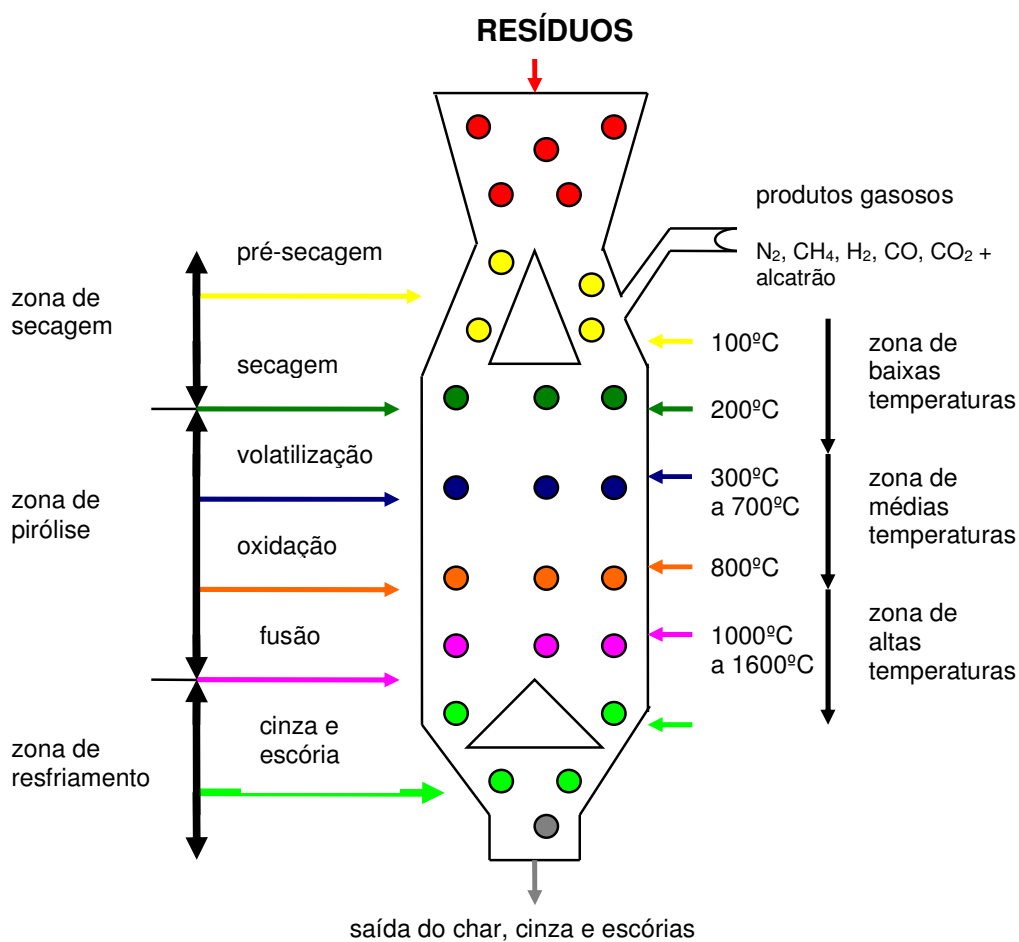


FIGURA 2.8 – ZONAS DE UM REATOR PIROLÍTICO

FONTE: GEOCITIES (2000)

Os resíduos que alimentam o reator pirolítico podem ser provenientes do resíduo domiciliar, do processamento de plásticos ou de resíduos industriais. O processo consiste da trituração destes resíduos, que devem ser previamente selecionados. Após esta etapa, os resíduos são destinados ao reator pirolítico onde, por meio de reação endotérmica, ocorrerá a separação dos subprodutos em cada etapa. O fracionamento das substâncias sólidas ocorre gradualmente, à medida que os resíduos passam pelas diversas zonas de calor que constituem o reator pirolítico. Inicialmente, os resíduos perdem a umidade e, à medida que entram na zona pirolítica, são decompostos em substâncias distintas como gases, líquidos, sólidos. Após a redução da temperatura, o composto gasoso condensa, originando um resíduo oleoso, bióleo, semelhante ao alcatrão. O bióleo, é utilizado principalmente como combustível para aquecimento e para geração de energia elétrica. Na zona pirolítica o calor atinge gradientes elevados de temperatura dependendo do sistema empregado. Em geral, a temperatura no reator varia de 300°C a 1600°C (NATALI, 2001).

2.3.3.3 Parâmetros intervenientes e de controle da pirólise

Segundo Cortez e Pérez (2008), para que o processo de pirólise ocorra com eficiência, a matéria-prima deve estar triturada em partículas de 2 a 4mm, ter até 15% de teor de umidade e tempo de residência da biomassa no reator de 0,5 a 5 segundos.

A temperatura da reação de cada zona do reator pirolítico é uma variável importante, que irá determinar, juntamente com o tempo de residência do material a ser pirolisado, as características do produto final obtido (MUNIZ, 2004).

Para Bridgwater (2002), a composição da biomassa representa um papel importante na qualidade dos produtos pirolisados. Cada material exibe uma característica particular quando é pirolisado devido à proporção dos componentes que os constituem.

Por exemplo, no caso brasileiro, pode ser citada, a caracterização do bagaço-de-cana e do carvão, que é realizada tanto para a biomassa (bagaço de cana), quanto para o carvão, e é conhecida como caracterização direta. A caracterização objetiva a determinação do teor de sólidos voláteis, de cinzas e de umidade, presentes no material. Neste caso, as temperaturas para a determinação da

umidade, do teor de sólidos voláteis e de cinzas são, respectivamente, 70°C, 950°C e 750°C (MEDEIROS, 2007).

Outros elementos a serem resolvidos empiricamente estão relacionados à operação do reator, como por exemplo, o aumento de temperatura no leito, a sinterização (compactação de sólidos por meio térmico), o entupimento, as flutuações de pressão, entre outros (MESA, 2004)

2.3.3.4 Tipos de sistemas da pirólise

De acordo com Muniz (2004), os processos em um reator de pirólise podem ser levados a efeito em batelada ou semibatelada. Sob o ponto de vista do controle, tais processos sofrem uma grande variação no seu ponto de operação. Desta forma, o controle clássico, baseado em modelos lineares, tem sua performance prejudicada, uma vez que essa técnica apresenta bom desempenho apenas próximo ao ponto de linearização.

A automação e o controle dos processos, em reatores em batelada ou semibatelada, é uma tarefa bastante complexa, não sendo possível utilizar os procedimentos padrão de projetos de controladores (CANCELIER, 1998).

Para Muniz (2004), o desenvolvimento da teoria de controle automático aplicado a um reator de pirólise operando em regime de semibatelada, tem motivado o desenvolvimento e a adaptação de algumas técnicas de controle para processos químicos, algumas estratégias baseadas em controle não linear, preditivo e adaptativo têm sido motivo de estudo na literatura especializada.

2.3.3.5 Vantagens e desvantagens da pirólise

Segundo Gómez (2009), o processo de pirólise mais utilizado é a carbonização para a produção de carvão vegetal de madeira para a produção de energia. A partir da década de 1990 começaram a ser desenvolvidas tecnologias e equipamentos de pirólise mais eficientes visando a sua utilização na produção de carvão vegetal. O principal objetivo destes empreendimentos tecnológicos foi aumentar o rendimento gravimétrico da fase sólida, diminuir o tempo de fabricação do carvão aumentando a eficiência energética do processo, melhorar tecnicamente alguns processos intermediários, além de recuperar os líquidos e gases como fontes de energia ou para outras finalidades.

Atualmente, um dos principais objetivos relacionados à pirólise é o desenvolvimento, em escala industrial, de plantas para a produção de bioóleo visando a sua aplicação como combustível para a produção de entalpia de combustão superior variando de 15 a 20 MJ/kg e energia elétrica, por meio do uso de caldeiras, fornos e sistemas de geração estacionária (GÓMEZ, 2003).

A produção de eletricidade a partir da pirólise de biomassa é uma das alternativas tecnológicas altamente consideradas em projetos de pesquisa e desenvolvimento. Uma das vantagens potenciais desta tecnologia é a desvinculação da produção de eletricidade à produção de biomassa, isto é, o óleo resultante da pirólise poderia ser transportado até as centrais elétricas e as limitações relativas ao tamanho da planta e aos impactos ambientais poderiam ser superadas (GÓMEZ *et al.*, 2009).

Vantagens

A vantagem da pirólise sobre a incineração está na possibilidade de se obter energia facilmente transportável e de fácil armazenamento, como os combustíveis líquidos e sólidos (AIRES, 2003). O processo apresenta economia na lavagem de gases, uma vez que a pirólise produz menor quantidade de gases, e de compostos oxigenados (CO_2 , CO , O_2) (MUNIZ, 2004).

A quantidade de gás produzido na pirólise é de 5 a 20 vezes menor do que a produção de gás na incineração, isto significa para o sistema uma economia considerável no processo de lavagem de gases e, além disto, o fato de se trabalhar na ausência de oxigênio, evita a formação de compostos clorados, como dioxinas e furanos, compostos extremamente tóxicos (LIMA, 1998).

Desvantagens

Segundo Brandrup (1996), no processo de pirólise, vários polímeros necessitam de uma considerável quantidade de energia para a quebra das macromoléculas, sendo desejável a utilização da energia gerada no próprio processo para compensar total ou parcialmente os custos energéticos.

Para o tratamento de resíduos diversificados, em particular contendo matéria orgânica em quantidades significativas, as técnicas de pirólise não parecem ter alcançado grande desenvolvimento industrial. Os resíduos acabam por ser

incinerados de forma indireta, isto é, são decompostos e depois eliminados por combustão (MENEZES, 1999).

2.3.3.6 Instalações *versus* capacidade instalada.

Para Vizintim (2007), o processo de pirólise ocorre de acordo com o tipo de biomassa, que pode ser transformada em líquidos combustíveis, resíduos sólidos e gases não condensáveis em diferentes proporções. As principais impurezas que devem ser controladas nos processos são; o alcatrão, as cinzas volantes, os resíduos carbonosos e os compostos nitrogenados.

Segundo Muniz (2004) e Brandrup (1996), foram identificadas instalações em funcionamento, para a pirólise de plásticos e de outros resíduos poliméricos, conforme apresentado no Quadro 2.2:

QUADRO 2.2 – PROCESSO DE PIRÓLISE DE PLÁSTICO E OUTROS RESÍDUOS POLIMÉRICOS

FABRICANTE	PROCESSOS	PRODUTOS	ESTADO DE DESENVOLVIMENTO
DBA (1)	Forno rotativo indiretamente aquecido 450° C - 500° C	Energia	6 t/h Burgau / Alemanha
EBARA	Dois leitos fluidizados, um oxidante	Energia	4 t/h Yokohma / Japão
Kobe Steel	Forno rotativo indiretamente aquecido 500° C - 700° C	Óleo, gás, energia	1 t/h Kobe / Japão
VCC (2)	Processo de Hidrogenação, indiretamente aquecido 500° C - 550° C	Óleo, gás	9,13 t/h Bottrop, Alemanha
KWU (3)	Forno rotativo, indiretamente aquecido 450° C - 500° C	Energia	3 t/h Ulm / Alemanha
Noell	Forno rotativo, indiretamente aquecido 650° C - 700° C	Óleo de pirólise, gás	6 t/h Salzgitter / Alemanha
BASF	Vaso de fusão indiretamente aquecido 300° C - 450° C	Óleo	3 t/h Ludwigshafen / Alemanha
VEBA Oel	Forno rotativo, indiretamente aquecido 600° C - 850° C	Óleo, gás, energia	0,5 t/h Gelsenkirchen/Alemanha
Tsukishama Kikai	Dois leitos fluidizados	Energia	3 x 6,25 t/h Funabashi / Japão
Hamburgo	Leito fluidizado, indiretamente aquecido 500° C - 900° C	Óleo de pirólise, gás	0,02 – 0,06 t/h Grangemonth, UK

DBA (1) Deusche Babcock-Anlagen

VCC (2) Veba-Combi-Cracking

KWU (3) Kraftwerk Union Umweltchnik

FONTE: MUNIZ (2004) e BRANDRUP (1996)

2.3.3.7 Custo do investimento

A pirólise produz gases, óleos e resíduo sólido (metais, óxidos e material inerte). Entretanto, para encontrar um mercado para tais produtos, um alto nível de qualidade é necessário para que possam ser efetivamente utilizados nos sistemas atuais de combustão. Pesquisas mostraram que somente plantas com utilização direta dos combustíveis gerados são economicamente viáveis (MUNIZ, 2004; CAPUTO e PELAGAGGE, 2002).

A viabilidade econômica de uma planta industrial de pirólise é função de fatores como: tipo de resíduo industrial; tipo de combustível produzido; equipamentos que compõem uma planta de pirólise, e análise de investimento. A operação de um reator de pirólise para resíduos sólidos industriais, resulta em uma taxa mensal de retorno sobre o investimento de 21,7%, demonstrando a viabilidade econômica do processo. As maiores contribuições para a receita do processo são devido à venda do resíduo pós-pirólise e à venda do gás combustível, sendo imprescindível o aproveitamento do gás para abastecimento energético durante as reações de pirólise. Estima-se que os custos de investimento em reatores de pirólise, por tonelada de resíduo processado, sejam da ordem de R\$ 60.000,00, em escala linear, tem-se como custo do investimento para um reator de pirólise para tratamento de 250 t/dia, um custo da ordem de 15 milhões de reais (MUNIZ, 2004).

Segundo Stinghen (2007), do ponto de vista global, para cada tonelada de resíduo sólido processado em um reator pirolítico, tem-se 50% de gás combustível, 47% de líquidos inflamáveis e 3% de resíduos minerais. O resultado é justificável economicamente haja vista que ambos têm mercado e valor de comercialização superior a R\$ 3,00 por kg.

2.3.4 Incineração

2.3.4.1 Histórico

Segundo Takayanagui (1993), a incineração é um processo de oxidação seca a alta temperatura, que reduz os resíduos orgânicos e combustíveis à matéria inorgânica, diminuindo significativamente o peso e o volume dos resíduos, atingindo cerca de 15% do peso e 90% do volume inicial.

A incineração de resíduos é uma rota de destinação final sendo que o primeiro incinerador foi construído na Inglaterra, em torno de 1870, e é a técnica mais comumente utilizada para o tratamento térmico de resíduos até os dias atuais. É a tecnologia de tratamento de resíduos urbanos mais utilizada e depois da tecnologia de plasma; é aquela que obtém maior redução de peso e/ou volume, cerca de 90% (USINA VERDE, 2009).

A incineração dos resíduos sólidos urbanos com aproveitamento energético, quer seja para a geração de energia elétrica quer seja para geração de vapor ou ar refrigerado, é uma alternativa que tem sido empregada para solucionar os problemas de disposição final dos resíduos sólidos urbanos, principalmente nos países da Europa, Estados Unidos e Japão (GRIPP, 1998).

A incineração de resíduos sólidos urbanos com geração de energia prevalece em alguns países, sobre a disposição em aterros e sobre a reciclagem, alcançando índices que variam de 25%, na Bélgica, a 90%, na Dinamarca (CEMPRE, 2002).

No Brasil (Figura 2.9), a incineração teve maior aplicação para tratamento térmico dos resíduos dos serviços de saúde. Entretanto, devido à operação inadequada das unidades e à falta de controle quanto às emissões atmosféricas, a incineração passou a ser vista com grandes ressalvas não só pelas comunidades locais como por vários profissionais da área ambiental. Sendo assim, a utilização da incineração com aproveitamento energético ainda é bastante incipiente no país (MENEZES *et al.*, 2000).



1. câmara rotativa ;
2. pós-câmara ;
3. resfriamento;
4. filtro de mangas,
5. lavador de gases.

FIGURA 2.9-INSTALAÇÃO TÍPICA PARA INCINERAÇÃO DE RESÍDUOS

FONTE: GABAI (2004)

2.3.4.2 Descrição geral do processo

Atualmente, o processo de incineração consiste, geralmente, de dois estágios, pré-queima e queima. Inicialmente, o resíduo é queimado na câmara primária, que é a receptora direta do resíduo, em uma temperatura suficientemente alta (500°C a 900°C) para que algumas substâncias presentes sejam gaseificadas e outras sejam transformadas em pequenas partículas. A mistura de gases e partículas, gerada na câmara primária é encaminhada para a câmara secundária. Essa mistura de gases e partículas, é então queimada a uma temperatura mais alta do que na câmara primária, por um período 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 (queima) e de 2 a 3 segundos para a combustão da fumaça no segundo estágio (pós-queima). No segundo estágio, a atmosfera é altamente oxidante (excesso de oxigênio) e a temperatura de projeto é normalmente entre 750°C – 1200°C (HENRIQUES *et al.*, 2004). Nesta temperatura, a probabilidade de existência de moléculas com grande número de átomos de cloro, que geram as dioxinas e furanos, compostos altamente nocivos aos seres humanos, é praticamente zero (IEA, 1997; ARANDA, 2001; TOLMASQUIN, 2003).

Para Caixeta (2005), Dempsey e Oppelt (1987) um sistema de incineração de resíduos perigosos (Figura 2.10), que também se aplica às unidades que utilizam os RSU no processo, é dividido em quatro subsistemas:

- 1) preparação e alimentação do resíduo;
- 2) câmara (s) de combustão;
- 3) controle dos poluentes atmosféricos,
- 4) manuseio das cinzas/resíduos.

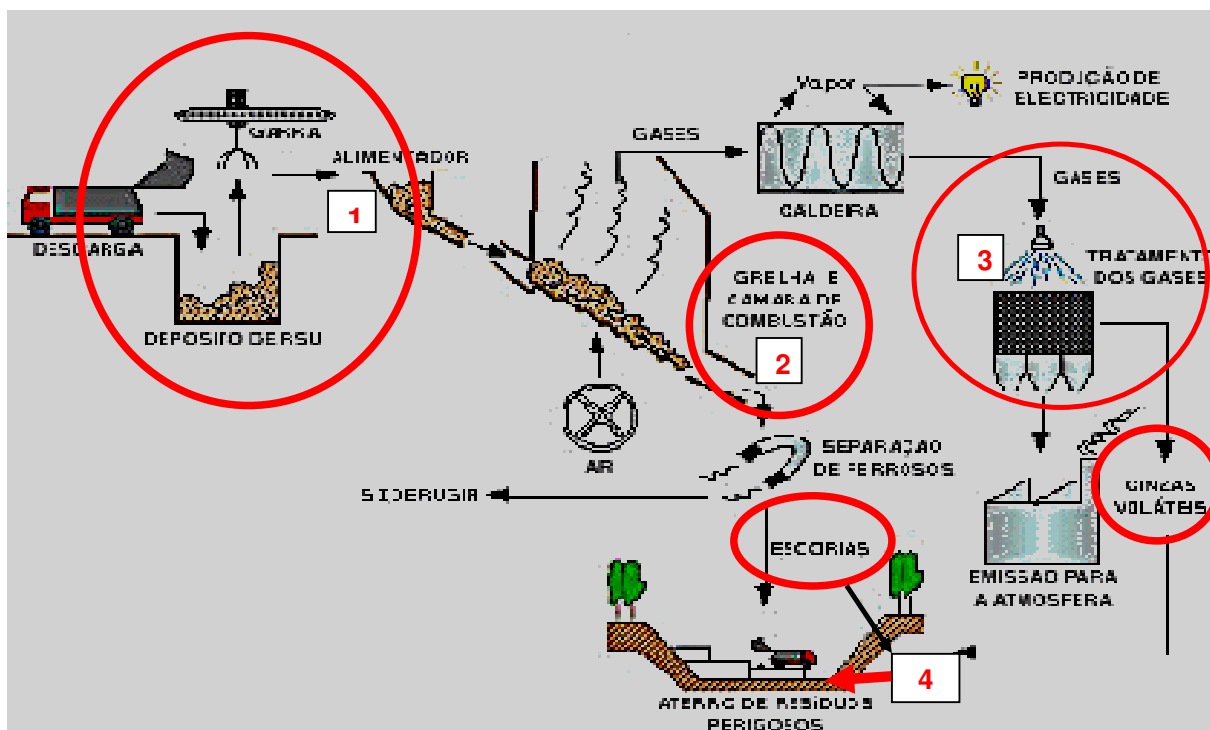


FIGURA 2.10 – ESQUEMA REPRESENTATIVO DE UM SISTEMA DE INCINERAÇÃO

FONTE: NETRESÍDUOS (2009)

Para que o processo de incineração seja eficaz é necessário que haja duas etapas anteriores à incineração do resíduo propriamente dita;

- a) pré tratamento: moagem, secagem, compostagem, ensacamento;
- b) alimentação: manual, esteira de roletes, esteira rolante, ou de rolante com multigarra.

E, duas etapas posteriores a incineração do resíduo:

- c) condicionamento dos gases: resfriamento com água, mistura com água, trocador de calor;

d) tratamento dos gases para remoção de material particulado, e gases ácidos: precipitador eletrostático, filtros de manga, lavadores venturi.

2.3.4.3 Análise da capacidade instalada

Segundo dados da Empresa Usina Verde SA (2006), cerca de 120 milhões de toneladas de resíduos urbanos são tratados por ano em mais de 550 unidades de incineração com recuperação de energia, conforme apresentado no Quadro 2.3.

QUADRO 2.3 – USINAS DE INCINERAÇÃO COM RECUPERAÇÃO DE ENERGIA

PAÍS / REGIÃO	INSTALAÇÕES EM OPERAÇÃO	CAPACIDADE DE TRATAMENTO t / ANO DE RSU	POTÊNCIA INSTALADA
UNIÃO EUROPÉIA	301 instalações	50,2 milhões	8800 MW
JAPÃO	189 instalações	39 milhões	847 MW
E.U.A	98 instalações	29,4 milhões	2760 MW

FONTE: ISWA (2002)

Entre 1996 e 2001, 117 novas plantas de incineração de resíduos urbanos com recuperação de energia foram construídas, com destaque para países em desenvolvimento da Ásia (Coreia do Sul, China, Taiwan, Malásia e Singapura), o que ampliou em 7,8 milhões de toneladas a capacidade anual de tratamento de resíduos urbanos. Os Países desenvolvidos, onde se encontram instaladas e em operação mais de 80% das usinas de geração de energia a partir do resíduo urbano, entendem ser esta uma das boas opções para substituição da energia de combustíveis fósseis por fontes alternativas renováveis, causando menor impacto ambiental em relação aos aterros sanitários (Empresa Usina Verde SA, 2006).

Ecke e colaboradores (2000), afirmam que, no Japão, os processos de tratamento de resíduos por incineração resultam na combustão de 65,8% em volume do material incinerado; 30,5% em cinzas, que requerem tratamento posterior e 3,2% em gases, que necessitam de controle de emissão. Tipicamente, o Japão, adota a tecnologia de plasma para processar as cinzas e vitrificá-las para inertização, uma vez que estas cinzas apresentam elevado percentual de metais pesados.

2.3.4.4 Parâmetros intervenientes e de controle da incineração

Vários aspectos devem ser verificados quando da escolha do local para a instalação de uma unidade de incineração, entre os quais pode-se citar o plano de desenvolvimento para uso futuro da área; a proximidade da fonte de geração dos resíduos e dos mercados consumidores da energia, quando for o caso; o zoneamento urbano e o sistema viário; o acesso a um aterro adequado para a disposição das cinzas e a tecnologia de incineração a ser utilizada (IPT/CEMPRE, 1995).

Para maior eficiência do processo, deverá ser realizada a triagem dos resíduos que serão destinados à câmara de combustão, e controle da combustão dos resíduos, para que se possa obter um melhor aproveitamento da energia, assim, alguns fatores devem ser levados em consideração:

- o poder calorífico inferior dos resíduos;
- a umidade e
- a composição das cinzas provenientes da queima dos resíduos.

Como o poder calorífico dos resíduos é inversamente proporcional à energia utilizada para a combustão, os itens acima apresentados interferem diretamente no rendimento da incineração, pois se a umidade dos resíduos for elevada, será necessário maior quantidade de energia para a combustão.

A eficiência da combustão ou da destruição do resíduo depende basicamente do tempo de residência, fundamental para que ocorram as reações de destoxificação; turbulência, importante para garantir a mistura com o oxigênio, a fim de que ocorra a queima; temperatura, fornece o calor necessário para sustentar o processo.

Alguns procedimentos operacionais devem ser adotados para verificar o funcionamento adequado de uma unidade de incineração e a eficiência do sistema de controle de poluição do ar, tais como: manutenção da temperatura de combustão e das taxas de adição dos reagentes químicos, dos tempos de retenção dos gases; monitoramento das concentrações do monóxido de carbono e da quantidade de particulados na chaminé (DEMPSEY e OPPELT, 1987).

Além dos métodos de controle da poluição do ar, a separação de materiais como peças de chumbo, folhas de flandres, pilhas, baterias, certos plásticos, entre outros, antes da combustão, pode diminuir as emissões, principalmente de metais (IPT/CEMPRE, 1995).

Também é necessário que uma planta de incineração proceda ao tratamento dos efluentes líquidos que, consiste de neutralização, regeneração, sedimentação e dessalinização e, também, dê um tratamento e destinação final adequados às cinzas e escórias (CAIXETA, 2005).

Alguns procedimentos operacionais devem ser adotados para verificar o bom funcionamento e a eficiência do sistema de controle de poluição do ar de uma usina de incineração tais como: a manutenção da temperatura de combustão, das taxas de adição dos reagentes, dos tempos de retenção dos gases e de residência da massa de resíduos e o monitoramento das concentrações do CO e da quantidade de cinzas na chaminé (CAIXETA, 2005; DEMPSEY e OPPELT, 1987).

2.3.4.5 Tipos de sistemas da incineração

Segundo Caixeta (2005) e Gripp (1998), existem dois tipos de incineradores para processar os resíduos sólidos domésticos, classificados em função da existência ou não de tratamento prévio do resíduo:

1. incinerador de queima direta (*Mass Burn* - MB), em que os resíduos não passam por qualquer preparação prévia e são encaminhados diretamente para o fosso que alimenta a câmara de combustão;
2. incinerador tipo Combustível Derivado do Resíduo (CDR)*, em que os resíduos a serem incinerados passam por preparação prévia.

A preparação prévia pode ser a simples retirada dos materiais de maior porte ou a trituração e transformação dos resíduos em cubículos, grãos ou briquetes, entre outros. Na maioria dos processos de produção do CDR, ocorre a geração de rejeitos que necessitam ser destinados em aterros sanitários. No processamento do CDR, pode-se utilizar parte dos resíduos para a produção do composto orgânico (CAIXETA, 2005).

2.3.4.6 Vantagens e desvantagens da incineração

Vantagens

Entre as vantagens do tratamento térmico de RSD por incineração, podem ser relacionados o aproveitamento energético do conteúdo dos resíduos sólidos com geração de energia elétrica; a redução do volume, que prolonga a vida dos aterros; a destruição de organismos patogênicos e de produtos tóxicos (CEMPRE, 1995; BIZZO, 1987 e GOLDSTEIN; 1985).

A quantidade de cinzas após o processo de incineração é cerca de 30% em massa ou 10% em volume do resíduo bruto (HENRIQUES *et al.*, 2004).

Menezes e colaboradores (2000), acrescentam que se deve expandir ainda mais o conceito de incineração, pois ela é também, um processo de reciclagem da energia liberada na queima dos materiais. Esta energia pode ser convertida para geração de vapor, que pode se utilizada para aquecimento, refrigeração ou produção de energia elétrica.

Os incineradores se modernizaram e estão inseridos no conceito de aproveitamento da energia do resíduo. O processo de seleção energética do resíduo denominado combustível derivado do resíduo (CDR) tem sua efetividade por potencializar a geração de energia ao separar a parcela orgânica que pode ser encaminhada para aterro ou compostagem (FURLAN, 2007).

Desvantagens

Segundo Caixeta (2005) e Gripp (1998), no processo de incineração dos RSU são gerados, basicamente, os seguintes poluentes:

- escória, oriunda do forno de incineração, composta normalmente por material inerte, inorgânicos e metais;
- cinzas, geradas nos equipamentos de remoção de particulados, as quais contêm material inerte, de granulometria pequena, inorgânicos e metais pesados;
- resíduos, líquidos ou sólidos, que dependem do tipo de processo, provenientes dos equipamentos de tratamento dos gases ácidos;
- emissões atmosféricas, constituídas por gases como o carbônico (CO_2), óxidos de enxofre (SO_x), de nitrogênio (NO_x), oxigênio (O_2), nitrogênio (N_2) e material particulado (MP). Em menor concentração são produzidos o ácido clorídrico (HCl) e o ácido fluorídrico (HF), denominados gases ácidos, além de metais pesados (normalmente associado ao MP) e os produtos da combustão incompleta como monóxido de carbono (CO), hidrocarbonetos, dioxinas, furanos entre outros.

Na incineração dos RSU há necessidade de manter um rigoroso controle do processo de combustão, uma vez que o combustível utilizado pode apresentar variações quanto à composição, umidade, peso específico e poder calorífico (GRIPP, 1998).

A maior preocupação quanto à disposição final das cinzas está relacionada aos metais pesados e outros materiais orgânicos não destruídos, presentes em

níveis de traço (DEMPSEY e OPPELT, 1987). Assim, a sua destinação a aterros requer que sejam realizados testes para a sua caracterização, principalmente, o de lixiviação, que irá determinar os contaminantes no extrato dos resíduos, antes de se definir a solução a ser adotada.

De acordo com Hjelmar (1989, citado por Caixeta, 2005), do ponto de vista técnico, a codisposição de escória e cinzas juntamente com o resíduo sólido domiciliar, é problemática, pois o lixiviado gerado pelas cinzas e escória é de natureza inorgânica, ao passo que no percolado (chorume) oriundo dos resíduos sólidos domiciliares predominam compostos orgânicos, o que requer tratamentos distintos para os efluentes gerados.

Para Oliveira e Rosa (2002), a geração de energia a partir do RSU, quando comparada às Usinas Termelétricas (UTE) a gás natural, possui menor capacidade de geração de energia elétrica, porém, a redução na geração de energia e o aumento de investimento das Usinas Termelétricas Híbridas (UTH), podem ser minimizados pela comercialização dos créditos de carbono. Estes pesquisadores, realizaram um estudo sobre o aproveitamento energético dos restos de alimentos contidos no resíduo urbano em Usinas Termelétricas Híbridas (UTH), que utilizam de 80% a 90% de gás natural e 10% a 20% de resíduo urbano, e concluíram que estas usinas terão, em pouco tempo, maior atratividade que as usinas a gás natural. Esta estimativa foi fundamentada nas oscilações dos preços dos combustíveis fósseis, nas variações cambiais e na receita adicional oriunda da comercialização dos certificados de emissões de carbono provenientes da redução da emissão de gases do efeito estufa.

2.3.4.7 Tecnologias mais utilizadas

Para Caixeta (2005), existem vários tipos de incineradores, a utilização de cada um deles, depende do resíduo que será incinerado: resíduos sólidos domiciliares (RSD), resíduos sólidos de serviços de saúde (RSSS) ou resíduos industriais (RI).

Segundo Gabai (2004), os tipos de incineradores podem ser:

- Incinerador de líquidos ou gases;
- Fornos rotativos;
- Fornalha estática para sólidos;
- Fornalha de leito fluidizado;

- Fornos de co-processamento;
- Incineradores municipais;
- Incineradores de resíduos de serviços de saúde;
- Fornos crematórios.

De acordo com Menezes *et al.* (2000), uma tonelada de RSD equivale a 200 kg de carvão ou 500 kWh de energia elétrica. Por outro lado, estes autores, afirmam que “a experiência atual indica que a geração de energia torna-se rentável em instalações com capacidades de processamento acima de 250 t/dia. Abaixo desta capacidade a energia é normalmente aproveitada apenas para uso da própria planta”.

Segundo Coelho (2008), para geração de energia a partir do RSU, com grupo gerador de 230 kW, a relação custo por kW instalado é de R\$ 0,056 kWh.

