

BENEDITO LUIZ MARTINS

**GESTÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: ANÁLISE DOCUMENTAL E
ESTUDO COMPARATIVO ENTRE ATERRO SANITÁRIO E INCINERAÇÃO PARA
GERAÇÃO DE ENERGIA**

BOTUCATU

2017

BENEDITO LUIZ MARTINS

**GESTÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: ANÁLISE DOCUMENTAL E
ESTUDO COMPARATIVO ENTRE ATERRO SANITÁRIO E INCINERAÇÃO PARA
GERAÇÃO DE ENERGIA**

Tese apresentada à Faculdade de
Ciências Agrônômicas da UNESP –
Campus de Botucatu para a obtenção do
título de Doutor em Agronomia (Energia na
Agricultura)

**Orientador: Prof. Dr. Alcides Lopes
Leão**

BOTUCATU

2017

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DA INFORMAÇÃO - DIRETORIA TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - UNESP - FCA - LAGEADO - BOTUCATU (SP)

M379g Martins, Benedito Luiz, 1960-
Gestão dos resíduos sólidos urbanos: análise documental e estudo comparativo entre aterro sanitário e incineração para geração de energia / Benedito Luiz Martins. - Botucatu: [s.n.], 2017
222 p.: il., color., grafs., tabs.

Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2017
Orientador: Alcides Lopes Leão
Inclui bibliografia

1. Resíduos sólidos. 2. Aterro sanitário. 3. Incineração. 4. Energia. 5. Sustentabilidade. I. Leão, Alcides Lopes. II. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Câmpus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agrônômicas. III Título.

Elaborada por Maria Lúcia Martins Frederico - CRB-8:5255

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte"

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: GESTÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: ANÁLISE DOCUMENTAL E ESTUDO COMPARATIVO ENTRE ATERRO SANITÁRIO E INCINERAÇÃO PARA GERAÇÃO DE ENERGIA

AUTOR: BENEDITO LUIZ MARTINS

ORIENTADOR: ALCIDES LOPES LEÃO

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em AGRONOMIA (ENERGIA NA AGRICULTURA), pela Comissão Examinadora:



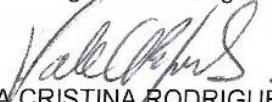
Prof. Dr. ALCIDES LOPES LEÃO

Bioprocessos e Biotecnologia / Faculdade de Ciências Agrônomicas - UNESP



Profa. Dra. IZABEL CRISTINA TAKITANE

Dep de Economia, Sociologia e Tecnologia / Faculdade de Ciências Agrônomicas - UNESP



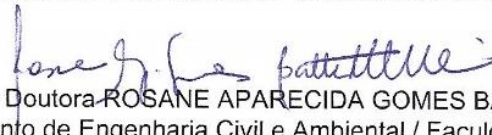
Profa. Dra. VALERIA CRISTINA RODRIGUES SARNIGHAUSEN

Depto de Bioprocessos e Biotecnologia / UNESP - Faculdade de Ciências Agrônomicas de Botucatu



Prof. Dr. VALDIR SCHALCH

Depto de Hidráulica e Saneamento / Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos



Professora Doutora ROSANE APARECIDA GOMES BATTISTELLE

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental / Faculdade de Engenharia de Bauru/UNESP - Campus Bauru

Botucatu, 30 de novembro de 2017

Dedicatória

À minha mãe Ana (in memoriam), irmã Hebe e esposa Luísa.

Dedico.

Agradecimentos

À UNESP – pela oportunidade e pelo ensino.

Ao Professor Alcides Lopes Leão – amigo, irmão, professor.

À Professora Ivana Cesarino pelo socorro nas urgências e emergências.

À Professora Izabel, Professora Rosane, Professora Valéria, Professor Valdir, pela avaliação criteriosa e conselhos valiosos que me permitiram ser e fazer melhor.

RESUMO

O exponencial crescimento populacional e a crescente urbanização, agravado pelo desenvolvimento econômico da sociedade, tem como resultado o crescimento da geração de resíduos sólidos urbanos e também a necessidade cada vez maior de energia. As formas de destinação e disposição de resíduos impactam negativamente o meio ambiente. No entanto, os resíduos podem ser utilizados para recuperação de energia, a qual pode ser adicionada à matriz do país. A realização da gestão integrada dos resíduos sólidos, com base na Política Nacional de Resíduos Sólidos, apresenta também condições para o Brasil atuar de forma responsável e com mais sustentabilidade, através de uso de instrumentos como a logística reversa e a responsabilidade compartilhada, o que pode permitir a composição gradual da hierarquia da boa gestão dos resíduos sólidos: não gerar, reusar, reciclar, destinar e dispor. O objetivo desta tese é realizar um estudo sobre um projeto regional com 39 municípios para análise comparativa para destinação dos rejeitos dos resíduos sólidos urbanos em um incinerador e disposição em um aterro sanitário com captação do biogás, considerando a possibilidade de recuperação energética em ambos os sistemas. Em complemento objetiva-se a elaboração de uma análise documental sobre o tema resíduos sólidos com abordagem de critérios que possam ser comparados entre os dois sistemas, especificamente: emissão de gases de efeito estufa, ocupação de área física de terra, impactos negativos ao meio ambiente e hierarquia dos sistemas na gestão de resíduos sólidos.

Para realização deste estudo foram adotadas as seguintes metodologias: análise documental sobre os resíduos sólidos; caracterização gravimétrica das frações de resíduos sólidos produzidas na região; cálculo de captação do biogás com recuperação energética utilizando a equação elaborada pelo IPCC - *International Panel on Climate Change*, com distribuição triangular da produção do metano gerado ao longo dos anos pela degradação lenta e rápida dos resíduos; e recuperação de energia em sistema de incineração adotando-se o valor de 500 kWh por tonelada de resíduo sólido incinerada. Assumiu-se o período de 15 anos de disposição de resíduos sólidos em aterro sanitário, mas com captação do biogás no período de 30 anos, e funcionamento do sistema de incineração pelo período de 30 anos, como forma de comparação da recuperação energética em igual período entre ambos os sistemas. Os resultados mostraram que ambos os sistemas podem produzir energia, mas o sistema de incineração tem eficiência maior em 3,2 vezes. O sistema de aterro

sanitário ocupa área física de terra 18 vezes maior e emite gases de efeito estufa 2,9 vezes mais que o sistema de incineração. Ambos os sistemas causam impactos ambientais negativos, e na análise da hierarquia para a gestão dos resíduos sólidos urbanos a destinação de resíduos sólidos em incinerador é estabelecida como a penúltima opção, enquanto que a disposição em aterro sanitário é a última opção.

A conclusão do estudo é que a incineração leva vantagem sobre o aterro sanitário na gestão de resíduos sólidos, porque gera mais energia elétrica, emite menos gases de efeito estufa, utiliza menos área física de terra e, por ser um sistema fechado e estanque apresenta melhores condições para mitigação dos impactos ambientais negativos.

Palavras-chave: Resíduos sólidos. Destinação. Disposição. Aterro sanitário. Incineração. Energia. Sustentabilidade.

ABSTRACT

The exponential population growth and increasing urbanization, aggravated by the economic development of society, results in the growth of urban solid waste generation and also the increasing need for energy. The destination and disposal of solid waste cause negative impacts in the environment. However, solid waste can be used for energy recovery, which can be added to the country matrix. The implementation of integrated solid waste management, based on the National Solid Waste Policy, also presents conditions for Brazil to act in a responsible and more sustainable way, through the use of instruments such as reverse logistics and shared responsibility, which may allow the gradual composition of the hierarchy of ideal solid waste management: not generate, reuse, recycle, destine and dispose.

The objective of this thesis is to realize a study on a regional project with 39 municipalities for comparative analysis for the destination of waste from urban solid waste in an incinerator and disposal in a landfill with biogas capture, considering the possibility of energy recovery in both systems. In addition, the objective of this paper is to elaborate a documentary analysis on the subject of solid waste, with approach to criteria that can be compared between the two systems, specifically: greenhouse gas emissions, occupation of the physical area of land, negative impacts on the environment and hierarchy of systems in solid waste management.

In order to carry out this study, the following methodologies were adopted: documentary analysis on solid waste; gravimetric characterization of solid waste fractions produced in the region; calculation of biogas capture with energy recovery using the equation elaborated by the International Panel on Climate Change (IPCC), with a triangular distribution of the methane production generated over the years by the slow and rapid degradation of the wastes; and energy recovery in the incineration system, adopting the value of 500 kWh per ton of solid waste incinerated. It was adopted the period of 15 years for disposal of solid waste in landfill, but with biogas collection over a period of 30 years, and operation of the incineration system for a period of 30 years was used as a way of comparing the energy recovery in the same period between both systems. The results showed that both systems can produce energy, but the incineration system has a higher efficiency by 3,2 times. The landfill system occupies an area of land that is 18 times larger and emits greenhouse gases 2,9 times more than the incineration system. Both systems cause negative

environmental impacts, and in the analysis of the hierarchy for the management of municipal solid waste the destination of solid waste in incinerator is established as the penultimate option, while landfill disposal is the last option.

The conclusion of the study is that incineration takes advantage of the landfill in solid waste management because it generates more electricity, emits less greenhouse gases, uses less physical land area and, because it is a closed system, it has better conditions to mitigate negative environmental impacts.

Keywords: Solid waste. Destination. Disposal. Landfill. Incineration. Energy. Sustainable.

Lista de Figuras

Figura 1 - Planta com modelo básico de estrutura de um incinerador	73
Figura 2 – Esquema modelo de um aterro sanitário.....	103
Figura 3 – Geração de CH ₄ pelos RSU em aterros	119
Figura 4 – Estrutura da análise do ciclo de vida.....	133
Figura 5 - Resíduos “in natura” no centro de compostagem	159
Figura 6 - Resíduo processado – composto orgânico	159
Figura 7 – Materiais separados na esteira – materiais não compostáveis	160
Figura 8 – Material não compostável segregado (plásticos)	160
Figura 9 - Contêiner para destinação de vidros pela população	161
Figura 10 - <i>Yellow bags</i> – disponibilizado para coleta seletiva	162
Figura 11 - Contêineres para recicláveis - metais	162
Figura 12 – Contêiner com recicláveis – plásticos e papéis.....	163
Figura 13 – Contêiner com recicláveis – papelão.....	163
Figura 14 – Resíduos que podem ser reusados em pontos de entrega.....	164
Figura 15 – Hall de recepção de veículos coletores em Munique.	165
Figura 16 – Interior do fosso de recepção de resíduos (banker) e garra removedora	166
Figura 17 – Interior da cabine de operação da garra	167
Figura 18 – Interior da câmara de incineração (em manutenção) – grelhas móveis com aberturas	167
Figura 19 – Cinzas resultantes da incineração de resíduos sólidos urbanos	169
Figura 20 – Escórias resultantes da incineração dos resíduos sólidos urbanos	170
Figura 21 – Aterro sanitário na Alemanha.	172
Figura 22 - Bag no final da esteira	176
Figura 23 – Conteúdo do interior do bag (RRSU).	177
Figura 24 – Procedimento de separação dos resíduos do conteúdo do bag.	177
Figura 25 - Modelo de distribuição triangular da formação de metano em aterro ..	184
Figura 26 - Fração de resíduos lentamente degradados.....	195
Figura 27 - Fração de resíduos rapidamente degradados	196
Figura 28 - Produção média de metano no período	196
Figura 29 - Produção de energia no período de 30 anos	196

Lista de Quadros

Quadro 1 - Impactos da segregação prévia de resíduos em sistema de incineração.	65
Quadro 2 - Consumo médio por residência, por região em julho de 2015.	115
Quadro 3 – Composição básica do biogás de aterro	118
Quadro 4 - Energia contida em uma tonelada de RSU	128
Quadro 5 – GEE emitidos em incineradores	188
Quadro 6 – Valores considerados para os cálculos da emissão de GEE em ambos sistemas	188
Quadro 7 – Critérios utilizados para comparação entre o sistema de aterro sanitário e o sistema de incineração.....	204

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Composição gravimétrica dos RSU no Brasil.....	27
Tabela 2 - Potencial calorífico do RRSU – considerando a geração de 17.930 kg por dia.....	127
Tabela 3 - Análise gravimétrica do RRSU em (%), por classe social do ano 2012.....	189
Tabela 4 - Frações rápida e lentamente degradáveis em %.....	190
Tabela 5 - Quantidade de RRSU com potencial de geração de energia gerada na cidade de Lençóis Paulista.....	191
Tabela 6 - Quantidade de RRSU com potencial de geração de energia gerada na região de Bauru/SP.....	191
Tabela 7 - Potencial de geração de energia elétrica em unidade de incineração e potencial quantitativo de atendimento a residências.....	193
Tabela 8 – Energia produzida em aterro sanitário a partir da captação do metano.....	194
Tabela 9 - Comparativo de obtenção de energia entre os sistemas – período de 15 anos.....	197
Tabela 10 - Comparativo de obtenção de energia entre os sistemas – período de 30 anos.....	198
Tabela 11 - GEE emitidos pelos sistemas.....	199

Lista de abreviações

ABRELP – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

ACV – Análise do Ciclo de Vida

CEMPRE – Compromisso Empresarial para a Reciclagem

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CDR – Combustível Derivado de Resíduo

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

COT – Carbono Orgânico Total

EPA – Environmental Protection Agency

EPE – Empresa de Pesquisa Energética

EUA – Estados Unidos da América

FEAM – Fundação Estadual de Meio Ambiente

GEE – Gases de Efeito Estufa

GWP – Global Warming Potential

IBAM – Instituto Brasileiro de Administração Municipal

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IPCC – International Panel of Climate Change

ISO – International Standard Organization

MMA – Ministério do Meio Ambiente

MP – Material Particulado

NBR – Norma Brasileira

NTN - National Toxics Network

ONG – Organização Não Governamental

ONU – Organização das Nações Unidas

OWMA – Ontario Waste Management Association

PCDD - Dibenzeno-p-dioxinas policloradas, Dioxina

PCDF - Dibenzenofuranos policlorados, Furano

PCI – Poder Calorífico Inferior

PEAD – Polietileno de Alta Densidade

PET – Politereftalato de Etileno

PEVs – Pontos de Entrega Voluntária

PGIRS – Plano de Gestão Integrada dos Resíduos Sólidos

PNMC - Plano Nacional Sobre Mudança do Clima
PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos
POPs – Poluentes Orgânicos Resistentes
PP – Polipropileno
PS - Poliestireno
PSGIRS - Plano Municipal Simplificado de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos
PVC – Policloreto de Vinila
RSU – Resíduo sólido urbano
RRSU – Rejeito dos Resíduos Sólidos Urbanos
SEADE - Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados
SINIR - Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos
SISNAMA – Sistema Nacional de Meio Ambiente
SNVS – Sistema Nacional de Vigilância Sanitária
SUASA - Sistema Unificado de Atenção à Atividade Agropecuária
TEQ – Toxic Equivalent Concentration
TETRA PAK – Marca de Embalagens Cartonadas
UNFCCC - United Nations Framework Convention on Climate Change
URE – Unidades de Recuperação de Energia
WTE – Waste to Energy
WTERT - Waste-to-Energy Research and Technology Council

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	23
2. OBJETIVOS	25
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	26
3.1 Considerações sobre os resíduos sólidos urbanos (RSU)	26
3.2. A gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos	28
3.3 Hierarquia na gestão dos resíduos sólidos urbanos	34
3.4 Plano municipal de gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos	41
3.5 Coleta convencional	44
3.6 Coleta seletiva	46
3.7 Logística reversa	50
3.8 Responsabilidade compartilhada	55
3.9 Destinação final dos resíduos sólidos urbanos	59
3.9.1 Reciclagem e compostagem aeróbia e anaeróbia (biometanização)	62
3.9.2 Incineração	64
3.9.2.1 Tecnologias de tratamento térmico de resíduos	64
3.9.2.2 Poluição atmosférica causada por incineradores e GEE	73
3.9.2.2.1 Monóxido de carbono	78
3.9.2.2.2 Carbono orgânico total (COT)	79
3.9.2.2.3 Compostos orgânicos e inorgânicos	79
3.9.2.2.4 Poeira (material particulado) e fumaça	81
3.9.2.2.5 Metais pesados	83
3.9.2.2.6 Bifenilpoliclorados	85
3.9.2.2.7 Dioxinas e furanos	85
3.9.2.2.8 Amônia	87
3.9.2.2.9 Hidrocarbonetos poliaromáticos (HPAs)	87
3.9.2.2.10 Dióxido de carbono (CO ₂)	87
3.9.2.2.11 Metano (CH ₄)	88
3.9.2.3 Sistema de tratamento de gases e limpeza	88
3.10 Disposição final dos resíduos sólidos urbanos	92
3.10.1 Aterro comum, lixão ou vazadouro	94
3.10.2 Aterro controlado ou aterro em valas	95
3.10.3 Aterro sanitário	97
3.10.3.1 Poluição do solo e das águas causada por aterros	106
3.10.3.2 Poluição atmosférica e gases de efeito estufa	107
3.10.3.3 Depreciação de áreas vizinhas	112
3.11 Recuperação de energia a partir de rejeitos dos resíduos sólidos urbanos	114
3.11.1 Recuperação de energia em aterros sanitários – captação do biogás	116
3.12 Recuperação de energia em incineradores	122
3.13 Vantagens e desvantagens de aterros e incineradores	129
3.14 Análise do ciclo de vida dos materiais contidos nos resíduos	133
3.15 Estudo de caso da gestão de resíduos sólidos urbanos na Alemanha	156

4. MATERIAIS E MÉTODOS	174
4.1 Método de análise documental	174
4.2. Metodologia para caracterização gravimétrica dos rejeitos dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Lençóis Paulista.....	174
4.3 Metodologia para implantação de um projeto para geração de energia na região de Bauru.....	177
4.4 Metodologia para cálculo da geração de energia em unidade de incineração .	180
4.5 Metodologia para cálculo da geração de metano em um aterro sanitário regional	180
4.5.1 Equação do IPCC com distribuição triangular	181
4.6 Metodologia para cálculo da recuperação energética a partir do metano gerado	185
4.7 Metodologia para comparação de geração energética entre os sistemas	185
4.8 Metodologia para comparação de utilização de área física entre os sistemas .	186
4.9 Metodologia para comparação de emissão de gases de efeito estufa entre os sistemas	187
5. RESULTADOS da base de dados utilizados no estudo dos critérios de comparação entre os dois sistemas.....	188
5.1. Resultados da caracterização gravimétrica no município de Lençóis Paulista	188
5.2 Porcentagem das frações degradáveis.....	189
5.3 Resíduos com potencial energético gerados na região de Bauru	190
5.4 Recuperação de energia em unidade de incineração	192
5.5 Recuperação de energia a partir do biogás do aterro sanitário	194
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	197
6.1 Comparativo entre aterros sanitários e incineradores em relação à recuperação de energia	197
6.2 Comparativo da utilização de área física de terra.....	198
6.3 Comparativo de emissão de gases de efeito estufa e poluição atmosférica.....	199
6.3.1 Emissão de gases de efeito estufa - GEE	199
6.3.2 Outras emissões atmosféricas.....	200
6.3.3 Impactos ambientais resultantes do tratamento dos RRSU nos dois sistemas.....	201
6.3.3.1 Poluição do solo e da água.....	201
6.4 Hierarquia na gestão de resíduos sólidos urbanos: comparativo entre o aterro sanitário e a incineração.....	201
7 CONCLUSÕES.....	203
REFERÊNCIAS	206

1. INTRODUÇÃO

No século XX, com o surgimento e o rápido desenvolvimento da indústria, mudanças significativas tomaram forma no modelo de vida da população em todo o planeta. As cidades se multiplicaram rapidamente e se tornaram centros de grandes aglomerações humanas, resultando em sistemas complexos de serem administrados, tamanha a diversidade de atividades e necessidades, as quais iniciaram um processo de produção de severos impactos ao meio ambiente com consequências negativas na saúde das pessoas. A civilização baseada na produção industrial adotou um comportamento consumista voraz, gerador de grandes quantidade e diversidade de resíduos, os quais foram se tornando cada vez mais descartáveis, em razão da rapidez com que as tendências e os avanços tecnológicos foram modificando os produtos e os modos de vida das pessoas.