2.3.4.8 Custo do investimento

Segundo a Empresa LUFTECH Soluções Ambientais (2008), que fabrica no Brasil sistemas de incineração de pequeno e grande porte, com tecnologia desenvolvida na Alemanha, com a possibilidade de reciclar a energia contida no resíduo, os custos de investimento para um incinerador que trate 250 t/dia de resíduos, é da ordem de 35 milhões de reais (US\$ 1,876 em 03/09/2009).

2.3.5 Plasma

2.3.5.1. Introdução

Segundo Otani (2007), o termo “plasma” é utilizado para designar um meio gasoso formado por cargas elétricas que permitem a condução de energia. Para que ocorra a ionização das moléculas ou átomos presentes em um gás é necessário fornecer energia a esse meio. Segundo os autores, considera-se que a forma mais simples de obter um plasma artificialmente é utilizar uma câmara contendo o gás a ser ionizado, mantido sob baixa pressão. A energia elétrica é transferida por meio de dois eletrodos ligados a uma fonte de corrente contínua, conforme Figura 2.11.

TOCHA DE PLASMA

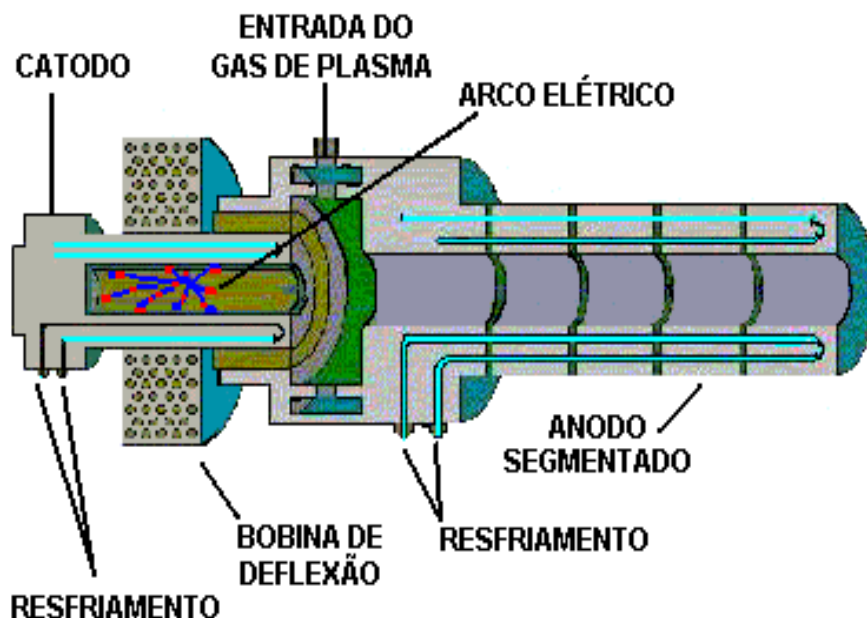


FIGURA 2.11 – ESQUEMA REPRESENTATIVO DE UMA TOCHA DE PLASMA

FONTE: MENEZES (1999)

Quando um gás é aquecido a temperaturas elevadas há mudanças significativas nas suas propriedades. A 2000°C, aproximadamente, as moléculas do gás começam a dissociar-se em estado atômico. A 3000°C, os átomos são ionizados pela perda de parte dos elétrons. O gás ionizado é denominado plasma, que é uma forma especial de material gasoso que conduz eletricidade e é conhecido como o "quarto estado da matéria". No estado de plasma, o gás atinge temperaturas extremamente elevadas, que podem variar de 5000°C a 50000°C, de acordo com as condições de geração. O plasma é gerado e controlado em tochas de plasma, de forma idêntica a um queimador empregado em fornos industriais (MENEZES *et al.*, 1999)

Segundo Cheremisinoff (2005), em um processo a plasma, o tempo necessário para a transformação dos resíduos é de 0,01 a 0,5 segundos, dependendo da sua natureza e da temperatura do processo.

Basicamente, existem dois tipos de tratamento de resíduos por plasma, um com incidência da tocha de plasma diretamente sobre os resíduos, e outro com aquecimento prévio em uma câmara de gaseificação (MENEZES *et al.*, 1999).

2.3.5.2. Histórico

Equipamentos de plasma térmico têm sido utilizados mundialmente desde o século XIX, para diversas aplicações, entre elas, na indústria química, na metalúrgica, no tratamento ambiental do resíduo industrial e em projetos experimentais de tratamento do resíduo urbano. No início do século XX, aquecedores a plasma foram utilizados na indústria química para a produção de combustíveis de acetileno a partir de gás natural. Protótipos de pequenos aquecedores a plasma foram construídos durante a década de 1970 e plantas industriais de grande porte foram construídas e comissionadas durante a década de 1980 (FURLAN, 2007).

No Brasil, o Instituto de Pesquisas Tecnológicas de São Paulo (IPT), iniciou, em 1991, estudos sobre a tecnologia a plasma (YU; ABREU e CAMPANÁRIO, 1991). Segundo Cruz (2006), o IPT dispõe de uma unidade experimental de processamento de resíduo à base de plasma térmico com capacidade de tratamento de até 100 kg/h de resíduos de materiais sólidos e secos do tipo combustível derivado do resíduo (CDR). Estes rejeitos, materiais sólidos e secos, foram obtidos do processo de gaseificação a partir dos resíduos *in natura*, visando a sua conversão em energia elétrica. O material objeto deste processamento pode ser tanto um produto uniforme, simplesmente picado, quanto um produto densificado na forma de briquetes, constituído, predominantemente, de plásticos e borrachas, madeira, papel, papelão e tecido, na forma de combustível derivado do resíduo (CDR).

Em 2005, o Brasil inaugurou a primeira planta a plasma do mundo, para reciclagem de embalagens longa vida. Com tecnologia 100% brasileira, o processo separa o alumínio e o plástico que compõem a embalagem. Este processo revolucionou o modelo atual de reciclagem das embalagens longa vida, pois o processo convencional separa o papel mantendo o plástico e o alumínio unidos.

As empresas Tetra Pak, Klabin e Alcoa, utilizam esta unidade, com capacidade para processar 8 mil toneladas de plástico e alumínio por ano, o que equivale à reciclagem de 32 mil toneladas de embalagens longa vida. A emissão de poluentes na recuperação dos materiais é próxima de zero, realizada na ausência de oxigênio, sem queimas, e com eficiência energética próxima de 90% (AG COMUNICAÇÃO AMBIENTAL, 2005).

Em junho de 2006, foi iniciada a operação comercial do primeiro forno a

plasma do Brasil, utilizado para o tratamento de resíduos industriais poluidores. Foram investidos R\$ 6.700.000,00 (seis milhões e setecentos mil reais) aproximadamente (US\$ 1,876 em 03/09/2009), para tratar cerca de 400 t de resíduo industrial por mês, transformando os resíduos em pedras que substituem a brita na área de construção civil e ligas metálicas utilizáveis na indústria siderúrgica (ECHOCHAMAS, 2007).

2.3.5.3 Análise da capacidade instalada

Segundo Furlan (2007), já se pode detectar uma tendência em se implantar centros de tratamentos de resíduos sólidos urbanos e aterro sanitário na mesma área. No Brasil, já se realiza essa convergência, pois existe uma prática de dispor o lodo de esgoto nos aterros sanitários, após tratamentos de desidratação, vindo a se constituir em um resíduo único ao final do processo.

McLaughlin e colaboradores (2005), relatam a montagem de uma planta piloto para demonstração do processo de tratamento do lodo dragado dos portos de Nova York e Nova Jersey, contando com a tecnologia de plasma da Westinghouse.

Bulgaranova (2003), relata uma experiência desenvolvida pela Universidade de Tecnologia Química e Metalúrgica de Sofia, Bulgária, desenvolvida para a Estação de Tratamento de Resíduos Líquidos de Sofia, que usa tocha de plasma a 2600°C, usando gás de vapor, e realimentando a tocha. Este processo, resulta em um gás de síntese de alto poder calorífico (CO, 48% do volume, e H₂, 46% do volume), de alto valor comercial para a geração de energia.

Segundo Furlan (2007), a empresa americana Startech Environmental, possui uma planta operacional com tecnologia a plasma na Austrália, com capacidade de processamento de 10 t/dia.

2.3.5.4 Vantagens e desvantagens do plasma

Vantagens

Os processos térmicos baseados na tecnologia a plasma têm sido utilizados com sucesso em várias locais do mundo, em aplicações como o tratamento de resíduos sólidos urbanos; o descarte de pneus, o processamento e a eliminação de resíduos de carvão, a eliminação de lodo contaminado e de portos, a eliminação de cinzas perigosas e nocivas, a eliminação de limalhas de aço, a eliminação de resíduos patológicos e hospitalares, a pirólise de óleo PCB (ascarel), o resíduo

contendo ferro cromado, o resíduo de cimento Portland, a redução de ferro-manganês, as limalhas derretidas de titânio, as fibras e o material contendo amianto, o revestimento de nióbio, a eliminação de resíduo de vidro e de resíduo cerâmico, o gás natural para a produção de acetileno, a eliminação de solventes e de tintas, a eliminação de resíduos contendo radiação, a eliminação de material contaminado de aterro sanitário, a eliminação de resíduo misto, isto é, combinação de diferentes fontes de resíduos urbanos, cinza, carvão, pneus, entre outros, e o tratamento de solos contaminados (FURLAN, 2007).

Tendler, Rutberg e Van Oost (2005), afirmam que o plasma é a única tecnologia que previne a poluição e fornece como produto o gás de síntese, entretanto, ainda é necessário recuperar energia do resíduo a custos acessíveis. A energia consumida pela tocha de plasma tem sido reduzida com a melhoria das condições pré-operacionais, por exemplo, triagem, trituração e secagem dos resíduos sólidos urbanos.

Segundo Circeo, Martin e Smith (2005), este sistema poderia fornecer de 10% a 15% da energia necessária para abastecer a União Européia, também ressaltando a busca pela eficiência. Estes autores afirmam que, em 2020, o processamento de resíduos por plasma térmico poderá gerar energia suficiente para abastecer 5% da eletricidade consumida no mercado americano.

O processo a plasma permite maior velocidade do processo químico no reator de plasma, devido à atividade química, à alta temperatura do plasma e à alta quantidade de energia (FURLAN, 2007). De acordo com este autor, existe a possibilidade de um decréscimo da emissão de substâncias tóxicas, devido às altas temperaturas alcançadas pelo processo a plasma.

As elevadas temperaturas necessárias ao processo causam rápida e completa pirólise da substância orgânica, permitindo fundir e vitrificar certos resíduos inorgânicos. Sendo que os produtos vitrificados são similares a um mineral de alta dureza, além do que, as reduções de volume são elevadas, podendo ser superiores a 99% (MENEZES *et al.*, 1999).

O processamento a plasma pode concorrer diretamente com os incineradores, com vantagens, uma vez que, por liberar o gás de síntese, mais uniformemente do que os produzidos pelos incineradores, requer menor investimento para limpeza, barateando o custo de geração da energia. O processamento a plasma pode ter um papel importante na recuperação de áreas

degradadas, ao processar o resíduo já depositado transformando-o em energia (FURLAN, 2007).

Desvantagens

De acordo com Menezes *et al.* (1999), esta tecnologia apresenta as desvantagens apresentadas a seguir.

É uma tecnologia que exige alto investimento na implantação, operação e manutenção bem como a necessidade de mão de obra especializada. Esta tecnologia só pode ser rentável quando acoplada a uma central termoeletrica, assim o elevado investimento pressupõe a contínua disponibilidade de resíduos a serem tratados, o que pode ser comprometedor para uma estratégia de redução, no médio ou no longo prazo.

O volume de gases, inicialmente gerado é mais baixo do que na combustão convencional, entretanto, após a combustão dos gases produzidos, é idêntico ao de outras formas de incineração.

O sistema não dispensa um sofisticado sistema de lavagem de gases, da mesma forma que para um incinerador, principalmente para a retenção de elevadas concentrações de mercúrio, e de gases ácidos.

No que diz respeito à produção de dioxinas e furanos, os sistemas são dependentes das tecnologias de recuperação térmica, não sendo claro que se possa garantir uma vantagem nítida sobre as tecnologias de incineração mais avançadas nem com a aplicação de técnicas mais simples de gaseificação.

2.3.5.5 Empresas que utilizam a tecnologia

Segundo Furlan (2007), no início dos anos de 1960, aquecedores à base de arco de plasma receberam renovada atenção quando a Agência Espacial Norte Americana (NASA), avaliou e selecionou esta tecnologia para simular e recriar as condições de altas temperaturas que os veículos espaciais encontram ao entrar na atmosfera terrestre.

As empresas a seguir já utilizam a tecnologia de plasma com sucesso (FURLAN, 2007):

- Kawasaki Steel Company - descarte de cinzas tóxicas;
- IHI (Japan) MSW - descarte de cinzas;
- Inertam – Bordeaux/EDF – descarte de materiais contendo amianto;

- Ravenswood – ALCOA – descarte e recuperação de resíduos de alumínio;
- Love Canal, Niagara Falls – descarte de lamatóxica;
- Westinghouse Hanford – vitrificação de resíduos de baixa radiação;
- Westinghouse/PSI – descarte de aterro sanitário contaminado;
- ALCAN (Canadá) – recuperação de alumínio;
- British Nuclear Fuels (Ukiah) Plasma – destruição de resíduo radioativo;
- New York City Harbor New York – descarte de lama do Porto;
- Canadian Environment Agency (Raleigh) – descarte de resíduo municipal, em demonstração.

2.3.5.6 Custo do investimento

Segundo a Empresa Inaccess (Curitiba/PR, 2008), que representa no Brasil, a empresa americana Startech Environmental, os custos de investimento para um reator a plasma com capacidade para tratar 250 t/dia de resíduo domiciliar, com valores da ordem de R\$ 1.200.000,00 para tratamento de 1 t/dia. Portanto, para a instalação de um reator a plasma para o tratamento de 250 t/dia, seria necessário o montante de R\$ 300 milhões de reais (US\$ 1,876 em 03/09/2009).

2.3.6 Compostagem em sistema aberto (leira) ou fechado (reator)

2.3.6.1.Histórico

Compostagem é o processo biológico aeróbio ou aerado de decomposição da matéria orgânica contida em restos de origem animal ou vegetal tendo como resultado final um produto, rico em nutrientes. O material oriundo da compostagem é denominado, composto (Figura 2.13), sendo estável e, quando aplicado ao solo, melhora suas características físicas, químicas e biológicas (KIEHL, 1998).



FIGURA 2.12 – USINA DE COMPOSTAGEM SISTEMA DANO (SÃO MATEUS / SP)

FONTE: AMBIENGE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL SS LTDA (2008)



FIGURA 2.13 COMPOSTO

FONTE: ARAÚJO (2005)

Segundo Büttnebender (2004), a compostagem é praticada desde a história antiga, porém, até recentemente, de forma empírica. Gregos, romanos, e povos

orientais já sabiam que resíduos orgânicos podiam ser retornados ao solo, contribuindo para a sua fertilidade. Entretanto, apenas na década 1920, Sir Albert Howard, desenvolveu o processo Indore, na Índia, para o qual definiu procedimentos para o estudo da fermentação de resíduos sólidos, o que resultou na utilização de leiras sobre o solo, determinando ao processo uma operação racional (STENTIFORD *et al.*, 1985; FERNANDES e SILVA, 1999). Seu livro “An Agricultural Testament”, publicado em 1943, causou um novo interesse pelos métodos de agricultura orgânica e de jardinagem; por isso e pela sua pesquisa, Howard é conhecido atualmente como o Pai do Método Orgânico (OWEN, 2003).

Uma série de outros processos também são registrados, como por exemplo, em 1922, Giovanni Beccari, reduziu o período de fermentação de 80 para 40 dias; em 1929, Jean Bordoim propôs modificações ao processo Beccari. A partir de 1932, foram desenvolvidos os processos Dumfries, Windrow, Dano, Frazer-Eweson; Riker, Jersey, Earp Thomas, Triga, Kneen, Prat, Nusoil, entre outros; o que resultou no aprimoramento e racionalização dos sistemas de produção do composto. Atualmente, os sistemas instalados geralmente contam com equipamentos que controlam a operação através de computadores (BUZETTI, 2005).

O processo de compostagem é uma alternativa para o tratamento de resíduos a ser considerada, entretanto, antes de sua implantação devem ser verificados os seguintes pontos (MASSUKADO, 2004):

- existência de mercado consumidor de composto orgânico na região;
- existência de um serviço de coleta com razoável eficiência e regularidade;
- existência de coleta diferenciada para resíduos domiciliares, público e hospitalar;
- disponibilidade de área suficiente para instalar o pátio de compostagem;
- disponibilidade de recursos para fazer frente aos investimentos iniciais, ou então de grupos privados interessados em assumir com os investimentos e operação da usina em regime de concessão;
- disponibilidade de pessoal com nível técnico suficiente para selecionar a tecnologia a ser adotada, fiscalizar a implantação da unidade e, finalmente, operar, manter e controlar a operação dos equipamentos;
- economia do processo, que deve ser avaliada por meio de um cuidadoso estudo de viabilidade econômica, tendo em vista, de um lado, as vantagens que uma usina pode trazer em termos de redução de massa e volume do resíduo a ser

transportado e aterrado, comercialização do composto, geração de emprego e renda, benefícios ambientais e, de outro, os custos de implantação, operação e manutenção do sistema.

Segundo Kiehl (1985), no Brasil, foi Dafert, diretor do Instituto Agrônomo de Campinas, que entre 1888 e 1893, apresentou relatórios explicando como preparar e incentivando o uso de composto orgânico. Trinta anos mais tarde, no mesmo Instituto, D'Utra, desenvolveu trabalhos que fomentavam o preparo no meio agrícola.

Em 1945, os resultados dos trabalhos de Aloisi Sobrinho indicavam uma técnica para inoculação do composto com água e estrumes animais. Em 1950, Luiz de Queiroz, da Escola Superior de Agricultura, passou a incentivar o uso do composto (KIEHL, 1985).

De acordo com Massukado (2004), no contexto brasileiro, a compostagem deveria ser considerada com maior ênfase, pois cerca de 50% do RSD são constituídos de matéria orgânica. Apesar disso, a técnica de compostagem ainda não se mostrou eficiente no Brasil. A compostagem no Brasil tem sido tratada apenas sob a perspectiva de eliminar o resíduo domiciliar e não como um processo industrial que necessita de cuidados ambientais, operacionais, de *marketing* e controle de qualidade do produto final, entre outros.

2.3.6.2 Descrição geral do processo

Para Büttenbender (2004), os métodos de compostagem são diferenciados basicamente em função da tecnologia de aeração e de mistura do material, o que restringe a fase inicial do processo de oxidação, para a qual a oxigenação é imprescindível.

Segundo Bidoni e Povinelli (1999); IPT e CEMPRE (2000) e Lima (2001), o processo de compostagem pode ocorrer por meio de métodos naturais e acelerados. O sistema natural, consiste da triagem, moagem, umidificação e disposição em leiras da fração orgânica, que será digerida e compostada. As leiras devem ser reviradas periodicamente para aerar e facilitar a decomposição biológica. Neste processo, os custos de implantação e manutenção são menores do que os do método acelerado, sendo indicado para cidades de pequeno e médio portes. A operação é afetada por fatores climáticos e o tempo para que o processo se complete varia de 3 a 4 meses. O sistema acelerado, necessita da insuflação de ar à massa em degradação para

que a compostagem ocorra. Os custos de implantação e manutenção são maiores do que os praticados no método natural, entretanto, menores do que para o sistema DANO, que é indicado para aportes superiores a 200 t/dia. O tempo total da compostagem acelerada é de 2 a 3 meses. Para o sistema Dano, o método é constituído de sete etapas: recepção, triagem manual, seleção eletromagnética, bioestabilização, peneiramento, cura do composto no pátio e beneficiamento, descarga do composto cru no pátio de maturação primária, encaminhamento para o pátio de maturação secundária e beneficiamento. Este método é indicado para cidades de grande porte, e o tempo gasto na bioestabilização é menor do que 2 meses, porém os custos de implantação e manutenção são superiores aos dos outros sistemas.

2.3.6.3 Análise da capacidade instalada

A utilização do processo de compostagem por meio das usinas para tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos é relativamente nova no Brasil. As primeiras usinas instaladas no país datam da década de 70 (VASCONCELOS, 2003), e foram acompanhadas por inúmeros problemas operacionais e de qualidade dos compostos, que contribuíram para o seu atual descrédito (PEREIRA NETO, 1996; LELIS e PEREIRA NETO, 2001).

Segundo o IBGE, dados de 1989, publicados em 1992, existem 80 usinas de compostagem no Brasil, mas infelizmente a maioria delas está desativada por falta de uma política mais séria, além da falta de preparo técnico no setor. Inclusive, na maioria dessas usinas, as condições de trabalho são precárias, o aspecto do local é desagradável e desorganizado, não existindo controle de qualidade do sistema de compostagem e nem do composto a ser utilizado em solo destinado à agricultura (AMBIENTEBRASIL, 2009) .

Para retratar a realidade do país em relação ao processo de compostagem, pode ser citado como exemplo o Estado de São Paulo, em apenas 14 municípios dos 645, utilizavam a compostagem como tratamento dos resíduos sólidos urbanos, período entre 2003 e 2004 (BARREIRA, JUNIOR, RODRIGUES, 2006).

2.3.6.4 Classificação da compostagem

De acordo PEREIRA NETO (1996) e KIEHL (1998), a compostagem pode ser classificada, de forma geral, quanto à:

2.3.6.4.1 Biologia

- processo aeróbio: o processo ocorre com a presença de microorganismos que necessitam de oxigênio para seu desenvolvimento.

2.3.6.4.2 Ambiente

- aberto: o processo ocorre em pátios descobertos, a céu aberto;
- fechado: o processo ocorre em locais fechados, podendo ser em digestores, reatores, torres, tanques, silos, tendo ainda, a possibilidade de revolvimento mecânico da matéria orgânica.

2.3.6.4.3 Processo

- leiras revolvidas;
- leiras aeradas;
- reator biológico: dinâmico ou acelerado, em que são fornecidas condições especiais para a compostagem, tais como adição de enzimas e aeração forçada.

2.3.6.5 Parâmetros intervenientes e de controle da compostagem

Na compostagem aeróbia, que se caracteriza por etapas termofílica e mesofílica de decomposição, evidenciam-se muitas mudanças de temperatura determinadas pelo metabolismo dos microorganismos aeróbios. Estas mudanças de temperatura correspondem ao principal parâmetro de monitoramento em campo do desempenho no processo de compostagem aeróbia. Neste processo o composto mantém-se entre 40°C e 60°C, de 30 a 60 dias, durante a etapa termofílica, a temperatura, garante a remoção de patógenos e a eliminação do poder germinativo de sementes que os resíduos carregam. Posteriormente, a compostagem, retorna à temperatura ambiente até o final do processo caracterizando a etapa termofílica (PAZ *et al.*, 2003; KIEHL, 1985). Além disso, a garantia da presença de oxigênio por meio da aeração, a manutenção da umidade entre 40% e 60% e a relação carbono/nitrogênio (C/N) entre 25/1 e 35/1 é imprescindível para as necessidades fisiológicas dos microorganismos envolvidos no processo de compostagem aeróbia (KIEHL 1998; SILVA *et al.*, 2002, TEMÓTEO, 2005).

A prática demonstrou que se pode estabelecer uma relação aproximada entre a temperatura do processo e o grau de decomposição, quando tudo ocorrer normalmente. Considera-se que após a fase termófila o composto deve estar

semicurado ou bioestabilizado e, após a nova fase mesófila, estará completamente estabilizado ou humificado (KIEHL, 1985).

Portanto, os principais fatores que afetam o processo de compostagem são a umidade, a oxigenação, a temperatura, a concentração de nutrientes, a relação C/N, o tamanho das partículas (granulometria) e o pH (PEREIRA NETO, 1996).

2.3.6.6 Vantagens e desvantagens da compostagem

Vantagens

O composto orgânico produzido a partir dos RSU, respeitando-se as exigências normativas estabelecidas pelos órgãos fiscalizadores pode ser utilizado como substituto da terra vegetal ou, também, distribuído a agricultores para a recuperação de solos exauridos ou degradados (KIEHL, 1998).

A transformação da matéria orgânica em CO₂ e vapor de água reduzem o peso e o volume da pilha de material que está sendo compostado em aproximadamente, 20 % a 30% do peso inicial (IPT; CEMPRE, 2000).

A redução da quantidade de resíduo a ser aterrado, a remoção de patógenos, a economia no tratamento de efluentes gerados pela compostagem, a produção de composto que pode melhorar a estrutura do solo, podendo também limitar a necessidade de fertilizantes industrializados (PEREIRA NETO, 1996; RENKOW e RUBIN, 1998; IPT, CEMPRE, 2000; LIMA, 2001).

Não existe necessidade de grande escala para a realização da compostagem, o que permite que ela seja implantada nas cidades. O processo pode ser realizado nas próprias residências, sendo denominada, neste caso, compostagem doméstica ou caseira. Uma das vantagens da compostagem doméstica em relação à compostagem em escala é que a primeira poupa custos de transporte e de disposição de resíduos (MASSUKADO, 2004).

Segundo Lober (1996), a compostagem de material vegetal e dos restos de comida podem ser capazes de desviar 25% do resíduo que é encaminhado para a disposição final em aterro sanitário.

Desvantagens

Segundo Renkow e Rubin (1998), quanto às desvantagens deste tratamento pode se citado a necessidade de um mercado para escoar o composto e de um local para a disposição final dos rejeitos. Estes atores apontam que a limitação da

compostagem está relacionado ao fato que este tratamento requer pré-seleção do material e, também, controle periódico do produto final, atividades estas que tendem a ser relativamente onerosas.

Em função da operação inadequada do processo de compostagem, existe a possibilidade de liberação de odor e fração de lixiviado, o que ocorre quando a umidade ultrapassa 60%, o que também promove a anaerobiose (BIDONE e POVINELLI, 1999; IPT; CEMPRE, 2000);

A eficiência de qualquer dos processos de compostagem depende, principalmente, da qualidade do resíduo a ser compostado. Resíduos alimentares de feiras e restaurantes são preferíveis aos resíduos provenientes dos domicílios, pois estes últimos podem apresentar algumas substâncias indesejáveis como cacos de vidro, pilhas e medicamentos entre outros (MASSUKADO, 2004).

2.3.6.7 Custo do investimento

A pesquisa realizada por Renkow e Rubin (1998), sobre a viabilidade econômica de se adotar a compostagem como alternativa de tratamento dos resíduos sólidos urbanos nos EUA, indicou que do ponto de vista econômico, a compostagem não poderia se justificar na maior parte dos EUA, devido ao alto custo de processamento U\$ 50,00/t = R\$ 93,80/t (US\$ 1,876 em 03/09/2009), entretanto, poderia ser competitivo em locais onde o aterro sanitário ou outras alternativas de tratamento para os resíduos sólidos urbanos, apresentasse um custo mais elevado.

Segundo o IPT e CEMPRE (2000), os custos de uma usina de compostagem são bastante imprecisas e variáveis qualquer que seja o processo considerado. Usinas com capacidade de até 50 t/dia, apresentam valores entre US\$ 6,00 (R\$ 11,30) a US\$ 10,00 (R\$ 18,80) por tonelada processada, excluindo os custos de manutenção e recuperação/remuneração de capital. Um modelo conceitual para 95 t/dia supõe cerca de US\$ 20,00 (R\$ 37,50) por tonelada processada e para 250 t/dia a tonelada processada tem um custo de U\$ 60,00 (R\$ 112,60). Segundo a mesma pesquisa, os custos de investimento para a implantação de uma unidade de compostagem estimado por tonelada de resíduo processado é da ordem de R\$ 40.000,00. Portanto, em escala linear, teremos um custo do investimento, para tratamento de 250 t/dia, algo da ordem de 10 milhões de reais (US\$ 1,876 em 03/09/2009) .

2.3.7 Reciclagem

2.3.7.1 Introdução

O processo de reciclagem permite refazer o ciclo de vida, ou seja, permite trazer de volta, à origem, sob a forma de matérias-primas, aqueles materiais que não se degradam facilmente e que podem ser reprocessados, mantendo suas características básicas (VALLE, 1995). Segundo Maclaren e Yu (1997), “reciclagem requer alguma forma significativa de processamento físico e/ou químico antes do material ser utilizado novamente”.

Para Rolim (1999), a reciclagem requer três elementos essenciais:

- conhecimento do ciclo de vida dos materiais; esforços de pesquisa e desenvolvimento por parte de engenheiros e cientistas;
- incentivos e apoio institucional para as pesquisas em reciclagem;
- coordenação; organização de planos e ações entre os recicladores, os usuários e o poder público.

Apesar de apresentar potencial para a expansão da atividade recicladora, no Brasil ainda existe fragilidade nas políticas públicas para a gestão dos resíduos sólidos, principalmente quanto à dotação de diretrizes e leis que incentivem a reciclagem no país como um todo (MASSUKADO, 2004).

A gestão de RSU, atualmente é uma preocupação constante para organizações públicas e empresas privadas, no que concerne a conscientização dos problemas ambientais, ao aumento da vida útil dos aterros sanitários, a escassez de matérias-primas, as políticas públicas e a legislação ambiental. É com este objetivo, que o processo de retorno de produtos, embalagens e outros materiais, desde o ponto de consumo até o local de origem, vem sendo implantado, processo este, conhecido como logística reversa (DIAS, 2005).

Par e passo com estas exigências, a Lei Federal nº 11.445/07, estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico, no Capítulo I, Art. 3º trata dos resíduos sólidos urbanos, que compõem a coleta, o transbordo, o transporte e a triagem para fins de reuso ou reciclagem.

De acordo com Daher (2003), devido à legislação ambiental mais severas e maior consciência por parte dos consumidores, a logística reversa surgiu para auxiliar esta nova demanda, aplicando ao processo de produção o retorno de produtos, materiais e peças. As empresas estão não só utilizando maior quantidade de materiais reciclados como também preocupando-se com o descarte

ecologicamente correto de seus produtos ao final de seu ciclo de vida. Além disso, muitas empresas têm feito da logística reversa uma arma estratégica em seu planejamento de negócios.

Todos estes aspectos fortalecem o desenvolvimento da logística reversa nas empresas e, no caso brasileiro, de acordo com especialistas em logística reversa esta área tem sido considerada como um elemento importante no planejamento estratégico das organizações para adequá-las à legislação ambiental atual (DAHER, 2003).

A dificuldade de se realizar a reciclagem do resíduo está relacionada à pequena participação da população a coleta seletiva ponto a ponto, porta a porta, e entrega voluntária com a participação das associações e cooperativas de catadores (VILHENA, 2002). É por este motivo que a reciclagem de resíduos domiciliares está na faixa de 5% (FIRMEZA, MAIA, 2008). Segundo estes autores, o aumento da reciclagem dos resíduos urbanos passa pela execução de um plano estratégico que deve contemplar a utilização de tecnologias de forma consorciada e integrada, promovendo parcerias entre governo, sociedade organizada, comunidade e outros organismos. As principais linhas de ação podem ser identificadas como:

- mapeamento a atuação dos catadores de materiais recicláveis e cadastramento;
- estímulo e apoio à formação de associações e de cooperativas de catadores de materiais recicláveis, objetivando fortalecer e facilitar a sua comercialização;
- desenvolvimento de projetos e parcerias para a construção de galpões em locais estratégicos e recepção de materiais recicláveis;
- estímulo à doação e à entrega de materiais recicláveis pela população, oferecendo descontos no IPTU aos condomínios que realizem a coleta seletiva;
- instalação de postos de entrega voluntária de recicláveis, em locais estratégicos, articulação com associações e cooperativas;
- implementação de um programa permanente de Educação Ambiental nas escolas públicas e privadas, por meio de oficinas e gincanas, bem como entre as unidades de cada bairro, envolvendo também as comunidades circunvizinhas;
- exigência do plano de gestão de resíduos sólidos de grandes geradores, que os resíduos recicláveis sejam destinados para a reciclagem.

A necessidade da reciclagem de resíduos sólidos, sob o ponto de vista ambiental, é incontestável, diante do fato que toda a produção dos bens gerados em

todos os países, mais cedo ou mais tarde, acabará retornando ao meio ambiente, a menos que seja reciclada. O retorno dos reciclados às unidades de triagem, de um modo geral, pode ser considerada assegurada, em face dos avanços tecnológicos do processamento de materiais nas últimas décadas. A viabilidade econômica do processo de reciclagem, por outro lado, só se evidencia plenamente quando se consideram os custos decorrentes da não reciclagem dos resíduos (COSTA, 2002).

2.3.7.2 Histórico

A reciclagem é o resultado de atividades que visam minimizar ou desviar o resíduo de seu destino final para ser utilizado como matéria prima na manufatura de bens, que antes eram produzidos somente com matéria prima virgem (IPT / CEMPRE, 2000).

Na definição adotada pela Agência Ambiental Americana, reciclagem é a ação de coletar, reprocessar, comercializar e utilizar materiais antes considerados como lixo (USEPA, 2003).

Segundo Gomes *et al.* (2002), a reciclagem tem sido enfatizada como uma das soluções adequadas para o tratamento dos resíduos sólidos urbanos. Desde a década de 1970, foi implantado, em vários países desenvolvidos e, mais recentemente, no Brasil, programas de reciclagem a partir dos resíduos sólidos domésticos, denominados programas de coleta seletiva, gerenciados pelo poder público.

Neste sentido, BRAGA e BONETTO (1993) apresentaram os programas implantados no município de Curitiba:

- “Câmbio Verde”, iniciado em Janeiro de 1989, com baixo custo para áreas da periferia;
- “Lixo que não é lixo”, implantado em Novembro de 1989, baseado no princípio que materiais não biodegradáveis ou parcialmente degradáveis podem ser reciclados e/ou reusados e;
- “Educação Ambiental”, que procura encontrar soluções alternativas práticas, envolver a comunidade e permitam alterar seu comportamento e a atenção em relação ao meio ambiente.

2.3.7.3 Descrição geral do processo

A reciclagem não é um processo único, depende de cada material a ser

reciclado. Firmeza (2005) sugere uma gestão pública eficaz que leve em conta os aspectos institucionais e gerenciais (planejamento e controle), coleta diferenciada/seletiva (orgânico/inorgânico), sensibilização/educação ambiental, e os seguintes serviços básicos a serem executados diariamente:

- coleta e transporte de resíduos sólidos;
- varrição e serviços congêneres (capina, limpeza de feiras, mercados, canais, córregos, lagoas e rios, caiação de meio-fio e raspagem de vias);
- tratamento dos resíduos urbanos;
- destino final.

Para Oliveira (2001), a reciclagem consiste no aproveitamento de materiais inorgânicos contidos nos RSU; pode-se reduzir o consumo de energia; gerar menos poluição ambiental e visual; diminuir a extração de recursos naturais não renováveis; reduzir (em até 20%) o volume de rejeitos a serem destinados aos aterros sanitários e/ou lixões, aumentando a vida útil dos aterros e, ainda, contribuir para a limpeza urbana e a saúde pública. Para melhor seleção dos materiais recicláveis, o ideal, é a coleta seletiva, que consiste da separação dos materiais na fonte geradora. As formas de reciclagem podem ser:

- primária, em que, o produto, após o uso, retorna ao ciclo para ser utilizado de uma forma secundária, diferente de sua função original, podendo ser citada a reutilização de embalagens de plástico filme;
- secundária, em que, o produto retorna ao ciclo após uma operação de beneficiamento que consiste na limpeza de impurezas. O custo do beneficiamento pode ser elevado dependendo do tipo de material e, existem perdas de massa nos materiais, podendo ser citado como é a reciclagem de vidro e do plástico rígido;
- terciária, em que, o produto retorna ao ciclo após passar por operações físicas (térmicas) e por processos químicos e biológicos. Neste caso, as perdas de massa e o custo de reprocessamento dos materiais são elevados. Em função da complexidade das operações, a reciclagem terciária é considerada uma forma de tratamento, podendo ser citada a compostagem, como uma das possibilidades de recuperação de recursos.

Os materiais inorgânicos reaproveitáveis, no Brasil, na coleta seletiva são o papel/papelão, os plásticos, os vidros e os metais (WELLS, 1998).

As etapas do processo de reciclagem são,

1) Coleta e separação

Fase em que o material reciclável é coletado e acondicionado de maneira apropriada para ser enviado às indústrias de revalorização ou de transformação.

2) Revalorização

Fase na qual o material, anteriormente separado, passa por um processo industrial adquirindo características semelhantes às que tinha antes de ser um produto, voltando a ser matéria prima.

3) Transformação

Fase na qual o material revalorizado volta a ser um produto.

Entender estas fases e seus aspectos é fundamental para que seja possível o desenvolvimento de qualquer ação ou projeto para programas de reciclagem doméstica. Uma alternativa é aplicar o conceito do ciclo de vida do produto, aos resíduos sólidos e definir alternativas pós-consumo (RECICLAR, 2009).

Os procedimentos para a reciclagem requerem uma sistemática que necessita de um volume de investimento inicial muito alto, como a instalação de coletores individuais por categoria de resíduo (metal, vidro, papel, plástico, resíduos orgânicos); treinamento de pessoal responsável pelo manejo e tratamento do resíduo e agregação de valor para vidros, papéis, plásticos e metais a preço de mercado nos postos de entrega para atrair os catadores (FIRMEZA e MAIA, 2008).

2.3.7.4 Vantagens e desvantagens da reciclagem

Vantagens

Para Campani (2004), a capacidade que a reciclagem possui de recuperação energética, que aponta valores entre 70% a 95% de economia de energia no processo produtivo, representa a melhor proposta para o tratamento do RSU.

Portanto, a coleta seletiva não é uma prática que garanta tão somente benefícios econômicos, mas, seu princípio fundamental é desenvolver uma consciência à população que resulte em mudanças nas práticas cotidianas e aponte novas formas de sociabilidade, de ética e qualidade de vida. A educação ambiental é uma peça fundamental para o sucesso de qualquer programa de coleta seletiva. Quando a população torna-se consciente do seu poder ou dever de separar os resíduos sólidos urbanos, passa a contribuir mais ativamente com os programas de coleta seletiva, com isto, os custos destes programas tendem a reduzir. Um dos

princípios básicos da educação ambiental sobre RSU é o conceito dos Rs: Reduzir, Reutilizar, Reciclar, Repensar e Recuperar Recursos (OLIVEIRA, 2001).

A reciclagem é atrativa à gestão de resíduos, pois transforma o resíduo em insumos para a indústria, com diversas vantagens ambientais, e contribui para o aumento do tempo de vida útil dos aterros sanitários, reduz sensivelmente o consumo de energia na produção de bens de consumo, contribui para a conservação dos recursos naturais não renováveis (CRAIGHILL e POWELL, 1996).

As vantagens de reciclar o resíduo são inúmeras e são citadas por diversos autores (BIDDLE, 1993; VALLE, 1995; GRAIGHLL e POWEL, 1996; CAIRNCROSS citado por CALDERONI, 1999; GRADVOHL, 2001; ABREU, 2002; FIRMEZA, 2005), tais como: contribui para reduzir o volume de resíduos destinados à disposição final em aterros sanitários; possibilita a recuperação de valores contidos nos resíduos urbanos que, de outra forma, seriam perdidos; é atrativa à gestão de resíduos sólidos urbanos, pois transforma o resíduo em insumos para a indústria, com diversas vantagens ambientais, e contribui para o aumento do tempo de vida útil dos aterros sanitários, reduz sensivelmente o consumo de energia na produção de bens de consumo(na produção de papel (71%); plástico (78,9%), alumínio (95%); aço (74%) e vidro (13%)), contribui para a conservação dos recursos naturais não renováveis; reduz os poluentes e contaminantes, a reciclagem do alumínio polui menos 95% do ar e 97% menos da água; a reciclagem do papel menos 74% do ar e 35% da água; a reciclagem do vidro menos 50% da água e 20% do ar; prolonga o tempo para atingir a exaustão de matérias-primas; reduz os custos de produção de materiais que estão próximos da exaustão e, portanto, cada vez mais caros; geração de emprego e renda.

Desvantagens

Para Calderoni (1997), a reciclagem do resíduo domiciliar recebe pouca atenção e os poucos estudos existentes tratam de modo secundário e lacunoso. No Brasil, pesquisas sobre o tema “reciclagem de resíduos plásticos pós-consumo”, mais especificamente com recicladoras, são encontradas em São Paulo (PHILIPPI JÚNIOR *et al.*, 1999). Os poucos estudos indicam que a reciclagem, enfrenta vários problemas, pois as empresas brasileiras utilizam equipamentos rudimentares e há pouca informação disponível. Além disso, os resíduos pós-consumo doméstico dos diversos tipos de plásticos normalmente estão misturados entre si e com outros

contaminantes, fazendo com que as empresas prefiram os resíduos de origem industrial (GOMES; NOGUEIRA; IMBROISI, 2002).

Como acontece com todos os produtos, a demanda de materiais reciclados é vulnerável à mudança tecnológica. A tecnologia, ou a elevação do custo relativo do trabalho humano, pode facilmente tornar antieconômica a reciclagem (CAIRNCROSS, 1992).

Em muitos municípios brasileiros, os aterros bem administrados ainda seriam uma opção mais barata do que a reciclagem, neste caso, os programas de reciclagem apenas funcionariam se os contribuintes subsidiassem a coleta seletiva ou se os governos obrigassem as companhias a subsidiarem a coleta seletiva e as unidades de triagem/reciclagem (GOMES, NOGUEIRA, IMBROISI, 2002).

2.3.7.5 Análise da capacidade instalada

É fundamental que o índice de reaproveitamento de resíduos urbanos, hoje na faixa de 5%, seja incrementado mesmo que, inicialmente, à custa de incentivos financeiros (FIRMEZA, 2005).

Em 1981, a reciclagem de papel no Brasil, atingiu um índice de 35% de todo o papel comercializado. As caixas de papel corrugado apresentam um potencial de reaproveitamento com reciclagem de 60% do que foi descartado, enquanto a do vidro reciclado chegou apenas a 25% do total produzido (GRADVOHL, 2001).

No caso do plástico, a reciclagem é da ordem de 15% (200.000 t/ano) e sua potencialidade para esse fim tem aumentado, principalmente por ocupar grande volume nos aterros sanitários, ser pouco degradável e poluente, por liberar gases tóxicos quando queimado (CALDERONI, 1999).

Para Costa (2002), os ganhos decorrentes da economia no consumo de energia devem-se ao fato que a produção a partir de materiais reciclados requer um consumo de energia consideravelmente menor do que a produção a partir de matéria-prima virgem.

A vantagem da reciclagem de materiais sob o ponto de vista termodinâmico pode ser evidenciada em diversas instâncias. No caso do alumínio metálico, por exemplo, que é obtido através da redução eletrolítica do seu óxido, Al_2O_3 , contido no minério bauxita, uma estimativa da energia mínima necessária para extraí-lo a partir desse óxido é dada pela entalpia de formação, igual a menos 399,1 kcal/mol a 25° C, o que equivale a 8,25 MWh por tonelada de alumínio metálico (MAHAN, 1972).

Para Oliveira (2001), a reciclagem das latas de alumínio além de reduzir os RSU destinados aos aterros, proporciona significativo ganho energético. Neste caso para reciclar uma tonelada de latas de alumínio são necessários apenas 5% da energia elétrica para produzir a mesma quantidade (1 t) de alumínio pelo processo primário. Isso significa que cada lata reciclada economiza energia elétrica equivalente ao consumo de um aparelho de TV, ligado durante 3 horas.

O Quadro 2.4, apresenta dados referentes à economia no consumo de energia, pela produção, a partir de matéria-prima reciclada proveniente do resíduo urbano (CALDERONI, 1999).

QUADRO 2.4 – ECONOMIA NO CONSUMO DE ENERGIA PELA PRODUÇÃO A PARTIR DE MATÉRIA-PRIMA RECICLADA

Material	Consumo de energia(MWh/t) matéria prima virgem	Consumo de energia(MWh/t) matéria prima reciclada	Ganho %
Alumínio	17,6	0,77	95
Plástico	6,74	1,44	78,7
Papel	4,98	1,47	71
Aço	6,84	1,78	74
Vidro	4,83	4,19	13

FONTE: CALDERONI (1999)

2.3.7.6 Parâmetros intervenientes e de controle da reciclagem

A separação prévia, na fonte geradora, de materiais passíveis de reaproveitamento, é um requisito importante para viabilizar a reciclagem do resíduo municipal. Sua vantagem é, principalmente, diminuir a contaminação dos recicláveis, evitando elevados custos de limpeza e separação de materiais (IPT/CEMPRE, 1995).

Para Calderoni e Kligermann (2000), a baixa expansão da coleta seletiva no Brasil se dá pela pequena escala de materiais recicláveis que chegam às unidades de triagem, em função da grande quantidade de recicláveis que são coletados pela coleta convencional e dispostos nos aterros sanitários e, ainda, pelo alto custo da coleta seletiva em comparação com a coleta convencional.

Segundo Oliveira (2001), o custo médio dos programas de coleta seletiva é cerca de US\$ 240 = R\$ 450,20 (US\$ 1,876 em 03/09/2009) por tonelada coletada, dez vezes maior do que o custo da coleta convencional (coleta e transporte), a receita com a venda dos recicláveis cobre, em média, apenas 10% dos custos dos programas de coleta seletiva. Neste caso, não são considerados os benefícios da

educação ambiental e a mudança de comportamento pelos consumidores, estes retornos, a curto prazo, não são mensuráveis em termos econômicos.

No entanto, os custos da coleta seletiva podem ser substancialmente reduzidos pela aplicação de medidas como aumento da escala, que pode garantir suprimento abundante e estável de matéria-prima; negociação de contratos com a indústria, que garantam oferta estável; planejamento e gestão integrados; terceirização dos serviços; otimização dos circuitos de coleta; beneficiamento dos recicláveis, entre outros. Isso sem mencionar vantagens como a melhor qualidade dos materiais recuperados devida à menor contaminação; a redução do volume de resíduo que deve ser disposto nos aterros sanitários; o estímulo à cidadania pela participação da população e parcerias com catadores, sucateiros, empresas, escolas e associações ecológicas (CALDERONI e KLIGERMANN, 2000).

2.3.7.7 Principais materiais a serem reciclados

Na análise realizada por Oliveira e colaboradores (s.d.)(2002), para verificar de que forma a coleta seletiva e a reciclagem contribuem para a conservação de energia, é apresentado o potencial de conservação de energia elétrica, usando material reciclado (metal, vidro, plástico, papel), como sendo 10% da oferta anual de energia no Brasil. Entretanto, este valor somente será atingido a partir da implementação da coleta seletiva em larga escala. Estes autores determinaram que o custo médio para a conservação de energia através da reciclagem de resíduos sólidos urbanos é equivalente a $\text{US\$ } 36/\text{MWh} = \text{R\$ } 67,50/\text{MWh}$, sendo portanto 10% inferior à média de custos dos projetos de conservação do PROCEL / ELETROBRÁS, que está em torno de $\text{US\$ } 40/\text{MWh} = \text{R\$ } 75,00/\text{MWh}$ ($\text{US\$ } 1,876$ em 03/09/2009). Além disso, este trabalho sobre Usinas termelétricas híbridas para geração de energia, apresentou o resultado de balanço nulo para as emissões de gases de efeito estufa, usando combustível fóssil e RSU, e também, a quantidade de emissão evitada de CO_2 em função da reutilização de determinada quantidade de resíduos sólidos como insumo no processo produtivo e, conseqüentemente, poderá levar ao financiamento de projetos através do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo do Protocolo de Kyoto, a partir da energia conservada por meio da reciclagem.

Calderoni (1998), em estudo realizado no município de São Paulo, calculou que a cada tonelada de resíduo domiciliar que é deixada de ser reciclada, deixa-se

de auferir um ganho da ordem de R\$ 712,00 (US\$ 1,876 em 03/09/2009) para o orçamento municipal.

Em geral, a reciclagem de papel no Brasil chegou a atingir um índice de 35%, em 1998, mas as caixas de papel corrugado têm um índice de reaproveitamento em reciclagem de 60% do que foi descartado, enquanto a do vidro reciclado atingiu apenas 25% do total produzido pela indústria (GRADVOHL, 2001).

No caso do plástico, o índice de reciclagem é da ordem de 15% (200.000 t/ano) e sua potencialidade para esse fim tem aumentado, principalmente por ocupar grande volume nos aterros sanitários, ser pouco degradável e poluente, por liberar gases tóxicos quando incinerado, os maiores volumes estão relacionados às embalagens PET de refrigerantes e água, além de sacos de embalagem, de fácil separação, triagem e acondicionamento do fardo prensado (CALDERONI, 1999).

Segundo a Associação Brasileira do Alumínio – ABAL (2008), o Brasil é o líder mundial na reciclagem das latas de alumínio, com uma taxa de 96,5%, do total de latas de alumínio para bebidas comercializadas no mercado interno, foram recicladas em 2008, 160,6 mil toneladas de sucata de latas, o que corresponde a 11,9 bilhões de unidades – 32,6 milhões por dia ou 1,4 milhão por hora. produção nacional, com uma economia de 95% de energia em todo o processo de fabricação do produto

As pilhas recarregáveis, como as de máquinas fotográficas, aparelhos celulares e computadores poderiam ter um valor de venda que justificasse sua triagem do resíduo, como ocorre no caso das latas de alumínio, envolvendo os próprios fabricantes pois, de acordo com a legislação, eles são obrigados a recolhê-las e reciclá-las. Os pneus também poderiam ser utilizados na produção de asfalto para recapear as vias urbanas, nesse sentido, já houve uma experiência piloto, no Estado do Ceará numa parceria entre a Universidade Federal do Ceará e a BR Distribuidora, podendo ainda ser utilizados como combustíveis em fornos industriais (FIRMEZA, 2005). Para este autor, tudo isso requer uma sistemática que necessita de um volume de investimento inicial muito alto, como a instalação de coletores individuais por categoria de resíduo (metal, vidro, papel; plástico; detritos orgânicos); treinamento de pessoal responsável pelo manejo e tratamento do resíduo e agregação de valor para vidros, papéis, plásticos e metais, a preço de mercado nos postos de entrega para atrair os catadores.

Segundo Firmeza (2005), é fundamental que o índice de reaproveitamento de resíduos urbanos, hoje na faixa de 5%, seja incrementado mesmo que, inicialmente, à custa de incentivos financeiros (FIRMEZA, 2005).

2.3.7.8 Custo do investimento

Estima-se que o custo do investimento, para o tratamento de 1 t/dia de RSU no processo de reciclagem, seja na ordem de R\$ 32.000,00. Portanto o custo do investimento, para o tratamento de 250 t/dia, seja da ordem de 8 milhões de reais (CEMPRE e SEBRAE, 2006) (US\$ 1,876 em 03/09/2009).

2.3.8 Digestão Anaeróbia (DA)

2.3.8.1 Histórico

O processo de decomposição biológica natural que ocorre na DA tem sido amplamente utilizado em vários países. Por mais de 100 anos a DA tem sido utilizada para o tratamento de lodo de esgoto e, durante as últimas quatro décadas, muitas experiências foram levadas a efeito com a DA de resíduos líquidos, tais como resíduos rurais e esgotos industriais de altas concentrações (REICHERT, 2005).

A DA, como processo de industrialização, iniciou em Bombaim, na Índia, em 1859, e até 1920, a DA ocorria em lagoas anaeróbias. Com o avanço do conhecimento do processo, foram desenvolvidos tanques fechados e equipamentos aquecidos e com mistura para otimização do processo. Com o desenvolvimento da microbiologia, os estudos de Buswell e outros (LUSK, 1997, citado por VERMA, 2002) permitiram identificar as bactérias anaeróbias e as condições para promover a produção de metano.

Nos últimos 15 anos, o estudo da DA de RSU foi retomado com mais intensidade, com grande número de plantas piloto e em escala sendo implantadas, principalmente na Europa, onde o aumento da utilização da DA verificado nos recentes anos deve-se, basicamente, a dois fatores: os altos custos da energia e as restrições ambientais, especialmente ao controle e não permissão de matéria orgânica em aterros sanitários, bem como às dificuldades para a implantação de novos aterros ou a expansão dos existentes. Na Suécia, 7% da energia para aquecimento e geração de energia são oriundos dos resíduos sólidos (SÖDERMAN, 2003).

2.3.8.2 Descrição geral do processo

A digestão anaeróbia é um processo de conversão da matéria orgânica na ausência de oxigênio livre, e ocorre em dois estágios. O primeiro referente à conversão de matéria orgânica complexa em materiais como ácidos voláteis e o segundo, referente à conversão dos ácidos orgânicos, a CO_2 e hidrogênio em produtos finais gasosos, metano e o CO_2 (MC CARTY, 1964).

De maneira geral, a DA pode ser descrita como um processo em quatro estágios: pré-tratamento, digestão dos resíduos, recuperação do biogás e tratamento dos resíduos. A maioria dos sistemas requer pré-tratamento dos resíduos para obter massa homogênea. Este pré-processamento envolve a separação ou triagem dos materiais não biodegradáveis seguido por trituração. A triagem tem por objetivo a remoção de materiais reaproveitáveis como vidros, metais, e plásticos ou não desejáveis (o rejeito) como pedras, madeira, entre outros (DE BAERE, 1995; BRABER, 2003).

O projeto de instalação de um sistema de digestão anaeróbia deve basear-se no entendimento das características operacionais do processo anaeróbio; na quantidade de água para diluição que será acrescentada, na taxa de aplicação e no tempo de retenção desejado, com um mínimo de perda da biomassa, misturada com os efluentes líquidos do sistema.

No digestor, a massa é revolvida para obter o conteúdo de sólidos desejado, e permanece no interior do reator por tempo determinado. Para a diluição, pode ser utilizado, lodo de esgoto (biomassa biológica), esgoto doméstico, água ou a recirculação do líquido efluente do reator. Um trocador de calor é usualmente requerido para manter a temperatura entre 55°C e 60°C . O biogás obtido pela DA é purificado e armazenado em gasômetros. No caso do efluente sólido do digestor apresentar umidade muito elevada, faz-se necessário um processo de secagem do resíduo para o seu descarte e o efluente líquido deste processo, pode ser reutilizado na próxima batelada ou enviado para tratamento. O biossólido resultante deve ser curado aerobiamente para obter um composto de qualidade (REICHERT, 2005).

2.3.8.3 Parâmetros intervenientes e de controle da digestão anaeróbia

O projeto de instalação para um sistema de biodigestão anaeróbia deve basear-se na compreensão fundamentalmente do processo anaeróbio que deve ocorrer no tipo de resíduo sólido urbano, na quantidade de água para diluição que

será acrescentada, na taxa de carga e no tempo de retenção desejado, com um mínimo de perda da biomassa, misturada com os efluentes líquidos do sistema.

De acordo com Mata-Alvarez e colaboradores (2003) e Reichert (2005), os seguintes parâmetros devem ser considerados para o controle no processo anaeróbio:

- 1) Composição dos resíduos e concentração de sólidos voláteis (SV); os sólidos voláteis (SV) em resíduos sólidos são o resultado da subtração dos sólidos totais e das cinzas obtidas após combustão completa dos resíduos. Os sólidos voláteis são subdivididos em sólidos voláteis biodegradáveis (SVB) e sólidos voláteis refratários (SVR). O conhecimento da fração de SVB ajuda na melhor definição da biodegradabilidade dos resíduos, da geração de biogás, da taxa de aplicação orgânica e da relação C/N. A lignina é um material complexo de difícil degradação por bactérias anaeróbias e constitui a fração SVR nos resíduos orgânicos municipais. A concentração de ácidos voláteis deve ser mantido entre 200 mg/l e 1.500 mg/l;
- 2) Sólidos totais (ST) e taxa de aplicação orgânica ou taxa de alimentação. O conteúdo máximo de sólidos totais, na carga de materiais para o biodigestor pode ser de até 12%, acima disto pode causar avarias na bomba de alimentação e a mistura do conteúdo do digestor pode ser prejudicada. A taxa de aplicação orgânica é a medida da capacidade de conversão biológica de um sistema de DA, a unidade de medida é usualmente $\text{kgsv/m}^3\text{.d}$. Se alimentarmos um sistema acima da taxa de aplicação orgânica sustentável poderá resultar em baixa produção de biogás devido ao acúmulo de substâncias inibidoras como ácidos graxos no interior do digestor. A taxa de aplicação orgânica é um parâmetro de controle particularmente importante em sistemas contínuos. Gallert *et al.* (2003) avaliando a DA de resíduos verdes coletados seletivamente utilizou, com sucesso, taxas acima de 8,5 DQO/ $\text{m}^3\text{.d}$., sendo que, taxas mais elevadas, de até 15 kg DQO/ $\text{m}^3\text{.d}$, pode ocorrer acidificação do reator.
- 3) pH deve ser mantido entre 6,5 e 8,5;
- 4) Temperatura; a elevação da temperatura da biodigestão não deve ser maior que 1º C/dia, pois pode causar choque térmico;
- 5) Relação Carbono/Nitrogênio (C/N), a relação C/N representa a relação entre as quantidades de carbono e de nitrogênio presentes na matéria orgânica. O valor ótimo para a relação C/N deve estar entre 20 e 30. Um valor mais alto pode ser

indicação do rápido consumo de nitrogênio pelas bactérias metanogênicas, o que resulta em baixa produção de biogás;

6) Tempo de retenção (ou de residência ou de detenção hidráulico) (TDH); o tempo mínimo de retenção deve ser 15 e 20 dias. Dependendo da taxa de aplicação orgânica, dos tipos de resíduos carregados no biodigestor e das proporções em sua mistura, da diluição do material no biodigestor, e do tipo do biodigestor, a retenção pode ser aumentada para o processo alcançar o máximo de eficiência.

7) Concentração de amônia, que resulta da degradação das proteínas, não deve ser superior a 3.000 mg/l na forma iônica, e a 150 mg/l na forma de NH_3 livre;

8) Mistura, é realizada de modo a ter uma condição homogênea em todo o reator, isto em relação a pH, temperatura e concentração de ácidos voláteis. O tipo de equipamento e o nível de mistura dependem do tipo de reator e do teor de sólidos contidos no reator.

2.3.8.4 Métodos da digestão anaeróbia

Basicamente, os métodos utilizados para tratar anaerobiamente os RSU podem ser classificados em três categorias estágio único; múltiplo estágio; e batelada. Estas categorias podem ser ainda classificadas com base no teor de sólidos totais (ST) contidos na massa do reator. Esta classificação define os sistemas em baixo teor de sólidos (BTS), quando apresentam menos de 15% de ST, médio teor de sólidos, quando apresentam ST entre 15% e 20%, e alto teor de sólidos (ATS), quando ST na faixa de 22% a 40% (REICHERT, 2005).

A Figura 2.14 retrata o processo de digestão anaeróbia da Empresa KOMPOGÁS.

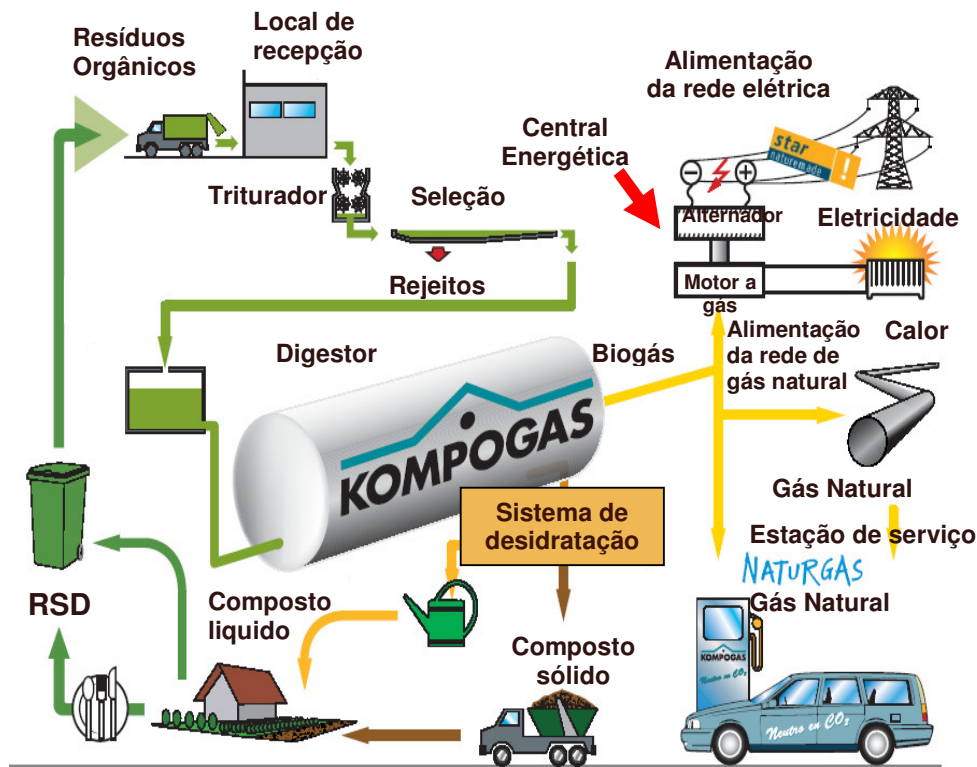


FIGURA 2.14 – PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA DA EMPRESA KOMPOGÁS

FONTE: KOMPOGÁS (2005)

2.3.8.5 Tipos de sistemas da digestão anaeróbia

Para Vijayaraghavan, Rashid e Soom (2003), os tipos de biodigestores anaeróbios podem ser identificados como:

2.3.8.5.1 Biodigestor do tipo “batelada” ou “seco”

Este é o mais simples de todos os processos. A operação consiste apenas em carregar um reator selado, construído em concreto, com paredes de tijolo ou com armação de aço doce ou inoxidável, impermeabilizadas com epóxi, com o substrato, e um inoculante (lodo de esgoto ou estrume de vaca) e, em alguns casos, um aditivo químico (normalmente uma base) para manter o pH da mistura praticamente neutro. O digestor é então selado e a mistura é deixada fermentando. Quando se fermentam resíduos sólidos em baixa concentração, 6% a 10% de massa, o processo é denominado digestão em batelada e quando a concentração

de resíduos sólidos é maior do que 20%, o processo é denominado fermentação seca.

2.3.8.5.2 Biodigestor de domo fixo (cúpula fixa)

O biodigestor de domo fixo, modelo chinês, foi desenvolvido em Jiangsu, China, em 1936. Ele consiste de uma câmara impermeável construída de tijolos, pedra ou concreto em conformação cilíndrica. O fundo e o teto são elipses, com paredes verticais retas. O gás produzido durante a digestão fica armazenado no cilindro e a pressão faz o conteúdo já digerido fluir para a câmara de efluentes.

2.3.8.5.3 Biodigestor de domo (cúpula) flutuante

O biodigestor de cúpula flutuante, modelo indiano, foi desenvolvido a partir de 1937. Em 1950, foi projetada uma instalação com uma tampa flutuante, que fez renascer o interesse pelo biogás na Índia. O biodigestor é projetado para reter os resíduos em fermentação durante 30 a 55 dias. O principal resíduo utilizado na Índia é o estrume de gado. A tampa flutuante era, a princípio, construída em aço, mas depois passou a ser feita de plástico reforçado com fibra de vidro.

2.3.8.5.4 Biodigestor de saco

O biodigestor de saco é basicamente um cilindro longo com, relação diâmetro/comprimento de 1/5, construído em PVC ou nylon forrado com neoprene. Este biodigestor foi inicialmente desenvolvido em Taiwan para tratar estrume de porcos, com as vantagens de ser mais barato e muito durável. Uma outra vantagem é que suas paredes plásticas são finas e permitem que o reservatório aqueça com facilidade se houver uma fonte externa de calor, como o sol, para aumentar a pressão do gás e seu aproveitamento. As temperaturas médias neste tipo de biodigestor, comparadas às dos modelos com domo, costumam ser entre 2°C a 7°C mais elevadas.