Essas mudanças convergiram para a pesquisa e o desenvolvimento de novos materiais para manufatura de novos e inovadores produtos, que resultaram na produção de resíduos de composição mais complexas e mais difíceis de serem tratadas e/ou dispostos. Com isso a gestão dos resíduos sólidos urbanos tornou-se um grande desafio para as administrações municipais, sobretudo na tomada de decisão do que fazer com tanto e tão diversos resíduos. Desta forma, no Brasil, depois de décadas de discussão, surgiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos, (PNRS) aprovada e regulamentada por lei e decreto federal. A PNRS trouxe inovações em conceitos sobre a gestão dos resíduos no Brasil, muitos dos quais já em prática no exterior. Assim, temas como gestão integrada dos resíduos sólidos, logística reversa, responsabilidade compartilhada, destinação e disposição final ambientalmente adequadas passaram a fazer parte da rotina dos gestores de limpeza pública dos municípios, principalmente.

A quantidade excessiva de resíduos passou a ser percebida mais claramente no momento da realização da disposição em aterros, em razão dos ostensivos impactos que passaram a causar, com poluição do solo, da água e da atmosfera. Na Europa, Estados Unidos e alguns países da Ásia a incineração dos resíduos passou a ser adotada, principalmente com a recuperação de energia. No Brasil, a predominância absoluta de disposição é o aterro. Ambos os sistemas causam impactos ao meio ambiente e, igualmente, ambos necessitam ser incorporados dentro de um plano de gestão mais abrangente, que não se atenha apenas em destinar ou

dispor os resíduos, mas também em como evitar que estes cheguem cada vez em maior volume a aterros e incineradores.

Pesquisadores e estudiosos passaram a analisar formas de diminuir a geração de resíduos, e vários estudos foram elaborados discutindo a melhor forma de gestão para promover uma hierarquia racional e sustentável para gerenciamento dos resíduos. A hierarquia elenca as opções mais interessantes para realização da gestão dos resíduos sólidos urbanos sob a ótica ambiental. A prioridade é pela não geração de resíduos, vindo em seguida as opções subsequentes, as quais se estabelecem depois que a primeira não foi conseguida. Não se efetivando a não geração, as demais opções na hierarquia são: redução, reuso, reciclagem, destinação e disposição. Estudos de análise de ciclo de vida dos materiais também passaram a integrar a problemática dos resíduos, no afã de descobrir formas mais sustentáveis de promover o retorno dos resíduos ao ciclo produtivo e, com isso, preservar novos recursos naturais de serem extraídos.

As formas de destinação e disposição de resíduos devem considerar as implicações ambientais, inclusive no tocante às mudanças climáticas. Aterros e incineradores são responsáveis pela emissão de gases de efeito estufa, principalmente o metano nos aterros e o gás carbônico nos incineradores, embora outros gases também sejam emitidos.

Segundo Tan *et al.* (2014) as duas práticas mais comuns de recuperação de energia a partir do lixo são a incineração de resíduos e a captura de metano em aterros. Islan (2016) afirmou que a opção de geração de energia pelo lixo predominante é a de incineração de resíduos sólidos urbanos misturados, a qual é considerada como uma forma de gestão dos resíduos sólidos urbanos sustentável, tendo sido implantada em países como a Dinamarca, Alemanha, Holanda, Suécia, Malásia, Indonésia, China, Japão e Coreia. Entretanto, Sakawi (2011) afirmou que devido ao alto custo das tecnologias de incineração a captação do biogás em aterros tem recebido maiores atenções. O sistema de captura do biogás é mais adequado para uma alta porcentagem de materiais biodegradáveis com alto teor de umidade e também auxilia na mitigação da emissão de gases de efeito estufa emitidos pelos aterros, pois que utiliza o metano como fonte de energia.

Tan *et al.* (2014) realizou considerações sobre a incineração de resíduos para obtenção de energia e a captura do metano em aterro para consecução do mesmo objetivo, tendo afirmado que aterros sanitários degradam terras que podem

apresentar elevado valor, além de emitir o metano que é mais potente para que o gás carbônico para a causa do efeito estufa. Entretanto, pela perspectiva da gestão dos resíduos sólidos urbanos, ambas as práticas se mostram como desafios para o desenvolvimento sustentável. A obtenção de energia em aterros e incineradores mostra benefícios como a mitigação da emissão de gases de efeito estufa, além de funcionarem efetivamente como sistemas de produção de energia. Neste sentido a obtenção de energia a partir de resíduos sólidos provou ser importante para as tomadas de decisão na gestão dos resíduos sólidos urbanos, considerando custos, benefícios energéticos e proteção ambiental.

Em decorrência do exposto esta pesquisa objetiva analisar comparativamente o desempenho do sistema de aterro sanitário e de incineração de resíduos sólidos para a recuperação de energia. Para realização dos estudos comparativos procedeu-se à formação de um grupo composto com 39 municípios em uma região central do Estado de São Paulo. Com base na quantidade e nas características de resíduos gerados traçou-se um estudo no comportamento destes quando dispostos em aterro sanitário, no qual usa-se o metano gerado e captado, ou destinado para um incinerador, onde são processados termicamente, para recuperação energética.

Para complementar o estudo, objetivos adicionais de análise da sustentabilidade ambiental de ambos os sistemas são estabelecidos, notadamente sobre o uso de área física de terra, emissões de gases de efeito estufa, implicações de impactos ambientais no solo, água e ar, e na função que cada um dos sistemas desempenha quando se organiza a hierarquia dos resíduos em um sistema de gestão.

2. OBJETIVOS

O objetivo principal é compor um projeto regional com 39 municípios para realizar um estudo comparativo para destinação dos rejeitos dos resíduos sólidos urbanos em um incinerador e disposição em um aterro sanitário com captação do biogás, considerando a possibilidade de recuperação energética em ambos os sistemas.

Em complemento, objetiva-se:

- a) A elaboração de uma análise documental da gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos coletados regularmente pelas administrações

municipais (de origem domiciliar, de limpeza urbana e de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviço).

- b) Realizar comparativamente entre ambos os sistemas estudos sobre a emissão de gases de efeito estufa, impactos ao meio ambiente, hierarquia e uso de área física de terra.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Considerações sobre os resíduos sólidos urbanos (RSU)

A NBR-10004 (2004) define resíduos sólidos como aqueles no estado sólido ou semi-sólido resultantes de atividades da comunidade, de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. De acordo com Brasil (2010), a Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei Federal nº 12.305/2010, no artigo 13º, na definição de resíduos sólidos quanto à origem, consideram-se dentre outros, os resíduos sólidos urbanos, tais como:

- a) resíduos domiciliares: os originários de atividades domésticas em residências urbanas;
- b) resíduos de limpeza urbana: os originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana;
- c) resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços;
- e) resíduos dos serviços públicos de saneamento básico;
- f) resíduos industriais: os gerados nos processos produtivos e instalações industriais;
- g) resíduos de serviços de saúde: os gerados nos serviços de saúde, conforme definido em regulamento ou em normas estabelecidas pelos órgãos do Sisnama e do SNVS;
- h) resíduos da construção civil: os gerados nas construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, incluídos os resultantes da preparação e escavação de terrenos para obras civis.

Segundo Brasil (2010) a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei Federal 12.305/2010) definiu resíduos como:

[...] material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível

Segundo Hamada (2003), mais importante que a própria definição, é saber o que fazer com os resíduos. Os resíduos sólidos domiciliares e comerciais são

constituídos por misturas de restos de alimento, papel, papelão, plásticos, metal, vidro, madeira, trapos, couro, dentre outros. Segundo Tabalipa e Fiori (2005), antes de qualquer iniciativa, no sentido de equacionar as variáveis envolvidas no estudo do lixo, é primordial que se tenha uma ideia precisa de sua composição, tanto qualitativa quanto quantitativa.

A composição qualitativa do resíduo, segundo seu valor econômico, é exposta segundo critérios estabelecidos por Philippi *et al.* (2002): resíduos aproveitáveis são os quais possam de alguma forma ser reaproveitados e apresentarem algum valor de mercado. Os resíduos não aproveitáveis, por sua vez, são os que não apresentam condições para serem recolocados no mercado e não apresentam valor econômico.

Papelões, papel e plásticos destacam-se e ganham maior importância quando há interesse em sua recuperação (HAMADA, 2003). Essa composição, por outro lado, varia com a localidade e com o estágio de desenvolvimento em que se está inserido. Tal variação é nítida quando se efetua uma comparação entre diferentes países e respectiva renda per capita (HAMADA, 2003). De acordo com Tabalipa e Fiori (2005), conhecendo-se o volume de lixo coletado e seu peso, é possível encontrar o peso específico da amostra, que no Brasil varia de 200 a 500 kg/m³. Para Tabalipa e Fiori (2005), das características encontradas nos resíduos sólidos estudados, a mais importante é a física, uma vez que sem o seu conhecimento é praticamente impossível efetuar-se a gestão adequada dos serviços de limpeza urbana.

A composição gravimétrica média dos resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil (Tabela 1), segundo ABRELP (2012), permite visualizar de um modo geral a participação de diferentes materiais na fração total dos RSU.

Tabela 1- Composição gravimétrica dos RSU no Brasil

Material	Participação (%)	Quantidade (t/ano)
Metais	2,9	1.610.499
Papel, papelão, embalagens cartonadas	13,1	7.275.012
Plásticos	13,5	7.497.149
Vidro	2,4	1.332.827
Matéria orgânica	51,4	28.544.702
Rejeitos	16,7	9.274.251
TOTAL	100	55.534.440

Fonte – ABRELP (2012).

A referida composição, porém, é bastante diversificada nas diferentes regiões, uma vez que está diretamente relacionada com características, hábitos e costumes de consumo e descarte da população local (ABRELP, 2012).

Para Muenhor *et al.* (2009), os resíduos sólidos municipais, mais comumente conhecidos como lixo, consistem em itens do dia-a-dia que são usados e depois descartados, tais como embalagens de produtos, recortes de grama, móveis, roupas, garrafas, restos de comida, jornais, eletrodomésticos, pintura, baterias e inúmeros outros. Estes provêm de famílias, escolas, hospitais, empresas e outros estabelecimentos. A indústria municipal de resíduos sólidos pode ser dividida em quatro componentes, a saber: reciclagem, compostagem, aterro e recuperação de energia via incineração. As etapas primárias no ciclo de resíduos são a geração, coleta, triagem e separação, transferência e eliminação. Uma série de resíduos municipais contém substâncias perigosas, juntamente com produtos químicos orgânicos, como pesticidas. Medicamentos tradicionais, cosméticos e outros itens também podem conter substâncias perigosas.

Política Nacional de Resíduos Sólidos estabelece a diferença entre resíduo e rejeito: resíduos devem ser reaproveitados e reciclados e apenas os rejeitos devem ter disposição final (MMA, 2012).

3.2. A gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos

De acordo com Teixeira (2006), o Plano de Gestão Integrada define a política, as ações que serão desenvolvidas para o sucesso do que está sendo proposto. O Plano de Gerenciamento Integrado é a tomada de decisões estratégicas quando do desenvolvimento e implementações das ações definidas no Plano de Gestão Integrada dos Resíduos Sólidos. O manejo é o dia a dia; o acondicionamento, a coleta, o transporte, a disposição final, o tratamento do resíduo. A gestão define a política; o gerenciamento implementa a política; e o manejo opera a implementação da política.

Estudos realizados por Guerrero; Maal; Hogland (2013) sobre a gestão dos resíduos sólidos nos países em desenvolvimento, indicaram que o tema é um desafio para as autoridades das cidades nos países em desenvolvimento, principalmente

devido a o aumento da geração de resíduos, ao alto custo do sistema, a falta de compreensão sobre uma diversidade de fatores que afetam as diferentes etapas de gerenciamento de resíduos e conexões necessárias para permitir o funcionamento completo do sistema de manuseio.

Segundo MMA (2012), no Brasil a questão da gestão dos resíduos sólidos urbanos passou a ter uma regulamentação específica com a aprovação da Lei Federal nº 12.305, de 02 de agosto de 2010, conhecida como Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) e seu Decreto Executivo regulamentador, nº 7.704 de 23 de dezembro de 2010.

De acordo com BRASIL (2010) A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) é definida no texto do seu artigo 4º, no capítulo das disposições gerais, da seguinte forma:

A Política Nacional de Resíduos Sólidos reúne o conjunto de princípios, objetivos, instrumentos, diretrizes, metas e ações adotados pelo governo federal, isoladamente ou em regime de cooperação com estados, Distrito Federal, municípios ou particulares, com vistas à gestão integrada e ao gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos.

A PNRS define a gestão dos resíduos sólidos urbanos como sendo: “o conjunto de ações voltadas para a busca de soluções para os resíduos sólidos, de forma a considerar as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social, com controle social e sob a premissa do desenvolvimento sustentável”. Na definição de gerenciamento tem-se que: “refere-se ao conjunto de ações exercidas, direta ou indiretamente, nas etapas de coleta, transporte, transbordo, tratamento e destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos”. Os resíduos devem ser manuseados com responsabilidade ambiental extrema. Cada município precisa possuir seu próprio plano de gestão de resíduos (como atualmente tenta se desenvolver nos municípios brasileiros que são obrigados a implantar Plano de Gerenciamento Integrado dos Resíduos Sólidos Urbanos, a partir da Política Nacional de Resíduos Sólidos. Entre os instrumentos definidos dentro da PNRS, de acordo com MMA (2012), estão: a coleta seletiva; os sistemas de logística reversa; o incentivo à criação e ao desenvolvimento de cooperativas e outras formas de associação dos catadores de materiais recicláveis, e o Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos (SINIR). Dentre estes instrumentos para a implementação da Política Nacional de Resíduos Sólidos salienta-se o incentivo à criação e ao

desenvolvimento de cooperativas ou de outras formas de associação de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis. No Brasil a questão dos catadores de materiais recicláveis é muito importante para viabilização da reciclagem dos materiais e, conseqüentemente, para a preservação do uso de novos materiais virgens e mesmo para o alongamento da vida útil dos aterros sanitários e outros modelos de aterros, ainda existentes no Brasil. Neste sentido, a reciclagem dos materiais afeta diretamente também a questão social, uma vez que a coleta de materiais recicláveis permite a obtenção de renda para um grande número de pessoas em todos os estados do país. Parcerias entre as administrações municipais e pessoas ligadas à coleta de materiais recicláveis reunidas em cooperativas ou associações podem viabilizar o bom funcionamento do sistema de gestão dos resíduos sólidos urbanos no Brasil.

Dentro da complexidade da gestão de resíduos sólidos urbanos, Valle (2004) afirmou que a gestão dos resíduos sólidos gerados é cada vez mais complexa pelo aumento da população e do nível de industrialização, aliados ao crescimento do consumo de produtos que utiliza grandes diversidades de materiais em sua composição. De modo geral o problema se agrava porque diminuir a produção ou impedir o consumo traz problemas, como: pobreza, desemprego e deslocamento de produção para outras regiões. O autor afirmou que se deve enfrentar a questão de forma criativa, procurando minimizar os impactos ambientais causados pelos resíduos sólidos urbanos, devendo-se eliminá-los, na medida do possível, na origem, e incentivando formas de destino útil, principalmente através da reciclagem.

Para Lima (2002), o conceito de gestão de resíduos sólidos abrange atividades referentes à tomada de decisões estratégicas com relação aos aspectos institucionais, administrativos, operacionais, financeiros e ambientais. A gestão dos resíduos sólidos urbanos envolve políticas, instrumentos e meios. O autor define gerenciamento de resíduos sólidos como os aspectos tecnológicos e operacionais que viabilizam a atuação administrativa, gerencial, econômica, ambiental e também de desempenho, especificamente quanto a produtividade e qualidade, por exemplo, contudo relacionadas com a preservação, redução, segregação, reutilização, acondicionamento, coleta, transporte, recuperação de energia e destinação final de resíduos sólidos. Desse modo, o gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos é um conjunto articulado de ações normativas, operacionais, financeiras e de planejamento que uma administração pública municipal desenvolve para coletar, segregar, tratar e dispor o “lixo” de sua cidade (D’ALMEIDA e VILHENA, 2000).

Em observação à Política Nacional de Resíduos Sólidos, Costa e Ribeiro (2013) afirmaram que cada tipo de resíduo, em razão de suas características, exige um modelo de gestão para o gerenciamento adequado a realização das adequadas atividades de coleta transporte, tratamento, destinação e disposição final, com o objetivo de minimizar os impactos ao meio ambiente e à saúde pública. O gerenciamento dos resíduos sólidos deve observar as questões técnicas de planejamento e execução das atividades, além de contemplar de forma responsável a questão política, pois que deve atender a critérios ambientais, sanitários e econômicos. Desde a geração até sua destinação ou disposição final, os resíduos devem receber a devida atenção com relação a utilização de instrumentos e estratégias que minimizem os impactos destes ao meio ambiente, incluindo a saúde das pessoas. A gestão e o gerenciamento dos resíduos incluem a utilização de diferentes tecnologias, simples, complexas, de custo baixo e custo elevado, que apresentam vantagens e desvantagens, mas que de uma forma ou de outra viabilizam a adequada gestão e gerenciamento destes. Para os autores, o termo gestão deve ser interpretado e compreendido como ações mais gerais, de planejamento, com diretrizes que considerem soluções apropriadas do ponto de vista ambiental, mas sem perder de vista as dimensões econômica, social e cultural, na perspectiva da sustentabilidade, garantindo o controle social, atividade tipicamente de Estado.

A gestão integrada de resíduos sólidos é definida como o conjunto de ações voltadas para a busca de soluções para os resíduos sólidos. Nesse sentido, a principal atenção deve ser voltada para a redução na geração, tendo como objetivo a não geração (COSTA e RIBEIRO, 2013).

Segundo Schalch *et al.* (2002) os conflitos decorrentes da gestão e do gerenciamento inadequado dos resíduos sólidos urbanos estão crescendo em relação direta com a conscientização da sociedade a respeito das questões ambientais. Para o autor, a proposta de um modelo de gestão e de gerenciamento de resíduos sólidos exige o conhecimento das distintas formas de tratamento e destinação final de resíduos e, em razão disso, concluiu o autor que um dos grandes impasses existentes está no campo da gestão e do gerenciamento dos resíduos. Neste aspecto considera-se o sistema de incineração como um tratamento de resíduos, sendo considerado como uma forma de destinação, enquanto que o aterro sanitário deve ser considerado como uma forma de disposição, pois que nenhum tratamento será efetuado.

Abordando a dificuldade na realização da gestão e do gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos, Costa e Ribeiro (2013) afirmaram que nos domínios da gestão de resíduos sólidos o melhor resíduo é aquele que não é gerado e que a geração excessiva de resíduos é um dos principais problemas dos Municípios, surpreendendo ainda o fato que grande parte desses resíduos é constituído de matéria-prima que poderia ser reinserida em processos produtivos, poupando recursos naturais, com grande significado econômico e ambiental. Consideraram também os autores que a questão social envolvendo os catadores de rua deve ser observada com relevância e que a fração orgânica poderia ser transformada em compostos para utilização diversa. Embora a responsabilidade da gestão seja do Poder Público, a responsabilidade pela geração e descarte de resíduos não lhe é exclusiva. Dessa forma, de acordo com os autores, fatores sociais e econômicos não devem ser desprezados, ainda mais que os resíduos não podem mais ser vistos como lixo, algo descartável e inútil, mas algo que sob uma nova óptica pode ser utilizado como fonte de matéria-prima, de energia, que gera emprego, renda e desenvolvimento.