2.3.8.5.5 Biodigestor de fluxo coberto

Este tipo de biodigestor consiste de uma vala forrada com concreto impermeável, com relação comprimento largura ou profundidade muito acentuada, e cobertura flexível presa até o chão, ou por uma cobertura de concreto ou ferro galvanizado, de modo a impedir que o gás escape. Quando a tampa não é flexível, é

necessário um compartimento para estocar o gás produzido. A entrada e a saída do material estão situadas nos dois extremos da vala, que é alimentada de modo semicontínuo, com o material fresco que entra fazendo deslocar uma quantidade semelhante de resíduo fermentado para fora. O primeiro biodigestor deste tipo foi implementado na África do Sul, em 1957 (FRY,1975).

2.3.8.5.6 Biodigestor tubular inclinado

Este biodigestor é uma variação do biodigestor de deslocamento horizontal. O vaso de digestão é tubular, e inclinado de modo a formar um ângulo agudo com relação ao plano horizontal. Assim, as principais vantagens do digestor de deslocamento horizontal são mantidas, ao mesmo tempo em que a área superficial exposta do conteúdo do biodigestor, onde espuma e crostas podem se formar é minimizada. Também é o sistema mais simples para remover qualquer espuma ou crosta que se forme no biodigestor. As principais aplicações deste modelo estão relacionadas a resíduos particulados, que apresentem concentração total de sólidos menor do que 8%.

2.3.8.5.7 Tanque anaeróbio fechado

O tanque anaeróbio tem a vantagem de processar resíduos com características muito variadas, incluindo sólidos, óleos e graxas. As desvantagens são a grande área para a instalação do tanque, a ineficiência na distribuição do fluxo de carga e a manutenção da membrana de cobertura.

2.3.8.6 Análise da capacidade instalada

No final de 2004 para a DA, uma capacidade de DA de 2.553.000 toneladas por ano era disponível para tratamento de resíduos orgânicos domiciliares na Europa. Isto representa um acréscimo de quase 150% em 4 anos, se comparado com o final de 2000, quando a capacidade era de 1.037.000 t/ano (DE BAERE, 2003).

A capacidade disponível no final de 2004 foi verificada em 86 plantas, com capacidade média de 29.686 t/ano por planta, contra 19.568 t/ano em 2000. A Alemanha conta com uma capacidade de digestão anaeróbia de 683.605 t/ano, para um total de 37 plantas. No entanto, é a Espanha que apresenta maior capacidade instalada, da ordem de 818.000 t/ano da FO (fração orgânica) dos RSU. Outros

países, que também utilizam esta tecnologia são a Holanda, a França, a Bélgica, a Itália e a Suíça (REICHERT, 2005).

O crescimento da implantação de plantas de DA na Europa nos últimos 5 anos é resultado da necessidade do tratamento dos resíduos orgânicos antes da disposição em aterros sanitários. Além disso, a demanda por energia renovável que é gerada nestas plantas, aliada a vários outros benefícios ambientais, podem também estimular o mercado da digestão anaeróbia. Na Europa embora as unidades de DA requeiram um custo do investimento até 20% superior às plantas de compostagem, com a valorização da energia renovável a DA pode apresentar maior viabilidade do que a compostagem convencional (MATA-ALVAREZ *et al.*, 1992).

2.3.8.7 Vantagens e desvantagens da digestão anaeróbia

Vantagens

Segundo Silva (2005), a digestão anaeróbia é um processo de biometanização que acontece a uma temperatura entre 55°C e 60°C durante 15 a 20 dias. Com este processo são removidos os patógenos. Dependendo da composição dos resíduos orgânicos obtém-se entre 105 m³ a 130 m³ de biogás por tonelada de resíduos, o que equivale, aproximadamente, a 70 l de gasolina.

As principais vantagens do processo são:

- a valorização ecológica dos resíduos;
- a preservação dos recursos naturais e do tempo de vida útil dos aterros sanitários, pois o volume do resíduo urbano tratado através da digestão anaeróbia diminui em até 60% do volume inicial;
- a produção de elevadas quantidades de energia;
- permite a reciclagem da matéria orgânica e o aproveitamento energético;
- produz um composto de alta qualidade;
- permite obter um combustível neutro em CO₂;
- superfície reduzida de construção;
- minimização da emissão de gases que aumentam o efeito estufa (CH₄ é 21 vezes maior que o CO₂).

Desvantagens

De acordo com Braber (1995), podem ser consideradas desvantagens do

processo anaeróbio:

- a natureza ou a composição dos resíduos pode variar dependendo da localização ou zona de geração e da estação do ano, o que pode acarretar ineficiência no processo;
- a mistura ineficiente entre os RSU e o lodo de esgoto pode afetar a eficiência do processo;
- podem ocorrer obstruções da canalização por pedaços maiores de resíduos, principalmente em sistemas contínuos.
- podem ocorrer problemas com odores.

2.3.8.8 Tecnologias mais utilizadas

A seguir são apresentadas as principais tecnologias e processos comerciais utilizados para digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos (NICHOLS, 2004; MURPHY e MCKEOGH, 2004; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; DE BAERE, 2003; SINGH, 2002; RISA-AT, 1998).

2.3.8.8.1 Tecnologia Valorga;

A tecnologia Valorga, foi inicialmente desenvolvida na França e, mais tarde, pela Steinmuller, Valorga e Sarl, uma subsidiária da companhia alemã Steinmuller Rompf Wassertechnik GmbH. Inicialmente desenvolvida para tratar somente resíduos orgânicos, foi adaptada para tratamento de RSU separados na fonte.

O processo da planta Valorga, consiste de seis unidades:

- unidade de recebimento e processamento do resíduo triagem; tapetes, trommel (malha de 60mm), separador magnético e triturador.
- unidade de digestão anaeróbia; mistura de resíduos frescos, água, digerido (inócuo, entre 30% e 50%) e vapor (aquecimento), esta mistura (ST = 30%), na forma de lama espessa é injetada no reator pela base, com a ajuda de uma bomba pistão; a geometria do reator garante um TR superior a 2 semanas (29 dias); volume do digestor = 4200m³; homogeneização, injeção de biogás pela base com recurso a um sistema pneumático; extração do digerido por gravidade; desidratação do digerido através de prensa e filtros para fração sólida e líquida.

- unidade de pós-tratamento da fração sólida em condições aeróbias; maturação e secagem da massa digerida em local fechado; TR = 3 semanas; revirador; ventilação, armazenamento.
- biogás produção entre 80 e 180 Nm³/t de resíduo; 50% de metano; reservatório de biogás e valorização energética na central elétrica.
- tratamento do ar através de lavador ácido para remoção de NH₃ ; biofiltro para remoção do H₂S, mercaptanos e aminas.
- tratamento de águas residuais a partir da recirculação e em estação de tratamento.
- usina termelétrica para geração de energia.

A planta inclui ainda balança para pesagem dos caminhões, local fechado para descarga com tratamento do ar. Após estas etapas, o resíduo é alimentado continuamente à unidade de DA.

Na unidade de DA, digestor ou reator, os resíduos são misturados com o lixiviado recirculado com massa cerca de 20% a 35% do teor de sólidos, dependendo do tipo de resíduo; portanto, com utilização mínima de água. O digestor pode operar tanto da fase mesofílica quanto na termofílica.

O reator Valorga é um cilindro vertical de concreto, com cerca de 20 m de altura e 10 m de diâmetro interno. Há uma parede vertical interna em toda a extensão vertical, a dois terços do diâmetro do reator. Esta repartição interna minimiza a formação de curto-circuito e assegura fluxo contínuo em toda a extensão do reator. Os orifícios para alimentação e retirada da massa digerida ficam localizados nos dois lados desta parede. A mistura do material em digestão é feita pela injeção de biogás à alta pressão através de orifícios na base do reator. Não há partes mecânicas e a manutenção se resume à limpeza periódica dos orifícios da base do digestor.

Após a digestão, o material digerido passa por um filtro-prensa para a retirada do excesso de umidade. O lixiviado é utilizado na recirculação e o excesso tratado, *in situ* ou em uma ETE, e a parte sólida são enviados à planta de compostagem, onde permanece por duas semanas. O biogás gerado é utilizado para geração de eletricidade e vapor ou é injetado na rede de fornecimento de gás.

2.3.8.8.2. Tecnologia DRANCO;

O processo DRANCO, é um sistema de DA com estágio único e alto teor de sólidos (seco). Pode tratar os mais diferentes tipos de resíduos. Opera em temperatura de 50°C a 58°C, com tempo de retenção de 20 dias. A alimentação é feita continuamente pelo topo do reator e o material digerido é retirado pelo fundo, também continuamente. Além destes componentes existe um sistema de retirada do excesso de água e compostagem final por um período de duas semanas.

O processo de mistura ocorre pela descida por gravidade da massa de resíduos pelo reator e pela recirculação de massa sólida. O lixiviado é recirculado para ajustar a concentração de sólidos dos resíduos alimentados. O composto produzido recebe a denominação comercial de “humotex”. A produção de biogás é da ordem de 100 m³ a 200 m³ por tonelada de resíduo e pode ser utilizado como fonte de calor e eletricidade. Cerca de 50% do biogás é utilizado na própria planta, sendo o restante vendido.

2.3.8.8.3. Tecnologia BTA;

O processo BTA foi desenvolvido nos anos 1980 pela empresa Biotechnische Abfallverwertung GmbH de Munique, Alemanha. É um sistema multiestágio úmido (BTS) para tratamento de RSU que podem ser compostados ou reciclados.

O processo combina processo de pré-tratamento e tecnologias de separação em ambiente fechado e altamente automatizado. As duas principais etapas do processo BTA são a hidroliquefação, um processo que remove contaminantes como plástico, vidro e metais, e homogeneiza os resíduos, produzindo massa orgânica em suspensão que flui através de um sistema hidrodinâmico de remoção de materiais grosseiros para remoção de cacos de vidro, pequenas pedras ou areia ainda presentes.

2.3.8.8.4 Tecnologia WAASA;

O processo WAASA foi desenvolvido pela empresa CITEC, Finlândia. Inicialmente projetado para ser um sistema úmido, mesofílico e estágio único, atualmente esta tecnologia pode operar tanto em condições mesofílicas quanto termofílicas.

O sistema tem sido testado para vários tipos de resíduos, incluindo a mistura de RSU separados mecanicamente com bio sólidos, e opera numa faixa de 10% a

15% de teor de sólidos. O reator vertical consiste de tanque simples, embora tenha sido dividido internamente para criar uma câmara de pré digestão ou de acordo com o fabricante, como sendo reatores gêmeos de dois estágios, o que previne a ocorrência de curto-circuito.

2.3.8.8.5. Tecnologia Kompogas;

A companhia suíça Kompogas foi estabelecida no final de 1980, com a primeira planta instalada em Rümlang, Suíça, no ano de 1991, com apoio do governo suíço e do Cantonado de Zurique.

Inicialmente, este sistema foi projetado para produzir energia a partir de resíduos de jardinagem e resíduos orgânicos separados na fonte, os contaminantes com alto teor de sólidos são removidos antes de entrarem no sistema de digestão seco, estágio único e termofílico. A alimentação é realizada diariamente em reatores cilíndricos. O sistema de digestão contínua ocorre horizontalmente, auxiliado pela lenta rotação e pela ação intermitente de ranhuras no interior do reator, que também servem para homogeneizar, desgastar e suspender novamente materiais mais pesados. O sistema requer cuidadoso ajuste de teor de sólidos, em torno de 23% a 28% no interior do reator. Com teor de sólidos mais baixos, materiais pesados como areia e cacos de vidro podem descer e acumular no interior do reator; por outro lado, valores elevados de sólidos podem causar excessiva resistência ao fluxo horizontal.

O tempo de retenção é em torno de 15 a 20 dias. Durante este tempo ocorre a eliminação de germes e sementes de ervas daninhas. Por questões construtivas, o volume do reator Kompogas é limitado à capacidades de 15.000 t/ano a 25.000 t/ano, sendo que os reatores são instalados em paralelo para atingir a capacidade instalada.

2.3.8.8.6. Tecnologia Linde-KCA.

Este processo foi projetado pela empresa austríaca Austrian Energy & Environment e é de propriedade da alemã Linde-KCA-Dresden GmbH.

O primeiro DA deste tipo foi construído em 1985 e baseado na digestão úmida. O processo úmido de dois estágios possui um tanque no qual se realiza a hidrólise e uma opção de aeração intermediária, seguida de unidade de metanização. Uma das características do processo é a remoção automática de contaminantes como materiais pesados e materiais leves na etapa de pré-

tratamento combinando um mecanismo de dissolução dos resíduos e uma peneira rotativa em plano inclinado, além de um reator com retro-alimentação projetado para a recirculação de biogás pela base através de um tubo seco, por onde pode ser injetado também calor ou vapor.

A digestão seca pode tanto ser mesofílica quanto termofílica e acontece em um reator retangular de concreto, de fluxo contínuo horizontal. O ajuste da concentração de ácidos é realizado ao longo do processo de digestão. No interior do digestor há uma série de agitadores colocados transversalmente e, na base, há uma esteira para a retirada e transporte da massa digerida. Podem ser utilizados resíduos com teor de sólidos de 15% a 45%, com uma produção de 100 m³ de biogás por tonelada de resíduos.

Deve-se ressaltar que embora os sistemas sejam ditos “secos”, eles operam com teor de sólidos (ST) na faixa 20% a 30%, ou seja, com umidade de 80% a 70%. Como a umidade natural dos resíduos é cerca de 50%, há a necessidade de adição de líquidos. Uma exceção deste processo é a tecnologia DRANCO, que possui plantas com ST de 50%, ou seja, sem necessidade de adição de umidade. Em relação ao número de estágios observa-se a predominância dos reatores de estágio único em relação aos multi-estágio. Neste caso a operação deve ser mais cuidadosa, uma vez que os dois principais processos, hidrólise/acetogênese e metagênese, ocorrem no mesmo reator. Isto implica na necessidade de um cuidado maior com a definição das taxas de alimentação (TCO). O tempo médio de retenção da biomassa no interior do reator para todas as tecnologias avaliadas, é de cerca de três semanas; enquanto a produção média de biogás é de 120 Nm³/t de resíduo alimentado, com variação de 80 Nm³/t a 200 Nm³/t. Há quatro tipos básicos de mistura: recirculação do líquido, em sistemas úmidos; recirculação da massa sólida; recirculação do biogás pela base e rotação em cilindro horizontal. A forma de mistura e a conseqüente aceleração e otimização do processo de degradação anaeróbia que cada tecnologia adota, é o que difere de maneira fundamental estas tecnologias.

Para Reichert (2005), as tecnologias descritas são aplicáveis para média e grande escala, entretanto é possível aplicá-la de forma sustentável para pequenas comunidades. Hessami *et al.* (1996), descrevem um reator anaeróbio desenvolvido para uma comunidade de 500 pessoas. Com um volume de 9,0 m³, com capacidade para 260 kg/d de resíduo orgânico com densidade de 900 kg/m³. A produção de

biogás esperada é de 8,0 m³/d com um poder calorífico de 20 MJ/m³ e geração de energia de 160 MJ/d ou 45 kWh/d. As principais características das tecnologias comerciais de digestão anaeróbia que estão sendo utilizadas na Europa, pode-se verificar que embora haja sistemas úmidos, a maior parte das plantas implantadas é do tipo sistema seco.

De acordo com os dados do PSNB (IBGE, 2000), estima-se em 45 milhões t/ano, a taxa de geração de RSU no Brasil; em função desta informação, tem-se um potencial de geração, de energia a partir destes resíduos de 50 tWh, o que supriria em relação à demanda total de energia no país, um valor equivalente a 17% da demanda nacional de energia (OLIVEIRA e ROSA, 2003).

2.3.8.9 Custos do investimento

Além dos custos de implantação, os principais fatores que influem na viabilidade econômica da DA de RSU são os custos de disposição final em aterros sanitários, o valor da energia renovável, e no caso do Brasil ou dos países em desenvolvimento, a possibilidade de comercialização de créditos de carbono (MATA-ALVAREZ *et al.*, 1992; REICHERT e SILVEIRA, 2005).

Segundo Reichert (2009), somente o reator para a DA para 250 t/dia de fração orgânica biodegradável, é possível estimar os custos de investimento, com valores da ordem de 25 milhões de reais (US\$ 1,876 em 03/09/2009).

2.4 DESTINAÇÃO FINAL PÓS-TRATAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES

2.4.1 Aterro Sanitário

Aterros sanitários (Figura 2.15) são processos utilizados para a disposição de resíduos sólidos no solo, particularmente domiciliares, que fundamentado em critérios de engenharia e normas operacionais específicas, permitem a confinamento segura em termos de controle de poluição ambiental e proteção à saúde pública (CETESB, 1979), ou definido como uma forma de disposição final de resíduos sólidos urbanos no solo, através de 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 (NBR 8.419/92).



FIGURA 2.15 ATERRO DE SANTO ANDRÉ - SP

FONTE: JUCÁ (2002)

No mundo, de acordo com Jucá (2002), com poucas exceções, os aterros sanitários representam a principal destinação final dos resíduos sólidos, apesar do esforço em reduzir, reutilizar, reciclar e recuperar recursos. Apesar das dificuldades em se implantar e operar aterros sanitários de forma adequada, nos países em desenvolvimento, estas etapas, representam a mais importante meta a ser alcançada, com vistas a um tratamento adequado dos resíduos. No Brasil, já existe um número significativo de aterros sanitários, principalmente nas Regiões Sudeste e Sul, 37% e 40% respectivamente, dos resíduos sólidos urbanos coletados tem destinação final em aterros sanitários (IBGE, 2000). A grande dificuldade de um aterro sanitário reside nos custos de operação, que pressupõe tratamento adequado de líquidos e gases efluentes, além de todos os demais cuidados previstos nas normas técnicas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (JUCÁ, 2002).

De acordo com a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, a disposição final de resíduos sólidos urbanos coletados nos municípios brasileiros, tem a seguinte destinação (IBGE, 2000):

- 53% em lixões;
- 16% em aterros controlados;
- 13% em aterros sanitários;
- 18% outros:

O aterro sanitário deve ser planejado como uma obra de engenharia em que se deve levar em consideração vários fatores, como por exemplo, as condições mínimas para projeto, que são especificadas nas Normas Brasileiras:

- NBR 8419/1984 - apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos - procedimento (ABNT, 1984);
- NBR 13896/1997 - aterros de resíduos não perigosos - critérios para projeto, implantação e operação (ABNT, 1997);
- NBR 10004/2004 – resíduos sólidos, classificação (ABNT, 2004);

Segundo a NBR 10004/2004 (ABNT, 2004), resíduos sólidos são definidos como “resíduos nos estado sólido e semi-sólido, que resultam de atividades da comunidade de origem: industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos, nesta definição, os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos d’água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.”

- NBR 10005/2004 – procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos (ABNT, 2004);
- NBR 10006/2004 – procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos (ABNT, 2004);
- NBR 10007/2004 - amostragem de resíduos sólidos (ABNT, 2004);
- NBR 13895/1997 - construção de poços de monitoramento e amostragem – procedimento (ABNT, 1997);
- NBR 13896/1997 – aterros de resíduos não perigosos – critérios para projeto, implantação e operação, apresenta várias definições que devem ser levadas em consideração no projeto de um aterro sanitário, tais como: chuva de pico de cinco anos; coeficiente de permeabilidade; impermeabilização; monitoramento de gases; plano de emergência; plano de encerramento; localização adequada; entre outros (ABNT, 1997).

Segundo o IPT (2000), o processo de aterramento pode ser executado sob uma das formas tradicionalmente empregadas:

- método da trincheira ou vala, que consiste na abertura de valas, em que o resíduo é disposto, compactado e posteriormente coberto com solo. As valas podem ser de pequenas dimensões, com operação manual, ou grandes que permitem a entrada de equipamentos maiores em seu interior;
- método da rampa, conhecido também como método de escavação progressiva, é fundamentado na escavação da rampa, em que o resíduo é disposto e compactado por um trator e, posteriormente, coberto com solo. É empregado em áreas de meia encosta, em que o solo natural oferece boas condições para ser escavado e, que de preferência, possa ser utilizado como material de cobertura.
- método da área; é empregado, geralmente, em locais de topografia plana e lençol freático raso. É uma técnica adequada para zonas baixas, em que dificilmente o solo local pode ser utilizado como cobertura. Será necessário retirar o material de jazidas que, para economia de transporte, devem estar localizadas o mais próximo possível do local a ser aterrado. No mais, os procedimentos são idênticos ao método da rampa.

Na concepção do aterro sanitário deverão ser levadas em conta, todas as possibilidades de contaminação, do ar, do solo e da água, a partir de obras a serem executadas, como por exemplo (IPT, 2000):

- implantação de lotes operacionais - o processo é o da utilização do aterro em lotes pré-estabelecidos;
- impermeabilização dos lotes operacionais – por meio de manta ou de solo não permeável compactado;
- drenagem de fundo - antes da implantação de manta de impermeabilização, por meio de drenos subterrâneos, constituídos por drenos principais e secundários;
- drenagem superficial - o objetivo é controlar o fluxo das águas pluviais, para que evite o máximo do contato desta com o resíduo;
- implantação de estradas de serviço - para garantir o acesso, utilizando vias com largura em que sejam possíveis a circulação e manobras dos veículos coletores;
- sistema de cobertura dos resíduos - o sistema diário, intermediário e final com a função de proteger o aterro;
- sistema de drenagem e tratamento dos líquidos percolados - captação do chorume por meio de técnicas escolhidas em projeto e seu tratamento, podendo

parte desse líquido ser utilizado, recirculado na massa de resíduo, bem como nas vias de acesso internas, através de aspersão por caminhão pipa. Em alguns aterros parte do chorume após sofrer tratamento poderá ser direcionado a rios e bacias locais;

- sistema de drenagem e queima de gases - deverão ser construídos poços de coleta vertical, com espaçamento determinado em projeto. Na parte superior poderão ser colocados queimadores que, em alguns casos, poderá utilizar o gás como fonte de energia;
- monitoramento das águas - deverá ser constante, ou seja, antes do início das obras, durante a sua utilização e após o encerramento do aterro sanitário. Deverão ser utilizados poços a montante e a jusante do aterro.

Para Lima (2005), por mais que se promova a reciclagem, a transformação dos resíduos sólidos, mediante a compostagem, incineração ou outros processos de tratamento, haverá sempre a necessidade de implantação de aterros sanitários para dispor materiais e rejeitos não aproveitáveis, cinzas ou materiais não comercializados, entre outros.

Para fornecer base à discussão sobre as alternativas para tratamento de resíduos sólidos, este trabalho apresenta as alternativas tecnológicas disponíveis para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares, hierarquizando estas tecnologias a partir de critérios disponíveis na revisão da literatura. Os critérios definidos para as tecnologias de tratamento foram hierarquizados por meio do método de análise hierárquica – AHP. A validação do método proposto foi realizada por meio de estudo de caso da RMC. O objetivo deste método é auxiliar no processo de tomada de decisão, minimizando suas falhas através da hierarquia de dominância, ou seja, classificar as tecnologias de tratamento disponíveis para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares, que gere o melhor benefício, que seja a menos custosa e, com menores riscos. Uma hierarquia bem construída será um bom modelo da realidade, podendo trazer vantagens na tomada de decisão.

CAPÍTULO 3

3. MATERIAL E MÉTODOS

Para o desenvolvimento desta pesquisa, que visa avaliar as alternativas tecnológicas disponíveis para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares, gerados pelos municípios que fazem parte do “Consórcio do Lixo da RMC”, a Metodologia de Trabalho foi concebida em quatro etapas, a saber:

- 1ª Etapa – identificar o estado da arte das alternativas tecnológicas disponíveis para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares.
- 2ª Etapa - propor critérios gerais para a seleção hierárquica das alternativas tecnológicas disponíveis para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares.
- 3ª Etapa - calcular pesos para os critérios propostos, para cada alternativa tecnológica disponível para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares.
- 4ª Etapa – definir uma escala hierárquica das alternativas tecnológicas disponíveis para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares.

A Figura 3.1, apresenta o resumo do método, com os critérios econômicos e ambientais adotados neste trabalho para a hierarquização das alternativas tecnológicas disponíveis para o tratamento do RSD.

Neste trabalho o procedimento de tomada de decisões está ligado à avaliação das alternativas tecnológicas disponíveis para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares, todas satisfazendo um conjunto de critérios pretendidos. Entretanto, a dificuldade esteve relacionada à escolha da alternativa que melhor satisfizesse o conjunto total de critérios. Portanto, com este objetivo em mente, a abordagem adotada foi calcular pesos numéricos para alternativas tecnológicas de tratamento dos resíduos sólidos domiciliares em relação aos critérios. Assim, o meio para estruturar logicamente as tecnologias na tomada de decisão foi a hierarquização das tecnologias.

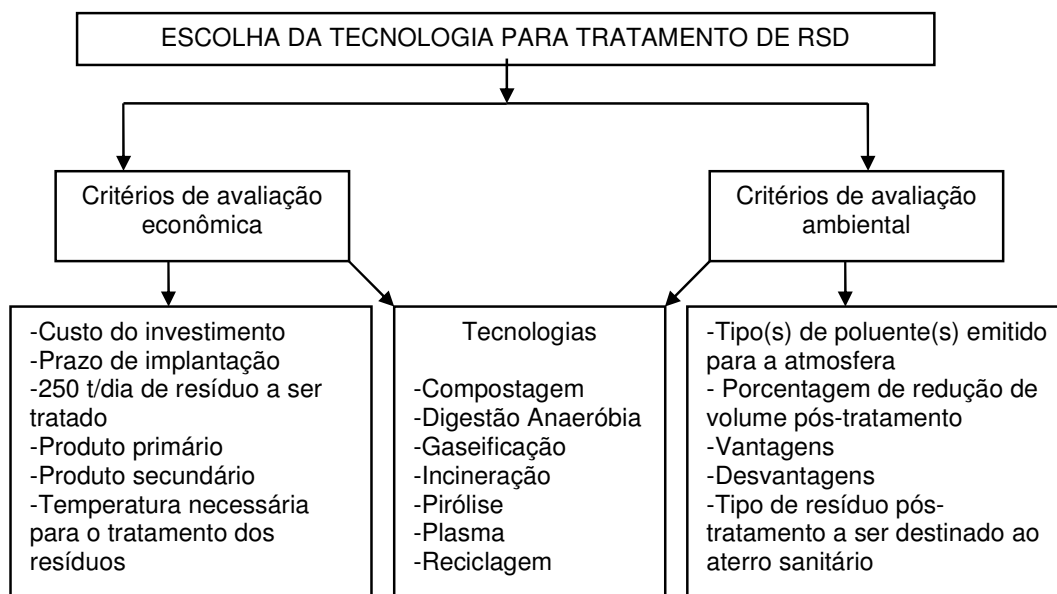


FIGURA 3.1 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA PARA A DEFINIÇÃO DE CRITÉRIOS E TECNOLOGIAS PARA HIERARQUIZAÇÃO

FONTE: A AUTORA

Menezes *et al.* (2000) afirmam que “a experiência atual indica que a geração de energia torna-se rentável em instalações com capacidades de processamento acima de 250 t/dia. Abaixo desta capacidade a energia é normalmente aproveitada apenas para uso da própria planta”, o que tornaria o custo da operação inviável financeiramente, pois uma das principais receitas para a sustentabilidade de uma usina de tratamento é a geração de energia para venda. E muito acima da capacidade de 250 t/dia (até 500 t/dia) de resíduo a ser tratado também torna-se inconveniente em função do custo do investimento, do controle da operação e do número de caminhões por dia em direção à usina, o que torna difícil a mobilidade dos veículos.

3.1 PRIMEIRA ETAPA

Nesta etapa, para a identificação das alternativas tecnológicas disponíveis para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares, foi realizada extensiva revisão da literatura, o que possibilitou a identificação do estado da arte referente às tecnologias atualmente adotadas para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares. Portanto, a partir das informações levantadas, foi possível identificar o estado da arte das alternativas tecnológicas disponíveis para o tratamento dos

resíduos domiciliares; o prazo médio para a implantação da tecnologia para o tratamento de 250 t/dia; o custo do investimento; os poluente(s) emitidos para a atmosfera; os produtos primários e secundários gerados; as vantagens e desvantagens de cada tecnologia; as porcentagens de redução de volume pós-tratamento; o tipo de resíduo a ser destinado ao aterro pós-tratamento e, as temperaturas necessárias para cada alternativa tecnológica para o tratamento.

3.2 SEGUNDA ETAPA

Esta etapa consistiu da proposição de critérios gerais para a seleção hierárquica das alternativas tecnológicas disponíveis para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares, contemplando desde a mais adequada até a menos adequada.

Para a proposição dos critérios gerais para a seleção hierárquica das alternativas para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares, foram considerados os fatores ambientais, em relação à minimização dos possíveis riscos e impactos ao ambiente natural; econômicos e a relação custo/benefício para a adoção de cada alternativa à realidade econômico-financeira atual.

3.3 TERCEIRA ETAPA

Nesta etapa foram calculados pesos aos critérios propostos, para cada alternativa tecnológica disponível para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares. Portanto, para definir a hierarquização das tecnologias, foi aplicada o método de análise multicritério “Analytic Hierarchy Process” – AHP (Processo Analítico Hierárquico) (SAATY, 1991). Este método, foi utilizado para propor uma forma de avaliação hierárquica das tecnologias disponíveis para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares pela relevância das tecnologias e para o sucesso da implantação do projeto.

O método AHP avalia a importância relativa dos critérios, compara as alternativas para cada critério que, neste caso, são as alternativas tecnológicas de tratamento de RSD, além de determinar uma escala em ordem decrescente para as alternativas consideradas.

Os modelos baseados em decisão multicritério são indicados para a solução de problemas que necessitem de vários critérios de avaliação. Para a avaliação das tecnologias de tratamento de RSD, os critérios analisados podem ser conflitantes, pois uma usina de tratamento de RSD pode ser economicamente viável, entretanto,

não existe garantia que seja ambientalmente recomendável. Desta forma, foram definidos pesos para os critérios, que variaram de 1 a 9, sendo que os valores estão relacionados as alternativas e, assim, determina a hierarquia de forma decrescente (BETENCOURT, 2000).

Os pesos foram auferidos a uma seqüência de comparação por pares de tecnologia, ou seja, uma tecnologia em relação à outra, para os onze critérios adotados. A Tabela 3.1 apresenta a comparação dos pares para o julgamento dos elementos X e Y. De acordo com LAI e colaboradores (1999), os julgamentos dos tomadores de decisão, com respeito à importância de um atributo em relação a outro, podem ser realizados de forma subjetiva, sendo que o valor 1 denota igual importância, enquanto o valor 9 denota alto grau de favoritismo daquele critério em relação à comparação entre duas tecnologias de tratamento de RSD.

TABELA 3.1 – COMPARAÇÃO AOS PARES PARA O JULGAMENTO DOS ELEMENTOS X E Y

JULGAMENTO	VALORES
X é igualmente preferível a Y	1
X é igualmente a moderadamente preferível sobre Y	2
X é moderadamente preferível sobre Y	3
X é moderadamente a fortemente preferível sobre Y	4
X é fortemente preferível sobre Y	5
X é fortemente a muito fortemente preferível sobre Y	6
X é muito fortemente preferível sobre Y	7
X é muito fortemente a extremamente preferível sobre Y	8
X é extremamente preferível sobre Y	9

FONTE: LAI *et al.* (1999)

3.4 QUARTA ETAPA

Esta etapa consolidou a importância deste trabalho visando a tomada de decisões. Neste ponto foi definida uma escala hierárquica das alternativas tecnológicas disponíveis para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares, da mais adequada para a menos adequada, a partir da somatória dos pesos auferidos a cada critério de seleção para cada alternativa (Tabela 4.1 Resultado Final da Matriz Peso (W) – Hierarquização das Alternativas Tecnológicas Disponíveis para o Tratamento dos Resíduos Sólidos Domiciliares).

3.5 GENERALIDADES DO MÉTODO AHP – ANALITYC HIERARCHY PROCESS

O AHP foi desenvolvido na Wharton School of Business por Thomas A. Saaty (SAATY, 1980). Esta ferramenta permite aos tomadores de decisão modelarem problemas complexos numa estrutura hierárquica, mostrando as relações entre metas, objetivos (critérios), sub-objetivos e alternativas.

Roper, Lowe e Sharp (1990) destacam duas características que diferenciam o AHP de outros enfoques para a tomada de decisão. Um deles é a capacidade para tratar com atributos tangíveis e intangíveis. O outro é a capacidade para monitorar a consistência com a qual os tomadores de decisão fazem seus julgamentos.

O método de análise hierárquica, o AHP (Analytic Hierarchy Process); decompõe e sintetiza as relações entre os critérios até que seja obtida a priorização dos seus indicadores, aproximando-se da melhor resposta de medição única de desempenho. A idéia central deste método é a redução do estudo de sistemas a uma seqüência de comparações aos pares. A utilidade do método está relacionada ao processo de tomada de decisões, minimizando suas falhas (SAATY, 1991). Para este autor, a determinação dos pesos para os critérios em relação ao objetivo, que é hierarquizar as alternativas A, B, C..., reduz-se a uma seqüência de comparação por pares entre as alternativas. O benefício do método AHP é que, como os valores dos julgamentos das comparações paritárias são baseados em experiência, intuição e também em dados físicos, o AHP pode auxiliar nos aspectos qualitativos e quantitativos de um problema de decisão.

Sob a ótica do processo decisório Freitas *et al.*, (1997), argumentam que o método AHP pode ser utilizado como suporte nas fases de concepção, em que os tomadores de decisão analisam os dados, determinam os porquês, refinam os critérios de avaliação e definem as alternativas, uma vez que permite comparar elementos de decisão quantitativos e qualitativos; e na fase de escolha, em que são avaliadas as alternativas, verificados o impacto dos fatores não quantificáveis e selecionada a alternativa mais adequada.

Para Becker (2004), a natureza de problemas de multicritérios soma-se aos processos de priorização, pois envolvem conflitos de escolhas significativos, o que requer atribuição de pesos para cada critério, como o utilizado pelo AHP.

Grandzol (2005) afirma que, por reconhecer que participantes podem estar incertos ou fazer julgamentos imprecisos em algumas comparações, o método de Saaty envolve comparações redundantes para melhorar a validade destas

comparações. O autor adverte que a tolerância de inconsistências não é uma limitação, mas um retrato da realidade.

O Decision Support Systems Glossary (DSS, 2006), define AHP como “uma aproximação para tomada de decisão que envolve estruturação de multicritérios de escolha em um padrão hierárquico”.

No método AHP, surgem duas questões a serem levadas em consideração na estrutura hierárquica dos sistemas (SAATY, 1991).

- 1) Como estruturar hierarquicamente as funções de um sistema?
- 2) Como medir impactos de cada elemento na hierarquia?

No método AHP, um problema é estruturado como hierarquia e, posteriormente, sofre um processo de priorização. A priorização envolve explicitar julgamentos de questões de dominância de um elemento sobre outro quando comparados a uma prioridade (SAATY, 1991).

Para elaborar uma hierarquia, Saaty (1994) fornece sugestões como:

- identificar o problema geral. Qual a questão principal ?
- identificar os sub-objetivos do objetivo geral;
- identificar os critérios que devem ser satisfeitos para satisfazer os sub-objetivos do objetivo geral;
- identificar os sub-critérios abaixo de cada critério. Vale ressaltar que critérios e sub-critérios podem ser especificados em termos de faixas de valores de parâmetros ou em termos de intensidades como alta, média, baixa;
- identificar os atores envolvidos;
- identificar os objetivos dos atores;
- identificar opções e resultados;
- para decisões sim-não, tomar o resultado mais preferível e comparar os benefícios e custos de tomar decisão com os de não se tomar a decisão;
- realizar uma análise de custo-benefício usando valores marginais.

Entretanto, como se trata de hierarquia de dominância, deve ser perguntado qual das alternativas gera o melhor benefício, que alternativa é mais custosa e, para riscos, qual alternativa é mais arriscada. Uma hierarquia bem construída será um bom modelo da realidade, podendo trazer vantagens.

Para Saaty (1994), há dois meios de sintetizar as prioridades locais das alternativas, usando prioridades globais dos critérios: o modo distributivo e o modo ideal. No distributivo, os pesos das alternativas somam 1 e, é adotado quando há

dependência entre as alternativas e uma prioridade unitária é distribuída entre elas, ou seja, quando o objetivo é escolher uma alternativa que é melhor em relação a outras.

Grandzol (2005) descreve que, por meio de comparações aos pares, em cada nível da hierarquia baseadas na escala de prioridades do AHP, os pesquisadores auferem pesos relativos, chamados de prioridades, para diferenciar a importância dos critérios. Este autor exemplifica que o modo distributivo é apropriado para alocação proporcional de um benefício. Traduzindo numericamente o exemplo do autor, três alternativas com relação de dependência A, B e C teriam prioridades como $A=0,2$, $B=0,5$ e $C=0,3$, que totalizam 1.0.

O método AHP atende aos critérios de processo de tomada de decisão, separa um problema em subproblemas e depois agrega as soluções dos subproblemas em uma solução geral. Facilita a tomada de decisão ao organizar percepções, sentimentos, julgamentos e memórias em uma estrutura que exhibe as forças influentes na decisão e que gera um resultado numérico e conclusivo.

Este método pode ser aplicado em diversas áreas, citamos como exemplos; a aplicação no planejamento de recursos hídricos (ZUFFO, 2002), ao auxílio à decisão para a adoção de políticas de compras por empresa do ramo automobilístico (SALOMON, 2002) e na avaliação de impactos ambientais (LUCENA, 2004).

3.6 DEFINIÇÃO DE CRITÉRIOS PARA A HIERARQUIZAÇÃO DAS TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO PARA O RSD

Os critérios propostos foram quantificados a partir da comparação entre as alternativas, que no caso deste trabalho, são as tecnologias de tratamento para os resíduos sólidos domiciliares, que contribuem para a decisão do problema.

A Figura 3.2 apresenta os critérios e as alternativas tecnológicas adotadas para o tratamento do RSD. A revisão da literatura permitiu a seleção das alternativas tecnológicas disponíveis para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares e, portanto, a definição de critérios a serem avaliados e hierarquizados, como apresentado na Figura 3.2. A partir do método AHP, foi possível calcular os pesos para cada alternativa tecnológica de tratamento para o RSD em relação aos critérios propostos. Portanto, o resultado da somatória dos pesos calculados de cada alternativa tecnológica relativo aos critérios possibilitou a hierarquização das

alternativas tecnológicas em ordem decrescente orientando assim, a prioridade na escolha da tecnologia de tratamento de RSD a ser implantada.

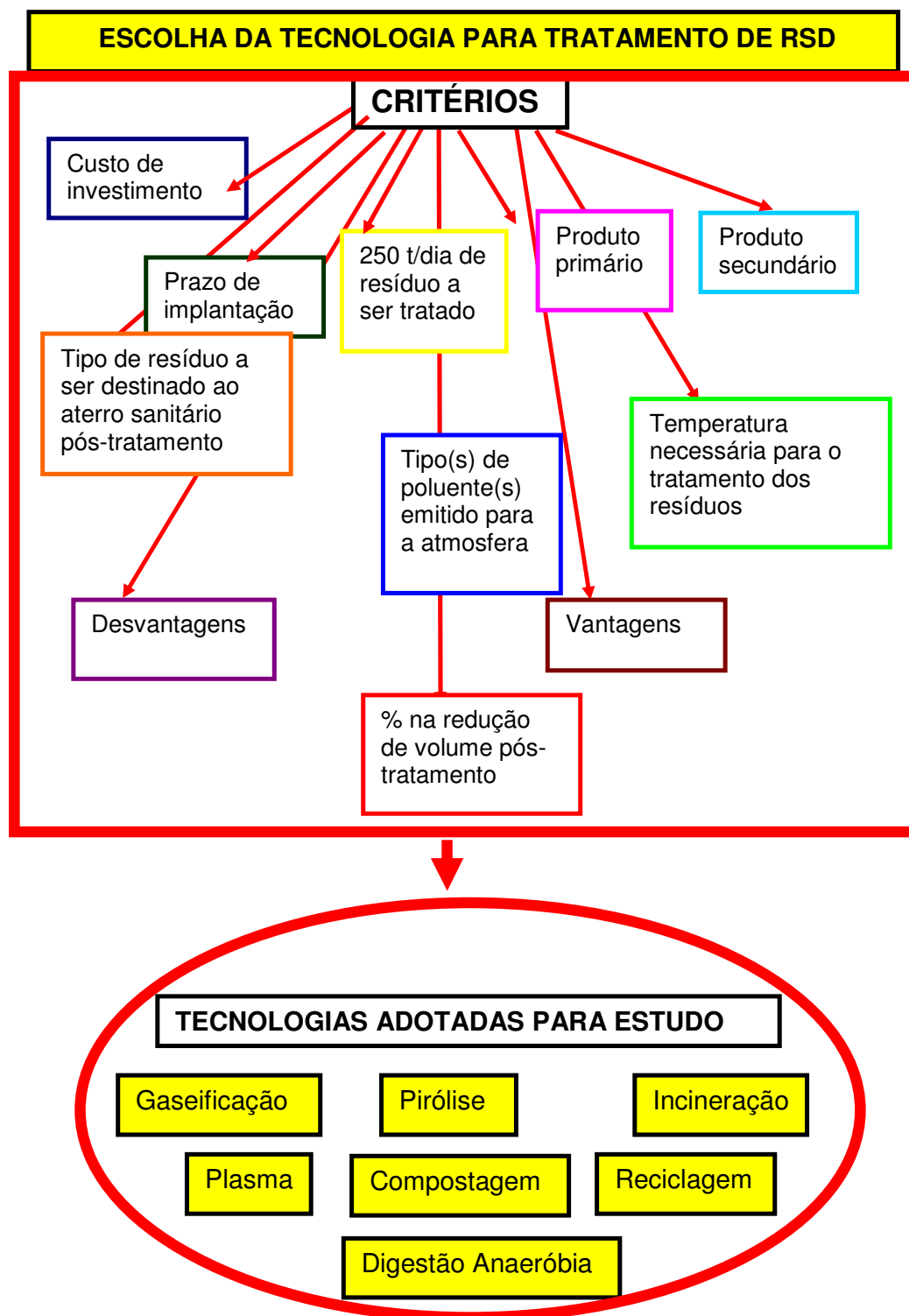


FIGURA 3.2 CRITÉRIOS E TECNOLOGIAS ADOTADAS PARA O TRATAMENTO DO RSD

FONTE: A AUTORA

A busca da solução de um problema freqüentemente ocorre em ambientes em que os critérios são conflitantes, ou seja, em que o ganho para um critério poderá causar uma perda em outro. Estes critérios podem ser do tipo fator, composto por variáveis que acentuam ou diminuem a aptidão de uma determinada alternativa para o objetivo em causa, ou podem ser do tipo exclusão, que são variáveis que limitam as alternativas em consideração na análise (MOUSSEAU, 1997).

3.7 ANÁLISE MULTICRITÉRIO

Segundo Ramos (2000), a partir da estruturação do modelo e considerando o objetivo a ser alcançado, após a definição dos critérios necessários para a solução do problema, é possível utilizar as técnicas de decisão multicritério para a hierarquização das alternativas. Os passos podem ser resumidos como normalização da matriz, comparação das alternativas por cada critério proposto e cálculo dos pesos.

3.8 DEFINIÇÃO DE PESOS PARA OS CRITÉRIOS

Para alguns autores, não existe um método consensual para a definição de pesos, mas várias propostas de procedimentos que podem ser encontradas na literatura (WINTERFELTDT e EDWARDS, 1986; MALCZEWSKI, 1999).

Os métodos mais utilizados para a definição de pesos são; ordenação de critérios (STILLWELL *et al.*, 1981); escalas de pontos (OSGOOD *et al.*, 1957), em distribuição de pontos (EASTON, 1973) e comparação de critérios par a par (SAATY, 1977).

O método de comparação de critérios par a par, denominado método AHP (SAATY, 1977), é uma ferramenta bastante útil por ser uma medida de hierarquia dos princípios, critérios, indicadores e verificadores (MENDONZA *et al.*, 1999). Este método aborda a tomada de decisão arranjando os componentes importantes de um problema em uma estrutura hierárquica similar a uma árvore genealógica, (GOMES e MOREIRA 1998). A Figura 3.3 apresenta a representação esquemática geral do método AHP (GARTNER, 2001).

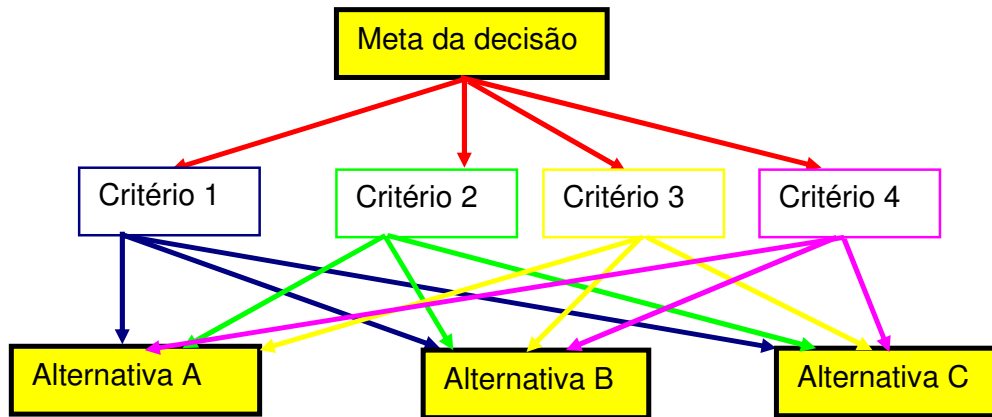


FIGURA 3.3 – ESTRUTURA HIERÁRQUICA GERAL DO MÉTODO AHP

FONTE: GARTNER (2001)

Uma vez definida a hierarquia, passa-se para o estágio de comparação aos pares. A descrição deste processo, apresentada a seguir, está baseada em Lai *et al.*, (1999). Os julgamentos dos tomadores de decisão, com respeito à importância de um atributo em relação a outro, podem ser realizados de forma subjetiva e convertidos para um valor numérico usando uma escala de 1 – 9 (Tabela 3.1) a, sendo que o valor 1 denota igual importância e 9 denota alto grau de favoritismo.

Utilizando notação matemática, a matriz de comparação A para comparar n elementos é, apresentada na Equação 1.

$$\mathbf{A} = [a_{ij}] \text{ (onde } a_{ji} = 1/a_{ij}, a_{ii}=1, 1 \leq i \leq n, \text{ e } 1 \leq j \leq n) \quad (1)$$

A diagonal principal é sempre 1. Deve-se notar a reciprocidade através da diagonal, ou seja, se o elemento $a_{1,3} = 5$, então $a_{3,1} = 1/5$

A seguir, calcula-se o peso relativo das alternativas com respeito aos critérios. Os pesos relativos são obtidos por meio da aplicação de um processo de duas etapas. Primeiramente, soma-se cada coluna e, então, divide-se cada coluna entrada pela soma respectiva de cada coluna. A matriz que resulta do processo é denominada matriz normalizada, e apresentada pela Equação 2.

$$\mathbf{A}' = [a'_{ij}] \text{ onde } a'_{ij} = a_{ij} / \sum_{K=1}^n a_{iK} \text{ para } 1 \leq i \leq n, \text{ e } 1 \leq j \leq n \quad (2)$$

A seguir, calcula-se o valor médio de cada linha da matriz normalizada para obter o peso relativo ou *eigen vector*, de acordo com a equação 3.

$$W = [w_k] \text{ onde } w_k = \sum_{i=1}^n a'_{ij} / n \text{ para } 1 \leq j \leq n, \text{ e } 1 \leq k \leq n. \quad (3)$$

Repete-se o processo para cada matriz A, que é formada pelos critérios propostos *versus* tecnologias para o tratamento dos RSD. Uma vez que todos os pesos relativos, de cada critério para todas as tecnologias tenham sido calculados, somam-se os pesos relativos o que resulta no peso final, que hierarquiza as tecnologias, por ordem decrescente.

A taxa de consistência (C.R) é um indicador matemático aproximado, ou guia, da consistência das comparações aos pares. Ela é uma função do que se denomina “*maximum eigenvalue*” e do tamanho da matriz, denominada “índice de consistência”, que é comparado, então, contra valores semelhantes se as comparações, aos pares, tiverem sido simplesmente randômicas, denominado “índice randômico”. Se a relação do índice de consistência para o índice aleatório, denominado “relação de consistência”, não for maior do que 0.1, Saaty (1991) sugere, genericamente, que esta consistência seja bastante aceitável para propósitos pragmáticos.

Neste trabalho foram hierarquizadas as alternativas tecnológicas para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares. Neste sentido, houve a necessidade de especificar um método para a tomada de decisão, em função do número de tecnologias selecionadas para este estudo. Foi identificado o método AHP, concebido por Saaty (1980), como aquele que seria capaz de fornecer as condições mais adequadas para a hierarquização das tecnologias de tratamento dos resíduos sólidos domiciliares, por ordem decrescente. A adoção deste esquema visou propor um método para apoio à tomada de decisão referente à gestão de resíduos sólidos domiciliares para Curitiba e Região Metropolitana.

Atualmente, a geração de resíduos domiciliares nos 19 municípios que compõem o SIPAR, é de 2500 t/dia (SMMA, 2009), sendo que esta quantidade diária necessitaria da implantação de tecnologias de tratamento dos resíduos sólidos

domiciliares, além da disposição em aterro sanitário, pois os riscos operacionais e os custos, poderiam ser minimizados a partir de usinas modulares e descentralizadas em relação ao pólo gerador.

CAPÍTULO 4

4. ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

A metodologia racional adotada para lidar com os julgamentos, por meio das comparações por pares, isto é, as prioridades calculadas pelo método AHP, capturam medidas subjetivas e objetivas e demonstraram o domínio de uma alternativa tecnológica sobre a outra para o tratamento do RSD. Para que os resultados entre os critérios adotados e as tecnologias, pudessem ser avaliados de forma criteriosa, foi necessário especificar um mínimo de casas decimal em cada etapa de cálculo.

Por meio do método AHP foi proposta uma forma de hierarquização das tecnologias disponíveis para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares em função da relevância das tecnologias. A validação do método proposto foi realizada por meio de estudo de caso na RMC.

4.1 APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS DA HIERARQUIZAÇÃO DAS ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS PARA O TRATAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES

Como resultado preliminar deste estudo foi elaborado um quadro resumo, apresentado no Anexo 2. Este quadro foi construído a partir do capítulo revisão da literatura servindo de base para as comparações realizadas entre as tecnologias de tratamento para os RSD e os critérios. Nas Tabelas 4.2 a 4.12 são apresentados os cálculos da Matriz A, da Matriz A' derivada da Matriz A, da Matriz peso (W), do vetor [C], do vetor [D], de $\lambda_{\max}$, do índice de consistência IC e da taxa de consistência CR, para cada um dos critérios em relação às alternativas tecnológicas disponíveis para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares.

4.1.1 Cálculos realizados para determinar a matriz peso W, em função do critério-custo do investimento

Primeiramente, foi montada a Matriz A (Quadro 4.1), baseada na comparação entre cada tecnologia e no cálculo de valores, sendo que a de menor custo do investimento recebeu pontuação maior em relação à de maior custo do investimento.

QUADRO 4.1 – MATRIZ A - CRITERIO - CUSTO DO INVESTIMENTO

TECNOLOGIAS	CRITERIO - CUSTO DO INVESTIMENTO Matriz A						
Reciclagem	1,00	1,70	3,70	4,70	5,70	6,70	7,70
Compostagem	0,59	1,00	3,50	4,50	5,50	6,50	7,50
Pirólise	0,27	0,29	1,00	1,60	2,60	5,60	7,20
Gaseificação	0,21	0,22	0,63	1,00	2,20	5,40	6,90
Digestão aeróbia	0,18	0,18	0,38	0,45	1,00	5,20	6,70
Incineração	0,15	0,15	0,18	0,19	0,19	1,00	6,60
Plasma	0,13	0,13	0,14	0,14	0,15	0,15	1,00
SOMA	2,53	3,68	9,53	12,58	17,34	30,55	43,60

FONTE: A AUTORA

O resultado da soma de cada coluna foi dividido pela sua linha correspondente, obtendo-se a matriz A'-derivada da matriz A (Quadro 4.2).

QUADRO 4.2 – MATRIZ A' DERIVADA DA MATRIZ A - CRITERIO - CUSTO DO INVESTIMENTO

								SOMA
Matriz A'	0,396	0,462	0,388	0,373	0,329	0,219	0,177	2,345
	0,233	0,272	0,367	0,358	0,317	0,213	0,172	1,932
	0,107	0,078	0,105	0,127	0,150	0,183	0,165	0,915
	0,084	0,060	0,066	0,079	0,127	0,177	0,158	0,752
	0,069	0,049	0,040	0,036	0,058	0,170	0,154	0,577
	0,059	0,042	0,019	0,015	0,011	0,033	0,151	0,330
	0,051	0,036	0,015	0,012	0,009	0,005	0,023	0,150

FONTE: A AUTORA

O resultado da soma de cada linha da matriz A' foi dividido pelo número de alternativas, no caso 7 tecnologias, o que resultou na matriz peso (W) (Quadro 4.3).

QUADRO 4.3 – TECNOLOGIAS E MATRIZ PESO (W)

RECICLAGEM	0,335
COMPOSTAGEM	0,276
PIRÓLISE	0,131
GASEIFICAÇÃO	0,107
DIGESTÃO ANAERÓBIA	0,082
INCINERAÇÃO	0,047
PLASMA	0,021

FONTE: A AUTORA

4.1.2 Teste da taxa de consistência – CR dos pesos calculados para o critério - custo do investimento

A matriz das comparações aos pares, denominada matriz [A], foi multiplicada, pelo vetor principal ou pesos das prioridades, vetor que contém a média normalizada das somas das linhas da matriz de comparações aos pares [W], para gerar um vetor novo [C].

[A]	[W]	[C]
1,00 1,70 3,70 4,70 5,70 6,70 7,70	0,335	2,743
0,59 1,00 3,50 4,50 5,50 6,50 7,50	0,276	2,334
0,27 0,29 1,00 1,60 2,60 5,60 7,20	0,131	1,104
0,21 0,22 0,63 1,00 2,20 5,40 6,90	X 0,107	= 0,905
0,18 0,18 0,38 0,45 1,00 5,20 6,70	0,082	0,679
0,15 0,15 0,18 0,19 0,19 1,00 6,60	0,047	0,340
0,13 0,13 0,14 0,14 0,15 0,15 1,00	0,021	0,155

Cada elemento do vetor [C] foi dividido por seu elemento correspondente no vetor [W] para determinar um vetor [D], o resultado deste vetor, é utilizado para calcular o máximo autovalor da matriz A.

$$[D] = 2,743 \div 0,335 + 2,334 \div 0,276 + 1,104 \div 0,131 + 0,905 \div 0,107 + 0,679 \div 0,082 + 0,340 \div 0,047 + 0,155 \div 0,021 = 8,189 + 8,458 + 8,448 + 8,432 + 8,240 + 7,228 + 7,216 = \mathbf{56,211}$$

Após este procedimento foi calculada a média dos números do vetor [D]. Esta é uma aproximação do que é denominado o máximo autovalor da matriz A (*maximum eigenvalue*), denotado por $\lambda \max$:

$$\lambda \max = 56,211 \div 7 = \mathbf{8,030}$$

O índice de consistência (IC) para uma matriz de tamanho N é determinado pela Equação 4.

$$IC = (\lambda \max - N) \div (N - 1) \quad (4)$$

Portanto, o índice de consistência é a relação entre o autovalor da matriz A e o número de tecnologias adotadas;

$$IC = (8,030 - 7) \div (7 - 1) = \mathbf{0,172}$$

Os estudos realizados por Saaty (1991) foram adotados neste trabalho, sendo que os índices de consistência foram relacionados aos índices randômicos para vários tamanhos de matriz N , foram aproximados por Saaty (1991), baseado em um grande número de simulações como:

N	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
IR	0.00	0.00	0.58	0.90	1.12	1.24	1.32	1.41	1.45	1.49	1.51

Para o exemplo acima, o valor de $IR = 1.32$, pois são **7** tecnologias, a $C.R$ (taxa de consistência). pode ser calculada usando-se a relação:

$$C.R = IC \div IR = 0,172 \div 1.32 = \mathbf{0,1}$$

Baseado na sugestão empírica de Saaty (1991), de que um **$C.R. = 0,1$** é aceitável, considerou-se que as comparações aos pares, realizadas para se obter os pesos do critério – custo do investimento para cada uma das alternativas tecnológicas disponíveis para o tratamento do RSD, possui uma boa consistência.

O resultado da taxa de consistência – CR, determina se os resultados dos pesos calculados para cada tecnologia, a partir dos critérios adotados é aceitável ou não. Se a taxa de consistência – CR, for igual ou menor que 0,1 (SAATY, 1991), significa que o peso calculado para cada tecnologia em relação a um determinado critério é aceitável ou não. Possibilitando com segurança hierarquizar as tecnologias da mais até a menos adequada segundo os critérios adotados.

Na Tabela 4.1 é apresentado o resultado final para o qual foram somados os pesos calculados para cada critério em relação à tecnologia e hierarquizadas as tecnologias em ordem decrescente.

A partir da somatória dos pesos calculados para cada critério em relação a cada tecnologia, resultou numa escala hierárquica; da mais adequada para a menos adequada alternativa tecnológica disponível para o tratamento dos RSD.

A hierarquia em relação às tecnologias produziu como resultado final a reciclagem como a tecnologia mais adequada com a somatória dos pesos de 3,488; seguida da compostagem, com somatória de 1,860; da pirólise, com resultado final de 1,243; do reator a plasma, com pontuação total de 1,178; da gaseificação, com somatória dos pesos igual a 1,135; da digestão anaeróbia, com somatória de pesos igual a 1,135 e, finalmente com a menor somatória dos pesos, a incineração com 1,005.

Este resultado hierárquico demonstra que em função da metodologia e dos critérios adotados, foi possível determinar em ordem decrescente a posição de cada alternativa tecnológica para o tratamento do RSD avaliada neste trabalho.

TABELA 4.1 - RESULTADO FINAL DA MATRIZ PESO (W) - HIERARQUIZAÇÃO DAS ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS DISPONÍVEIS PARA O TRATAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES

CRITÉRIOS /	Prazo de	250 t /	Custo do	Emissão	Produto	Produto	Vantagens	Desvantagens	Redução	Resíduos	Temperatura	Resultado
TECNOLOGIAS	implantação	tratado	investimento	poluentes	primário	secundário			de volume	p/ aterro		Final
Reciclagem	0,143	0,143	0,335	0,478	0,345	0,438	0,423	0,410	0,021	0,356	0,396	3,488
Compostagem	0,143	0,143	0,276	0,187	0,069	0,134	0,165	0,210	0,053	0,221	0,258	1,860
Pirólise	0,143	0,143	0,131	0,087	0,130	0,092	0,122	0,091	0,130	0,103	0,072	1,243
Plasma	0,143	0,143	0,021	0,040	0,142	0,074	0,051	0,050	0,431	0,066	0,018	1,178
Gaseificação	0,143	0,143	0,107	0,087	0,095	0,092	0,097	0,072	0,130	0,095	0,074	1,135
Digestão Anaeróbia	0,143	0,143	0,082	0,081	0,076	0,097	0,078	0,056	0,102	0,110	0,122	1,091
Incineração	0,143	0,143	0,047	0,040	0,040	0,074	0,063	0,111	0,132	0,051	0,060	1,005

FONTE: A AUTORA

4.2 HIERARQUIZAÇÃO DAS ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS PARA O TRATAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES

4.2.1 Prazo para implantação (Tabela 4.2)

A gestão dos resíduos sólidos domiciliares é função do poder público municipal, que têm um tempo de mandato de 4 anos, portanto, para que o prazo de implantação de qualquer uma das tecnologias de tratamento descritas neste estudo pudesse ser mensurado, levou-se em consideração, o tempo médio de um processo de licitação deste porte, que seria de 1,5 ano. A partir desta constatação, adotou-se o prazo para implantação de 1 ano (Anexo 2), para todas as tecnologias de tratamento de RSU, também baseado em pesquisa realizada em empresas que fornecem equipamentos para este fim.

Os resultados da matriz peso (W) para cada tecnologia são exatamente iguais, pois partiu-se do princípio que o tempo médio de implantação é de um ano para qualquer tecnologia de tratamento, conforme apresentado na Tabela 4.2.

TABELA 4.2 – PRAZO PARA IMPLANTAÇÃO

TECNOLOGIAS	CRITERIO - PRAZO PARA IMPLANTAÇÃO MATRIZ A							
Reciclagem	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	
Compostagem	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	
Pirólise	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	
Gaseificação	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	
Digestão anaeróbia	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	
Incineração	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	
Plasma	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	
SOMA	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	
								SOMA
Matriz A'	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	1,000
	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	1,000
	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	1,000
	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	1,000
	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	1,000
	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	1,000
	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	1,000
	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	1,000
W matriz	0,143							
peso	0,143							
	0,143							
	0,143							
	0,143							
	0,143							
	0,143							
	0,143							
								SOMA
Matriz A X W	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	1,000
	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	1,000
	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	1,000
	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	1,000
	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	1,000
	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	1,000
	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	1,000
	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	1,000
VETOR D	1,000÷	1,000÷	1,000÷	1,000÷	1,000÷	1,000÷	1,000÷	
	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	
VETOR D	7,000	7,000	7,000	7,000	7,000	7,000	7,000	49,000
L MAX	7,000							
CI	7,101 - 7 ÷	0,000	0					
	6							
CR	0,017÷1,32	0,000						

FONTE: A AUTORA

4.2.2. Resíduo domiciliar a ser tratado = 250 t/dia (Tabela 4.3)

Para que fosse possível comparar as tecnologias em relação ao critério resíduo domiciliar a ser tratado = 250 t/dia, seria necessário que houvesse uma quantidade (t/dia), que trouxesse uma compensação entre custo e o benefício.

Menezes *et al.* (2000) afirmam que “a experiência atual indica que a geração de energia torna-se rentável em instalações com capacidades de processamento acima de 250 t/dia. Abaixo desta capacidade a energia é normalmente aproveitada apenas para uso da própria planta”, o que tornaria o custo da operação inviável financeiramente, pois uma das principais receitas para a sustentabilidade de uma usina de tratamento é a geração de energia para venda. E muito acima da capacidade de 250 t/dia (até 500 t/dia) de resíduo a ser tratado também torna-se inconveniente em função do custo do investimento, do controle da operação e do número de caminhões por dia em direção à usina, o que torna difícil a mobilidade dos veículos. Além de que, a gestão dos resíduos sólidos domiciliares deve priorizar a descentralização das usinas de tratamento, independentemente da tecnologia a ser adotado, pois a logística na circulação dos caminhões no sistema viário tende a melhorar.

Portanto, baseado nestas informações, e adotando 250 t/dia (Anexo 2), esta quantidade de resíduo domiciliar tratado por dia, seria um bom indicador em relação a custo/benefício.

Os resultados dos pesos calculados para todas as tecnologias, em relação ao critério resíduo domiciliar a ser tratado = 250 t/dia, produziu o valor de 0,143 pois foi adotado a mesma quantidade de resíduo t/dia para todas elas, conforme apresentado na Tabela 4.3.