Para Nunesmaia (2002), o modelo de gestão deve basear-se na valorização dos resíduos, de forma a buscar a minimização dos impactos sobre o meio ambiente e sobre a saúde humana, devendo ainda ser acrescentado a dimensão social, notadamente pela participação dos cidadãos no processo da gestão e da inserção social dos excluídos que vivem da coleta dos resíduos domiciliares. Em 2015 o Brasil mostrou que vem conquistando importantes avanços na gestão de resíduos sólidos, mas ainda convive com deficiências consideráveis que precisam ser superadas, para o bem do meio ambiente, da saúde pública e de uma melhor qualidade de vida (ABRELP, 2015).

Bidone e Povinelli (1999) salientaram que o conhecimento da composição física (composição qualitativa) é essencial para a definição dos procedimentos a serem realizados com os resíduos sólidos, desde sua coleta até o destino final. A determinação da composição física dos resíduos serve para mostrar, entre outras, as potencialidades econômicas dos resíduos sólidos urbanos e avaliar todos os tipos de material reciclável, obtendo, dessa forma, um perfil dos resíduos.

A gestão dos resíduos sólidos é complexa em todos os lugares do mundo. Bhada e Themelis (2008) afirmaram que em Mumbai, Índia, a infraestrutura não era suficiente para acompanhar a evolução da geração de resíduos resultando na

insuficiência da coleta dos resíduos sólidos municipais e sobrecarregando os aterros. A disposição inadequada dos resíduos sólidos por muitas décadas deixou sério problema ambiental e social. Tan *et al.* (2014) disseram que a gestão de resíduos na Malásia envolve o despejo de resíduos em aterros em excesso causando degradando o valor de terras e emissões de GEE como o metano e o dióxido de carbono. A gestão de resíduos tornou-se uma questão preocupante na questão da proteção ambiental e também na gestão urbana na China, principalmente por conta do rápido crescimento da economia (WANG e NIE, 2001). European Commission (2010) afirmou que a quantidade de resíduos é cada vez maior e isso tem contribuído para modificar a natureza destes resíduos devido ao rápido crescimento tecnológico dos produtos. Isto significa que os resíduos passaram a contar com materiais mais complexos, como plásticos metais preciosos e materiais perigosos que dificultam o manejo seguro. A política de gestão de resíduos na União Europeia objetiva a redução de impactos ambientais e na saúde da população e também melhorar os recursos científicos europeus. A meta a longo prazo é transformar a Europa em um continente de reciclagem, evitando a geração de resíduos, mas usando a geração inevitável de resíduos como fonte de recurso sempre que possível. O objetivo é aumentar o nível de reciclagem e minimizar a extração de novos recursos naturais.

Segundo Avfall Sverige (2016), na Suécia, em 2015, a quantidade de resíduos sólidos urbanos (RSU) utilizada para recuperação energética foi de 2.284.210 toneladas, ou 232 kg/pessoa. No mesmo ano, 48.6% dos RSU foram incinerados para recuperação de energia. Também em 2015, 38.300 toneladas foram encaminhadas para aterros, ou 4 kg/pessoa, apenas, o que significa 0,8% do total de RSU produzido. Esses dados informados por Avfall Sverige (2016) são importantes porque demonstram que é possível reduzir muito a disposição de rejeitos em aterros e, desta forma, realizar o aproveitamento ou reaproveitamento em porcentagem elevadíssima dos resíduos sólidos urbanos. O autor informou ainda que a gestão sueca de resíduos (*Swedish Waste Management – Avfall Sverige*) é uma instituição que foi fundada em 1947 e é formada por especialistas na gestão de resíduos sólidos e reciclagem, com mais de 400 membros de instituições públicas e privadas. As atividades incluem desenvolvimento, educação advertências e intervenção. É uma organização que garante a coleta e a reciclagem em todos os municípios suecos., sendo considerada como uma instituição que trabalha em favor da sociedade: para garantia de um meio ambiente saudável e sustentável. A visão da *Swedish Waste Management - Avfall*

Sverige é o lixo zero, através da minimização e reuso dos resíduos. A Avfall Sverige representa os municípios, governos locais, associações privadas e governamentais, empresas públicas municipais e regionais. Os membros da Avfall Sverige são representativos de toda sociedade sueca.

Avfall Sverige (2016) afirmou que os RSU deveriam sofrer gestão em razão de suas propriedades, e isto significa que há um padrão de solução para escolher o método de tratamento. Os diferentes métodos: reciclagem, tratamento biológico e recuperação energética devem ser utilizados de forma combinada para que se possa alcançar os melhores resultados. A escolha da destinação deve levar em conta o tipo de resíduo, condições geográficas e a qualidade da separação dos materiais. Quando todos estes fatores são considerados, o objetivo é otimizar os benefícios ambientais e sociais. Para perseguir objetivos tão elevados de otimização dos objetivos sociais e ambientais, a gestão dos RSU na Suécia é responsabilidade dos municípios, desde a coleta dos resíduos que não são recolhidos pelos produtores (logística reversa aqui no Brasil), e destinados para a reciclagem, recuperação energética ou dispostos em aterros.

De acordo com Rocha (2011) a Alemanha consolidou a política de resíduos por meio de duas legislações implantadas no ano de 1986: a Lei de Minimização e a Eliminação de Resíduos. Em 1994 estas duas legislações foram substituídas, pela Lei de Economia de Ciclo Integral e Gestão de Resíduos. Essa lei estabeleceu a logística reversa, obrigando os fabricantes e os distribuidores a aceitar a devolução de vasilhames e embalagens e a conduzi-los a uma recuperação material independente do sistema público de eliminação de resíduos. Na França, de acordo com Rocha (2011), a política francesa de resíduos foi estabelecida em 1975, e, ao longo das décadas de oitenta e noventa, avançou para a questão da responsabilização de empresas quanto à destinação e reciclagem de embalagens, tornando-se fortemente engajada na modernização do gerenciamento de resíduos sólidos.

3.3 Hierarquia na gestão dos resíduos sólidos urbanos

A nova gestão dos resíduos sólidos urbanos adota critérios de hierarquia no manejo destes e, de acordo com O'Brien (2008), esta hierarquia tem sido adotada por governos dos Estados Unidos da América, Canadá, União Europeia e Hong Kong,

entre outros. O autor afirmou que em 1989 a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*EPA – The United States Environmental Protection Agency*) propôs uma hierarquia para a gestão integrada de resíduos, que rapidamente se transformou na base das leis de reciclagem. Ocorreu uma hierarquização de tecnologias baseadas no manejo de tratamento de resíduos perigosos, considerando a prevenção antes do reuso, e reuso antes da disposição em aterros ou incineração. Quando aplicado a gestão de resíduos sólidos o reuso assumiu o lugar da reciclagem e da compostagem. Outras tecnologias capazes de cumprir os objetivos da nova gestão de resíduos sólidos associadas a evitar o uso de aterros, como a recuperação para a energia devem sempre ser adotadas.

O'Brien (2008) adotou um sistema quatro camadas de hierarquia nas quais a prevenção ou a não geração deve ser priorizada em primeiro lugar, seguida da segunda opção que deve ser a reciclagem, incluindo a compostagem. Os resíduos que não podem ser não gerados ou reciclados devem ser utilizados para recuperação energética e, como última opção o aterro sanitário ou a incineração sem recuperação energética. Entretanto, há questionamentos de diversas instituições sobre a adoção desta hierarquia na gestão dos resíduos sólidos, embasados no argumento de que não há estudos científicos confiáveis para a organização de um guia de tratamento hierárquico para os resíduos sólidos. Mas, no campo de estudo dos resíduos sólidos tem sido reconhecido que a reciclagem e a recuperação de materiais de energia resultam em significativa redução nos impactos ambientais da produção. Por exemplo, a reciclagem de alumínio pode reduzir a necessidade de extração de bauxita, enquanto que a incineração de papel e plásticos reduz a necessidade de combustão de combustíveis fósseis e de carvão.

O'Brien (2008) destacou que a gestão dos resíduos sólidos urbanos, segundo a EPA, deve estabelecer a seguinte hierarquia:

- a) Redução e reuso;
- b) Reciclagem e compostagem;
- c) Recuperação de energia;
- d) Aterro sanitário e incineração sem recuperação de energia.

As regras para a gestão dos RSU nos EUA, estabelecem a seguinte hierarquia: não gerar, reusar, reciclar, realizar a recuperação energética e por último dispor em aterro (AVFALL SVERIGE 2007).

Segundo Hong Kong (2013) a hierarquia para realização da gestão dos resíduos sólidos urbanos contempla:

- a) Prevenção – não geração: reduzir a quantidade e os tipos de resíduos;
- b) Reuso: novas formas de uso aos resíduos;
- c) Reciclagem: para evitar o uso de recursos naturais virgens;
- d) Recuperação energética – gerar energia e evitar o uso de aterros;
- e) aterro sanitário: somente quando o resíduo não contemplar nenhum outro tipo de utilidade.

Para o alcance desta hierarquia, Hong Kong (2013) estabeleceu as seguintes estratégias:

- a) Promover o princípio dos “4R”: reduzir, reusar, reciclar e recuperar;
- b) Fazer usos de incentivos para motivar as pessoas a reduzir a geração de resíduos: introdução de cobranças diferenciadas em relação aos resíduos para mudança de hábito de consumo e disposição;
- c) Classificar os resíduos a partir da fonte de obtenção e reciclagem: realizar esforços para aumentar a taxa de reciclagem;
- d) Reduzir o volume de resíduos e disposição final;
- e) Todas as medidas acima devem ser usadas concomitantemente.

De acordo com MMA (2012), a Política Nacional de Resíduos Sólidos estabelece que, na gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos deve ser observada uma ordem de prioridade quanto à gestão destes. A prioridade é a não geração de resíduos, seguida pela redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada. Esta hierarquia é um dos princípios e também uma das diretrizes da PNRS, sendo que na organização dos planos de gestão devem ser observadas metas para cada um destes princípios e diretrizes. Essa ordem de prioridade para a gestão dos resíduos: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, deixa de ser voluntária e passa a ser obrigatória.

Para Hauser (2006) a hierarquia busca captar a progressão do ciclo de vida de um material ou produto através de estágios sucessivos de gerenciamento de resíduos. O principal objetivo da hierarquia de resíduos é extrair a quantidade máxima de

resíduos da condição de resíduo, e promover a sua manutenção como produto ou material. A aplicação correta da hierarquia de resíduos pode ter vários benefícios tais como: prevenir emissões de mercúrio presentes em materiais, reduzir a produção de gases de efeito estufa, reduzir outros poluentes do ar, economizar energia, conservar recursos, criar empregos e estimular o desenvolvimento de tecnologias verdes. O primeiro passo nesta hierarquia é o mais racional, não gerar, mas está em conflito com o nosso modelo econômico, que estimula o consumo ao comercializar produtos anunciados e belamente embalados, e portanto, gerar mais resíduos. E conclui o autor: “Por isto, a indústria tem feito um lobby bem sucedido contra as restrições e a diminuição do desperdício não alcançou o volume desejado”.

Hauser (2006) considerou que a reutilização de objetos como, por exemplo, garrafas, é um conceito limitado por preocupações com a higiene e também necessita de uma logística de transporte, seleção e limpeza.

Moberg *et al* (2005) estudaram a validade da hierarquia na questão da gestão dos resíduos sólidos, com foco no aterro sanitário de resíduos, visualizando a possibilidade de colocá-lo em posição hierárquica superior. Segundo os autores o estudo do ciclo de vida dos produtos é usado para avaliar os métodos de tratamento de resíduos, considerando os aspectos ambientais e potenciais impactos na vida dos produtos (do berço ao túmulo), do estado natural, passando pela produção até a disposição final. Os resultados da pesquisa demonstraram que o aterro sanitário de resíduos é a última opção quando se leva em conta a avaliação do ciclo de vida dos materiais. O resultado da pesquisa mostrou um ranking que apresenta a reciclagem em primeiro lugar, seguida da incineração e tendo por último o aterro sanitário dos resíduos.

Depois de considerar o aterro sanitário como última opção na gestão dos resíduos Muylaert (2000), estabeleceu um estudo comparativo entre a reciclagem e a incineração. Segundo o autor, para a produção de uma tonelada de plástico tem-se o gasto energético de 5,3 MWh. Após o uso desta tonelada de plástico há a possibilidade de obtenção de energia pelo processo de incineração, o que permitiria a produção de 3,3 MWh por tonelada de material incinerado. A opção pela reciclagem, portanto, promove a economia de 5,3 MWh (energia conservada). O balanço energético é, desta forma, favorável à reciclagem.

Abdul-Rahman (2014) realizou um estudo sobre a maneira de realização da gestão e gerenciamento de resíduos domiciliar e comercial considerando que, uma

forma ambientalmente correta de abordar o tema, necessita abordar o reuso, a redução e a reciclagem. O autor chegou a conclusões importantes.

Em relação à redução: deve-se comprar apenas o que se necessita, uma vez que a melhor maneira de reduzir a geração de resíduos é não o gerando.

Em relação ao reuso: se se tiver que adquirir bens, faça-o através de bens similares usados, ou através daqueles que os podem substituir.

Em relação à reciclagem: quando for descartar os resíduos, tente a reciclagem ao invés de enviá-los diretamente aos aterros.

Assim, de acordo com Abdul-Hahman (2014) reduzir a geração de resíduos é o mais significativo do que todas as demais opções de gerenciamento. A chave é adquirir apenas bens que se precisa e na quantidade certa. Ao não adquirirmos produtos novos, deixamos de extrair recursos naturais virgens, pois a fabricação de novos produtos utiliza recursos naturais e energia, além de trazer novos deságios para descartá-los.

Cada pessoa que consome é um problema para qualquer sistema de gestão de resíduos. Se cada família reduzir a geração de resíduos, o problema diminui. Se cada pessoa diminuir suas necessidades de adquirir bens, haverá maior sustentabilidade. Na realização de seus estudos, Abdul-Hahman (2014) estabeleceu o que cada pessoa pode fazer para melhorar a gestão dos resíduos de uma forma geral, como se segue:

- a) Escolher produtos de que se necessita e não os produtos que se quer ou deseja;
- b) Escolher produtos duráveis, de boa qualidade. Produtos com boa qualidade são usados mais tempo, enquanto que os produtos menos duráveis, normalmente mais baratos, são rapidamente descartados e se transformam em resíduos;
- c) Evitar o uso de embalagens em excesso. Todos os produtos são adquiridos com muitas embalagens, as quais podem ser evitadas. São embalagens de plástico, papel, papelão que poderiam deixar de serem produzidas se as pessoas utilizam suas próprias embalagens retornáveis;
- d) Adquirir produtos produzidos localmente, com isso evita-se grandes gastos energéticos com transporte.

Quanto ao reuso Abdul-Hahman (2014) afirmou que as pessoas estão condicionadas a pensar que as coisas antigas, vazias, desgastadas, quebradas, são

ultrapassadas e inúteis e, portanto, descartáveis, sem pensar nas consequências que advirão em prejuízo ao meio ambiente. O processo de reutilização começa com o pressuposto de que os materiais usados que fluem através de nossas vidas podem ser um recurso em vez de um rejeito. O lixo de uma pessoa pode ser o tesouro de outra pessoa. Se houver atenção aos resíduos que descartamos, poder-se-á observar que estes resíduos se constituem de materiais que podem ser reutilizados para resolver os problemas do cotidiano e satisfazer as necessidades diárias de outras pessoas. As pessoas, de maneira geral, não refletem sobre este assunto. Reutilizar economiza dinheiro, conserva recursos, e satisfaz o desejo humano de ser criativo.

Algumas possibilidades de reuso, segundo Abdul-Hahman (2014):

- a) Contêineres podem ser reusados nas residências ou nas escolas;
- b) Reusar as embalagens de papel, papelão, plástico ou madeira;
- c) Doar roupas para amigos ou em instituições de caridade;
- d) Comprar bebidas em embalagens retornáveis;
- e) Doar aparelhos quebrados a instituições de caridades, ou escolas onde os mesmos poderão ser usados em atividades de artes em salas de aula, ou na prática de recuperação realizadas por estudantes;
- f) Doar móveis e itens domésticos que não são mais usados para pessoas que precisam, amigos ou instituições de caridade;
- g) Transformar papéis usados em apenas um lado em blocos de anotações.
- h) Restaurar móveis antigos e alongar o seu uso;
- i) Toalhas e lençóis velhos podem ser cortados em pedaços menores e usados para limpezas diversas;
- j) Doar livros e revistas para escolas, bibliotecas e asilos;
- k) Jornais podem ser doados para lojas de cuidados com animais domésticos;
- l) Reusar sacolas de plásticos, papéis, papelões, ou qualquer outro material que permita o reuso;
- m) Levar sacolas reutilizáveis nas compras e, desta forma, evitar receber novas sacolas, as quais ficarão em excesso nas residências e depois serão lançadas como resíduos;
- n) Usar pneus velhos em jardins ou como itens de decoração;
- o) Guardar embalagens de comidas adquiridas em restaurantes para usar futuramente.

Em National Toxic Network (2013) foi recomendado que na Austrália a fórmula para a gestão dos resíduos sólidos deva ser a de não geração e a fomentação de procedimentos de recuperação de recursos que podem ser obtidos a partir dos RSU, tais como: tecnologias limpas, como a compostagem e a digestão anaeróbica; fortalecimento de uma legislação de geração zero de resíduos e de responsabilização dos produtores para focar na reciclagem; aumentar o suporte para as atividades de reciclagem e compostagem; melhorar a indústria para que não ocorra mais a produção de produtos não recicláveis; realização de uma revisão na legislação para que a energia produzida nos incineradores não seja considerada como energia renovável e que os investidores neste tipo de indústria para produção de energia não tenham acesso a créditos, subvenções ou certificados para produção de energia renovável; eliminação de qualquer tipo de apoio à incineração de resíduos para que não seja considerada como energia que renovável isenta da emissão de carbono.

Para Almeida (2002), a reciclagem se justifica no conceito de eficiência ambiental, onde se considera todo o processo produtivo do material, incluindo os efeitos ambientais de sua produção, sua vida útil e custo de descarte sem comprometimento do meio ambiente. Segundo Oliveira (2009), a reciclagem trata o lixo como matéria-prima a ser reaproveitada na confecção de novos produtos e, embora seja uma das mais vitais iniciativas para a defesa do meio ambiente, exige uma mobilização profunda e envolve a mudança de comportamentos ativos, de amplos setores da sociedade. Moberg *et al.* (2005) concluíram que se pode obter que a reciclagem de papéis e plásticos deve ser sempre considerada, bem como as várias formas de recuperação energética. Muylaert (2000) afirmou que a reciclagem deve ser incentivada em todos os níveis de geração na sociedade, pois promove ganhos ambientais e sociais, considerando que a reciclagem consiste no aproveitamento dos materiais com finalidades similares aquelas para as quais haviam sido produzidos originalmente. Desta forma, somente após a segregação dos materiais para a reciclagem admite-se a destinação dos rejeitos a processos de geração de energia. Cada material apresenta a característica técnica de reciclagem, e, desta forma, cada produto pode ser reciclado pelo menos uma vez, com isso tem-se potencial de conservação de energia por tonelada de material reciclado.

Para Teixeira (2006) buscar iniciativas socialmente sustentáveis para a construção de um Sistema de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos, com foco na reciclagem e na responsabilidade sócioambiental, é indicado para deixar de ver os

resíduos como lixo e passar a percebê-los como matéria prima de um novo processo produtivo.