TABELA 4.3 – RESÍDUO DOMICILIAR A SER TRATADO = 250 t/DIA

TECNOLOGIAS	CRITERIO - 250 T/DIA MATRIZ A							
Reciclagem	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	
Compostagem	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	
Pirólise	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	
Gaseificação	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	
Digestão anaeróbia	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	
Incineração	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	
Plasma	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	
SOMA	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	
								SOMA
Matriz A'	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	1,000
	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	1,000
	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	1,000
	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	1,000
	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	1,000
	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	1,000
	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	1,000
W matriz	0,143							
peso	0,143							
	0,143							
	0,143							
	0,143							
	0,143							
	0,143							
								SOMA
Matriz A X W	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	1,000
	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	1,000
	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	1,000
	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	1,000
	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	1,000
	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	1,000
	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	1,000
VETOR D	1,000÷	1,000÷	1,000÷	1,000÷	1,000÷	1,000÷	1,000÷	
	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	0,143	
VETOR D	7,000	7,000	7,000	7,000	7,000	7,000	7,000	49,000
L MAX	7,000							
CI	7,101 – 7 ÷	0,000	0					
	6							
CR	0,017÷1,32	0,000						

FONTE: A AUTORA

4.2.3 Custo do investimento (Tabela 4.4)

A partir de pesquisa foi identificado o custo do investimento dos reatores e equipamentos (Anexo 2), necessários apenas para a instalação da tecnologia, ou seja, neste custo não está incluída a etapa que antecede os processos como separação e trituração, entre outros, nem tampouco, a etapa de geração de energia.

Os resultados do custo dos investimentos, foram obtidos a partir dos valores em Reais e da comparação entre cada tecnologia, o que resultou nos cálculos dos pesos. Este critério permitiu elencar as tecnologias por ordem de grandeza, ou seja, da tecnologia com menor custo do investimento até a tecnologia com maior custo do investimento. Esta definição de ordem é necessária para o método de análise multicritério AHP, pois este método necessita que todos os critérios sejam comparados na mesma ordem em relação às tecnologias, ou seja, esta ordem deve ser fixada para que as comparações entre elas, em relação aos critérios, mantenham sempre a mesma seqüência de tecnologias.

Assim, os pesos foram calculados conforme apresentado na Tabela 4.4 e os resultados obtidos para a taxa de consistência foi $CR = 0,1$. Segundo o método utilizado, baseado na sugestão empírica de Saaty (1991) de que um $CR = 0,1$ é aceitável, considera-se que, as comparações aos pares, realizadas para se obter os pesos do critério – custo do investimento para cada uma das alternativas tecnológicas disponíveis para o tratamento do RSD possui uma boa consistência.

TABELA 4.4 – CUSTO DO INVESTIMENTO

TECNOLOGIAS	CRITERIO - CUSTO DO INVESTIMENTO Matriz A							
Reciclagem	1,00	1,70	3,70	4,70	5,70	6,70	7,70	
Compostagem	0,59	1,00	3,50	4,50	5,50	6,50	7,50	
Pirólise	0,27	0,29	1,00	1,60	2,60	5,60	7,20	
Gaseificação	0,21	0,22	0,63	1,00	2,20	5,40	6,90	
Digestão anaeróbia	0,18	0,18	0,38	0,45	1,00	5,20	6,70	
Incineração	0,15	0,15	0,18	0,19	0,19	1,00	6,60	
Plasma	0,13	0,13	0,14	0,14	0,15	0,15	1,00	
SOMA	2,53	3,68	9,53	12,58	17,34	30,55	43,60	
								SOMA
Matriz A'	0,396	0,462	0,388	0,373	0,329	0,219	0,177	2,345
	0,233	0,272	0,367	0,358	0,317	0,213	0,172	1,932
	0,107	0,078	0,105	0,127	0,150	0,183	0,165	0,915
	0,084	0,060	0,066	0,079	0,127	0,177	0,158	0,752
	0,069	0,049	0,040	0,036	0,058	0,170	0,154	0,577
	0,059	0,042	0,019	0,015	0,011	0,033	0,151	0,330
	0,051	0,036	0,015	0,012	0,009	0,005	0,023	0,150
W matriz	0,335							
peso	0,276							
	0,131							
	0,107							
	0,082							
	0,047							
	0,021							
								SOMA
Matriz A X W	0,335	0,469	0,484	0,505	0,470	0,315	0,165	2,743
	0,197	0,276	0,458	0,483	0,453	0,306	0,161	2,334
	0,091	0,079	0,131	0,172	0,214	0,264	0,155	1,104
	0,071	0,061	0,082	0,107	0,181	0,254	0,148	0,905
	0,059	0,050	0,050	0,049	0,082	0,245	0,144	0,679
	0,050	0,042	0,023	0,020	0,016	0,047	0,142	0,340
	0,044	0,037	0,018	0,016	0,012	0,007	0,021	0,155
VETOR D	2,743 ÷	2,334 ÷	1,104 ÷	0,905 ÷	0,679 ÷	0,340 ÷	0,155 ÷	
	0,335	0,276	0,131	0,107	0,082	0,047	0,021	
VETOR D	8,189	8,458	8,448	8,432	8,240	7,228	7,216	56,211
L MAX	8,030							
CI	8,030 - 7 ÷	1,030	0,172					
	6							
CR	0,172/1,32	0,1						

FONTE: A AUTORA

4.2.4 Poluentes emitidos para a atmosfera (Tabela 4.5)

A partir da revisão da literatura (Anexo 2) foi possível levantar as informações em relação aos poluentes emitidos para a atmosfera para as alternativas tecnológicas adotadas. O processo de comparação entre este critério com relação a cada tecnologia resultou na matriz W (peso), para estes resultados foi calculada a taxa de consistência $CR = 0,1$, conforme apresentado na Tabela 4.5.

Segundo o método utilizado, baseado na sugestão empírica de Saaty (1991) de que um $CR = 0,1$ é aceitável. Portanto o resultado dos pesos obtidos para o critério – poluentes emitidos para a atmosfera foi aceitável.

TABELA 4.5 – POLUENTES EMITIDOS PARA A ATMOSFERA

TECNOLOGIAS	CRITERIO- POLUENTES EMITIDOS PARA A ATMOSFERA							
	MATRIZ A							
Reciclagem	1,00	5,00	7,00	7,00	7,00	8,00	8,00	
Compostagem	0,20	1,00	3,00	3,00	5,00	4,00	4,00	
Pirólise	0,14	0,33	1,00	1,00	3,00	2,00	2,00	
Gaseificação	0,14	0,33	1,00	1,00	3,00	2,00	2,00	
Digestão anaeróbia	0,14	0,20	0,33	0,33	1,00	4,00	4,00	
Incineração	0,13	0,25	0,50	0,50	0,25	1,00	1,00	
Plasma	0,13	0,25	0,50	0,50	0,25	1,00	1,00	
SOMA	1,88	7,37	13,33	13,33	19,50	22,00	22,00	
								SOMA
Matriz A'	0,532	0,679	0,525	0,525	0,359	0,364	0,364	3,347
	0,106	0,136	0,225	0,225	0,256	0,182	0,182	1,312
	0,076	0,045	0,075	0,075	0,154	0,091	0,091	0,607
	0,076	0,045	0,075	0,075	0,154	0,091	0,091	0,607
	0,076	0,027	0,025	0,025	0,051	0,182	0,182	0,568
	0,067	0,034	0,038	0,038	0,013	0,045	0,045	0,279
	0,067	0,034	0,038	0,038	0,013	0,045	0,045	0,279
W matriz	0,478							
peso	0,187							
	0,087							
	0,087							
	0,081							
	0,040							
	0,040							
								SOMA
Matriz A X W	0,478	0,937	0,607	0,607	0,568	0,319	0,319	3,836
	0,096	0,187	0,260	0,260	0,406	0,160	0,160	1,528
	0,068	0,062	0,087	0,087	0,243	0,080	0,080	0,707
	0,068	0,062	0,087	0,087	0,243	0,080	0,080	0,707
	0,068	0,037	0,029	0,029	0,081	0,160	0,160	0,564
	0,060	0,047	0,043	0,043	0,020	0,040	0,040	0,293
	0,060	0,047	0,043	0,043	0,020	0,040	0,040	0,293
VETOR D	3,836 ÷	1,528÷	0,707÷	0,707÷	0,564÷	0,293÷	0,293÷	
	0,478	0,187	0,087	0,087	0,081	0,040	0,040	
VETOR D	8,021	8,152	8,157	8,157	6,948	7,356	7,356	54,147
L MAX	7,735							
CI	7,735 – 7÷	0,735	0,123					
	6							
CR	0,123/1,32	0,1						

FONTE: A AUTORA

4.2.5 Produto primário (Tabela 4.6)

A partir da revisão da literatura (Anexo 2) foi possível levantar as informações em relação ao produto primário gerado em cada uma das alternativas tecnológicas adotadas. O processo de comparação entre este critério, em relação a cada tecnologia resultou na matriz W (peso), para estes resultados foi calculada a taxa de consistência $CR = 0,011$, conforme apresentado na Tabela 4.6.

O método utilizado baseado na sugestão empírica de Saaty (1991), de que a taxa de consistência (CR) com valor até 0,1 é aceitável. Portanto o resultado dos pesos obtidos para o critério – produto primário foi adequado para este caso.

TABELA 4.6 – PRODUTO PRIMÁRIO

TECNOLOGIAS	CRITÉRIO - PRODUTO PRIMÁRIO MATRIZ A							
Reciclagem	1,00	4,00	3,00	3,00	4,00	3,00	3,00	
Compostagem	0,25	1,00	0,50	0,50	1,00	0,50	0,50	
Pirólise	0,33	2,00	1,00	1,50	1,50	1,00	1,00	
Gaseificação	0,33	2,00	0,67	1,00	1,20	0,50	0,50	
Digestão anaeróbia	0,25	1,00	0,67	0,83	1,00	0,50	0,50	
Incineração	0,33	2,00	1,00	2,00	2,00	1,00	1,00	
Plasma	0,33	2,00	1,00	2,00	2,00	1,00	1,00	
SOMA	2,83	14,00	7,83	10,83	12,70	7,50	7,50	
								SOMA
Matriz A'	0,353	0,286	0,383	0,277	0,315	0,400	0,400	2,414
	0,088	0,071	0,064	0,046	0,079	0,067	0,067	0,482
	0,118	0,143	0,128	0,138	0,118	0,133	0,133	0,911
	0,118	0,143	0,085	0,092	0,094	0,067	0,067	0,666
	0,088	0,071	0,085	0,077	0,079	0,067	0,067	0,534
	0,118	0,143	0,128	0,185	0,157	0,133	0,133	0,997
	0,118	0,143	0,128	0,185	0,157	0,133	0,133	0,997
W matriz	0,345							
peso	0,069							
	0,130							
	0,095							
	0,076							
	0,142							
	0,142							
								SOMA
Matriz A X W	0,345	0,275	0,391	0,285	0,305	0,427	0,427	2,455
	0,086	0,069	0,065	0,048	0,076	0,071	0,071	0,486
	0,115	0,138	0,130	0,143	0,114	0,142	0,142	0,925
	0,115	0,138	0,087	0,095	0,092	0,071	0,071	0,668
	0,086	0,069	0,087	0,079	0,076	0,071	0,071	0,540
	0,115	0,138	0,130	0,190	0,153	0,142	0,142	1,010
	0,115	0,138	0,130	0,190	0,153	0,142	0,142	1,010
VETOR D	2,455 ÷ 0,345	0,486÷ 0,069	0,925÷ 0,130	0,668÷ 0,095	0,540÷ 0,076	1,010÷ 0,142	1,010÷ 0,142	
VETOR D	7,122	7,067	7,102	7,028	7,078	7,094	7,094	49,585
L MAX	7,084							
CI	7,084 – 7 ÷ 6	0,084	0,014					
CR	0,014/1,32	0,011						

FONTE: A AUTORA

4.2.6 Produto secundário (Tabela 4.7)

A partir da revisão da literatura (Anexo 2) foi possível levantar as informações em relação ao produto secundário gerado em cada uma das alternativas tecnológicas adotadas. O processo de comparação entre este critério e cada tecnologia, resultou na matriz W (peso). Para estes resultados foi calculada a taxa de consistência $CR = 0,042$, conforme apresentado na Tabela 4.7.

O método utilizado baseado na sugestão empírica de Saaty (1991), de que a taxa de consistência (CR) com valor até 0,1 é aceitável. Portanto o resultado dos pesos obtidos para o critério – produto secundário foi adequado para este caso.

TABELA 4.7 – PRODUTO SECUNDÁRIO

TECNOLOGIAS	CRITERIO - PRODUTO SECUNDARIO MATRIZ A							
Reciclagem	1,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	
Compostagem	0,20	1,00	2,00	2,00	1,00	2,00	2,00	
Pirólise	0,20	0,50	1,00	1,00	2,00	1,00	1,00	
Gaseificação	0,20	0,50	1,00	1,00	2,00	1,00	1,00	
Digestão anaeróbia	0,20	1,00	0,50	0,50	1,00	2,00	2,00	
Incineração	0,20	0,50	1,00	1,00	0,50	1,00	1,00	
Plasma	0,20	0,50	1,00	1,00	0,50	1,00	1,00	
SOMA	2,20	9,00	11,50	11,50	12,00	13,00	13,00	
								SOMA
Matriz A'	0,455	0,556	0,435	0,435	0,417	0,385	0,385	3,066
	0,091	0,111	0,174	0,174	0,083	0,154	0,154	0,941
	0,091	0,056	0,087	0,087	0,167	0,077	0,077	0,641
	0,091	0,056	0,087	0,087	0,167	0,077	0,077	0,641
	0,091	0,111	0,043	0,043	0,083	0,154	0,154	0,680
	0,091	0,056	0,087	0,087	0,042	0,077	0,077	0,516
	0,091	0,056	0,087	0,087	0,042	0,077	0,077	0,516
W matriz	0,438							
peso	0,134							
	0,092							
	0,092							
	0,097							
	0,074							
	0,074							
								SOMA
Matriz A X W	0,438	0,672	0,458	0,458	0,486	0,368	0,368	3,248
	0,088	0,134	0,183	0,183	0,097	0,147	0,147	0,980
	0,088	0,067	0,092	0,092	0,194	0,074	0,074	0,680
	0,088	0,067	0,092	0,092	0,194	0,074	0,074	0,680
	0,088	0,134	0,046	0,046	0,097	0,147	0,147	0,705
	0,088	0,067	0,092	0,092	0,049	0,074	0,074	0,534
	0,088	0,067	0,092	0,092	0,049	0,074	0,074	0,534
VETOR D	3,248 ÷ 0,438	0,980 ÷ 0,134	0,680 ÷ 0,092	0,680 ÷ 0,092	0,705 ÷ 0,097	0,534 ÷ 0,074	0,534 ÷ 0,074	
VETOR D	7,417	7,292	7,423	7,423	7,262	7,244	7,244	51,305
L MAX	7,329							
CI	7,329 - 7 ÷ 6	0,329	0,055					
CR	0,055/1,32	0,042						

FONTE: A AUTORA

4.2.7 Vantagens das tecnologias de tratamento para os RSD (Tabela 4.8)

A partir da revisão da literatura (Anexo 2) foi possível levantar as informações em relação às vantagens de cada uma das alternativas tecnológicas adotadas. O processo de comparação entre este critério e cada uma das tecnologias resultou na matriz W (peso). Para estes resultados foi calculada a taxa de consistência $CR = 0,1$, conforme apresentado na Tabela 4.8.

O método utilizado baseado na sugestão empírica de Saaty (1991), de que a taxa de consistência (CR) com valor até 0,1 é aceitável. Portanto o resultado dos pesos obtidos para o critério – vantagens foi adequado para este caso.

TABELA 4.8 – VANTAGENS DAS TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO PARA OS RSD

TECNOLOGIAS	CRITERIO - VANTAGENS Matriz A							
Reciclagem	1,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	
Compostagem	0,20	1,00	2,50	2,50	2,50	2,50	2,50	
Pirólise	0,20	0,40	1,00	2,20	2,20	2,20	2,20	
Gaseificação	0,20	0,40	0,45	1,00	2,10	2,10	2,10	
Digestão anaeróbia	0,20	0,40	0,45	0,48	1,00	2,00	2,00	
Incineração	0,20	0,40	0,45	0,48	0,50	1,00	1,90	
Plasma	0,20	0,40	0,45	0,48	0,50	0,53	1,00	
SOMA	2,20	8,00	10,32	12,13	13,80	15,33	16,70	
								SOMA
Matriz A'	0,455	0,625	0,485	0,412	0,362	0,326	0,299	2,964
	0,091	0,125	0,242	0,206	0,181	0,163	0,150	1,158
	0,091	0,050	0,097	0,181	0,159	0,144	0,132	0,854
	0,091	0,050	0,044	0,082	0,152	0,137	0,126	0,682
	0,091	0,050	0,044	0,039	0,072	0,130	0,120	0,547
	0,091	0,050	0,044	0,039	0,036	0,065	0,114	0,439
	0,091	0,050	0,044	0,039	0,036	0,034	0,060	0,355
W matriz	0,423							
peso	0,165							
	0,122							
	0,097							
	0,078							
	0,063							
	0,051							
								SOMA
Matriz A X W	0,423	0,827	0,610	0,487	0,391	0,314	0,253	3,306
	0,085	0,165	0,305	0,244	0,195	0,157	0,127	1,278
	0,085	0,066	0,122	0,214	0,172	0,138	0,111	0,909
	0,085	0,066	0,055	0,097	0,164	0,132	0,106	0,706
	0,085	0,066	0,055	0,046	0,078	0,126	0,101	0,558
	0,085	0,066	0,055	0,046	0,039	0,063	0,096	0,451
	0,085	0,066	0,055	0,046	0,039	0,033	0,051	0,376
VETOR D	3,306 ÷	1,278 ÷	0,909 ÷	0,706 ÷	0,558 ÷	0,451 ÷	0,376 ÷	
	0,423	0,165	0,122	0,097	0,078	0,063	0,051	
VETOR D	7,807	7,722	7,450	7,244	7,139	7,182	7,412	51,955
L MAX	7,422							
CI	7,422 - 7 ÷	0,422	0,070					
	6							
CR	0,070 / 1,32	0,1						

FONTE: A AUTORA

4.2.8 Desvantagens das tecnologias de tratamento para os RSD (Tabela 4.9)

A partir da revisão da literatura (Anexo 2) foi possível levantar as informações em relação às desvantagens de cada uma das alternativas tecnológicas adotadas. O processo de comparação entre este critério e cada uma das tecnologias resultou na matriz W (peso). Para estes resultados foi calculada a taxa de consistência $CR = 0,1$, conforme apresentado na Tabela 4.9.

O método utilizado baseado na sugestão empírica de Saaty (1991), de que a taxa de consistência (CR) com valor até 0,1 é aceitável. Portanto o resultado dos pesos obtidos para o critério – desvantagens foi adequado para este caso.

TABELA 4.9 – DESVANTAGENS DAS TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO PARA OS RSD

TECNOLOGIAS	CRITERIO - DESVANTAGENS Matriz A							
Reciclagem	1,00	3,50	5,00	5,00	5,00	5,50	7,50	
Compostagem	0,29	1,00	3,50	3,50	3,50	3,50	3,50	
Pirólise	0,20	0,29	1,00	2,00	2,50	1,00	1,00	
Gaseificação	0,20	0,29	0,50	1,00	2,20	1,00	1,00	
Digestão anaeróbia	0,20	0,29	0,40	0,45	1,00	0,50	2,00	
Incineração	0,18	0,29	1,00	1,00	2,00	1,00	6,60	
Plasma	0,13	0,29	1,00	1,00	0,50	0,15	1,00	
SOMA	2,20	5,93	12,40	13,95	16,70	12,65	22,60	
								SOMA
Matriz A'	0,454	0,590	0,403	0,358	0,299	0,435	0,332	2,872
	0,130	0,169	0,282	0,251	0,210	0,277	0,155	1,473
	0,091	0,048	0,081	0,143	0,150	0,079	0,044	0,636
	0,091	0,048	0,040	0,072	0,132	0,079	0,044	0,506
	0,091	0,048	0,032	0,033	0,060	0,040	0,088	0,392
	0,083	0,048	0,081	0,072	0,120	0,079	0,292	0,774
	0,061	0,048	0,081	0,072	0,030	0,012	0,044	0,347
W matriz	0,410							
peso	0,210							
	0,091							
	0,072							
	0,056							
	0,111							
	0,050							
								SOMA
Matriz A X W	0,410	0,736	0,454	0,361	0,280	0,608	0,372	3,222
	0,117	0,210	0,318	0,253	0,196	0,387	0,174	1,655
	0,082	0,060	0,091	0,145	0,140	0,111	0,050	0,678
	0,082	0,060	0,045	0,072	0,123	0,111	0,050	0,543
	0,082	0,060	0,036	0,033	0,056	0,055	0,099	0,422
	0,075	0,060	0,091	0,072	0,112	0,111	0,327	0,848
	0,055	0,060	0,091	0,072	0,028	0,017	0,050	0,372
VECTOR D	3,222 ÷	1,655÷	0,678÷	0,543÷	0,422÷	0,848÷	0,372÷	
	0,410	0,210	0,091	0,072	0,056	0,111	0,050	
VECTOR D	7,853	7,867	7,459	7,514	7,537	7,668	7,505	53,404
L MAX	7,629							
CI	7,629 - 7 ÷	0,629	0,105					
	6							
CR	0,105/1,32	0,1						

FONTE: A AUTORA

4.2.9 Porcentagem de redução de volume pós-tratamento (Tabela 4.10)

A partir da revisão da literatura (Anexo 2) foi possível levantar as informações em relação à porcentagem de redução de volume pós-tratamento de cada uma das alternativas tecnológicas adotadas. O processo de comparação entre este critério e cada uma das tecnologias resultou na matriz W (peso). Para estes resultados foi calculada a taxa de consistência $CR = 0,034$, conforme apresentado na Tabela 4.10.

O método utilizado baseado na sugestão empírica de Saaty (1991), de que a taxa de consistência (CR) com valor até 0,1 é aceitável. Portanto o resultado dos pesos obtidos para o critério – porcentagem de redução de volume pós-tratamento foi adequado para este caso.

Deve ser ressaltado que, para este critério, quando se compara as tecnologias par a par, e se considera desde o início que a ordem das tecnologias havia sido fixada, o valor da primeira tecnologia fixada, reciclagem, foi menor em relação ao valor da segunda tecnologia, compostagem, pois a reciclagem reduz em média 20% do volume inicial do RSU, e a compostagem reduz em média 40% do volume inicial do RSU.

TABELA 4.10 – PORCENTAGEM DE REDUÇÃO DE VOLUME PÓS-TRATAMENTO

TECNOLOGIAS	CRITERIO - PORCENTAGEM DE REDUÇÃO DE							
	VOLUME PÓS-TRATAMENTO			MATRIZ A				
Reciclagem	1,00	0,50	0,11	0,11	0,16	0,11	0,10	
Compostagem	2,00	1,00	0,50	0,50	0,30	0,50	0,14	
Pirólise	9,09	2,00	1,00	1,00	1,50	1,00	0,25	
Gaseificação	9,09	2,00	1,00	1,00	1,50	1,00	0,25	
Digestão anaeróbia	6,25	3,33	0,67	0,67	1,00	0,60	0,17	
Incineração	9,09	2,00	1,00	1,00	1,67	1,00	0,25	
Plasma	10,00	7,14	4,00	4,00	5,88	4,00	1,00	
SOMA	46,52	17,98	8,28	8,28	12,01	8,21	2,16	
								SOMA
Matriz A'	0,021	0,028	0,013	0,013	0,013	0,013	0,046	0,149
	0,043	0,056	0,060	0,060	0,025	0,061	0,065	0,370
	0,195	0,111	0,121	0,121	0,125	0,122	0,116	0,911
	0,195	0,111	0,121	0,121	0,125	0,122	0,116	0,911
	0,134	0,185	0,081	0,081	0,083	0,073	0,079	0,716
	0,195	0,111	0,121	0,121	0,139	0,122	0,116	0,925
	0,215	0,397	0,483	0,483	0,490	0,487	0,463	3,019
W matriz	0,021							
peso	0,053							
	0,130							
	0,130							
	0,102							
	0,132							
	0,431							
								SOMA
Matriz A X W	0,021	0,026	0,014	0,014	0,016	0,015	0,043	0,150
	0,043	0,053	0,065	0,065	0,031	0,066	0,060	0,383
	0,193	0,106	0,130	0,130	0,153	0,132	0,108	0,953
	0,193	0,106	0,130	0,130	0,153	0,132	0,108	0,953
	0,133	0,176	0,087	0,087	0,102	0,079	0,073	0,738
	0,193	0,106	0,130	0,130	0,170	0,132	0,108	0,970
	0,213	0,378	0,520	0,520	0,602	0,528	0,431	3,193
VETOR D	0,150 ÷	0,383÷	0,953÷	0,953÷	0,738÷	0,970÷	3,193÷	
	0,021	0,053	0,130	0,130	0,102	0,132	0,431	
VETOR D	7,068	7,236	7,322	7,322	7,211	7,341	7,403	50,904
L MAX	7,272							
CI	7,272 - 7 ÷	0,272	0,045					
	6							
CR	0.045/1.32	0.034						

FONTE: A AUTORA

4.2.10 Tipo de resíduo a ser destinado ao aterro sanitário pós-tratamento (Tabela 4.11)

A partir da revisão da literatura (Anexo 2) foi possível levantar as informações em relação ao tipo de resíduo a ser destinado ao aterro sanitário, pós-tratamento das alternativas tecnológicas adotadas. O processo de comparação entre este critério em relação a cada tecnologia resultou na matriz W (peso). Para estes resultados foi calculada a taxa de consistência $CR = 0,1$, conforme apresentado na Tabela 4.11.

O método utilizado baseado na sugestão empírica de Saaty (1991), de que a taxa de consistência (CR) com valor até 0,1 é aceitável. Portanto o resultado dos pesos obtidos para o critério – tipo de resíduo a ser destinado ao aterro sanitário pós-tratamento foi adequado para este caso.

TABELA 4.11 – TIPO DE RESÍDUO A SER DESTINADO AO ATERRO SANITÁRIO PÓS-TRATAMENTO

TECNOLOGIAS	CRITERIO - TIPO DE RESÍDUO A SER DESTINADO							
	AO ATERRO SANITÁRIO PÓS-TRATAMENTO						MATRIZ A	
Reciclagem	1,00	2,00	6,00	6,00	3,00	6,00	4,00	
Compostagem	0,50	1,00	4,00	4,00	2,00	4,00	3,00	
Pirólise	0,17	0,25	1,00	1,50	4,00	1,50	1,00	
Gaseificação	0,17	0,25	0,67	1,00	4,00	1,50	1,00	
Digestão anaeróbia	0,33	0,50	0,25	0,25	1,00	4,00	3,00	
Incineração	0,17	0,25	0,67	0,67	0,25	1,00	1,00	
Plasma	0,25	0,33	1,00	1,00	0,33	1,00	1,00	
SOMA	2,58	4,58	13,58	14,42	14,58	19,00	14,00	
								SOMA
Matriz A'	0,387	0,436	0,442	0,416	0,206	0,316	0,286	2,489
	0,194	0,218	0,294	0,277	0,137	0,211	0,214	1,546
	0,065	0,055	0,074	0,104	0,274	0,079	0,071	0,721
	0,065	0,055	0,049	0,069	0,274	0,079	0,071	0,662
	0,129	0,109	0,018	0,017	0,069	0,211	0,214	0,767
	0,065	0,055	0,049	0,046	0,017	0,053	0,071	0,356
	0,097	0,073	0,074	0,069	0,023	0,053	0,071	0,459
W matriz	0,356							
peso	0,221							
	0,103							
	0,095							
	0,110							
	0,051							
	0,066							
								SOMA
Matriz A X W	0,356	0,442	0,618	0,568	0,329	0,305	0,263	2,879
	0,178	0,221	0,412	0,378	0,219	0,203	0,197	1,808
	0,059	0,055	0,103	0,142	0,438	0,076	0,066	0,940
	0,059	0,055	0,069	0,095	0,438	0,076	0,066	0,858
	0,119	0,110	0,026	0,024	0,110	0,203	0,197	0,788
	0,059	0,055	0,069	0,063	0,027	0,051	0,066	0,390
	0,089	0,074	0,103	0,095	0,037	0,051	0,066	0,513
VETOR D	2,879 ÷	1,808 ÷	0,940 ÷	0,858 ÷	0,788 ÷	0,390 ÷	0,513 ÷	
	0,356	0,221	0,103	0,095	0,110	0,051	0,066	
VETOR D	8,099	8,190	9,118	9,070	7,189	7,678	7,818	57,163
L MAX	8,166							
CI	8,166 - 7 ÷	1,166	0,194					
	6							
CR	0,194/1,32	0,1						

FONTE: A AUTORA

4.2.11 Temperatura necessária para o tratamento dos resíduos (Tabela 4.12)

A partir da revisão da literatura (Anexo 2) foi possível levantar as informações em relação à temperatura necessária para o tratamento dos resíduos em função de cada uma das alternativas tecnológicas adotadas. O processo de comparação entre este critério com relação a cada tecnologia resultou na matriz W (peso). Para estes resultados foi calculada a taxa de consistência $CR = 0,1$, conforme apresentado na Tabela 4.12.

O método utilizado baseado na sugestão empírica de Saaty (1991), de que a taxa de consistência (CR) com valor até 0,1 é aceitável. Portanto o resultado dos pesos obtidos para o critério – temperatura necessária para o tratamento dos resíduos foi adequado para este caso.

TABELA 4.12 – TEMPERATURA NECESSÁRIA PARA O TRATAMENTO DOS RESÍDUOS

TECNOLOGIAS	CRITERIO - TEMPERATURA NECESSÁRIA PARA O							
	TRATAMENTO DOS RESÍDUOS MATRIZ A							
Reciclagem	1,00	4,00	7,00	6,00	4,00	7,00	9,00	
Compostagem	0,25	1,00	7,00	6,00	3,00	7,00	9,00	
Pirólise	0,14	0,14	1,00	1,00	1,00	1,00	8,00	
Gaseificação	0,17	0,17	1,00	1,00	1,00	1,00	8,00	
Digestão anaeróbia	0,25	0,33	1,00	1,00	1,00	7,00	9,00	
Incineração	0,14	0,14	1,00	1,00	0,14	1,00	8,00	
Plasma	0,11	0,11	0,13	0,13	0,11	0,13	1,00	
SOMA	2,06	5,90	18,13	16,13	10,25	24,13	52,00	
								SOMA
Matriz A'	0,485	0,678	0,386	0,372	0,390	0,290	0,173	2,775
	0,121	0,170	0,386	0,372	0,293	0,290	0,173	1,805
	0,069	0,024	0,055	0,062	0,098	0,041	0,154	0,503
	0,081	0,028	0,055	0,062	0,098	0,041	0,154	0,519
	0,121	0,057	0,055	0,062	0,098	0,290	0,173	0,856
	0,069	0,024	0,055	0,062	0,014	0,041	0,154	0,420
	0,054	0,019	0,007	0,008	0,011	0,005	0,019	0,123
W matriz	0,396							
peso	0,258							
	0,072							
	0,074							
	0,122							
	0,060							
	0,018							
								SOMA
Matriz A X W	0,396	1,031	0,503	0,445	0,489	0,420	0,158	3,442
	0,099	0,258	0,503	0,445	0,367	0,420	0,158	2,249
	0,057	0,037	0,072	0,074	0,122	0,060	0,140	0,562
	0,066	0,043	0,072	0,074	0,122	0,060	0,140	0,577
	0,099	0,086	0,072	0,074	0,122	0,420	0,158	1,031
	0,057	0,037	0,072	0,074	0,017	0,060	0,140	0,457
	0,044	0,029	0,009	0,009	0,014	0,007	0,018	0,130
VETOR D	3,442 ÷	2,249÷	0,562÷	0,577÷	1,031÷	0,457÷	0,130÷	
	0,396	0,258	0,072	0,074	0,122	0,060	0,018	
VETOR D	8,685	8,724	7,812	7,787	8,433	7,620	7,397	56,459
L MAX	8,066							
CI	8,066 - 7 ÷	1,066	0,178					
	6							
CR	0,178/1,32	0,1						

FONTE: A AUTORA

4.2.12 Resultado final da matriz peso (W) – hierarquização das alternativas tecnológicas disponíveis para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares (Tabela 4.1)

O método AHP – Processo de Análise Hierárquica, adotado neste trabalho, apesar de aparentemente simples, requer a utilização de diversas ferramentas matemáticas, necessita de um conhecimento muito detalhado do local de implantação e das tecnologias de tratamento para o RSD. A coleta de informações a partir das referências bibliográficas para o desenvolvimento do trabalho nem sempre é uma tarefa fácil e a ausência de usinas de tratamento para o RSD no Brasil também pode levar o município ou consórcio de municípios a utilizarem este modelo de forma equivocada causando problemas na gestão.