Sobre reciclagem de resíduos, Abdul-Rahman (2014) apontou como benefícios:

- a) A reciclagem permite o surgimento de novas indústrias, as quais se especializarão cada vez mais para utilizar os diversos tipos de materiais que são utilizados nos novos produtos;
- b) A reciclagem gera empregos;
- c) A reciclagem economiza recursos naturais e ajuda a proteger o meio ambiente.

3.4 Plano municipal de gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos

De acordo com MMA (2012) a modernização na gestão de resíduos no Brasil ocorreu em razão da implantação de um arcabouço legal, o qual estabeleceu diretrizes para a gestão dos resíduos sólidos por meio de duas leis federais: a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010), e para a prestação dos serviços públicos de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos por meio da Lei Federal de Saneamento Básico (Lei nº 11.445/2007), que dispõe das diretrizes nacionais para o saneamento básico. Outras leis contribuíram para a formação deste arcabouço legal, como a Lei de Consórcios Públicos (Lei nº 11.107/2005) que permite estabilizar relações de cooperação federativa para a prestação desses serviços, e também o Plano Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC), que estabelece diretrizes e metas sobre resíduos sólidos também estão presentes.

Todo este aparato legal, se empregado corretamente, deverá permitir o resgate da capacidade de planejamento, e de gestão mais eficiente, dos serviços públicos de saneamento básico, fundamental para a promoção de um ambiente mais saudável, com menos riscos à população (MMA, 2012). Não se pode esquecer que a Política Nacional de Saneamento Básico incluiu o manejo dos resíduos sólidos urbanos juntamente com o abastecimento de água potável, o esgotamento sanitário, a drenagem de águas pluviais como imprescindíveis de serem realizados de formas adequadas à saúde pública e à proteção do meio ambiente.

Segundo MMA (2012) a elaboração do Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PGIRS) é condição obrigatória para o Distrito Federal e os municípios terem acesso aos recursos da União, destinados à limpeza urbana e ao

manejo de resíduos sólidos. O conteúdo mínimo para a elaboração de PGIRS é estabelecido pelo artigo 19º da Lei 12.305/2010 e se inicia pelo diagnóstico da situação instalada no município para que se possa efetuar os prognósticos para realização da adequada gestão. O conhecimento dos tipos de resíduos, quantidades, geradores, grandes geradores, sistema de coleta e transporte, destinação, disposição, acordos setoriais e atores sociais ligados à questão são dados básicos que permitirão a tomada de decisão por parte dos poderes públicos municipais. Essas tomadas de decisões devem passar pela apreciação da sociedade local para manifestações que possibilitarão menor margem.

Para municípios com população total inferior a vinte mil habitantes, apurada com base nos dados do censo mais recente realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, o PGIRS terá conteúdo simplificado, conforme estabelecido pelo Decreto 7.404/2010 que regulamenta a Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS.

MMA (2012) informou que o plano municipal de gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos pode também ser inserido no conteúdo do plano municipal de saneamento básico, o qual é definido legalmente pela Política Nacional de Saneamento Básico, Lei Federal nº 11.445/2007, salientando que mesmo inserido nos planos de saneamento, devem contemplar o conteúdo mínimo estabelecido pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) para o eixo de resíduos sólidos, de modo a otimizar a integração entre a Lei de Saneamento Básico e a PNRS, bem como para aumentar a escala de municípios que tenham um planejamento mais abrangente e orientado pelas diretrizes da Lei nº 12.305/2010. Em BRASIL (2010) é apresentado o conteúdo mínimo exigido e a condição para a elaboração do plano para os municípios que optarem por soluções consorciadas intermunicipais para gestão dos resíduos sólidos. Estes municípios ficam dispensados da elaboração do plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos de forma individual, mas o plano em consórcio também deve ser condicionado ao atendimento ao conteúdo mínimo previsto no art. 19.

De acordo com MMA (2012), a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), através dos planos de resíduos sólidos possibilitou meios para a estruturação do setor público na gestão dos resíduos sólidos. Esses planos devem abordar como escopo de planejamento uma ampla variedade de resíduos sólidos, que são os descritos no art. 13 da Lei: domiciliares; de limpeza urbana; de estabelecimentos comerciais e

prestadores de serviços; dos serviços públicos de saneamento; industriais; de serviços de saúde; da construção civil; agrossilvopastoris; de serviços de transportes e de mineração.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS (Lei nº 12.305/2010) estabelece em seu art. 8º um rol de instrumentos necessários para o alcance dos objetivos da política, sendo que os planos de resíduos sólidos são um dos principais e mais importantes instrumentos (MMA, 2012). Os Planos Municipais de Gestão Integrada dos Resíduos Sólidos Urbanos podem ser elaborados a nível nacional, estadual, microrregional, de regiões metropolitanas ou aglomerações urbanas, intermunicipal, municipal, bem como a nível dos geradores descritos no art. 20 (MMA, 2012).

Os planos de resíduos sólidos, de acordo com MMA (2012) abordam o ciclo de vida dos produtos que se transformam em resíduos, pois que devem abranger o ciclo que se inicia desde a geração do resíduo, com a identificação do ente gerador, até a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, passando pela responsabilização do setor público, titular ou concessionário, do consumidor, do cidadão e do setor privado na adoção de soluções que minimizem ou ponham fim aos efeitos negativos para a saúde pública e para o meio ambiente. Desta forma, cada fase do “ciclo de vida” dos produtos está inserida na abrangência dos planos. O conteúdo mínimo dos Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos está previsto no art. 19, incisos I a XIX, da Política Nacional de Resíduos Sólidos. Os municípios de porte pequeno, com menos de 20.000 habitantes (apurado com base no censo mais recente do IBGE) podem realizar os planos municipais com conteúdo simplificado, mas tal condição não se aplica aos municípios com determinadas características, como: integrantes de áreas de especial interesse turístico; inseridos na área de influência de empreendimentos ou atividades com significativo impacto ambiental de âmbito regional ou nacional; e cujo território abranja, total ou parcialmente, Unidades de Conservação. Nestas condições, o Decreto nº 7.404 de 23 dezembro de 2010, no artigo 51, § 1º, incisos I a XIV que regulamenta a PNRS, disciplina o conteúdo mínimo exigido para um Plano Municipal Simplificado de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PSGIRS).

Ainda segundo MMA (2012), a existência do plano municipal concluído, aprovado e que esteja em conformidade com o conteúdo mínimo previsto na Lei nº 12.305/2010, é condição necessária, mas não suficiente para formular o pedido por

recursos, uma vez que o objeto do pleito deve estar contemplado no conteúdo do plano. Assim sendo, o órgão concedente de recursos públicos, por exemplo, Ministério do Meio Ambiente, Ministério das Cidades, Funasa, Caixa Econômica Federal, Banco do Brasil, Banco Nacional de Desenvolvimento Social, etc., analisarão os pleitos, amparados pelos princípios da discricionariedade, conveniência e oportunidade, e verificará, no plano de gestão do proponente, além do conteúdo mínimo, se:

- a) O objeto do pleito está identificado no plano;
- b) Há previsão de atender a essa necessidade;
- c) Há definição clara das responsabilidades;
- d) Há condições operacionais e previsão de recursos financeiros para a manutenção e/ou continuidade da atividade.

3.5 Coleta convencional

Para ABRELP (2015) um dos problemas relacionados à questão de resíduos diz respeito à cobertura de coleta. Infelizmente, nem todo resíduo sólidos urbano gerado é coletado pelos serviços públicos de limpeza urbana. Isso cria condições para que parcela da população não atendida possa, muitas vezes, descartar seus resíduos em locais impróprios, como margens ou mesmo interior de rios, terrenos baldios, praças públicas, praias, etc., o que acarreta sérios problemas de saúde devido à proliferação de vetores de doenças e contaminação da água, além de ocasionar entupimento de bueiros e canais de escoamento de águas superficiais, causando enchentes. É fato que em algumas áreas os caminhões de coleta não conseguem transitar, no entanto, diversas alternativas podem ser adotadas para contornar esse problema e evitar os impactos negativos dos lixões clandestinos.

O sistema de coleta no Brasil ainda não é totalmente eficiente e isso comprovou-se com o levantamento revelado pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública – ABRELP (2015) que relatou que dos 79,9 milhões de toneladas geradas em 2015, 72,5 milhões de toneladas foram coletadas, o que resultou em um índice de cobertura de coleta de 90,8% para o país. Portanto, 7,3 milhões de toneladas de resíduos não foram coletados no Brasil, o que provavelmente tiveram destino impróprio.

A coleta é a primeira etapa física do gerenciamento de resíduos (PHILIPPI *et al.*, 2004). Pode-se conceituar como coleta domiciliar comum ou ordinária o recolhimento dos resíduos produzidos nas edificações residenciais, públicas e comerciais, desde que não sejam, estas últimas, grandes geradoras (IBAM, 2001).

Na análise de Ferreira (2001) dentro das ações de limpeza pública, a coleta é considerada a ação principal, pois o que realmente promove a alteração da paisagem das ruas é quando ocorre a remoção dos resíduos. Para o IBAM (2001) tem-se que a coleta do lixo domiciliar deve ser efetuada em cada imóvel, sempre nos mesmos dias e horários, regularmente. Somente assim os cidadãos habituar-se-ão e serão condicionados a colocar os recipientes ou embalagens do lixo nas calçadas, em frente aos imóveis, sempre nos dias e horários em que o veículo coletor irá passar.

IBAM (2001) identificou as características desejadas para um veículo de coleta como sendo a de não permitir derramamento do lixo ou do chorume na via pública; apresentar taxa de compactação de pelo menos 3:1, ou seja, cada 3m³ de resíduos ficarão reduzidos, por compactação, a 1m³; apresentar altura de carregamento na linha de cintura dos garis; possuir carregamento traseiro, de preferência; dispor de local adequado para transporte dos trabalhadores; apresentar descarga rápida do lixo no destino (no máximo em três minutos); possuir compartimento de carregamento (vestíbulo) com capacidade para no mínimo 1,5 m³; possuir capacidade adequada de manobra e de vencer aclives; possibilitar basculamento de contêineres de diversos tipos; distribuir adequadamente a carga no chassi do caminhão; apresentar capacidade adequada para o menor número de viagens ao destino, nas condições de cada área.

De acordo com o CEMPRE (2002) o planejamento do serviço de coleta e transporte é importante para se definir os custos, os quais podem ser divididos em diretos e indiretos. Os custos diretos abrangem a depreciação da frota, remuneração do capital, salários e gratificações de motoristas e ajudantes, combustível, lubrificação, pneus e licenciamento. Os custos indiretos são as despesas que não se relacionam diretamente com a produção/operação, como a contabilidade da empresa, a administração de pessoal e geral.

Segundo Cunha e Caixeta (2002), a operação de coleta engloba desde a partida do veículo de sua garagem, compreendendo todo o percurso gasto na viagem para remoção dos resíduos dos locais onde foram acondicionados aos locais de descarga, até o retorno ao ponto de partida. Os resíduos coletados poderão ser

transportados para estações de transferência ou transbordo, para locais de processamento e recuperação (incineração ou usinas de triagem e compostagem) ou para seu destino final (aterros e lixões). No caso de aterros ou lixões tem-se que a designação seja disposição e não destinação.

O panorama dos resíduos sólidos urbanos fornecido por ABRELPA (2015) mostrou que os serviços de coleta mantiveram praticamente o ritmo de universalização observado em anos anteriores e alcançaram uma cobertura nacional de mais de 90%. Em relação às diferentes regiões do país, as diferenças são bastante impactantes. Enquanto as regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste apresentam índice de cobertura de coleta de RSU superior a 90%, as regiões Norte e Nordeste ainda estão com uma cobertura próxima de 80%.

As informações sobre a coleta e o transporte dos diversos tipos de resíduos são importantes, tanto para a confirmação das quantidades geradas, como para o reconhecimento dos fluxos origem-destino (MMA, 2012).

3.6 Coleta seletiva

A Coleta Seletiva, de acordo com Rocha (2011) teve origem na Europa, sendo a Alemanha e a França as pioneiras na adoção de medidas destinadas a equacionar a questão dos resíduos sólidos. MMA (2012) considerou que a coleta seletiva deve ser implementada mediante a separação prévia dos resíduos sólidos, nos locais onde são gerados. A implantação do sistema de coleta seletiva é instrumento essencial para se atingir a meta de disposição final ambientalmente adequada dos diversos tipos de rejeitos.

De acordo com BRASIL (2010) a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei Federal nº 10.305 de 02 de agosto de 2010, institui no artigo oitavo a coleta seletiva como um dos seus instrumentos para realização da gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos e a define como coleta de resíduos sólidos previamente segregados conforme sua constituição ou composição. Esta moderna política na gestão dos resíduos sólidos do Brasil imputa aos estados e municípios a obrigatoriedade de inclusão da coleta seletiva em seus planos de gestão, além da necessidade de estabelecer soluções integradas para a coleta seletiva, a recuperação e a reciclagem, o tratamento e a destinação final dos resíduos sólidos urbanos e,

consideradas as peculiaridades microrregionais, outros tipos de resíduos. No tocante ao plano de gestão integrada dos resíduos sólidos dos municípios a PNRS aborda a implantação da coleta seletiva com a participação de cooperativas ou outras formas de associação de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis formadas por pessoas físicas de baixa renda, estabelecendo ainda que as prefeituras devam estabelecer metas para gerenciamento desta atividade nos municípios. Segundo MMA (2012) a PNRS definiu, por meio do Decreto 7.404/2010, que os sistemas de coleta seletiva e de logística reversa, deverão priorizar a participação dos catadores de materiais recicláveis, e que os planos municipais deverão definir programas e ações para sua inclusão nos processos. Deverá ser observada a dispensa de licitação para a contratação de cooperativas ou associações de catadores; o estímulo ao fortalecimento institucional de cooperativas e à pesquisa voltada para sua integração nas ações que envolvam a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, e a melhoria das suas condições de trabalho.

Segundo a PNRS, ao implantar a coleta seletiva, através do plano municipal de gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos, os municípios imputam responsabilidade aos consumidores, os quais ficam obrigados a acondicionar adequadamente e de forma diferenciada os resíduos sólidos gerados, disponibilizar adequadamente os resíduos sólidos reutilizáveis e recicláveis para coleta ou devolução, sendo que a lei estabelece ainda que o poder público municipal pode instituir incentivos econômicos aos consumidores que participam do sistema de coleta seletiva, através da promulgação de lei municipal específica.

Fuzaro e Ribeiro (2005) afirmaram que a coleta seletiva para um município pode ser realizada de duas formas básicas:

- a) Remoção de porta-a-porta;
- b) Utilização de postos de entrega voluntária (PEVs).

A remoção porta-a-porta consiste na coleta dos materiais recicláveis gerados pelos domicílios, numa atividade semelhante à da coleta regular executada pela maioria dos municípios brasileiros. Nos dias e horários determinados, esses materiais são depositados na frente dos domicílios pelos seus usuários, sendo, então, removidos pelos veículos de coleta.

A utilização de postos de entrega voluntária implica em uma maior participação da população. Os veículos de coleta não se deslocam de domicílio em domicílio. A

própria população, suficientemente motivada, deposita seus materiais recicláveis em pontos predeterminados pela administração pública, onde são acumulados para remoção posterior. Plástico duro e do tipo filme, papel, papelão, vidro e metal são depositados separadamente em recipientes especiais facilitando a triagem final.

Os pontos de entrega voluntária (PEVs) podem ser construídos de vários materiais, mas, normalmente de plásticos ou metálicos, como latões de 200 litros e contêineres, ou de alvenaria, formando pequenas caixas ou baias, onde os materiais são depositados. Esses recipientes, que devem atender às exigências de capacidade e função, são identificados por cores, seguindo as normas internacionais, e devem ser protegidos das chuvas e demais intempéries por uma pequena cobertura.

Para o CEMPRE (2002), a coleta seletiva, apesar de não ser a única solução para a problemática dos resíduos sólidos, promove o hábito da separação do lixo na fonte geradora para o seu aproveitamento, a educação ambiental voltada a redução do consumo supérfluo e do desperdício, a prevenção e controle das doenças decorrentes da gestão inadequada do lixo, a geração de emprego e renda (inclusão social), a melhoria da qualidade da matéria orgânica para a compostagem, a economia de recursos naturais e a valorização de bens econômicos (materiais recicláveis).

Segundo Jacobi e Besen (2006), apesar de reconhecida a importância da coleta seletiva no contexto da gestão integrada dos resíduos sólidos e do seu papel na redução da pressão sobre os recursos naturais, minimização da produção de resíduos e aumento da vida útil dos aterros sanitários, muitos municípios brasileiros ainda não têm programa de coleta seletiva de materiais recicláveis, sendo que parte destes, aproximadamente 50% afirmaram desenvolver programas em parceria com catadores organizados, e poucos municípios alcançam o serviço de coleta seletiva em 100% da área urbana. Para Machado *et al.* (2006) existe uma ausência de políticas de reciclagem, uma vez que nem sempre a coleta seletiva surge como iniciativa da própria administração municipal, e frequentemente observa-se a movimentação de determinados segmentos da população que, tendo desenvolvido uma maior consciência ambientalista, passam a cobrar dos órgãos competentes posturas e procedimentos mais adequados, assumindo uma participação ativa no processo de preservação e/ou recuperação ambientais.

Para Richter (2014) a coleta seletiva pode ser considerada também como um processo de educação ambiental, pois sensibiliza a comunidade no que diz respeito ao desperdício e a geração excessiva de lixo. Iniciada dentro das residências dos

cidadãos, a ação dos municípios para implantação da coleta seletiva é muito importante, pois que é o poder público o responsável pela coleta dos materiais, que podem ser levados para centros de reciclagem ou cooperativas de coleta de lixo. Desta forma, além de influenciar positivamente no que diz respeito ao meio ambiente, é fonte geradora de emprego nos municípios, nos quais ocorrem a formação de cooperativas que coletam e separam estes materiais que são vendidos à empresas recicladoras.

A coleta seletiva é de extrema importância para o desenvolvimento sustentável do planeta, pois possibilita o reaproveitamento dos materiais, destinando-os a outros fins (FERREIRA, 2011). O autor elencou os benefícios trazidos pela implantação da coleta seletiva nas cidades. Assim, segundo o autor podem ser citados os seguintes benefícios:

- a) Diminuição da exploração de recursos naturais virgens;
- b) Redução no consumo de energia;
- c) Diminuição da poluição do solo, água e ar;
- d) Prolongamento da vida útil do aterro, pois possibilita o aproveitamento de resíduos que seriam aterrados, através da reciclagem;
- e) Diminuição do desperdício de resíduos e, conseqüentemente, de materiais úteis;
- f) Criação de oportunidades para organização comunitárias, através da geração de emprego e renda pela comercialização dos recicláveis.

A coleta seletiva pode ser realizada semanalmente, segundo Fuzaro e Ribeiro (2005), pois os resíduos recicláveis, por serem limpos e secos, dificilmente apresentam problemas como exalação de mau cheiro e podem ser tolerados por tempo maior no interior das residências. Entretanto, nas regiões onde há predominância de edifícios de apartamentos, o acúmulo de volumes no interior das unidades pode ser inconveniente. Para solução do problema, as coletas internas podem ser mais frequentes.

A ameaça de exaustão dos recursos naturais não-renováveis aumenta a necessidade de reaproveitamento dos materiais recicláveis, que são separados na coleta seletiva de lixo. A conscientização em relação à quantidade de lixo gerada, bem como a sua correta destinação são fatores importantes e decisivos no que diz respeito a um mundo sustentável.

3.7 Logística reversa

Num sentido amplo, logística reversa se refere a todas as operações relacionadas com a reutilização de produtos e materiais, através de diversas atividades de logística, como a coleta dos resíduos, transporte, desmonte, reprocessos de produtos ou materiais e peças usadas com objetivo de recuperá-los de forma sustentável (LEITE, 2003).