Grandzol (2005) afirma que, por reconhecer que participantes podem estar incertos ou fazer julgamentos pobres em algumas comparações, o método AHP envolve comparações redundantes para melhorar a validade destas. O autor adverte que a tolerância de inconsistências não é uma limitação, mas um retrato da realidade.

A Tabela 4.1 (pg. 125) mostra a somatória dos pesos de todos os critérios em relação à cada tecnologia. O cálculo dos pesos (W) é de fundamental importância para a hierarquização das tecnologias, possibilitando determinar matematicamente por ordem de grandeza a posição de cada tecnologia.

A partir da somatória dos pesos calculados para cada critério em relação a cada tecnologia, resultou numa escala hierárquica da mais adequada para a menos adequada alternativa tecnológica disponível para o tratamento dos RSD.

Assim, a hierarquização das tecnologias produziu como resultado final a reciclagem como a tecnologia mais adequada com a somatória dos pesos de 3,488; seguida da compostagem, com somatória de 1,860; da pirólise, com resultado final de 1,243; do reator a plasma, com pontuação total de 1,178; da gaseificação, com somatória dos pesos igual a 1,135; da digestão anaeróbia que obteve a somatória de pesos igual a 1,135 e, finalmente com a menor somatória dos pesos a incineração, com 1,005.

Este resultado hierárquico demonstra que, em função da metodologia e dos critérios adotados, foi possível determinar em ordem decrescente a posição de cada alternativa tecnológica para o tratamento do RSD avaliada neste trabalho.

Os critérios adotados representam o cenário atual da Região Metropolitana de Curitiba, no que se refere ao tratamento dos resíduos domiciliares.

Portanto, esta etapa consolida a importância deste trabalho, visando a tomada de decisões.

CAPÍTULO 5

5. CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

5.1 CONCLUSÃO

Em função de todas as dificuldades ambientais, sociais e econômicas para a implantação de aterros sanitários, as alternativas tecnológicas disponíveis para o tratamento dos RSU; isto é, gaseificação, pirólise incineração, plasma, compostagem, reciclagem e digestão anaeróbia, podem ser componentes importantes para um sistema de gestão dos resíduos sólidos urbanos, o qual contempla também as etapas de limpeza pública, coleta, acondicionamento, transporte e destinação final. Portanto, a gestão dos RSU, deve ter como meta principal a redução da geração na fonte.

Partindo da premissa que as usinas de tratamento para os RSU, têm como principal objetivo a minimização do volume de resíduos para a disposição em aterros sanitários, que são indispensáveis, pois em qualquer processo de tratamento sempre haverá rejeitos, a melhor solução é reduzir a geração e separar os resíduos na fonte.

As campanhas por meio de qualquer veículo de comunicação, auxiliam a população a ter maior consciência em relação à separação de seu resíduo, devendo ser informando que, quanto maior o volume de resíduos coletados e maior a abrangência da coleta seletiva, maior será o potencial de recuperação energética dos resíduos. Proporcionando à gestão dos RSU maior credibilidade e apoio da sociedade, o que torna o sistema sustentável.

No Brasil é estimada uma geração de RSU em 45 milhões t/ano. Se 35% forem próprios para reciclagem, seria possível gerar 142 tWh de energia elétrica, o que equivale a 40% do consumo nacional, com o restante, mesmo uma fração deste valor, poderia ser motivo de interesse.

Fundamentalmente, os resultados apontam que os RSU devem ser tratados, levando em consideração a teoria de ciclo de vida do produto, onde a reciclagem e o aproveitamento energético minimizariam os impactos ambientais causados pela geração crescente dos resíduos sólidos urbanos.

O fator de decisão para a implantação das tecnologias de tratamento dos RSU está intrinsecamente relacionado aos custos de investimento, pois em uma licitação o binômio técnica *versus* preço fornece subsídios para a viabilização da

tomada de decisão em relação a implantação ou não de uma determinada tecnologia.

A revisão da literatura permitiu a seleção das alternativas tecnológicas disponíveis para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares e, portanto, a definição de critérios a serem avaliados e hierarquizados, como apresentado a seguir:

- o prazo médio para a implantação da tecnologia para o tratamento de 250 t/dia;
- o custo do investimento;
- os tipo(s) de poluente(s) emitidos para a atmosfera;
- os produtos primários gerados;
- os produtos secundários gerados;
- as vantagens e desvantagens de cada tecnologia;
- a porcentagem de redução de volume pós-tratamento;
- o tipo de resíduo pós-tratamento a ser destinado ao aterro;
- a temperatura necessária para o tratamento dos resíduos.

Para a implantação das alternativas tecnológicas disponíveis para o tratamento dos resíduos sólidos domiciliares, além dos critérios utilizados para a avaliação de cada tecnologia, também devem ser conhecidas, a quantidade e a composição dos resíduos gerados, a legislação em vigor, aceitação da comunidade e o nível de comercialização para os resíduos dos processos.

Os resultados deste trabalho permitem afirmar que o custo do investimento não é o fator determinante para que uma determinada tecnologia obtivesse uma colocação inferior na hierarquia de classificação, pois os custos de investimento poderão ser reduzidos com a recuperação e venda da energia e dos subprodutos gerados no processo.

Por meio do método AHP foi proposta uma forma de hierarquização das tecnologias disponíveis para o tratamento dos RSD em função da relevância das tecnologias. A hierarquia em relação às tecnologias produziu como resultado final a reciclagem como a tecnologia mais adequada com a somatória dos pesos de 3,488; seguida da compostagem, com somatória de 1,860; da pirólise, com resultado final de 1,243; do reator a plasma, com pontuação total de 1,178; da gaseificação, com somatória dos pesos igual a 1,135; da digestão anaeróbia,

com somatória de pesos igual a 1,135 e, finalmente com a menor somatória dos pesos, a incineração com 1,005.

Este resultado hierárquico permite afirmar que, em função da metodologia e dos critérios adotados, foi possível determinar em ordem decrescente a posição de cada alternativa tecnológica para o tratamento do RSD avaliada neste trabalho. Os critérios adotados representam o cenário atual da Região Metropolitana de Curitiba, no que se refere ao tratamento dos RSD.

A metodologia adotada neste trabalho mostrou-se como uma ferramenta que permite simular outros cenários em função da alteração da avaliação dos critérios. Por exemplo, pode-se avaliar que em um determinado município ou consórcio de municípios, o critério custo do investimento, não seja um critério limitante. Portanto, cada cenário criado poderá possibilitar a utilização da metodologia aplicada neste trabalho como apoio à tomada de decisão em outras circunstâncias, que poderão ser específicas de cada município ou consórcio de municípios.

Assim sendo, a cada novo cenário haverá a necessidade de se comparar as tecnologias em função de cada critério adotado, calculando-se novamente os pesos, calculando a taxa de consistência, que deverá ser menor ou igual a 0,1 e, posteriormente, hierarquizar as tecnologias, produzindo um novo cenário.

5.2 RECOMENDAÇÕES

O Brasil necessita, para estudos futuros, de maior desenvolvimento e investimentos, em tecnologias de tratamento para os RSD.

Como a gestão dos RSU é da responsabilidade do poder público, os gestores públicos necessitam de capacitação técnica sobre as tecnologias de tratamento de RSU, e ainda, que as prefeituras sejam apoiadas por órgãos estaduais e federais, além de financiamentos externos e, talvez, de subsídios, para que possam adequar-se às cobranças ambientais. Portanto, faz-se necessário, também, que as prefeituras ampliem seus programas de coleta seletiva e disciplinem o comércio de reciclados.

Para avaliar outros cenários ou validar o resultado da hierarquia das alternativas determinada neste trabalho, recomenda-se a composição de uma banca de especialistas que sugerirá outros valores para o cálculo dos pesos, que possibilite a verificação desta hierarquia.

Para minimizar as dificuldades de investimento das administrações públicas em relação à gestão dos RSU, recomenda-se a realização de parcerias público-privadas com maior frequência no âmbito municipal, sendo que o resultado destas parcerias poderia ser o aumento da capacidade de investimento dos municípios, aliado a alta competitividade da empresa privada.

REFERÊNCIAS

ABAL - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DO ALUMÍNIO, **Reciclagem de Alumínio**, 2008.

ABREU, M. F.; **Do Lixo à Cidadania: estratégias para a ação**. Brasília: Caixa Econômica Federal e UNICEF, 94 p, 2001.

ABREU, M.; **Gestão Ambiental**. CETREDE/UFC, Fortaleza, 2002.

AG Comunicação Ambiental, 2005,
www.ecoviagem.com.br/fique-por.../reciclagem/brasil-inaugura-primeira-planta-de-plasma-do-mundo, acessado em 03/01/2009.

AIRES, R. D.; LOPES, T. A.; BARROS, R. M.; CONEGLIAN, C. M. R.; SOBRINHO, G. D.; TONSO, S. e PELEGRINI, R.; **Pirólise**, III Fórum de Estudos Contábeis - Faculdades Integradas Claretianas – Rio Claro – SP – Brasil, 2003.

ALVES, F. F. A.; “País sujo”. Revista Isto é on line. Edição 1696, publicado em 28/03/02.

AMBIENGE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL SS LTDA; **Produção de Resíduos na Região Metropolitana de Curitiba com Potencial para Reciclagem Agrícola e seu Mercado: o caso do lixo urbano doméstico**, 2008.

ANDRADE, R. V.; LORA E.S.L., MELO B. A., SALES C. S. V. B., GOMEZ, E. O.; **Gaseificação de Biomassa em Leito Fluidizado: avaliação de um reator operando com casca de arroz como combustível**, Universidade Federal de Itajubá, MG, 2007.

ARAÚJO, D. C.; **Compostagem**, 2005, consultado em 05/07/2009, disponível em <<http://www.agr.feis.unesp.br/salatier/afc/COMPOSTAGEM.ppt>>.

ARANDA, D. A. G.; **A Incineração Controlada de Resíduos Sólidos**, status mundial, Rio de Janeiro, Brasil, Mimeo, 2001.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8419/1984 - Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos – procedimento**. Rio de Janeiro, 1984.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13896/1997 - Aterros de resíduos não perigosos - critérios para projeto, implantação e operação**. Rio de Janeiro, 1997.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13895/1997 - Construção de poços de monitoramento e amostragem – procedimento**. Rio de Janeiro, 1997.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13896/1997 – Aterros de resíduos não perigosos – critérios para projeto, implantação e operação.** Rio de Janeiro, 1997.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004. Resíduos Sólidos – Classificação.** Rio de Janeiro, 1987.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004/2004 – Resíduos sólidos, classificação.** Rio de Janeiro, 2004.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10006/2004 – Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos.** Rio de Janeiro, 2004.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10007/2004 - Amostragem de resíduos sólidos.** Rio de Janeiro, 2004.

AMBIENTE BRASIL;

<http://www.ambientebrasil.com.br/composer.php3?base=./energia/index.html&conteudo=./energia/biomass>, acessado em 10/01/2009.

BALLESTERO, S. D.; **Recomendações Técnicas para o Uso Agrícola do Composto de Lixo Urbano no Estado de São Paulo**, Circular Técnica 3, EMBRAPA, Campinas, 2002.

BANA E COSTA, C. A.; VANSNICK, J.; A Fundamental Criticism to Saaty's Use of the Eigenvalue Procedure to Derive Priorities, **London School of Economics and Political Science**, Londres, 2001.

BARBOSA, A. M.; MORI, F. A.; SILVA, J. R. M.; RABELO, G. F.; MENDES, L. M.; ARANTES, M. D. C.; **Gaseificação de Materiais Lignocelulósicos para Geração de Energia Elétrica**, Ciência Florestal, Santa Maria, v. 18, n. 4, 2008.

BARREIRA, L. P.; JÚNIOR, A. P.; RODRIGUES, M. S.; **Usinas de Compostagem do Estado de São Paulo: qualidade dos compostos e processos de produção**, 2006.

BECKER, J.L. Validating Decision Support Systems. In: Kent, A. and Williams, J.G. (Eds.), **Encyclopedia of Microcomputers**, Marcel Dekker, New York, 2004.

BETENCOURT, P. R. B.; **Desenvolvimento de um Modelo de Análise Multicriterial para Justificativa de Investimentos em Tecnologia da Informação**, Escola de Administração da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2000.

BIDDLE, D.; Recycling for Profit: The New Green Business Frontier. Harvard Business Review. Nov- dec, 1993.

BIDONI A. R. F., POVINELLI J., **Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos**, primeira edição, São Carlos, Escola de Engenharia de São Carlos, 1999.

BIODIESELBR;
<http://www.biodieselbr.com/energia/biomassa/gaseificacao> acessado em 17/12/2008.

BIZZO, W; GOLDSTEIN JÚNIOR L.; Incineração de Lixo Urbano com Geração de Energia Elétrica. In: **Congresso Brasileiro de Planejamento Energético**, v. 2, 1995, Campinas. Anais .Campinas: Unicamp, 6 p., 1995.

BLUNDI, C. E.; CAMPOS, A. L. O.; **Avaliação de Matéria Orgânica em Compostagem: Metodologia e correlações**, Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, 1998.

BORGES, A. G.; Consórcios Públicos, Nova Sistemática e Controle. **Revista Eletrônica de Direito Administrativo Econômico**, Salvador, Instituto de Direito Público da Bahia, nº 6, 2006. Disponível na internet : <http://www.direitodoestado.com.br>, acessado em 29/04/2009.

BRABER, K.; Anaerobic Digestion of Municipal Solid Waste: a modern waste disposal option on the verge of breakthrough. **Biomass and Bioenergy**, V.9, n.1–5, p.365–376, 1995.

BRAGA, M.C.B., BONETTO, E. R. Solid Waste Management in Curitiba, Brazil– Alternative solutions. **The journal of resources and technology**, Marh 1993, Volume 21, number 1, 1993.

BRANDRUP, J.; **Recycling and Recovery of Plastics**, New York (EUA): Hanser/Gardner Publications, 1996.

BRASIL, CONSTITUIÇÃO DA REPÚBLICA FEDERATIVA DO BRASIL, 1988.

BRASIL; MANUAL DE GERENCIAMENTO INTEGRADO DE RESÍDUOS SÓLIDOS – Governo Federal, **Secretaria Especial de Desenvolvimento Urbano** da Presidência da República-SEDU, IBAM, 2001.

BRIDGWATER, A V.; **Towards the ‘Bio-Refinery’ Fast Pyrolysis of Biomass**, Renewable Energy World, JamesxJames Editores, Londres, vol. 4, No.1, Jan-Fev , 66-83, 2001.

BRIDGWATER, A.V.; **Fast Pyrolysis of biomass: A handbook**, Vol.2, Aston University, Bio-energy research group, UK, p. 54, 2002.

BRINTON, WF; **"Compost Quality Standards & Guidelines: An International View"**, New York State Association of Recyclers, 2000.

BRUNI, V. C.; **Avaliação do Processo Operacional de Compostagem Aerada de Lodo de Esgoto e Poda Vegetal em Reatores Fechados**, Universidade Federal do Paraná, 2005.

BULGARANOVA, J.; Plasma Chemical Gasification of Sewage Sludge; **Waste Management and Research**, London, v. 21, n. 1, p. 38 – 41, Feb. 2003.

BÜTTENBENDER, E. S.; **Avaliação da Compostagem da Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos Provenientes da Coleta Seletiva Realizada no Município de Angelina S/C**, Universidade Federal de Santa Catarina, 2004.

BUZETTI, S.; **Compostagem**, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, S/P, 2005.

CAIRNCROSS, F.; **Meio Ambiente: Custos e Benefícios**, Trad. de Cid Knipel Moreira, The Economist Books/ Nobel: São Paulo, 267p., 1992.

CAIXETA, D. M.; **Geração de Energia Elétrica a Partir da Incineração de Lixo Urbano: o caso de Campo Grande/MS**, Universidade de Brasília, Centro de Desenvolvimento Sustentável, 2005.

CALDERONI, S.; **Os Bilhões Perdidos com o Lixo, Humanistas**, São Paulo, 1997.

CALDERONI, S.; Os bilhões perdidos com o lixo. Humanistas, 3ª Edição, São Paulo, 1999.

CALDERONI, S.; KLIGERMANN, D. C.; **A Era da Reciclagem x A era do Desperdício**, In: SISINNO, C. L. S. & OLIVEIRA, R. M. (orgs.) Resíduos sólidos, ambiente e saúde – uma visão multidisciplinar, Ed. Fiocruz, Rio de Janeiro, 2000.

CALIFORNIANS Against Waste, The Southern California Conversion Technology Demonstration Project, 2005.
www.socalconversion.org/pdfs/CT_Eval_Rpt_CvrLtr.pdf acessado em 10/12/2008.

CAMPANI, D. B.; **Tecnologias de Aproveitamento de Carbono no Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos**, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2004.

CAMPOS, M. C.; **Custo do Investimento em um Gaseificador**, Departamento de Engenharia Mecânica da Universidade Federal do Paraná – UFPR, 2009.

CANCELIER, A.; **Controle Preditivo de Reatores Semi-Batelada**, Dissertação de mestrado, Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis, 1998.

CAPUTO, A. C. e PELAGAGGE, P. M.; **RDF Production Plants: I Design and Costs. Applied Thermal Engineering, Production Plants: II Economics and Profitability. Applied Thermal Engineering**, 2002.

CEMPRE - Compromisso Empresarial para Reciclagem, **Incineração**, 2002.

CEMPRE - Compromisso Empresarial para Reciclagem, **Compostagem, A outra Metade da Reciclagem**, Cadernos de Reciclagem N. 6, São Paulo:1997.

Coleta seletiva, Disponível em <http://www.seletivarecycle.hpg.com.br> (2009).

CEMPRE - Compromisso Empresarial para Reciclagem e SEBRAE – Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas, **Custo para Implantação de Usina de Reciclagem**, 2006.

CEMPRE - Compromisso Empresarial para Reciclagem;
http://www.cempre.org.br/fichas_tecnicas.php?lnk=ft_composto_urbano.php,
acessado em 02/02/2009.

CENBIO – Centro Nacional de Referência em Biomassa, **Comparação entre Tecnologias de Gaseificação de Biomassa Existentes no Brasil e no Exterior e Formação de Recursos Humanos na Região Norte**, convênio FINEP/CETERNERG, 2002.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, **Resíduos Sólidos**, 1979.

CHEN G.; ANDRIES J.; SPLIETHOFF. H.; Catalytic Pyrolysis of Biomass for Hydrogen Rich Fuel Gas Production, **Energy Conversion and Management**, 2003.

CHEN G.Y.; FANG M.X.; ANDRIES J.; LUO Z.Y.; SPLIETHOFF H.; CEN K.; Kinetics Study on Biomass Pyrolysis for Fuel Gas Production, **Journal of Zhejiang University Science**, 2003.

CHERNICHARO, C.A.L.; **Reatores Anaeróbios**, Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1997.

CHEREMISINOFF, N. P.; **Environmental Technologies Handbook**, Maryland, USA, Government Institutes, 2005.

CHIANG, H.L.; CHEN, T.C.; TSAI, J.J.; HSU, Y.C.; Pollutant Characteristics of the Pyrolysis of Petrochemical Wastewater Sludge by an Electric Furnace, **Water Science And Technology**, 2000.

CIRCEO, L. J.; Martin, Júnior; Robert, C. .; SMITH M. E.; **Achieving “Zero Waste “ with Plasma Arc Technology**, Atlanta Plasma Applications Research Program, Georgia Tech Research Institute, 2005.

CIWMB- Califórnia Integrated Waste Management Board, 2005.

COELHO, S. T.; **Geração de Energia a Partir do Biogás Gerado por Resíduos Urbanos e Rurais - Potencial e Viabilidade Econômica**, 5º Congresso Brasileiro sobre Eficiência Energética e Cogeração de Energia, São Paulo, 2008.

COMEC – Coordenação da Região Metropolitana de Curitiba, 2007.

COMPOSTAGEM, a Crescente Preocupação com os Problemas Ambientais, consultada: www.eq.ufrj.br/graduacao/aulas/eqb481_denizedias/compostagem.pdf - , acessado em 02/02/2009.

CONFERÊNCIA - 2007 – WTE - realizada em San Juan, Puerto Rico, apresentado pelo Sr. Rick Brandes, **Office of Solid Waste**, Office of Solid Waste and Emergency Response, USEPA, 2007.

CONTRIBUIÇÃO para a Formulação de uma Política Nacional de Saneamento Ambiental, Ministério das Cidades, 2003.

CORTEZ, L. A. B.; PÉREZ, J. M. M.; **Pirólise é Melhor que Hidrólise para Obter Combustível a Partir de Resíduo Agrícola**, 2008.

COSTA, H. B.; CTC/UFSC – Departamento de Engenharia Mecânica, **Aspectos Econômicos da Reciclagem de Materiais**, 2002.

CRAIGHILL A. L.; POWELL J. C.; **Lifecycle Assessment and Economic Evaluation of Recycling a Case Study, Resources, Conservation and Recycling**, 1996.

CRUZ, A. C.; **Aplicação da Tecnologia de Plasma para Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos**, Instituto de Pesquisas Tecnológicas, São Paulo, 2006. (Entrevista concedida a Walter Furlan em 24 fev. 2006).

DAHER, E. C.; **Logística reversa: Oportunidade para Redução de Custos através do Gerenciamento da Cadeia Integrada de Valor**, Universidade de Brasília, Faculdade de Estudos Sociais Aplicados – FA, Departamento de Ciências Contábeis e Atuariais – CCA, 2003.

D'ALMEIDA, M. L.; VILHENA, A.; **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado**, 2 .ed., São Paulo: IPT/CEMPRE , 2000.

DA SILVA, M. J. M.; RUGGERO P.A.; **Gaseificação**, Faculdade de Engenharia Mecânica-Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, 2004.

DDS – **Decision Support Systems Glossary**, 2006.

DE BAERE L., **State-of-the-art of Anaerobic Digestion of Municipal Solid Waste**, In: NINTH INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, Cagliari, Italy. Proceedings. CISA p.1–9, 2003.

DEMPSEY, C. R.; OPPELT, E. T., **Incineração de Resíduos Perigosos: uma revisão crítica atual**, Traduzido por Milton Norio Sogobe, São Paulo: CETESB/EET, 80 p., Título original: Incineration of hazardous waste: a critical review update, 1987.

DESCHAMPS, M. V.; **Divisão Espacial e Fluxos Migratórios na Região Metropolitana de Curitiba na Década de 80**, IPARDES, 2002.

DIAS, J. C. Q.; **Logística Global e Macrologística**, Portugal, Lisboa, 2005.

DIAS, M. S. C.; **Uso de Pequenos Gaseificadores para Geração de Energia Elétrica e Bombeamento d'água em Localidades Remotas**, 2003.

DIREITO AMBIENTAL, [http:// www.lei.adv.br/225-88.htm](http://www.lei.adv.br/225-88.htm) acessado em 29/04/2009.

EASTON, A., **Complex Managerial Decision Involving Multiple Objectives**, John Wiley & Sons, New York, NY, USA, 1973.

ECHOCHAMAS, 2007. Consulta geral a homepage. Disponível em: <http://www.ecochamas.com.br/>, acessado em 02/01/2009.

ECKE, H. et al.; **State-of-the-art Treatment Processes for Municipal Solid Waste Incineration Residues in Japan**, Waste Management and Research, London, 2000.

EPA – **Agencia Ambiental Americana**, 2003.

EUROPA, 1999, **Council Directive 1999/31/EC on the landfill of waste - EC**, 29 de abril de 1999.

FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P ; **Manual Prático para Compostagem de Biossólidos**, 1a Edição, Rio de Janeiro: ABES, 1999.

FERNANDES, M. C.; SÁNCHEZ, C. G.; ANGULO, M. B.; **Custos da Gaseificação de Gramínea para Eletrificação Rural**, In: ENCONTRO DE ENERGIA NO MEIO RURAL, 3., Campinas, 2000.

FIRMEZA, S. M.; **A Caracterização Física dos Resíduos Sólidos Domiciliares de Fortaleza**, Dissertação de Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2005.

FIRMEZA S. M., MAIA L. P.; **Caracterização Física dos Resíduos Sólidos Domiciliares de Fortaleza: Implicações para a Determinação do seu Potencial Reciclável/Poluidor**, Arquivos de Ciências do Mar, 2008.

FREITAS, H. M. R.; BECKER, J. L.; KLADIS, C. M.; HOPPEN, N.; **Informação e Decisão: sistemas de apoio e seu impacto**, Porto Alegre: Ortiz, 1997.

FRY, L.J; **Practical Building of Methane Power Plants for Rural Energy Independence**, D.A, Knox, Andover, Hamsphire, EUA, 1975.

FURLAN, W.; **Modelo de Decisão para Escolha de Tecnologia para o Tratamento de Resíduos Sólidos no Âmbito de um Município**, USP, 2007.

GABAI, I.; PALESTRA – FIEMA BRASIL, Cinal – **Incineração**, 2004.

GALLERT C.; HENNING A.; WINTER J.; Scale-up of Anaerobic Digestion of the Biowaste Fraction from Domestic Wastes, **Water Research**, 2003.

GARTNER, I. R.; **Avaliação Ambiental de Projetos em Bancos de Desenvolvimento Nacionais e Multilaterais: evidências e propostas**, Editora Univera, Brasília, 2001.

GEOCITIES, **Reciclagem, Pirólise**,
<http://www.geocities.com/reciclagem2000/pirolise.htm> acessado em 20/12/2008.

GEOCITIES, **Incineração**,
<http://www.geocities.com/reciclagem2000/incineracao.htm>, acessado em 18/12/2008.

GOOGLE EARTH, Imagem de Satélite do Aterro Sanitário de Curitiba, disponível em <<http://www.google-earth>>, acesso em 10/08/2009.

GOMES, E.G. e LINS, M.P.E.; **Integração entre Sistema de Informação Geográfica e Métodos de Análise Multicritério no Apoio à Decisão Espacial**, Anais do XXXI SBPO – Simpósio Brasileiro de Pesquisa Operacional, Juiz de Fora – MG, outubro de 1998.

GOMES, P. A.; NOGUEIRA, J. M.; IMBROISI D.; **Estudo de Viabilidade Econômica da Reciclagem de Resíduos Sólidos: O Caso de Catalão**, Goiás, 2002.

GÓMEZ, O. E.; **Estudo da Pirólise Rápida de Capim Elefante em Leito Fluidizado Borbulhante Mediante a Caracterização dos Finos de Carvão**, Tese de doutorado, FEAGRI, Universidade Estadual de Campinas-UNICAMP, Campinas, São Paulo, 2002.

GÓMEZ, O. E.; CORTEZ, L. A. B.; PÉREZ M. J. M.; SEYE O.; LINERO F. A. B.; **Projeto de Pirólise Rápida Contínua de Biomassa com Ar em Reator de Leito Fluidizado Atmosférico**, Encontro Energia do Meio Rural, 2003.

GÓMEZ, O. E., **A Tecnologia de Pirólise no Contexto da Produção Moderna de Biocombustíveis: uma visão perspectiva**, 2009.

GOSH, D.; SAGAR, A.; KISHORE, V. V. N.; **Scalling up Biomass Gasifier Use: applications, barriers and interventions**, 2003.

GRADVOHL, A.; **Reciclando o Lixo**, Verdes Mares, Fortaleza, 2001.

GRANDZOL, J.; **Improving the Faculty Selection Process in Higher Education: A Case for the Analytic Hierarchy Process**, IR Applications, 6(24), 2005.

GRIMBERG, E.; **Política Nacional de Resíduos Sólidos: o desafio continua**, Instituto Ethos, 2007.

GRIPP, W. G.; **Aspectos Técnicos e Ambientais da Incineração de Resíduos Sólidos Urbanos: considerações sobre a proposta para São Paulo**, São Carlos: 1998. 208 f., Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1998.

HAASTRUP P.; MANIEZZO V.; MATARELLI M.; RINALDI M. F.; MENDES I.; PARUCCINI M.; A decision Support System for Urban Waste Management , **European Journal of Operational Research** **109**, 330-341, 1998.

HENRIQUES, R. M.; OLIVEIRA, L. B.; COSTA, A. O.; **Geração de Energia com Resíduos Sólidos: Análise Custo Benefício**, IVIG-COPPE/UFRJ, 2004.

HESSAMI M. A.; CHRISTENSEN S.; GANI R.; Anaerobic Digestion of Household Organic Waste to Produce Biogas, **Renewable Energy**, V.9, n.1-4, p.954-957, 1996.

HJELMAR, O.; **Sustainable Landfill: The role of final storage quality**, 1989.

KIEHL, E. J.; **Metodologia da Compostagem e Ação Fertilizante do Composto de Resíduos Domiciliares**, ESALQ-USP, Piracicaba, 1979.

KIEHL, E. J.; **Fertilizantes Orgânicos**, Piracicaba: Editora Agronômica “Ceres” Ltda., 492 p., 1985.

KIEHL, E. J.; **Manual de Compostagem**, Piracicaba: Kiehl, 1998.

KLIGERMANN, D. C.; **A Era da Reciclagem x A Era do Desperdício**, *In*: SISINNO, C. L. S. & OLIVEIRA, R. M. (orgs.) Resíduos sólidos, ambiente e saúde – uma visão multidisciplinar. Ed. Fiocruz, Rio de Janeiro, 2000.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, 2000.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, 2008.

INACESS – CONSULT. EMP. E REPRES. COM. LTDA, Curitiba / PR, 2008.

IPT - INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS, COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM – CEMPRES, **Lixo Municipal**: Manual de Gerenciamento Integrado-São Paulo, 2000.

IPT / CEMPRES – **Lixo Municipal**: Manual de Gerenciamento Integrado, São Paulo, 1995.

IPT / CEMPRES – **Lixo Municipal**: Manual de Gerenciamento Integrado, São Paulo, 1996.

IPT – Instituto de Pesquisas Tecnológicas e CEMPRE – Compromisso Empresarial para **Reciclagem**, Lixo Municipal – Manual de Gerenciamento Integrado, IPT/CEMPRE, São Paulo, SP, 2000.

IPT - **Gaseificação de Biomassa**: fonte alternativa de energia viável, Ademar Hakuo Ushima, 2004.

ISLAM M.N.; ZAILANI R.; ANI F.N. - Pyrolytic Oil from Fluidised Bed Pyrolysis of Oil Palm Shell and Its Characterisation, **renewable energy**, 17, p. 73-84, 1999.

ISWA – International Solid Waste Association, 2002.

JANSE A.M.C.; WESTERHOUT R.W.J.; PRINS W.; **Modelling of Flash Pyrolysis of a Single Wood Particle**, Chemical Engineering and Processing, 39, p. 239-252, 2000.

JUCÁ J. F. T; **Destinação Final dos Resíduos Sólidos no Brasil Situação Atual e Perspectivas**, Universidade Federal de Pernambuco, 10^ª SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Braga, Portugal – 16 a 19 de Setembro de 2002.

KOMPOGÁS; **Valorização de Resíduos Orgânicos Implementação do Processo Kompogás**, Lisboa , 2005.

LAI, V. S., TRUEBLOOD, R. P., WONG, B. K.; Software Selection: a case study of the application of the analytical hierarchical process to the selection of a multimedia authoring system, **Information & Management**, v. 36, p. 221-232, 1999.

LEAL, I.; **Rede de Tecnologia da Bahia – RETEC/BA**, 05 DE JULHO DE 2006.

LELIS, M.P.N. et al.; **A influência da Umidade na Velocidade de Degradação e no Controle de Impactos Ambientais da Compostagem**, 2001.