O conceito de logística reversa é recente no Brasil, entretanto, é adotado há mais de trinta anos em alguns países, principalmente da Europa, no âmbito da responsabilidade estendida do produtor (RIBEIRO, 2014).

Em Brasil (2010) é apresentada a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei Federal nº 12.305, de 02 de agosto de 2010, que definiu logística reversa como:

[...] instrumento de desenvolvimento econômico e social caracterizado por um conjunto de ações, procedimentos e meios destinados a viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos ao setor empresarial, para reaproveitamento, em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos, ou outra destinação final ambientalmente adequada.

Portanto, a logística reversa é um instrumento da PNRS, o qual deve ser inserido nos planos estaduais e municipais de gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos. A logística reversa pode ser entendida como um processo complementar à logística tradicional, pois enquanto a última tem o papel de levar produtos dos fornecedores até os clientes intermediários ou finais, a logística reversa deve completar o ciclo, trazendo de volta os produtos já utilizados dos diferentes pontos de consumo a sua origem (LACERDA, 2002).

Segundo Shibao; Mori; Santos (2010), em termos práticos a logística reversa tem como objetivo principal reduzir a poluição do meio ambiente e os desperdícios de insumos, assim como a reutilização e reciclagem de produtos, através da organização do retorno dos resíduos recicláveis às indústrias recicladoras. Desta forma, atividades que gerem volumes consideráveis de papel, papelão, pallets de madeira, plástico, entre outros atuam de forma a possibilitar a reciclagem dos mesmos. Com isso o instrumento da logística reversa impõe à empresa o recolhimento do produto com todas as características que lhes são peculiares e que o compõem, não podendo receber apenas parte do produto, por exemplo, a parte reciclável. Se o produto tiver

partes químicas, estas também devem acompanhá-lo ao longo do seu retorno à unidade produtora. A empresa não pode recolher apenas a parte vantajosa do produto, mas sim o produto por inteiro.

Cruz; Santana; Sandes (2013) afirmaram que a logística reversa pode ser classificada como sendo apenas uma versão contrária da logística tradicionalmente conhecida, sendo que o planejamento reverso utiliza os mesmos processos usados em um planejamento convencional. Ambos tratam de nível de serviço, armazenagem, transporte, nível de estoque, fluxo de materiais e sistema de informação. Para Shibao; Mori; Santos (2010), o processo da logística tradicional é um ciclo que inicia na compra de materiais novos até a distribuição do produto acabado aos clientes. Já a logística reversa faz todo o processo reverso, utilizando desses produtos distribuídos aos clientes sejam eles de pós-venda ou pós-consumo para o processo de reaproveitamento ou descarte.

De acordo com Shibao; Mori; Santos (2010), resumem-se as atividades da logística reversa em cinco funções básicas:

- a) Planejamento, implantação e controle do fluxo de materiais e do fluxo de informações do ponto de consumo ao ponto de origem;
- b) Movimentação de produtos na cadeia produtiva, na direção do consumidor para o produtor;
- c) Busca de uma melhor utilização de recursos, seja reduzindo o consumo de energia, seja diminuindo a quantidade de materiais empregada, seja reaproveitando, reutilizando ou reciclando resíduos;
- d) Recuperação de valor; e
- e) Segurança na destinação após utilização.

Os benefícios potenciais da logística reversa podem ser agrupados em três níveis distintos, segundo os autores: demandas ambientais que fazem com que as empresas passem a se preocupar com a destinação final de produtos e embalagens, eficiência econômica, porque permite ganhos pela economia de recursos; e ganho de imagem da empresa. Adaptado de Leite (2003), Shibao; Mori; Santos (2010), organizaram uma relação dos benefícios ambientais e econômicos promovidos quando se realiza a logística reversa.

Benefícios ambientais:

- a) Redução do volume de descarte tanto legais quanto ilegais;

- b) Antecipação às exigências de regulamentações legais;
- c) Economia de energia na fabricação de novos produtos;
- d) Diminuição da poluição pela contenção dos resíduos;
- e) Restrição dos riscos advindos de aterros;
- f) Melhoria da imagem corporativa;
- g) Consciência ecológica.

Benefícios econômicos:

- a) Criação de novos negócios na cadeia produtiva;
- b) Redução de investimentos em fábricas;
- c) Economia do custo de energia na fabricação;
- d) Aumento de fluxo de caixa por meio da comercialização dos produtos secundários e dos resíduos;
- e) Aproveitamento do canal de distribuição para escoar os produtos secundários nos mercados Secundários;
- f) Melhoria da imagem corporativa para obter financiamentos subsidiados por operar com práticas ecologicamente corretas.

Enfim, a logística reversa proporciona grandes benefícios às organizações e a sociedade, visto que os produtos podem ser reutilizados ou reaproveitados (SHIBAO; MORI; SANTOS, 2010).

As principais atividades realizadas com produtos que são envolvidos pela logística reversa, segundo Leite (2003) são:

- a) Retorno do produto a origem;
- b) Revenda do produto retornado;
- c) Venda do produto em um mercado secundário;
- d) Venda do produto via *outlet* (denominação de novo mercado de vendas no varejo);
- e) Venda do produto com desconto;
- f) Re-manufatura;
- g) Reciclagem;
- h) Reparação ou reabilitação;
- i) Doação.

Em Brasil (2010) o artigo nº 33 da Política Nacional de Resíduos Sólidos apresenta os setores que são obrigados a estruturar e implementar sistemas de logística reversa mediante retorno dos produtos após o uso pelo consumidor, elencando-os: agrotóxicos, seus resíduos e embalagens, assim como outros produtos cuja embalagem, após o uso, constitua resíduo perigoso; pilhas e baterias; pneus; óleos lubrificantes, seus resíduos e embalagens; lâmpadas fluorescentes, de vapor de sódio e mercúrio e de luz mista; e produtos eletroeletrônicos e seus componentes.

No Estado de São Paulo a Resolução da Secretaria de Meio Ambiente nº 45 de 23 de junho de 2015 definiu as diretrizes para o aprimoramento, implementação e operacionalização da responsabilidade pós-consumo no Estado de São Paulo, conforme dispõe o artigo 53 da Lei Estadual 12.300 (Política Estadual de Resíduos Sólidos), de 16 de março de 2006, e o artigo 19 do Decreto Estadual 54.645, de 05 de agosto de 2009. Este decreto regulamenta a Política Estadual de Resíduos Sólidos. Assim, de acordo com a Resolução supracitada tem-se:

“são obrigados a estruturar e implementar sistemas de logística reversa, mediante retorno dos produtos e embalagens após o uso pelo consumidor, de forma independente do serviço público de limpeza urbana e de manejo dos resíduos sólidos, os fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes dos produtos que, por suas características, exijam ou possam exigir sistemas especiais para acondicionamento, armazenamento, coleta, transporte, tratamento ou destinação final, de forma a evitar danos ao meio ambiente e à saúde pública, mesmo após o consumo desses itens.”

De acordo com a referida Resolução os produtos e embalagens comercializados no Estado de São Paulo sujeitos à logística reversa são:

I - Produtos que, após o consumo, resultam em resíduos considerados de significativo impacto ambiental. Pela referida resolução são elencados:

- a) Óleo lubrificante usado e contaminado;
- b) Óleo Comestível;
- c) Filtro de óleo lubrificante automotivo;
- d) Baterias automotivas;
- e) Pilhas e Baterias portáteis;
- f) Produtos eletroeletrônicos e seus componentes;
- g) Lâmpadas fluorescentes, de vapor de sódio e mercúrio e de luz mista;
- h) Pneus inservíveis; e

i) Medicamentos domiciliares, vencidos ou em desuso.

II - Embalagens de produtos que componham a fração seca dos resíduos sólidos urbanos ou equiparáveis, exceto aquelas classificadas como perigosas pela legislação brasileira, tais como as de:

- a) Alimentos;
- b) Bebidas;
- c) Produtos de higiene pessoal, perfumaria e cosméticos;
- d) Produtos de limpeza e afins; e
- e) Outros utensílios e bens de consumo, a critério da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, ou da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB.

III - As embalagens que, após o consumo do produto, são consideradas resíduos de significativo impacto ambiental, tais como as de:

- a) Agrotóxicos; e
- b) Óleo lubrificante automotivo.

De acordo com Amaro e Verdum (2016), no que se refere à logística, o setor empresarial pode implantar procedimentos de compra de produtos ou embalagens usadas, disponibilizar postos de entrega (ponto de recebimento), atuar em parceria com cooperativas de catadores de materiais recicláveis, dentre outras medidas. Nesse sentido, vale ressaltar as atribuições individualizadas e encadeadas dos agentes no âmbito dos sistemas de logística reversa, a saber:

- a) Os consumidores deverão efetuar a devolução, após o uso, aos comerciantes ou distribuidores, dos produtos e das embalagens;
- b) Os comerciantes e distribuidores deverão efetuar a devolução aos fabricantes ou aos importadores dos produtos e embalagens reunidos ou devolvidos;
- c) Os fabricantes e os importadores darão destinação ambientalmente adequada aos produtos e às embalagens reunidos ou devolvidos.

A conceituação fornecida por Teixeira (2006) acerca da logística reversa é bastante simples, definindo-a como o retorno do resíduo ao centro produtivo para ser reaproveitado ou reciclado.

3.8 Responsabilidade compartilhada

O que se observa no texto elaborado em Brasil (2010) é que a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei Federal nº 12.305/2010, trouxe entre seus princípios e objetivos a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, imputando responsabilidade a todos os atores que atuam de alguma forma sobre a “vida” do produto. A referida lei assim define responsabilidade compartilhada:

[...]conjunto de atribuições individualizadas e encadeadas dos fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes, dos consumidores e dos titulares dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo dos resíduos sólidos, para minimizar o volume de resíduos sólidos e rejeitos gerados, bem como para reduzir os impactos causados à saúde humana e à qualidade ambiental decorrentes do ciclo de vida dos produtos.

A PNRS estabelece que as ações da responsabilidade compartilhada deva ser parte integrante dos planos de gestão integrada dos resíduos sólidos estaduais e municipais, inclusive com a integração dos catadores de materiais recicláveis como participantes do sistema de gestão de resíduos. Esta política impões que deva existir acordos setoriais para que se estabeleça de maneira efetiva o compartilhamento das responsabilidades, pois que a PNRS define que acordo setorial como:

[...]ato de natureza contratual firmado entre o Ministério do Meio Ambiente e o setor empresarial (fabricantes, importadores, distribuidores ou comerciantes de produtos comercializados em embalagens plásticas, metálicas ou de vidro, equipamentos eletroeletrônicos, lâmpadas, medicamentos, entre outros), tendo em vista a implantação da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida do produto, mais especificamente a logística reversa.

A Seção II da Lei Federal nº 12.305 de 02 de agosto de 2010 regulamenta a implementação da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, estabelecendo objetivos para sua consecução, podendo-se resumi-los da seguinte forma:

- a) Compatibilizar os agentes de mercado, a gestão empresarial, agentes sociais e agentes econômicos para desenvolver estratégias viáveis e sustentáveis;
- b) Efetivar a devolução dos resíduos de volta à cadeia produtiva;
- c) Reduzir a geração de resíduos para reduzir os danos ambientais;
- d) Incentivar a produção mais limpa e a produção derivada de materiais recicláveis.

A mesma lei imputa responsabilidades aos fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes:

- a) Investimentos em produtos mais sustentáveis, que permitam, após o uso pelo consumidor à reutilização, à reciclagem ou a outra forma de destinação ambientalmente adequada;
- b) Desenvolvimento de produtos com menor exploração de recursos naturais e que no processo de fabricação gerem a menor quantidade de resíduos sólidos possíveis;
- c) Desenvolvimento de formas de comunicação que informem as maneiras de evitar a geração de resíduos, o reuso e a reciclagem;
- d) Desenvolvimento de meios de estabelecer a logística reversa e de destinação final ambientalmente adequada aos resíduos;
- e) Contribuição com os planos de gestão integradas dos resíduos sólidos desenvolvidos pelos municípios, sobretudo na questão da logística reversa;
- f) Fabricação de embalagens utilizando-se de materiais que viabilizem a reutilização e a reciclagem.

Os autores Amaro e Verдум (2016) afirmaram que a Política de Resíduos Sólidos do Brasil estabelece que a responsabilidade compartilhada compreende:

- a) Investir no desenvolvimento, na fabricação e na colocação no mercado de produtos que sejam aptos, após o uso pelo consumidor, à reutilização ou à reciclagem, e cuja fabricação e uso gerem a menor quantidade de resíduos;
- b) Divulgar informações relativas às formas de evitar, reciclar e eliminar os resíduos; e
- c) Implementar sistema de logística reversa.

A PNRS, com o objetivo de fortalecer o instrumento da responsabilidade compartilhada, e seus objetivos imputou responsabilidades a fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes, de investimento no desenvolvimento, na fabricação e na colocação no mercado de produtos:

- a) Aptos à reutilização, à reciclagem ou a outra forma de destinação ambientalmente adequada, após o uso pelo consumidor;
- b) Cujas fabricação e uso gerem a menor quantidade de resíduos sólidos possível.

Fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes são ainda responsáveis pela divulgação de informações com objetivos de evitar a geração de resíduos e incentivar a reciclagem, bem como são também responsáveis pelo recolhimento dos produtos e dos resíduos remanescente após o uso, e também sua destinação final ambientalmente adequada, especificamente para produtos objetos da logística reversa. A PNRS estabelece que as embalagens devam ser fabricadas com materiais que permitam a reutilização ou a reciclagem. No tocante à embalagem, outras restrições são condicionadas, como restrição em volume e peso às dimensões requeridas à proteção do conteúdo e à comercialização do produto, projetadas de forma a serem reutilizadas de maneira tecnicamente viável e compatível com as exigências aplicáveis ao produto que contêm, e recicladas, se a reutilização não for possível. Em MMA (2012) é citado que todos que tem responsabilidades sobre o ciclo de vida dos produtos: o poder público deve apresentar planos para o manejo correto dos materiais (com adoção de processos participativos na sua elaboração e de tecnologias apropriadas); às empresas compete o recolhimento dos produtos após o uso e, à sociedade cabe participar dos programas de coleta seletiva (acondicionando os resíduos adequadamente e de forma diferenciada) e incorporar mudanças de hábitos para reduzir o consumo e a consequente geração.

A PNRS é abrangente e no âmbito responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, envolvendo, inclusive, o desenvolvimento de ações educativas voltadas à conscientização dos consumidores com relação ao consumo sustentável e às suas responsabilidades no âmbito da responsabilidade compartilhada. Também, dentro da abrangência do significado da responsabilidade compartilhada, a PNRS estabelece que quando da implantação dos planos municipais de gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos, cabe ao titular dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos, as seguintes obrigações:

- a) Adotar procedimentos para reaproveitar os resíduos sólidos reutilizáveis e recicláveis;
- b) Implantar a coleta seletiva;
- c) Realizar articulações para viabilizar a logística reversa
- d) Participar dos acordos setoriais ou termos de compromissos juntamente com outros entes públicos e o setor produtivo;

- e) Implantar sistema de compostagem para resíduos sólidos orgânicos e buscar viabilizar meios para sua utilização;
- f) Dar disposição final ambientalmente adequada aos resíduos e rejeitos.

Amaro e Verдум (2016) afirmaram que existe diferença entre os modelos de responsabilidade compartilhada adotado na união Europeia e no Brasil, pela PNRS. Na Europa, foi adotado o modelo de responsabilidade estendida do produtor. No Brasil a PNRS adotou o modelo de responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida do produto, atribuindo responsabilidades a fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes, consumidores e titulares dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo dos resíduos sólidos. O objetivo da política brasileira é de minimizar o volume de resíduos sólidos e rejeitos gerados, bem como para reduzir os impactos causados à saúde humana e à qualidade ambiental decorrentes do ciclo de vida dos produtos.

No Brasil a PNRS, da forma como foi implantada, de acordo com Amaro e Verдум (2016), condiciona que a logística reversa, que possibilita a ação da responsabilidade compartilhada, seja efetuada pela ação dos consumidores, quando estes devolverem o produto para iniciar o ciclo reverso. Ou seja, o sistema funciona quando o consumidor realiza a sua parte no sistema, qual seja, devolver o produto usado para que o mesmo possa ser inserido novamente no ciclo produtivo. Quando ocorre a devolução do produto usado pelo consumidor, os fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes devem firmar termos de compromissos e acordos setoriais com o poder público. Nestes acordos setoriais não existe a participação direta da sociedade civil, porém eles não ocorrem sem a participação efetiva da sociedade na ação da logística reversa. Segundo os autores, a PNRS não garante aos cidadãos medidas que viabilizem sua participação efetiva na tomada de decisão sobre problemáticas de seu interesse ao longo do sistema de logística reversa.

Sobre a responsabilidade compartilhada asseverou Teixeira (2006):

[...] e quem são os responsáveis pelo retorno desse produto à indústria? É o consumidor, é o comerciante, é o transportador, é o produtor do produto, da embalagem? Faz-se necessário o compartilhamento de responsabilidades, a buscar da participação de todos, para que o resíduo possa retornar à indústria e ser reaproveitado. O mesmo autor afirma que a responsabilidade compartilhada e o consorciamento são importantes porque fomentam e regulam o mercado de resíduos sólidos. É responsável quem o produziu, quem o embalou, quem o comercializou, quem o consumiu, e todos esses setores podem conseguir a minimização dos custos contando, ainda, com a participação efetiva dos catadores.

3.9 Destinação final dos resíduos sólidos urbanos

Em Brasil (2010) encontra-se a definição de destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos:

“destinação de resíduos que inclui a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético ou outras destinações admitidas pelos órgãos competentes do Sisnama (Sistema Nacional de Meio Ambiente), do SNVS (Sistema Nacional de Vigilância Sanitária) e do Suasa (Sistema Unificado de Atenção à Atividade Agropecuária), entre elas a disposição final, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos”.

Tadesse; Ruijs; Hagos (2008) analisaram os fatores que influenciam a tomada de decisão para a adequada disposição de lixo doméstico nas cidades de países em desenvolvimento e concluíram:

- a) Que existe uma ausência grande de instalações adequadas para receber os resíduos sólidos urbanos;
- b) Que os recursos financeiros são, na grande parte das vezes, insuficientes o que limita a destinação/disposição segura dos resíduos;
- c) Que existe ausência de legislação para ordenar o tema.

Scheinberg *et al.* (2011) concluiu que as taxas de cobranças mais elevadas pelo serviço de destinação/disposição permitem uma porcentagem maior de recuperação de resíduos gerados, através da reciclagem ou do alongamento da vida do ciclo do material.

Em relação à reciclagem, Gonzalez-Torre e Adenso-Diaz (2005) relataram que as influências sociais e culturais, fatores altruístas ou regulatórios são algumas das razões pelas quais certas comunidades desenvolvem fortes hábitos de reciclagem.

Guerreo; Maas; Hogland (2013) concluíram que quando os cidadãos recebem corretamente as informações sobre os benefícios da reciclagem, ficam mais propensos a participar das campanhas.

O problema associado à equivocada destinação e manejo de resíduos sólidos urbanos nos municípios brasileiros tem causado enormes dificuldades aos gestores

públicos, além de uma degradação da qualidade dos recursos ambientais pela poluição do solo, do ar e da água (MATTOS; ANELLO; TAGLIANI, 2012).

Consideraram Gonçalves; Tanaka; Amedomar (2013) que a destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos urbanos é um grande desafio em razão da grande quantidade de resíduos gerada, gastos financeiros relacionados a seu gerenciamento e os impactos ao ambiente e à saúde da população. Segundo os autores, a destinação ambientalmente adequada dos resíduos sólidos urbanos passa pela reciclagem, compostagem ou geração de energia, mas tem-se como crucial para sua consecução o engajamento da população, sobretudo através de atitudes de separação e disponibilização dos resíduos para a coleta pública. Depende ainda do envolvimento da administração municipal, provendo recursos necessários para a evolução destas alternativas e, por último, não pode prescindir de ações da logística reversa pelas empresas produtoras, respeitando a legislação federal. Ao procurar ampliar a discussão sobre os resíduos sólidos, o artigo busca inserir essa questão, de forma mais significativa, nas decisões de estratégia e investimento do poder público e privado.

Gonçalves; Tanaka; Amedomar (2013) concluíram em seus estudos que um dos maiores desafios da destinação adequada dos resíduos domiciliares em São Paulo através da incineração é de caráter institucional, sobretudo pela necessidade da construção de uma cultura voltada para a preocupação com o meio ambiente, principalmente por programas de educação ambiental, promovendo mudanças de valores e hábitos da sociedade.

Outra forma de destinação dos resíduos é a incineração, a qual é considerada a mais antiga forma de processamento de resíduos existente. Existem incineradores de vários tipos: incineradores de estágio único, de duplo estágio, de grade e de leito fluidizado (TAN, 2014).

De acordo com a European Comission (2006), a princípio a incineração começou a ser utilizada como uma forma de tratamento de resíduos sólidos urbanos, sendo considerada apenas uma parte do complexo sistema de tratamento de resíduos sólidos. O setor da indústria de incineração se desenvolveu e se modificou muito nos últimos anos. Muitas destas mudanças são devido às legislações, em particular no tocante a redução de emissões do ar, de tal maneira que as mudanças em curso limitam custos e melhoram o desempenho ambiental. A incineração é comumente uma parte de um sistema complexo de tratamento de resíduos que, em conjunto,

prevê o gerenciamento geral da ampla gama de resíduos que surgem na sociedade. Existe também uma gama considerável projetos que podem ser utilizados para a incineração de resíduos sólidos municipais, resíduos perigosos e lodo de esgoto.

O objetivo da incineração dos resíduos é o de trata-los, de forma a reduzir seus volumes e periculosidade, através da captura ou da destruição de substâncias potencialmente danosas que são formadas durante o processo de incineração. A incineração é também um processo de recuperação de energia. Os combustíveis orgânicos contidos no lixo irão queimar quando atingirem a temperatura necessária em contato com oxigênio. O atual processo de combustão ocorre na fase de gás em fração de segundos e simultaneamente libera energia quando o suprimento de lixo e oxigênio são suficientes. Isso conduz a uma reação térmica em cadeia, a qual tem combustão autossuficiente, não necessitando de adição de outros combustíveis

Os resíduos sólidos urbanos são, em geral, altamente heterogêneos e consistem essencialmente em substâncias orgânicas, minerais, metais ou água. Durante a incineração fluxos de gases são criados, os quais conterão, majoritariamente, energia para aquecimento.

Os principais estágios no processo de incineração são:

- a) Secagem e desgaseificação – nesta fase forma-se o conteúdo volátil (por exemplo, hidrocarbonetos e água) a temperaturas geralmente entre 100 e 300 °C. O processo de secagem e desgaseificação não requer nenhum agente oxidante e depende apenas do calor;
- b) Pirólise e gaseificação - pirólise é a decomposição de substâncias orgânicas na ausência de um agente oxidante em condições de temperatura de 250 - 700°C. A gasificação dos resíduos carbonosos é a reação dos resíduos com vapor de água e CO₂ a temperaturas entre 500 e 1000°C, mas pode ocorrer a temperaturas até 1600°C. Assim, a matéria orgânica sólida é passa para a fase gasosa. Além da temperatura, água, vapor e oxigênio suportam essa reação;
- c) Oxidação – os combustíveis gases formados nos estágios iniciais são oxidados, e dependendo do processo de incineração o fluxo de gás atinge temperaturas entre 800 e 1450°C.

Esses estágios isolados geralmente se sobrepõem, o que significa que a separação espacial e temporal desses estágios durante a incineração de resíduos é limitada. De fato, os processos ocorrem parcialmente em paralelo e influenciam-se

mutuamente. No entanto, é possível, usando medidas técnicas no forno, influenciar esses processos de modo a reduzir as emissões poluentes. Tais medidas incluem design de forno, distribuição de ar e engenharia de controle.

Segundo Tan (2014), a gaseificação que originalmente foi desenvolvida para processamento de carvão tem sido estudada para utilização com resíduos sólidos urbanos. Esta tecnologia envolve o aquecimento dos resíduos com determinada quantidade de oxigênio até a formação de um gás sintético. O gás sintético é processado para retirar o vapor de água e contaminantes e depois é utilizado para a geração de energia. A maior planta de gaseificação de resíduos sólidos urbanos fica no Japão, na cidade de Kawaguchi, onde são tratadas 400 toneladas por dia de resíduos sólidos urbanos. Essa tecnologia não se mostrou comercial até o momento.

Tan (2014) afirmou que a tecnologia de arco de plasma somente recentemente passou a ser utilizada para tratamento de resíduos sólidos urbanos. A tecnologia consiste em usar uma corrente elétrica que passa através do gás formando ou gás sintético. Na explicação do autor a tecnologia gaseifica os resíduos e este gás é denominado de gás sintético.

Dados recentes falam na incineração de cerca de 10% do lixo do Japão, em torno de 80% do lixo da Suíça e da Alemanha e cerca de 30 milhões de toneladas de lixo incineradas nos EUA por ano. Em Paris, 100% do lixo são incinerados, dentro da própria cidade, e fornecendo água aquecida para cerca de 70 mil apartamentos (SANTOS, 2010).

3.9.1 Reciclagem e compostagem aeróbia e anaeróbia (biometanização)

A compostagem é sem dúvida um dos assuntos mais controversos em termos de tratamento de resíduos orgânicos, na medida em que uns a defendem fervorosamente e outros, com a mesma veemência, o rejeitam (PHILIPPI *et al.*, 2004).

A compostagem é um processo de transformação da matéria orgânica contida nos resíduos sólidos urbanos, sobretudo os domiciliares, em composto (adubo) orgânico. De acordo com Mansur (1993), na decomposição por via aeróbia são formados gás carbônico, água e produtos finais oxigenados (nitritos, sulfatos, etc.), e há grande liberação de energia sob forma de calor. O processo aeróbio é mais rápido e não exala odores desagradáveis ou líquidos, por isso é o mais escolhido como forma de compostar a fração biodegradável dos RSU.

Na decomposição anaeróbia, além do gás carbônico e da água são produzidos metano, amônia e outros produtos finais reduzidos, como aldeídos, álcoois, etc. e também há liberação de energia. A utilização da tecnologia de digestão anaeróbia (biometanização) para a gestão da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos é uma realidade que vem se disseminando mundialmente (GOMES; AQUINO; COLTURATO, 2012). A digestão anaeróbia é um processo de estabilização biológica da matéria orgânica por ação de um consórcio de diferentes tipos de microrganismos que na ausência de oxigênio molecular, promovem a transformação de compostos orgânicos complexos em produtos mais simples, como metano e gás carbônico (MORITA e SASAKI, 2012).

Segundo Martins (2010) existe grande dificuldade na obtenção de um composto de boa qualidade no processo aeróbio. O processo de transformação do lixo domiciliar em composto requer especial atenção da forma como estes resíduos chegam até o pátio de compostagem. Resíduos muito contaminados com os demais resíduos sólidos urbanos não proporcionam condições boas para obtenção de um composto de qualidade. Por exemplo, não misturar a fração orgânica putrescível com o lixo de banheiro é fundamental e determinante para a obtenção de um composto orgânico com boa qualidade sanitária. A contaminação com metais, vidros, agulhas e outros materiais não biodegradáveis impõe restrições ao uso do composto, principalmente em áreas públicas, como campos de futebol, praças e parques, onde as pessoas possam se ferir.

A não observância à ideal separação certamente provocará diminuição do valor comercial e terá a sua qualidade sanitária questionada e, portanto, trata-se de uma atividade que merece uma reavaliação dentro de plano de gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos.

Junto com a compostagem, a reciclagem é outra forma de recuperar os resíduos. De acordo com MMA (2012), a reciclagem é uma das alternativas de tratamento de resíduos sólidos mais vantajosas, tanto do ponto de vista ambiental como do social. Através da reciclagem é possível reduzir o consumo de recursos naturais, poupar energia e água e, o mais importante, diminuir o volume de resíduos dispostos em aterros, e consequentemente evitar maiores impactos ambientais negativos. A reciclagem, aliada a um sistema de coleta seletiva bem estruturado, pode ser uma atividade econômica rentável, além de gerar emprego e renda para as famílias de catadores de materiais recicláveis.

Segundo IPT/CEMPRE (2000) existem três modalidades de reciclagem de resíduos:

- a) Reciclagem primária: é aquela que utiliza o resíduo de um determinado produto para fabricação novamente do mesmo produto. Por exemplo: latinhas de alumínio que são utilizadas para fabricação de novas latinhas de alumínio;
- b) Reciclagem secundária: é a que utiliza o resíduo de um produto para a fabricação de um novo produto, mas diferente; Por exemplo: garrafas plásticas de politereftalato de etileno (PET) que são utilizados para confecção de fibras de tecidos, tapetes, cortinas, etc.;
- c) Reciclagem terciária: é a que recupera produtos químicos ou energia, pela incineração ou recuperação de biogás.

3.9.2 Incineração

O sistema de incineração sofreu um rápido desenvolvimento tecnológico nos últimos 10 a 15 anos. Esse desenvolvimento reflete as restrições cada vez maiores na legislação com objetivo de reduzir as emissões atmosféricas. Aliado a preocupação com o desempenho ambiental, tem-se também a necessidade de adequações para a redução dos custos. Tal situação impele o desenvolvimento de novas tecnologias.

3.9.2.1 Tecnologias de tratamento térmico de resíduos

Incineração é um processo de redução do peso, volume e das características de periculosidade dos resíduos, com a consequente eliminação da matéria orgânica e características de patogenicidade, através da combustão controlada (LIMA, 1995).

Existem quatro rotas tecnológicas principais para o tratamento térmico de resíduos sólidos urbanos, de acordo com Saffer e Duarte (2011) que as citaram como sendo: combustão em grelha, combustão em leito fluidizado, gaseificação e pirólise, e tecnologia arco de plasma.

EUROPEAN COMMISSION (2006) apresentou três tipos de tecnologia, para tratamento térmico de resíduos sólidos urbanos:

- a) Pirólise: degradação térmica em ausência de oxigênio.
- b) Gaseificação: ocorre uma oxidação parcial.
- c) Incineração: combustão total.

Percebe-se que o autor resumiu a combustão na grelha e a combustão em leito fluidizado, citadas por Saffer e Duarte (2011) em incineração. Plantas de pirólise e gaseificação apresentam estruturas similares às plantas de incineração, porém diferem em detalhes, tais como:

- a) Pré tratamento é mais minucioso para garantir uma matéria prima mais homogênea. Equipamentos adicionais são requeridos para o manuseio, tratamento e armazenamento dos materiais rejeitados;
- b) No carregamento deve haver maiores cuidados com a vedação do sistema;
- c) Necessidade de reator térmico para substituir ou até para ser adicionado à fase de combustão;
- d) Gases e resíduos sólidos requerem manuseio, armazenamento e possibilidade de novos tratamentos;
- e) A combustão pode ocorrer em estágio separado e isto inclui a recuperação de energia e conseqüentemente a necessidade de tratamento e gerenciamento dos resultantes nos estados sólidos, líquidos e gasosos.

Segundo a European Comission (2006), a segregação dos resíduos úteis à reciclagem deve preceder a incineração, sendo que esta segregação apresenta efeitos ao sistema de recuperação energética, conforme mostra o quadro 1.

Quadro 1- Impactos da segregação prévia de resíduos em sistema de incineração.

Fração segregada	Impactos mais importantes
Vidros e metais	• Aumento no poder calorífico • Diminui a quantidade de escórias geradas
Papel, papelão e plásticos	• Diminuição no poder calorífico • Possibilidade de redução na carga de cloro
Restos de comida e restos de jardins	• Redução na carga misturada de resíduos • Aumento no poder calorífico
Resíduos volumosos	• Reduz a necessidade de remoção destes resíduos
Resíduos perigosos	• Redução na carga de metais perigosos • Redução na carga de outras substâncias, como Hg, Br e Cl, por exemplo

Fonte – European Commission (2006).

Segundo Guidance (2016) a tecnologia da incineração dos resíduos exige um pré tratamento ou tratamento primário dos mesmos. Desta forma, especial atenção é dada à desidratação dos resíduos, com o objetivo de diminuição de volume e aumento do poder calorífico. A meta é de alcançar, por exemplo, um valor mínimo de 35% de redução na umidade para o lodo de esgoto, mas, quando este resíduo é misturado com resíduos sólidos urbanos, da coleta cotidiana, em sistema de co-incineração, o teor de umidade deve ser ainda menor. Embora a desidratação mecânica possa atingir esse patamar de 35%, pode-se empregar secagem adicional de lodo em até 80-95 % de sólidos secos para aumentar o valor energético.

Em relação ao lodo de esgoto, um sistema de tratamento primário mais efetivo inclui maior tempo de secagem, e também maior tempo de ação de bactérias anaeróbias e aeróbias antes da entrega para uma instalação de incineração. A desidratação física reduz o volume de lodo e aumenta o valor de aquecimento. Os processos de desidratação mecânica incluem decantadores, centrífugas, filtro de correia e prensas de filtro de câmara. De acordo com a European Commission (2006), os condicionadores (por exemplo, agentes de floculação) são frequentemente adicionados antes da desidratação para facilitar a retirada da água. A desidratação mecânica pode normalmente atingir 20 a 35 por cento de sólidos secos. A secagem introduz calor para desidratar os resíduos. O calor usado na instalação de incineração é frequentemente fornecido pelo próprio processo de incineração. Os processos de secagem podem ser diretos (contatos dos resíduos com o calor – contato térmico) ou indiretos (por exemplo, calor fornecido pela planta através do vapor quente). Na secagem direta, a mistura formada pelo vapor e pelo gás deve ser posteriormente limpa.

Em descritiva apresentada por Guidance (2016), a área de recebimento de resíduos é o local onde os caminhões, trens ou contentores de entrega chegam para despejar os resíduos no búnquer (fosso que acondiciona os resíduos), geralmente após controle visual e pesagem. O despejo ocorre através de aberturas entre a área de descarga e o búnquer. Esteiras deslizantes que transportam os resíduos podem ser usadas para ajudar a transferência destes para o búnquer. As aberturas podem ser bloqueadas e, portanto, também servem como vedação para controle de odor, e também como dispositivos de proteção contra incêndio e choque. O hall da área de descarga pode ser um meio efetivo para gerar problemas de odor, ruído e

deslocamentos de resíduos para fora do búnquer, como plásticos e papéis que são removidos por ventos, por exemplo.

O búnquer é geralmente à prova de água. Os resíduos são empilhados e misturados no búnquer usando guindastes equipados com garras. Esse revolvimento dos resíduos pela garra do guindaste homogeniza a mistura contribuindo para obter o equilíbrio no potencial de poder calorífico, no tamanho e na composição do material despejado nos funis que encaminham os resíduos para dentro da câmara de combustão. Existem equipamentos de proteção contra incêndio os quais são usados na área do búnquer e no sistema de alimentação, especialmente instalados no guindaste com garras, na cabine de operação, com dispositivos de detecção de incêndio e sistema de aspersão de água.

O operador do guindaste com garra realiza a operação destes instalado em cabine que é especialmente projetada de tal forma que tenha uma boa visão geral de todo o búnquer onde estão depositados os resíduos. A cabine possui seu próprio sistema de ventilação, independente do búnquer. Dispositivos adicionais de segurança podem ser instalados, tais como: tubo de ar seco no nível da tremonha de lixo, bocal de espuma acima da tremonha de lixo, detecção de incêndio para o grupo hidráulico, paredes resistentes ao fogo entre o búnquer e o hall do forno, paredes resistentes ao fogo entre o hall do forno e a sala de controle, cortinas de água na janela entre a sala de controle e o forno, etc.

A fim de evitar o desenvolvimento excessivo de poeiras e a formação de gás (por exemplo, metano) a partir de processos de fermentação, bem como o acúmulo de emissões de odor e poeira, o oxigênio utilizado na incineração primária para as plantas do forno é muitas vezes extraído da área do búnquer. Dependendo do poder calorífico dos resíduos, bem como o *layout* e o conceito da planta, a preferência é mais frequente para fornecer o ar do búnquer ao ar primário ou secundário.

O búnquer geralmente tem uma capacidade de armazenamento de vários dias (geralmente 3 a 5 dias) da produção operacional da planta. Isso é muito dependente dos fatores locais e da natureza específica dos resíduos.

Segundo European Comission (2006) a mistura intra-búnquer é comumente usada para misturar os resíduos sólidos urbanos. Isso geralmente consiste em usar o mesmo resíduo que também é usado para o carregamento da tremonha. Mais comumente, o pré-tratamento de resíduo sólido urbano é limitado à trituração de fardos pressionados, resíduos volumosos, etc. São utilizados equipamentos

trituradores que atuam de várias maneiras. Nesta etapa pode ocorrer o surgimento de focos de incêndios. Para evitar ou minimizar riscos de incêndios, são utilizados alguns procedimentos para evitar que o fogo se inicie, como a separação dos diferentes tipos de resíduos descarregados no búnquer, separação de elementos de equipamentos hidráulicos das ferramentas perfurocortantes, separação dos resíduos que podem conter óleos, que podem vazar e causar riscos de explosão.

Em geral, é necessário, como tratamento primário, esmagar resíduos volumosos quando seu tamanho é maior que o do equipamento de alimentação para o forno. Outra razão para o pré-tratamento é homogeneizar os resíduos de modo que ele tenha características de combustão mais consistentes e homogêneas.

De acordo com European Comission (2006), a tecnologia de incineração de combustão em grelha é a técnica convencional de combustão de resíduos, também denominada de tratamento térmico em massa, conhecida na Europa e nos Estados Unidos como *mass burn*. Após a separação dos materiais recicláveis (desde eletroeletrônicos a plásticos, metais, vidros e de origem celulósicos) os rejeitos são enviados aos incineradores para queima. No passado, as instalações para incineração eram projetadas com o único objetivo de processar os resíduos, mas as instalações atuais são de um modo geral, projetadas para recuperar a energia dos resíduos na forma de vapor, água quente ou eletricidade, sendo comum na Europa sua utilização em sistemas de aquecimento distrital.

De acordo Martins e Leão (2010), no Estado da Bavária, Alemanha, a queima utilizando-se de grelhas tem um princípio simples de tratamento térmico, porém a homogeneidade dos rejeitos e a regularidade na alimentação do incinerador são fundamentais para o sucesso da operação. Segundo Saffer e Duarte (2011), o tratamento térmico de rejeitos pode ser dividido em queima massiva (*mass burn*), onde o resíduo é queimado sem a separação dos recicláveis; e a queima somente de não recicláveis, pois existe um processo de segregação dos materiais passíveis de reciclagem. No segundo caso, são destinados para a incineração apenas os rejeitos orgânicos e outros materiais que não são aproveitados para a reciclagem, o que diminui consideravelmente o poder calorífico dos rejeitos.

A incineração *mass burn* proporciona melhores condições de obtenção de energia porque realiza a queima de resíduos com alto poder calorífico, como papéis, papelões, plásticos e madeira. Entretanto, os resíduos recicláveis poderiam ser reaproveitados pelo reuso ou pela reciclagem, de forma a permitir o alongamento de

seus ciclos de vida. De modo geral, os incineradores *mass burn* queimam resíduos na forma como são recebidos, com segregação apenas de vidro e metal, ou com adição de outro combustível fóssil para alcançar poder calorífico adequado.