LIMA, L. M. Q.; **Tratamento de Lixo**, São Paulo: Hemus Editora Ltda., p. 242, 1985.

LIMA, L. M. Q.; **Lixo – Tratamento e biorremediação**, São Paulo: Hemus Editora Ltda., p. 161-163, 1991.

LIMA, M. R. S.; **Projeto e Montagem de um Aparato Experimental para Pirólise**, Trabalho apresentado como parte dos requisitos para a obtenção da aprovação na disciplina de Estágio Supervisionado em Engenharia Química da Universidade de Caxias do Sul. Caxias do Sul (RS): Universidade de Caxias do Sul, 1998.

LIMA, G. S.; **Uma Proposta Baseada na Análise de Valor e Lógica Fuzzy**, COPPE/UFRJ, 1999.

LIMA, J. D.; **Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil**, primeira edição, Campina Grande, 2001.

LIMA N. F. R.; **Localização de Aterros Sanitários Utilizando Lógica Nebulosa: Caso Petrópolis**, tese da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2005.

LOBER, D. J.; Municipal Solid Waste Policy and Public Participacion in Household Source Reduction, **Waste Management & Research**, v. 14, 1996.

LUCENA, L. F. L.; **A Análise Multicriterial na Avaliação de Impactos Ambientais**, 2004.

LUSK, P.; Biogás and More; Systems and Markets Overview of Anaerobic Digestion; **IEA Bioenergy Task 24**, 1997.

MACHADO; **Revisitando as Soluções Adotadas no Brasil para Tratamento e Destino Final**, 2002.

MC CARTY, P. L.; **Anaerobic Waste Treatment Fundamentals**, Public Works, 107 – 112, 1964.

MC KENDRY P.; Energy Production from Biomass, (Part 2): Conversion technologies, **Bioresource Technology**, 83, 1, p-47-54, 2002.

MC LAUGHLIN, S. et al.; **Decontamination and Beneficial Reuse of Dredged Estuarine Sediment, the Westinghouse Plasma Vitrification Process**, 2005.

MACLAREN, V.W. & YU Chang-Ching; Solid Waste Recycling Behavior of Industrial-Commercial-Institutional Establishments, **Growth and Change**, 1997.

MAHAN, B. H.; **Química: um curso universitário**, Ed. Edgard Blücher, S. Paulo, 1972.

MALCZEWSKI, J.; **GIS and Multicriteria Decision Analysis**, John Wiley & Sons, New York, 1999.

MASSUKADO, L. M.; **Sistema de Apoio à Decisão: avaliação de cenários de gestão integrada de resíduos sólidos urbanos domiciliares**, Universidade Federal de São Carlos/SP, 2004.

MATA-ALVAREZ, J.; CECCHI, F.; LLABRÉS, P.; Pavan P.; Anaerobic Digestion of the Barcelona Central Food Market Organic Wastes, Plans design and feasibility study, **Bioresource Technology**, England, V.42, p.33–42, 1992.

MEDEIROS, G. E.; **Pirólise de Biomassa e Obtenção de Substâncias Húmicas**, XV Seminário de Iniciação Científica da PUC-Rio, 2007.

MEIRA, A. D.; CALIJURI, M. L.; ZUQUETTE, L. V.; **Fonte de Informações para a Ocupação do Meio Físico**, 1995.

MEIRA, A.D.; CALIJURI, M. L.; **"A Utilização do Sistema de Informação Geográfica no Planejamento da Disposição de Rejeitos Estéreis"**, In: Anais do 3^o Simpósio sobre Barragens de Rejeitos e Disposição de Resíduos, pp.299-310, Ouro Preto, São Paulo, ABMS/ABGE/CBGB, 1995.

MENDONZA, G. A.; MACOUN, P.; PRABHU, R.; SUKADRI, D.; PURNOMO, H.; HARTANTO, H.; Guidelines for Applying Multi-criteria Analysis to de Assessment of Criteria and Indicators, **Center for International Forestry Research**, Jakarta, 1999.

MENEGHETTI, A.; NARDIN, G.; SIMEONI, P.; Waste-to-energy Application in an Industrial District, **Applied Energy**, 72, p.443-465, 2002.

MENEZES, R.; **"O PLASMA TÉRMICO - Solução Final para os Resíduos Perigosos"**, Seminário de Meio Ambiente, ABM - Associação Brasileira de Metalurgia e Materiais, São Paulo, Outubro de 1999.

MENEZES, R. A. A.; GERLACH, J. L.; MENEZES, M. A., 2000; **Estágio Atual da Incineração no Brasil**, In: Seminário Nacional de Resíduos Sólidos Urbano de Limpeza Pública, 7., 2000, Curitiba. [Anais eletrônicos...] Curitiba: ABLP, 2000. Disponível em: <<http://www.luftech.com.br/art07.htm>> Acesso em: 05 dezembro de. 2008.

MESA-PEREZ, J. M.; **Relatório Científico Parcial No 5**, Processo FAPESP N^o 98/15448-5, FEAGRI/UNICAMP, Campinas, SP, 2004.

MÉTODO AHP ;

<http://www.maxwell.lambda.ele.puc-rio.br/cgi-bin/PRG>, **Método AHP - Analytic Hierarchy Process**, acessado em 09/02/2009.

MILANEZ, B.; **Contextualização de Princípios de Sustentabilidade para a Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos**, p 3, 2001.

MINISTÉRIO DAS CIDADES, **Contribuição para a Formulação de uma Política Nacional de Saneamento Ambiental** , 2003.

MORRIS, M. W. L.; Energy Recovery from Solid Waste Fuel Using Advanced Gasification Technology, **International Conference on Incineration and Thermal Treatment Technologies**, Orlando, Florida/EUA, University of California, 1999.

MORRISON, R.; BOYD, R. N.; **Química Orgânica**, 2. ed., Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1993.

MOTA, M. L. A.; **Plano para Minimização dos Resíduos Sólidos Urbanos de Belo Horizonte**, p 1, 2004.

MOUSSEAU, V.; **Compensatoriness of Preferences in Matching and Choice. Foundations of Computing and Decision Sciences**, 22(1), 3-19, 1997.

MOUSQUÈS, P.; DIRION, J.L.; GROUSET, D.; Modeling of Solid Particles Pyrolysis, **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, 58-59, p. 733 – 745, 2001.

MUNIZ, L. A. R.; **Controle Preditivo Adaptativo Aplicado a um Reator de Pirólise Operando em Regime Semi-Batelada**, tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Santa Catarina, 2004.

MUNIZ, A. R. C.; **Otimização da Operação de um Reator de Pirólise de Resíduos Sólidos Industriais**, UFSC, 2004.

MURPHY, J. D.; MCKEOGH E.; Technical, Economic and Environmental Analysis of Energy Production from Municipal Solid Waste, **Renewable Energy**, V.29, n.7, p.1043–1057, 2004.

NANNI, S.; Artigo: **T e C Amazônia**, Ano III, Número 6, Janeiro de 2005.

NASCIMENTO, A.; BOREKII V.; FAVRETTO V.; **JORNAL GAZETA DO POVO**, Curitiba/PR, Vida e Cidadania, Bomba-relógio prestes a explodir, 2009.

NATALI, J. R.; **Ética Ambiental**, Ed. Millennium Ltda., 2001.

NICHOLS, C.E.; Overview of Anaerobic Digestion Technologies in Europe, **BioCycle**, V.45, n.1, p.47–51, 2004.

NETRESÍDUOS;
<http://www.netresiduos.com/cir/rsurb/incinersu.htm>, acessado em 10/01/2009.

NOGUEIRA, L. A. H., LORA, E. E. , “**Dendroenergia: fundamentos e aplicações**”, 2000.

NOVICKI, R. E.; **Reportagem de Pneus pelo Processo PETROSIX**, Petróleo Brasileiro S.A., 2000.

OLIVEIRA, L. B.; ROSA, L. P.; **Usinas Termelétricas Híbridas**: geração de energia com balanço nulo de emissões de gases do efeito estufa, usando combustível fóssil e biomassa residual, In: Congresso Brasileiro de Energia, 9., 2002, Rio de Janeiro. Anais, Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 1830-1836, 2003.

OLIVEIRA, S.; **Resíduos Sólidos Urbanos**, Apostila elaborada para o Curso de Agronomia da UNESP/FCA - Departamento de Recursos Naturais Campus de Botucatu/SP, 2001.

ONU – Organização das Nações Unidas, Artigo: **Nosso Futuro Comum**, 1991.

OTANI, C.; Efeito do campo magnético no processo de nitretação a plasma de aço inoxidável - SAE 304, 2007. Disponível em:
<http://www.bib1.ita.br/ixencita/artigos/FundGustavoYuasa.pdf>, acessado em 21/12/2008.

OSGOOD, C.E.; SUCI, G.J.; TANNENBAUM, P.H.; **The Measurement of Meaning**, University of Illinois Press, Urbana, IL, USA, 1957.

OWEN, P. A.; **The History of Composting**, 2003. Disponível em: <<http://www.powen.freeseve.co.uk/Guides/histcomp.html>> Acesso em: 08/ 05/ 2009.

PAZ, V.; UMBIDES, H. M.; PINTO, M.I.S. ; **Tratamiento de los Residuos Urbanos en Santiago del Estero (Argentina): una experiencia piloto**, 2003

PDI - RMC - **Plano de desenvolvimento integrado da Região Metropolitana de Curitiba**, COMEC, 2005.

PEREIRA NETO, J. T.; **Manual de Compostagem: processo de baixo custo**, Belo Horizonte, editora UFU/SLU/ UNICEF, 1996.

PEREIRA NETO, J. T.; **Composting Experiences and Perspectives in Brazil**, In: Marco de Bertoldi, Paolo Sequi, Bert Lemmes, Tiziano Papi. Science of Composting, Part 2, 1ªed. England: Chapman & Hall (Edit), pp. 729-735, 1996.

PHILLIP JÚNIOR; **Municípios e Meio Ambiente: perspectivas para a municipalização da gestão ambiental no Brasil**, São Paulo : ANAMMA, 1999.

PIFFER, L.; **Análise Paramétrica de um Gaseificador de Resíduos de Madeira**, Universidade de Caxias do Sul, Departamento de Engenharia Química, 1999.

"PLASMA PYROLYSIS; "Facilitation Center for Industrial Plasma Technologies", Gandhinagar, India, www.plasmaindia.com;- "Waste disposal using plasma arc technology", **Global Plasma Systems Corp. - USA and Thermoselect S.A. - Italy**.

"PYROARC - Gasification and Pyrolysis Treatment of Hazardous Waste", ScanArc plasma technologies AB, Enviro Arc Technologies AS, Sweden;- "Usando o poder do plasma para eliminar/reciclar resíduos", Techplasma - Tecnologia e Serviços Ltda, Grupo Kompac - Brasil, www.kompac.com.br;- "Encore Plasma Pyrolysis and Vitrification Systems", **Encore Environmental Solutions, Inc.**, www.encoreenvironmental.com.

RAMOS, R. A. R.; **Localização Industrial – Um Modelo Espacial para o Noroeste de Portugal**, Braga – Portugal, 299p., Tese (Doutorado), Universidade do Minho, 2000.

RECICLAR BRASIL; <http://www.reciclarbrasil.com.br/empresa.asp>, acessado em 09/02/2009.

RECICLAGEM; <http://pt.wikipedia.org/wiki/Reciclagem>, acessado em 09/02/2009.

REICHERT, G.; A Aplicação da **Digestão Anaeróbia** de Resíduos Sólidos Urbanos, 2005.

RENKOW M., Rubin A. R.; Does Municipal Solid Waste Composting Make Economic Sense?, **Journal of Environmental Management**, 1998.

REVISTA BIODIESELBR, www.biodieselbr.com/energia/biomassa/gaseificacao acessado em 17/12/2008).

RIBEIRO, R. S.; LIMA, R. D. C.; VERAS, C. A. G.; **Caracterização de Emissões em Sistema de Geração Energética por Gaseificação de Biomassa Aplicada a Comunidades Isoladas**, Universidade Federal de Uberlândia - Faculdade de Engenharia Mecânica, 2006.

RISE-AT - Regional Information Service Center for South East Asian on Appropriate Technology; Review of Current Status of Anaerobic Digestion Technology for Treatment of Municipal Solid Waste, Chiang Mai, Thailand, 22 p, 1998.

ROCHA, J. D.; **Síntese Fischer-Tropsch: produção de combustíveis líquidos da madeira energética** (BTL), NIPE / UNICAMP / BIOWARE Tecnologia, 2007.

ROLIM, A. M.; **A Reciclagem de Resíduos** de EVA da indústria calçadista, 1999.

ROPER-LOWE, G. C., SHARP, J. A. The Analytic Hierarchy Process and its Application to an Information Technology Decision, **Journal of Operational Research Society**, v. 41, n.1, p. 49-59, 1990.

SAATY, T.L.; **A Scaling Method for Priorities in Hierarchical Structures**, Journal of Mathematical Psychology, 15(3), 234-281, 1977.

SAATY, T. L.; **The Analytic Hierarchy Process**, New York: McGraw-Hill, 1980.

SAATY, T. L.; **Método de Análise Hierárquica**, Makron Books do Brasil, São Paulo, 1991

SAATY, T. L.; **Highlights and Critical Points in the Theory and Application of the Analytic Hierarchy Process**, European Journal of Operational Research, 74, 426-447, 1994.

SALOMON, V. A. P.; **Auxílio à Decisão para Adoção de Políticas de Compras**, Revista Produto e Produção; volume 6; n. 1; 2002.

SÁNCHEZ, F.; ÂNGULO; **A Viabilidade Econômica do Uso de Gaseificadores no Brasil para a Finalidade de Eletrificação Rural**, UNICAMP, 2000.

SANT'ANNA, G. L.; **Seleção de Áreas para Implementação de Aterros Sanitários**: uma proposta baseada na análise do valor e lógica Fuzzy, 1999.

SANTO, T.; **Conselho Verde** Apostado na Valorização e na Gestão Sustentável dos seus Recursos Naturais, 2006.

SCHMIDT, A. M. A.; **Processo de Apoio à Tomada de Decisão – Abordagens: AHP e MACBETH**, Dissertação (Mestrado), UFSC, Florianópolis, 2003.

SCHROEPFER, G.; FULLEN, W.J.; JHONSON, A.S.; ZIEMKE, N.T.; ANDERSON, J. J.; **Sewage and Industrial Waste**, 1955.

SHOOU-YUH, F. E.; The 24th International Conference on **Solid Waste Management and Technology**, North Carolina A&T State University, USA , 2009.

SILVA, F. C.; BERTON, R. S.; CHITOLINA, J. C.; BALLESTERO, S. D.; Recomendações Técnicas para o Uso Agrícola do **Composto de Lixo Urbano** no Estado de São Paulo, Circular Técnica 3, EMBRAPA, Campinas, 2002.

SILVA, M. J. M.; RUGGERO P.A.; **Gaseificação**, Faculdade de Engenharia Mecânica-Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, 2004.

SILVA, R.; Valorização de Resíduos Orgânicos: Implementação do Processo **KOMPOGÁS**, Engenheiro Ambiental da Universidade do Algarve, Lisboa / Portugal, 2005.

SILVA, D. I. D.; **Utilização do Granulado de Pneumáticos**, Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais – CETEC, 2007.

SINGH, R.; ANAND R.C.; Comparative Performances of Indian Small Solid-State and Conventional Anaerobic Digesters, **Bioresource Technology**, V.47, p.235–238, 1994.

SMMA – Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Curitiba/PR, ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA: QUANTIDADES DE RESÍDUOS ATERRADOS DE ACORDO COM OS MACIÇOS, ATÉ ABRIL DE 2008.

SMMA – Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Curitiba/PR, Média Diária de 2.500 toneladas de Resíduos Sólidos Domiciliares para a RMC, 2009.

SÖDERMAN M.L.; **Recovering Energy from Waste in Sweden** – a systems engineering study, Resources, Conservation and Recycling, V.38, p.89–121, 2003.

STINGHEN, A.; **Co-processar, incinerar, aterrar ou pirolisar?** Caso estudo: Resíduos PP, ABS, Borra Tinta, Departamento de Engenharia Química Centro de Ciências Tecnológicas Universidade Regional de Blumenau-S/C, 2007.

STENTIFORD, E. I., PEREIRA NETO, J.T.; MARA D.D; **Sistemas de Compostagem por Pilhas Estáticas Aeradas – Uma proposição ao tratamento do lixo urbano e lodo de esgotos domésticos**, 1985.

STILLWELL, W.G.; SEAVER, D.A.; EDWARDS, W.; A Comparison of Weight Approximation Techniques in **Multiattribute Utility Decision Making**, Organization Behavior and Human Performance, 28(1), 62-77, 1981.

TAKAYANAGUI, A. M. M.; **Trabalhadores de Saúde e Meio Ambiente: ação educativa do enfermeiro na conscientização para gerenciamento de resíduos sólidos**, 178 f., Tese [Doutorado], Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto/USP, 1993.

TAKAYANAGUI, A. M. M.; **Consciência Ecológica e os Resíduos de Serviços de Saúde**, 1993.

TAVARES, R. C.; **Composição Gravimétrica: Uma Ferramenta de Planejamento e Gerenciamento do Resíduo Urbano de Curitiba e Região Metropolitana de Curitiba**, Dissertação - Mestrado no Programa Profissionalizante em Desenvolvimento (PRODETEC) do Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento (LACTEC) e do Instituto de Engenharia (IEP), 2007.

TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A.; **Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues**, New York: McGraw-Hill Inc, 978 p, 1993.

TEMÓTEO, T. G.; **Avaliação do Processo de Compostagem de Lodo de Esgoto**, trabalho de conclusão de curso– Centro Superior de Educação Tecnológica, UNICAMP, Limeira, SP, 2005.

TENDLER, M.; RUTBERG, P.; VAN, O.; **Plasma Based Waste Treatment and Energy Production**, Bristol: Institute of Physics Publishing/ Plasma and Physics Controlled Fusion, 2005.

TOLMASQUIN, M. T. e. a.; Fontes Renováveis de Energia no Brasil, Rio de Janeiro, **Interciência**, 2003.

TOZZETO, C.; **Modelagem Matemática de Aterros Sanitários com Simulação Hidrológica da Geração de Lixiviado: Estudo de Caso do Aterro Sanitário de Curitiba**, Dissertação – Mestrado no Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Universidade Federal do Paraná, 2008.

UDAETA, M. E. M; GRIMONI, J. A. B; GALVÃO, L. C. R; KINTO, O. T., **Energia da Gaseificação de Biomassa como Opção Energética de Desenvolvimento Limpo**, GEPEA – USP, Grupo de Energia do Departamento de Engenharia de Energia e Automação Elétricas da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2002.

USEPA – Agência Americana de Proteção Ambiental, **Reciclagem** , 2003.

USINA VERDE; <http://www.usinaverde.com.br/lixoemeioamb>, acessado em 03/01/2009.

YU, A. S. O.; Abreu, V. A.; Campanário, M. A.; **Uma Avaliação de Estratégias em Plasma Térmico para o IPT**, São Paulo: IPT, 1991.

VALLE, C. E.; **Qualidade Ambiental: o desafio de ser competitivo protegendo o meio ambiente: (como se preparar para as Normas ISO 14000)**, São Paulo: Pioneira, 1995.

VASCONCELOS, Y.; **O Melhor do Lixo**, set: 78-81. 2003.

VERMA S.; **Anaerobic Digestion of Biodegradable Organics in Municipal Solid Wastes**, Columbia University – Department of Earth & Environmental Engineering, 50p., Dissertação (Mestrado), 2002.

VIJAYARAGHAVAN, k; SHARIFF, A. R. M.; SOOM, M. A. M.; **Conversão do Lixo Urbano em Energia por Meio da Digestão Anaeróbia**, Departamento de Engenharia, Biologia e Agricultura – Universidade de Engenharia, Malásia, 2003.

VILAS BOAS, C. L.; **Método Multicritérios de Análise de Decisão (MMAD) para as Decisões Relacionadas ao Uso Múltiplo de Reservatórios: Analytic Hierarchy Process (AHP).** 2005. Disponível em: http://www.cprm.gov.br/rehi/simposio/autores_simposio.htm. Acessado em 07/02/2009.

VILHENA, A.; A Reciclagem de Lixo no Brasil, **Rev. San.Amb.**, n.90, 2002.

VIZITIM, S. J.; **Caracterização dos Resíduos Sólidos dos Processos de Gaseificação e Pirólise da Casca da Castanha de Caju**, UNICAMP, 2007.

WELLS, C.; CEMPRE Informa, São Paulo: **CEMPRE**, 1998.

WINTERFELDT, D.; EDWARDS, W.; **Decision Analysis and Behavioral Research**, New York: Cambridge University Press, 1986.

ZANETI, I.C.B.B.; **Educação Ambiental, Resíduos Sólidos Urbanos e Sustentabilidade: Um estudo de caso Porto Alegre, RS**, Tese de Doutorado, Centro de Desenvolvimento Sustentável-UNB. Brasília, 2003.

ZUFFO, A. C.; REIS, L. F; SANTOS, R. F; CHAUDRY, F. H; **Aplicação de Métodos Multicriteriais no Planejamento de Recursos Hídricos**, Revista Brasileira de Recursos Hídricos , volume 7, n. 1, 81 – 102, 2002.

ZUQUETTE, L.V.; **Análise Crítica da Cartografia Geotécnica e Proposta Metodológica para Condições Brasileiras**, 1987.

ZUQUETE, L. V.; GANDOLFI, N.; **Mapeamento Geotécnico da Região de Campinas (SP, Brasil) e sua Importância para o Planejamento Regional**, Geociências, São Paulo, v.11, 1992.

ANEXOS

ANEXO 1											
Quantidade Anual de Resíduos sólidos urbanos por Municípios, depositados (t) no Aterro Sanitário de Curitiba entre 1998 e 2008											
Municípios / ano	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Curitiba	553.666,80	559.957,70	557.838,10	578.301,70	578.006,90	539.651,30	548.393,40	564.203,90	594.557,40	606.956,30	626.673,13
Agudos do Sul	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Almirante Tamandaré	8.233,43	8.957,15	9.664,63	10.453,46	10.908,81	10.342,84	10.970,68	11.340,43	12.221,37	12.710,28	14.024,62
Araucária	13.153,31	14.130,94	15.148,37	15.160,28	15.545,93	14.576,31	15.635,32	15.945,42	16.784,07	18.051,29	19.855,61
Bocaiúva do Sul	-	-	-	-	-	-	-	-	-	348,34	209,77
Campina Grande do Sul	2.702,43	2.945,35	4.276,53	3.330,16	3.473,53	3.257,03	3.523,96	3.758,73	4.003,05	4.316,61	4.634,99
Campo Largo	10.547,57	11.223,96	11.760,65	12.951,09	13.544,06	13.306,37	13.968,28	14.736,89	15.027,92	15.226,57	15.396,90
Campo Magro	1.269,71	1.735,25	1.670,34	2.132,60	2.349,59	2.318,44	2.221,84	2.349,25	2.712,98	3.018,35	3.144,69
Colombo	19.483,05	20.754,45	23.276,33	25.473,37	26.407,54	25.316,88	26.237,76	27.556,66	28.937,86	32.150,52	31.842,71
Contenda	-	-	-	584,55	1.462,49	1.370,90	1.431,08	1.335,46	1.309,63	1.363,26	1.155,95
Fazenda Rio Grande	6.266,56	6.697,31	6.847,80	8.138,94	8.259,74	8.749,28	8.760,00	9.115,14	9.761,62	10.812,11	11.594,19
Itaperuçu	-	-	-	-	1.036,57	1.306,75	1.360,72	1.208,31	1.408,69	1.635,95	1.901,89
Mandirituba	1.035,91	1.205,07	1.440,01	1.427,37	1.660,11	1.829,92	1.725,58	1.851,56	1.927,24	2.056,23	1.959,78
Pinhais	16.803,33	17.706,64	16.165,64	18.110,64	18.195,08	16.864,47	17.676,47	18.539,11	20.111,72	21.501,39	22.634,77
Piraquara	5.935,11	6.494,91	6.092,12	12.469,01	4.580,90	4.433,93	4.710,68	8.175,24	9.378,24	10.133,50	10.835,14
Quatro Barras	1.959,90	1.900,63	2.162,69	2.569,60	2.587,96	2.407,60	2.440,00	2.575,51	2.361,32	2.371,71	2.242,90
Quitandinha	-	-	-	-	ndes	-	-	-	-	44,17	882,33
São José dos Pinhais	34.224,41	36.475,53	38.807,14	44.376,38	46.519,62	47.525,72	48.325,07	48.595,43	50.541,17	53.508,12	50.294,26
Tijucas do Sul	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOTAL	675.281,52	690.184,89	695.150,35	735.469,15	734.538,83	693.257,74	707.380,84	731.287,04	771.044,28	796.204,70	819.283,63
FONTE: SMMA (2008)											

Curitiba - quantidades referentes à coleta domiciliar e à coleta indireta de resíduos domiciliares (Programa Compra do Lixo).

Bocaiúva do Sul - depositou seus resíduos no Aterro da Caximba apenas durante o período de agosto de 2007 a março de 2008.

Contenda - deposita seus resíduos no Aterro desde julho de 2001.

Itaperuçu - deposita seus resíduos no Aterro desde abril de 2002.

Quitandinha - deposita seus resíduos no Aterro desde dezembro de 2007.

Agudos do Sul e Tijucas do Sul - depositam seus resíduos no Aterro desde 10/07/2009

ANEXO 2 - TABELA COMPARATIVA FINAL											
CRITÉRIOS ADOTADOS PARA A HIERARQUIZAÇÃO DAS ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS PARA O TRATAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES											
TECNOLOGIA	INSUMO	PROD. PRIMARIO	PROD. SECUNDARIO	RES.P/ ATERRO	RED. VOLUME	TEMPERATURA	EMISSÃO ATMOSFÉRICA	PRAZO DE INSTALAÇÃO	CUSTO	VANTAGENS	DESVANTAGENS
Gaseificação	250 t/dia de resíduo	syngás (gás de síntese)	combustíveis, produtos químicos e eletricidade	char (resíduo sólido), cinzas, metais e escórias	em até 90% do volume inicial	temperatura max. é de 1200°C temperatura de saída dos gases em torno de 500°C	CO ₂ / CO / H ₂ / CH ₄ / N ₂ Vapor de água, escória (silico - monolítico - metálico)	1 ano	R\$ 20.000.000,00	gás gerado pode ser convertido em energia; diminui a dependência de combustíveis fósseis; baixa emissão de particulados, combustível resultante é limpo, associada a catalizadores como alumínio e zinco a gaseificação aumenta a produção de hidrogênio e de monóxido de carbono e diminui a produção de dióxido de carbono.	tecnologia pouco difundida, baixo rendimento de energia se houver muita umidade no resíduo domiciliar, é uma tecnologia mais complicada que a queima direta, tem que se ter muito cuidado com o vazamento de gases que são tóxicos.
Pirólise	250 t/dia de resíduo	gases combustíveis, syngás	bioleo, carvão vegetal	char, cinzas, metais e escórias	em até 90% do volume inicial	300°C a 1600°C	char, cinzas e escórias.	1 ano	R\$ 15.000.000,00	obtenção de energia de fácil transporte e armazenamento em relação a incineração; baixa emissão de particulados; evita a formação de dioxinas e furanos.	grande parte da energia gerada é utilizada no próprio processo; não houve um desenvolvimento industrial significativo, pois os resíduos acabam por ser incinerados indiretamente.
Incineração	250 t/dia de resíduo	syngás e calor	eletricidade, gás combustível	cinzas, metais e escórias	em até 90% do volume inicial	mínima de 750°C máxima de 1200°C	CO ₂ , SO _x , N ₂ , dioxinas, cinzas voláteis e resíduos sólidos que não se queimam (com equipamentos adequados para minimização das emissões, estes poluentes estarão com índice menor do que o índice determinado pelo órgão de controle de meio ambiente) CH ₄ , H ₂ S e outros gases	1 ano	R\$ 35.000.000,00	redução drástica do volume e peso do resíduo a ser descartado, redução do impacto ambiental, recuperação e geração de energia, emissões controladas; eliminação de patógenos; cinzas podem ser reclassificadas como não perigosas; as usinas termelétricas híbridas (UTH) minimizam a emissão dos gases de efeito estufa; os incineradores atuais estão inseridos no conceito de waste to energy (WTE).	custo elevado de manutenção e operação consequentemente alto investimento, alto custo de monitoramento, requer mão de obra especializada, pode necessitar combustível auxiliar, se mal operado o sistema pode gerar produtos tão ou mais perigosos quanto o próprio resíduo.
Plasma	250 t/dia de resíduo	escória inerte (vitreo) syngas	eletricidade, gás combustível	materiais inorgânicos (silicatos vítreos)	99% do volume inicial	3.000°C a 15.000°C	Metano, monóxido e dióxido de carbono, hidrogênio, nitrogênio e vapor de água.	1 ano	R\$ 300.000.000,00	previne a poluição indesejável, produz o biogás (gás de síntese) que é mais uniforme que o biogás gerado na incineração; redução do volume superior a 99%; emissão de substâncias minimizadas; eliminação de material contaminado.	alto investimento na implantação, operação e manutenção, gases gerados após a combustão são tão poluentes quanto os gerados na incineração; sistema de lavagem de gases sofisticado; não há nenhuma garantia da não emissão de dioxinas e furanos apesar da alta temperatura do sistema.

ANEXO 2 - TABELA COMPARATIVA FINAL

CRITÉRIOS ADOTADOS PARA A HIERARQUIZAÇÃO DAS ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS PARA O TRATAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES

TECNOLOGIA	INSUMO	PROD. PRIMARIO	PROD. SECUNDARIO	RES.P/ ATERRO	RED. VOLUME	TEMPERATURA	EMISSÃO ATMOSFÉRICA	PRAZO DE INSTALAÇÃO	CUSTO	VANTAGENS	DESVANTAGENS
Compostagem	250 t/dia de resíduo	composto(possui de 1 a 3% de NPK)	composto	materiais inorgânicos (metal, vidro, biomassa não degradável)	a matéria orgânica diminui cerca de 20% a 30% do peso inicial e 40% do volume inicial	35°C a 70°C	compostagem aeróbia produz CO ₂ e vapor de água.	1 ano	R\$ 10.000.000,00	meio mais economico p/ se produzir composto; o composto melhora a estrutura do solo; eliminação de patógenos; reduz o uso de pesticidas e herbicidas.	necessita de mais espaço que a incineração; libera odores; qualidade do composto varia em função do tipo de resíduo; venda limitada; é uma solução de tratamento p/ o RSD em pequena escala.
Reciclagem	250 t/dia de resíduo	reciclados	reciclados separados em fardos	materiais recicláveis sem possibilidade de reciclagem, pequena quantidade de matéria orgânica	em até 20% do volume de rejeitos a serem destinados aos aterros sanitários ou/lixões			1 ano	R\$ 8.000.000,00	minimização da utilização de fontes naturais; utilização mais racional dos recursos naturais; geração de emprego e renda; diminui a poluição do solo, da água e ar.	coleta seletiva pouco eficiente; materiais recicláveis contaminados perdendo assim seu valor para venda; baixa demanda para compra de recicláveis; ausência de infraestrutura e incentivos dos entes públicos.
Digestão Anaeróbia	250 t/dia de resíduo	biogás (CH ₄ e CO ₂)	calor, combustíveis e composto	metais, vidros, biomassa não degradável, efluente líquido	a matéria orgânica diminui em até 60% do volume inicial e peso de 50% a 60%	55° C a 60°C	produz CH ₄ e H ₂ S e outros gases.	1 ano	R\$ 25.000.000,00	Valorização ecológica dos resíduos; preservação dos recursos naturais; produção de elevadas quantidades de energia; permite a reciclagem da matéria orgânica e o aproveitamento energético.	Variação na composição gravimétrica dos resíduos acarretará ineficiência no processo; pode ocorrer obstruções na canalização por pedaços maiores de resíduos principalmente em sistemas contínuos; mistura ineficiente de RSU e lodo de esgoto pode afetar a eficiência do processo.

FONTE: A AUTORA