Saffer e Duarte (2011) consideraram que os incineradores do tipo *mass burn* ou queima em grelhas não necessitam de um sistema de pré-processamento do rejeito, requerendo-se que os rejeitos sejam devidamente revolvidos para serem deixados mais uniformes e, desta forma, conseguir-se uma melhor regularidade de queima. O resíduo sólido urbano preparado desta forma recebe o nome de Combustível Derivado de Resíduo (CDR), que tem poder calorífico superior ao resíduo sólido urbano não tratado.

Outro sistema de incinerador é a combustão em leito fluidizado. No estudo realizado por Saffer e Duarte (2011) foi descrito que a combustão em leito fluidizado utiliza-se de um leito formado por material de partícula inerte, como cinzas ou areia. Antes de destinar os rejeitos sobre este leito, há a necessidade de homogeneizá-lo de forma conveniente, através de trituração e revolvimento, de forma que os rejeitos sejam uniformes, com a mesma granulometria. Para funcionamento do sistema, injeta-se ar primário de combustão pela base da caldeira, propiciando condições para que o leito fique em suspensão, comportando-se com um fluido em ebulição, por isso denominado de leito fluidizado, podendo ser leito circulante ou borbulhante. Segundo Saffer e Duarte (2011), com o desenvolvimento da queima em leito fluidizado circulante, as unidades incineradoras aumentaram em porte, resultando em ganhos de escala, o que permitiu diminuir o custo do processamento por tonelada de rejeito, quando comparado com o processamento em sistema de leito fluidizado. A queima em leito fluidizado borbulhante é mais adequada para processamento de menores quantidades de rejeitos. Assim, segundo os autores, em comparação com a queima em grelha, os sistemas de combustão em leito fluidizado possibilitam a redução das emissões de gases, parcialmente devido ao próprio processo e, também, porque se pode acrescentar cal ou calcário ao leito simultaneamente à combustão. No estudo foi considerado que um terço do custo de funcionamento de um incinerador de queima em grelha seja para controle da poluição do ar, portanto, o sistema de leito fluidizado tende a ser mais econômico, uma vez que exige menores necessidades de procedimento de controle de poluição.

Na descrição de Saffer e Duarte (2011) tem-se que o início da operação de um sistema de combustão em leito fluidizado é promovido por queimadores de óleo,

situados acima do leito, que o aquecem até atingir uma temperatura de 400 °C, quando então é iniciado o procedimento da alimentação dos rejeitos que pode ser feita acima ou dentro do leito, a agitação intensa distribui os resíduos por todo o leito de maneira uniforme. Os resíduos adicionados ao leito fluidizado (areia) em partículas regulares começam a trocar calor, promovendo o aquecimento do sistema, iniciando a combustão de forma rápida. Essa troca intensa de calor faz com que a temperatura do sistema atinja 600°C, sendo que nesta temperatura os queimadores auxiliares são desligados e o sistema passa a ser mantido apenas pela adição de rejeitos. Os compostos orgânicos arrastados pelos gases em forma sólida ou gasosa são queimados na região superior do leito, conhecida como *free-board*. Após o *free-board* os gases são enviados para o sistema de recuperação de energia e tratamento de gases.

Afirmaram os autores que o sistema de tratamento térmico por meio de combustão de leito fluidizado é utilizado em menor proporção quando comparado com o sistema de combustão de queima em grelha, porque tal sistema ainda não apresenta um confiável desenvolvimento comercial, uma vez que apresenta maior complexidade de operação, com controles mais sofisticados e exigência de funcionários mais qualificados. Essa situação está estabelecida na condição de utilização de rejeitos de RSU como combustível, mas é utilizada com sucesso no processo de produção de energia em indústrias de celulose, por exemplo, onde o cavaco de madeira é utilizado como combustível. São poucos os detentores de tecnologias de tratamento térmico que oferecem a combustão em leito fluidizado e há experiências negativas, a exemplo de uma unidade instalada na cidade de Berlim que fechou por problemas de pouca confiabilidade (SAFFER e DUARTE, 2011).

Segundo Saffer e Duarte (2011) outros sistemas de combustão também são possíveis, porém menos usual para a obtenção de energia a partir dos rejeitos dos RSU é a gaseificação e pirólise. A gaseificação é o processo de reação do carbono com o vapor para produzir hidrogênio e monóxido de carbono. A gaseificação converte uma matéria-prima sólida ou líquida em gasosa por meio da oxidação parcial, sob a aplicação de calor. Pirólise é a decomposição térmica dos rejeitos na ausência de oxigênio ou com uma quantidade quase insignificante deste elemento, sendo que é necessário diferenciar pirólise de gaseificação. De acordo com os autores, a pirólise inicia-se quando o material é aquecido de 400 a 800° C, originando uma série de reações complexas que produzem vapores condensáveis e não condensáveis, e

também resíduos sólidos. O calor destrói os resíduos sólidos, desestruturando suas moléculas, promovendo a liberação de carbono na forma líquida, sólida e gasosa e, nestas condições são utilizados como combustíveis.

O sistema de incineração, muito utilizado na Europa, objetiva a eliminação e redução do volume dos resíduos e também a recuperação energética. A pirólise é uma técnica alternativa para ser introduzida como rota de tratamento dos resíduos sólidos, considerando ainda que o sistema tem potencial de tratamento para resíduos com baixo poder calorífico.

De acordo com Saffer e Duarte (2011), na Alemanha, uma usina de pirólise processa resíduos municipais desde 1985, na cidade de Günzburg, na Bavária, porém, atualmente, os sistemas de pirólise e de gaseificação não são considerados próprios para processar grandes volumes de RSU não tratados e misturados.

O quarto processo de combustão que pode ser utilizado para obtenção de energia a partir dos rejeitos dos RSU é a tecnologia de arco de plasma, também conhecida como plasma pirólise, a qual destrói os resíduos através de altas temperaturas geradas pelo plasma com a pirólise dos rejeitos. Para entender o sistema deve-se compreender a formação do plasma.

Segundo Saffer e Duarte (2011) o plasma, que por definição é um gás ionizado, sofre mudanças significativas quando submetido a temperaturas muito elevadas. De acordo com Lima (1995) quando atingem temperaturas de 2000°C as moléculas do gás começam a se dissociarem em estado atômico e, ao atingir 3000 °C os átomos são ionizados devido à perda de parte dos elétrons. É este gás ionizado que é chamado de plasma. O plasma é uma forma especial de material gasoso que conduz eletricidade. É conhecido como o "quarto estado da matéria" (sólido, líquido, gasoso e plasma). No estado de plasma o gás atinge temperaturas extremamente elevadas que podem variar de 5 000 a 50 000 °C de acordo com as condições de geração. O plasma é gerado pela formação de um arco elétrico, através da passagem de corrente entre o cátodo e ânodo, e a injeção de um gás que é ionizado, e pode ser projetado sobre os resíduos (LIMA, 1995). Para o autor, o gás sob o estado de plasma apresenta boa condutividade elétrica e alta viscosidade quando comparado a um gás no estado normal.

Saffer e Duarte (2011) afirmaram que num processo de queima de resíduos sólidos urbanos o resíduo é termicamente decomposto em gás combustível numa fornalha vertical (*"shaft"*). Os rejeitos sólidos alimentam a fornalha e o ar pré-aquecido,

enriquecido ou não com oxigênio, é injetado em sua base para alimentar a combustão de parte do material. Os gases resultantes da queima são conduzidos para um reator de decomposição térmica a plasma, onde são totalmente decompostos, tendo ao final como constituintes, basicamente, hidrogênio e monóxido de carbono. Ao queimar o rejeito o fundo da fornalha fica com um resíduo vitrificado do material inorgânico.

Para Saffer e Duarte (2011) o uso de plasma na decomposição térmica de rejeitos, em razão das elevadas temperaturas, causa a rápida e completa pirólise da substância orgânica, permitindo fundir e vitrificar certos resíduos inorgânicos, os quais são similares a um mineral de alta dureza. Desta forma o processo permite reduções de volume extremamente elevadas, podendo ser superiores a 99%.

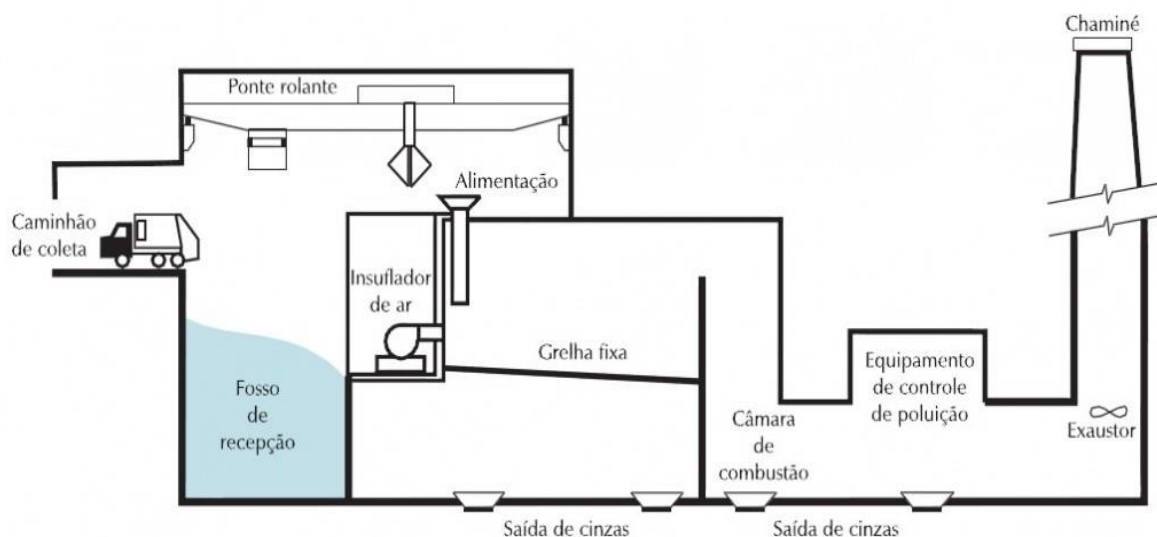
De acordo com os autores duas indústrias funcionam com o sistema de plasma, sendo uma situada no parque industrial Mihama-Mikata, no Japão, começou a operar em 2002, com capacidade para processar mais de 24 toneladas por dia de RSU e quatro toneladas por dia de lodo de tratamento de esgoto. A segunda, instalada também no Japão em Utashimai, é uma indústria de gaseificação por plasma com capacidade para processar, atualmente, em média 170 toneladas por dia de RSU e de resíduos automotivos, possibilitando gerar mais de 7,9 MWh de eletricidade, enviando aproximadamente 4,3 MWh de volta à rede elétrica.

Embora as quatro tecnologias possam ser utilizadas para geração de energia a partir dos resíduos, a incineração é a mais usual. Conforme European Commission (2006) a estrutura básica em uma planta de incineração de resíduos sólidos urbanos inclui:

- a) Entrada de armazenamento de resíduos;
- b) Estocagem dos resíduos e materiais em estado bruto;
- c) Pré tratamento dos resíduos estocados;
- d) Carregamento dos resíduos dentro do processo;
- e) Tratamento térmico dos resíduos;
- f) Recuperação energética e conversão;
- g) Sistema de gerenciamento da limpeza dos gases;
- h) Sistema de descarga de gases;
- i) Controle e monitoramento das emissões;
- j) Gerenciamento e tratamento das cinzas resultantes da fase de combustão;
- k) Descarregamento e disposição dos resíduos sólidos resultantes em aterros.

Cada uma destas fases é genericamente adaptada à planta de incineração em função do tipo de resíduo a ser tratado. A Figura 1 apresenta modelo genérico de estrutura de uma planta de incineração.

Figura 1 - Planta com modelo básico de estrutura de um incinerador



Fonte - Imagem obtida na internet pelo autor, adaptado da planta do incinerador MVA Ingolstadt, Alemanha.

3.9.2.2 Poluição atmosférica causada por incineradores e GEE

De acordo com Crowley *et al.* (2003) os RSU quando incinerados produzem vários gases voláteis, os quais, se dispersos na atmosfera podem comprometer a qualidade do meio ambiente, como partículas que podem ser emitidas na atmosfera e cinzas, as quais podem contaminar o meio ambiente e comprometer a qualidade dos ecossistemas. Segundo os autores, a atual diversidade de emissões depende das características dos resíduos incinerados e das características técnicas da combustão, da temperatura e das tecnologias de redução das emissões. Os estudos de avaliações de impactos ambientais têm apresentado efeitos positivos para a escolha da localização e das tecnologias das plantas de incineração. Há evidências obtidas em pesquisas irlandesas que estes estudos têm promovido melhorias na tecnologia e nos sistemas de operação de incineradores e gestão de RSU, pois que tais atitudes têm promovido minimização nos impactos ambientais.

Avfall Sverige (2007) afirmaram que as emissões de gases de efeito estufa (GEE) por disposição de resíduos têm caído drasticamente na Suécia, desde 2005,

quando os RSU deixaram de ser dispostos em aterros e passaram a ser incinerados. O setor de resíduos reduziu a emissão de GEE em 34% durante o período de 1990 a 2006 com a troca de disposição dos RSU e cairão em 76% no período até 2020.

Porteous (2001) calculou que a emissão total de GEE evitada com a diminuição do CH_4 e a substituição da energia produzida por modernas plantas de turbina a gás de ciclo combinado tenha sido o equivalente a 1,2 t de CO_{2e} (gás carbono equivalente) por tonelada de RSU incinerada. Em Centro Clima (2005) afirmou-se que, de acordo com o Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), o potencial de aquecimento global do metano é 21 vezes superior ao do dióxido de carbono, para o período de cem anos e, desta forma, a incineração de resíduos colabora para a diminuição do aquecimento global, pois, a emissão de dióxido de carbono (CO_2) decorrente da destruição térmica dos resíduos, se comprova menos prejudicial para o efeito estufa do que a emissão de metano (CH_4), decorrente da decomposição anaeróbica natural dos resíduos dispostos em aterros. OWMA (2015) relatou que ano de 2013, em Ontário, Canadá, 140.000 toneladas de RSU foram processadas em plantas para obtenção de energia (WtE), que resultou em redução de gases de efeito estufa na proporção de 162.000 toneladas de CO_{2e} . Segundo a Avfall Sverige (2007), somente na Suécia a energia recuperada do lixo (WtE – *waste to energy*) gerou energia equivalente a 1.1 milhão de m^3 de óleo, o que permitiu uma redução na emissão de 2.2 milhões de tCO_{2e} por ano. Estes números equivalem às emissões de 680.000 carros movidos a combustíveis fósseis em um ano.

No entanto, os incineradores também emitem gases de efeito estufa, como afirmou Tan *et al.* (2014) que concluíram que uma tonelada de RRSU produz o 0,490 tCO_{2e} . Segundo Chen e Lin (2010), usando as diretrizes do IPCC para cálculo de emissões de GEE em pesquisa em 36 plantas de incineração, concluíram que o valor médio obtido foi de 377 CO_2 kg t^{-1} por tonelada de RRSU. Mohareb; Maclean; Kennedy (2011) afirmaram que as emissões de GEE relativamente altas estão associadas com incineração. Excluindo o transporte e a geração de eletricidade, os incineradores emitiram 29,8 kt de missões brutas de GEE para realizar o tratamento de 90 kt de RRSU. Os autores que estuda as emissões de GEE em incineradores afirmam o valor apontado pelo IPCC como sendo de 397 tCO_{2e} por tRRSU.

Saffer e Duarte (2011) afirmaram que os principais poluentes resultantes do tratamento térmico de resíduos domiciliares são: a) gases ácidos (tais como Ácido Clorídrico, Ácido Fluorídrico e Dióxido de Enxofre), e outros gases como Óxidos de

Nitrogênio (NO_x), Monóxido de Carbono (CO) e Dióxido de Carbono (CO₂) são gerados e devem ser removidos pelos sistemas de limpeza dos gases; b) metais – em particular Cádmio, Mercúrio, Arsênico, Vanádio, Cromo, Cobalto, Cobre, Chumbo, Manganês, Níquel e Tálho, entre outros, os quais estão presentes como compostos solúveis (como cloretos e sulfatos), e compostos menos solúveis (como óxidos e silicatos) - Mercúrio e algum Cádmio são emitidos em forma de vapor; c) Substâncias Orgânicas que ocorrem frequentemente quando a combustão não é completa, ou são formadas após a incineração, sendo que tais compostos orgânicos podem ser emitidos na forma de vapor ou aderidos ao material particulado (poeiras) arrastado pelos gases de combustão - as dioxinas são os poluentes orgânicos que motivam as maiores preocupações; d) Materiais Particulados – principalmente as partículas finas (quase sempre materiais inorgânicos como Sílica) e frequentemente com metais e compostos orgânicos em suas superfícies, os quais com grandes variações em seus tamanhos e normalmente são retidas sem muita dificuldade. Mas recentemente as partículas ultrafinas, menores do que 10 microns (10 milionésimos de metro), conhecidas como PM₁₀, requerem maiores cuidados, pois que a remoção requer tecnologias mais sofisticadas. Cheng e Hu (2010) afirmaram que os gases de combustão podem conter quantidades significantes de partículas de metais pesados, dioxinas, dióxido de enxofre e ácido clorídrico.

Segundo Maranh (2008), muitos dos poluentes da incineração podem ser minimizados pelo processo de combustão. Ainda, segundo o autor, as dioxinas e furanos podem ter as ligações químicas quebradas pela alta temperatura, ocorrendo a atomização das macromoléculas, resultando na minimização de sua formação, sendo que a primeira etapa consiste em resfriar os gases que saem com temperatura entre 1000 °C e 1200 °C. A adição de carvão ativado em leitos pós-combustão adsorve eficientemente qualquer resquício de dioxinas e furanos, bem como de metais voláteis. Com a utilização de duas câmaras de combustão, funcionando adequadamente e com o rápido resfriamento dos gases de combustão, atingem-se níveis de dioxinas menores do que 0,14 nanogramas/m³ (ng/m³). De qualquer forma, uma das principais críticas aos incineradores é exatamente a emissão de gases que, aliado com o alto custo de implantação e complexidade de operação, aparecem como fatores determinantes que dificultam a aceitação desta tecnologia de tratamento de resíduos em vários países, inclusive no Brasil.

Gripp (1998) afirmou que um sistema de controle da poluição do ar deve contemplar o conjunto de equipamentos, considerando ainda os procedimentos de operação, a manutenção e o monitoramento para que as emissões atmosféricas atendam aos níveis estabelecidos pelas normas em vigor e sejam aceitáveis do ponto de vista ambiental. Segundo Crowley (2003) uma usina WTE emite SO₂, NO₂, particulados, dioxinas e outras substâncias que representam um problema considerável na incineração do lixo, provocando intensa discussão sobre os custos e benefícios da tecnologia. Os autores afirmaram também que há evidências que as emissões de incineradores podem estar associadas a problemas respiratório em pessoas. Sintomas respiratórios agudos e crônicos são associados a emissões de incineradores. Estudos realizados associaram as emissões de incineradores a certos tipos de cânceres, o que resultou no fechamento de algumas plantas. É difícil concluir que o surgimento de determinados tipos de cânceres estava ligado às emissões dos incineradores e, como resultado, não é conclusivo a evidência da ligação entre o incinerador e a doença.

Porém Caixeta (2005) também afirmou que alguns países, como EUA, Japão, Alemanha e Suíça desenvolveram tecnologias para o tratamento dos poluentes (gasosos, líquidos e sólidos) com sistemas computadorizados de automação para o controle de combustão e das emissões. Entre tais sistemas constam tecnologias para remoção de gases como NO_x, dioxinas e furanos; tecnologias para o tratamento dos resíduos inertes gerados e tecnologias para a obtenção de um CDR (combustível derivado do resíduo) com melhor qualidade e maior poder calorífico. Segundo a autora, um sistema para a depuração dos gases é constituído por unidades para a lavagem ácida de halogêneos, lavagem alcalina, lavagem de aerossóis e filtros de manga.

No Brasil, a resolução CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) n.º 316/02 dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos para disciplinar os processos de tratamento térmico de resíduos através do estabelecimento de procedimentos operacionais, limites de emissão e critérios de desempenho, controle, tratamento e disposição final de efluentes, de modo a minimizar os impactos ao meio ambiente e à saúde pública, resultantes destas atividades. O artigo nº 37 estabelece critérios para o monitoramento e controle dos efluentes gasosos, os quais devem incluir, no mínimo:

- I - equipamentos que reduzam a emissão de poluentes, de modo a garantir o atendimento aos Limites de Emissão fixados nesta Resolução;
- II - disponibilidade de acesso ao ponto de descarga, que permita a verificação periódica dos limites de emissão fixados nesta Resolução;
- III - sistema de monitoramento contínuo com registro para teores de oxigênio (O₂) e de monóxido de carbono (CO), no mínimo, além de outros parâmetros definidos pelo órgão ambiental competente;
- IV - análise bianual das emissões dos poluentes orgânicos persistentes e de funcionamento dos sistemas de intertravamento.

O artigo nº 38 estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos em relação a material particulado (MP), substâncias inorgânicas na forma particulada, agrupadas em conjunto por classes, sendo:

- Classe 1 cádmio e seus compostos, medidos como cádmio (Cd); mercúrio e seus compostos, medidos como mercúrio (Hg); tálio e seus compostos, medidos como tálio (Tl);
- Classe 2: arsênio e seus compostos, medidos como arsênio (As); cobalto e seus compostos, medidos como cobalto (Co); níquel e seus compostos, medidos como níquel (Ni); telúrio e seus compostos, medidos como telúrio (Te); selênio e seus compostos, medidos como selênio (Se);
- Classe 3: antimônio e seus compostos, medidos como antimônio (Sb); chumbo e seus compostos, medidos como chumbo (Pb); cromo e seus compostos, medidos como cromo (Cr); cianetos facilmente solúveis, medidos como Cianetos (CN); cobre e seus compostos, medidos como cobre (Cu); estanho e seus compostos, medidos como estanho (Sn); fluoretos facilmente solúveis, medidos como flúor (F); manganês e seus compostos, medidos como manganês (Mn); platina e seus compostos, medidos como platina (Pt); paládio e seus compostos, medidos como paládio (Pd); ródio e seus compostos, medidos como ródio (Rh); vanádio e seus compostos, medidos como vanádio (V).

O artigo nº 38 apresenta também os limites válidos para os seguintes gases: Óxidos de enxofre, óxidos de nitrogênio, monóxido de carbono, compostos clorados inorgânicos, compostos fluorados inorgânicos, dioxinas e furanos.

A Resolução CONAMA nº 316/02 estabelece ainda que o tratamento dos impactos ambientais deve seguir sempre a melhor técnica a qual é definida como:

“o estágio mais eficaz e avançado de desenvolvimento das diversas tecnologias de tratamento, beneficiamento e de disposição final de resíduos, bem como das suas atividades e métodos de operação, de maneira que a combinação prática destas técnicas resultem na produção de emissões em valores iguais ou inferiores aos fixados pela mesma resolução, visando eliminar e, onde não seja viável, reduzir as emissões em geral, bem como os seus efeitos no meio ambiente como um todo, devendo também haver constante monitoramento das emissões gasosas por parte dos órgãos de fiscalização ambiental competentes.”

As unidades de recuperação de energia (URE) possuem equipamentos de controle de poluição, dimensionados para garantir níveis de emissões que atendam às mais rigorosas normas ambientais. Destaca-se que as URE trabalham com

emissões significativamente abaixo dos limites legais para esse tipo de usina, os quais são mais rigorosos do que os exigidos da indústria em geral (SÃO PAULO, 2011). O sistema de incineração apresentou grande avanço no controle de poluentes em razão das regulações cada vez mais restrigente, e atualmente os incineradores operam sem a emissão de dioxinas (THEMELIS, 2003). Outros poluentes podem ser eficientemente bem controlados durante o processo de combustão e removidos pelo sistema de limpeza do gás de combustão (CHENG *et al.* 2007).

Segundo a European Comissão (2006) em seu estudo de prevenção e controle integrado da poluição em sistemas de incineração de resíduos sólidos urbanos, no processo de incineração totalmente oxidativa, os principais constituintes dos gases de combustão são: vapor de água, nitrogênio, dióxido de carbono e oxigênio.

As substâncias emitidas no ar pelos incineradores, de acordo com European Comissão (2006), foram elencadas como se seguem.

3.9.2.2.1 Monóxido de carbono

O CO é um gás tóxico inodoro, resultante da combustão incompleta de compostos à base de carbono. O CO é produzido quando há oxigênio insuficiente e/ou também quando a temperatura de combustão não é alta suficiente para realizar a oxidação total em dióxido de carbono. Em particular, isso pode ocorrer se houver evaporação espontânea ou se ocorrer a queima demasiadamente rápida dos resíduos em situação de pouco oxigênio fornecido no sistema. A medição contínua do nível de CO pode ser utilizada para verificar a eficiência do processo de incineração. O CO é uma medida da qualidade da combustão. Se as emissões de CO são muito baixas, a qualidade da queima de gás é muito alta e as emissões totais de carbono orgânico (COT) também são baixas e vice-versa.

Após a sua libertação para a atmosfera, o CO é oxidado em CO₂, após algum tempo. As concentrações particularmente elevadas de CO devem ser evitadas, pois podem criar misturas explosivas nos gases de combustão. O CO nas plantas é medido continuamente. As médias diárias das emissões de CO abaixo de 50 mg/Nm³ são alcançadas, sendo que em algumas plantas as médias diárias estão bem abaixo desse número.

3.9.2.2.2 Carbono orgânico total (COT)

Este parâmetro inclui uma série de substâncias orgânicas gasosas, cuja detecção individual é geralmente complexa ou não é possível. Durante a incineração de resíduos orgânicos, ocorre uma grande quantidade de reações químicas, algumas das quais estão incompletas. Isso leva a um padrão extremamente complexo de compostos. Não está disponível um relato completo de cada substância dentro do parâmetro COT, porém a incineração geralmente proporciona altas eficiências de destruição para substâncias orgânicas. O COT pode ser medido continuamente no gás de combustão. Os baixos níveis de COT são indicadores-chave para a qualidade da combustão em um processo de incineração. São observadas emissões na gama de 0,1 mg/Nm³ a 10 mg/Nm³.

3.9.2.2.3 Compostos orgânicos e inorgânicos

Ácido Clorídrico (HCl) e Ácido Fluorídrico (HF): são gases corrosivos liberados durante o processo de queima de resíduos. São estes compostos responsáveis, por exemplo, pela precipitação em processo conhecido como chuva ácida, resultante de atividades industriais.

Muitos resíduos contêm compostos orgânicos à base de cloro. Nos resíduos urbanos, normalmente aproximadamente 50% dos cloretos são de PVC. No processo de incineração, o componente orgânico destes compostos é destruído e o cloro é convertido em HCl. Parte do HCl pode reagir com os cloretos metálicos também presentes nos resíduos. O HCl é altamente solúvel em água, sendo continuamente medido com emissões na faixa de 0,1 - 10 mg/Nm³. A formação e emissão de Cl₂ (gás de cloro) é de menor importância nas condições normais de incineração, mas é crucial para o processo de incrustação e corrosão. Portanto, vale a pena controlar a formação para que o processo mencionado ocorra na fase gasosa e não após a deposição nos tubos da caldeira.

O tratamento desses gases pode ser feito por meio de reator que realiza a neutralização por via seca, através da adição de cal hidratada. A cal hidratada, neste caso, é utilizada como reagente de neutralização a seco. Esta adição é feita pelo reator através de um sistema do tipo *spray dryer*, com um disco que pulveriza a cal

em rotações elevadas de até 18.000 rpm, misturando assim os gases com o reagente neutralizante.

As principais fontes de emissões de ácido fluorídrico (HF) nas plantas de incineração de resíduos municipais são provavelmente têxteis fluorados de plástico ou substâncias fluoradas e, em casos individuais, a decomposição de CaF_2 (fluoreto de cálcio) no decurso da incineração de lodo. Diversos tipos de resíduos fluorados são tratados em plantas de incineração de resíduos perigosos, principalmente.

Óxidos de enxofre (SO_x): Se os resíduos contiverem compostos de enxofre, principalmente o SO_2 (dióxido de enxofre) será gerado durante a incineração do lixo. Sob condições de reação apropriadas, SO_3 (trióxido de enxofre) também pode ser criado. As fontes mais comuns de enxofre presentes nos resíduos são: papel usado; placa de gesso (sulfato de cálcio) e lamas de esgoto. O SO_2 (dióxido de enxofre) dá origem a acidificação e pode ser medido continuamente com emissões na gama de 1 - 50 mg/ Nm_3 .

Óxidos de nitrogênio (NO_x): No processo de incineração podem ser gerados óxidos de nitrogênio. Em relação ao meio ambiente, estes compostos podem, por exemplo, causar a redução da permeabilidade das membranas celulares, que impede as trocas gasosas das folhas e prejudica a realização da fotossíntese. Em humanos e animais as vias respiratórias são as mais afetadas. Tais compostos podem ter efeitos tóxicos, ácidos e também contribuem para o fenômeno do aquecimento global, dependendo do óxido em questão

Durante a queima de resíduos são detectados três óxidos de nitrogênio: óxido nitroso (N_2O), o óxido nítrico (NO) e o dióxido de nitrogênio (NO_2). Somente são considerados como contaminantes do ar o monóxido de nitrogênio (NO) e o dióxido de nitrogênio (NO_2). O procedimento mais eficaz para o controle da emissão destes compostos é através da manutenção das temperaturas dos gases em valores inferiores àqueles que causam a geração de NO_x .

Nas plantas de incineração a maior parte destes compostos são monitorados continuamente. O óxido de nitrogênio (NO) e o NO_2 (dióxido de nitrogênio) emitidos pelas instalações de incineração de resíduos originam-se da conversão do nitrogênio contida nos resíduos, que são chamados de óxidos de nitrogênio combustíveis (NO_x combustíveis) e da conversão do nitrogênio atmosférico pela combustão em óxidos de nitrogênio, conhecidos como térmicos (NO_x térmico). Nas plantas de incineração de resíduos municipais, a proporção de NO_x térmico é geralmente muito baixa devido

a temperaturas mais baixas na câmara pós-combustão. A produção de NO_x térmico geralmente se torna mais significativa a temperaturas acima de 1000°C . Nas plantas incineradoras, a quantidade de NO_x térmico também depende da quantidade e da maneira de como é feita a injeção de ar secundário na câmara pós-combustão.

Os mecanismos para a formação de óxidos de nitrogênio (NO_x) a partir do nitrogênio contidos nos resíduos são muito complicados. Entre outras razões, isso ocorre porque o nitrogênio pode ser contido nos resíduos em muitas formas diferentes, que, dependendo do ambiente químico, podem reagir ao NO_x ou ao nitrogênio elementar. O óxido nitroso (N_2O) geralmente não é medido como parte da estimativa de óxidos de nitrogênio (NO_x). O óxido nitroso (N_2O) pode ser emitido se a temperatura do sistema for insuficiente para o processo de combustão (por exemplo, menos de 850°C) com a condição de insuficiência de concentração de oxigênio. As emissões de óxido nitroso (N_2O) dos processos de incineração são, portanto, muitas vezes correlacionadas com as emissões de monóxidos de carbono (CO).

Considerando os parâmetros para a qualidade do ar, para a incineração de resíduos municipais, são observadas emissões de N_2O de 1 - 12 mg/Nm^3 (para medições individuais) e médias de 1 - 2 mg/Nm^3 . Para a incineração de resíduos sólidos urbanos em plantas de leito fluidizado, os valores de emissão de óxidos nitrosos (N_2O) medidos (medições individuais) são geralmente mais elevados.

Os óxidos de nitrogênio (NO_x) provocam acidificação e eutrofização e pode ser medido continuamente. As emissões em plantas modernas estão geralmente na faixa entre 30 e 200 mg/Nm^3 .

Outros compostos inorgânicos, como o iodeto de hidrogênio e brometo de hidrogênio também podem estar presentes nos resíduos municipais, mas geralmente em quantidades muito pequenas de compostos de bromo ou iodo. As emissões de bromo ou iodo são, portanto, de menor importância para as usinas de incineração de resíduos municipais.

3.9.2.2.4 Poeira (material particulado) e fumaça

As emissões de poeira das instalações de incineração de resíduos consistem principalmente na cinza fina do processo de incineração que é arrastada no fluxo de gás. Pode haver outros compostos presentes nas cinzas. A poeira pode ser separada do gás através de dispositivos de controle de poluição, sendo removidas juntas

substâncias orgânicas e inorgânicas, como por exemplo cloretos metálicos, dioxinas e furanos, dentre outros.

O equipamento de controle da poluição do ar reduz consideravelmente as emissões de partículas totais das plantas de incineração de resíduos. Em comum com todos os processos de combustão, o tipo de equipamento de controle de poluição do ar usado afeta a distribuição de tamanho de partícula do pó emitido. O equipamento de filtração é geralmente mais eficaz nas partículas maiores e, portanto, altera a proporção de partículas mais finas nas emissões resultantes para o ar, reduzindo a emissão total de partículas.

O controle de materiais particulados e fumaça é realizado com a utilização de filtros de manga. Os filtros de manga têm a função de separação de gases e partículas (fase sólida), possibilitando a recuperação da fase sólida e a purificação dos gases. Os filtros necessitam de limpeza periódica para que não ocorra o entupimento dos mesmos. Os filtros de manga podem ser dos tipos jato pulsante, sacudimento mecânico e fluxo reverso. O mais utilizado é o jato pulsante porque apresenta a maior taxa de filtração. As mangas podem ser construídas de tecidos, não tecidos ou materiais cerâmicos rígidos. As mais comuns são as não tecido, as quais são basicamente construídas em plásticos, fibras e telas.

Destacam-se como vantagens dos filtros de manga:

- a) Alta eficiência (até 99.9%);
- b) Perda de carga não excessiva;
- c) Resistência a corrosão.

Destacam-se como desvantagens:

- a) Grande espaço requerido para o processamento de grandes volumes de gases
- b) Alto custo do sistema;
- c) Baixa resistência a altas temperaturas;
- d) Empastamento por conta de poluentes condensáveis e pegajosos;
- e) Possibilidade de entupimento.

O material particulado e fumaça podem também ser contidos através de filtros eletrostáticos, cujo princípio é o carregamento elétrico das partículas de ar por uma fonte alta de tensão, através de agulhas ionizadoras (ionização positiva), sendo que estas partículas são posteriormente captadas por placas coletoras negativas. No

Sistema de Filtros Eletrostáticos as forças elétricas são aplicadas somente às partículas em suspensão nos gases. O fluxo de ar que arrasta as partículas, passa por alta diferença de potencial, provocando a ionização dessas partículas.

Os filtros eletrostáticos apresentam eficiência de até 99,9%, permitindo atingir os padrões mais rigorosos em âmbito global. Poder ser usados principalmente três tipos de equipamentos para limpeza de gases de combustão: precipitador eletrostático a seco, precipitador eletrostático úmido que é menos usual nos incineradores, além dos filtros de manga. Os depuradores eletrostáticos úmidos também podem contribuir significativamente para a remoção de poeira. Normalmente, cerca de 50% de eficiência é observada para a remoção de poeira, com remoção de metal pesado, inclusive. Em vários casos, duas dessas ferramentas foram combinadas entre si, por exemplo, um precipitador eletrostático seco colocado diretamente após a caldeira em conjunto com um filtro de manga. Entretanto, novas plantas recentes foram construídas apenas com um filtro de manga.

Vantagens:

- a) Tratamento de altas vazões de gases e em condições de altas temperaturas;
- b) Alta eficiência para a coleta de partículas pequenas;
- c) Baixo custo de operação e manutenção.

Desvantagens:

- d) Custo inicial elevado;
- e) Requer grande espaço físico.

O sistema a ser adotado para remoção da poeira é considerado muito importante para o funcionamento de todo o sistema, e deve preceder os demais sistemas de limpeza de gases. Em alguns casos, é aplicada filtração dupla, pois também é utilizado no final de todo o sistema, como um polimento final. Esta técnica considera a aplicação de dois filtros de manga em série no sistema de limpeza de gases. Os dois filtros de manga podem não ser imediatamente adjacentes uns aos outros, ou seja, outros componentes do sistema de tratamento de gases podem ser usados entre eles.

3.9.2.2.5 Metais pesados

Mercurio e compostos de mercúrio: O mercúrio pode ser encontrado nos resíduos urbanos, sendo normalmente encontrados em baterias de eletroeletrônicos, termômetros, amálgamas dentárias, tubos de lâmpadas fluorescentes, dentre outros. A segregação na origem de resíduos contendo o mercúrio ajuda enormemente na redução de compostos de mercúrio, mas as taxas de coleta de 100% não são alcançadas na prática.

O mercúrio é um metal altamente tóxico. Sem controles adequados de poluição do ar, e a incineração de resíduos contendo mercúrio pode gerar emissões significativas. As emissões podem ser medidas continuamente e os níveis diminuídos foram relatados geralmente na faixa entre 0,0014 e 0,05 mg/Nm³ (11% de O₂).

Pode-se obter a retenção do gás de mercúrio durante a filtração de limpeza de gases. Outros metais são capturados sob forma de pós bem finos e recolhidos junto das dioxinas e dos furanos nas escórias, no carvão ativado e nas cinzas retidas nos filtros de manga.

Compostos de cádmio e tálio: as fontes comuns de cádmio nas instalações de incineração de resíduos municipais são dispositivos eletrônicos (incluindo acumuladores), baterias, algumas tintas e plástico estabilizado com cádmio. O tálio é praticamente inexistente no lixo municipal.

Outros compostos de metais pesados: um dos grandes problemas na geração de resíduos é a sua inadequada disposição no final do seu ciclo de uso. Produtos contendo metais pesados devem ser segregados devidamente para descarte adequado. Encaminhá-los para tratamento, reciclagem ou adequada disposição é fundamental para que nos processos de incineração de resíduos não ocorra a liberação destes ao meio ambiente. Nestas condições, em processo de incineração de resíduos deve-se ter especial atenção com a separação destes produtos para que não sejam enviados ao sistema de incineração.

O termo metais pesados compreende: chumbo, zinco, cádmio, cromo, níquel e mercúrio, antimônio, arsênico, cobalto, cobre, manganês, vanádio, entre outros. Este grupo contém metais cancerígenos e compostos metálicos, tais como compostos de arsênio e cromo, bem como metais com potencial de toxicidade. A retenção desses metais depende em grande parte de uma separação na fase de poeira, uma vez que eles ficam ligados na poeira devido às pressões de vapor de seus compostos, conforme contidos no gás de combustão (principalmente óxidos e cloretos).

Dentre estes metais citados, o mercúrio pode estar presente tanto na forma de partículas, como no estado gasoso.

No entanto, ressalta-se que, ainda que os sistemas de tratamento de metais assegurem o atendimento aos padrões estabelecidos na legislação, a separação adequada na fonte geradora é a melhor forma de evitar a liberação de metais pesados nos processos de incineração de resíduos sólidos urbanos.

3.9.2.2.6 Bifenilpoliclorados

PCB (do inglês polychlorinated biphenyl) e, no Brasil, pelo nome comercial Ascarel, constituem uma classe de compostos organoclorados resultantes da adição de átomos de cloro ao bifenilo, composto esse formado por anéis aromáticos ligados por uma ligação simples carbono-carbono. Em resíduos sólidos urbanos são encontradas baixas quantidades de bifenilpoliclorados (PCB).

As emissões de PCB são classificadas como potencialmente tóxicas por algumas organizações internacionais, como a Organização Mundial da Saúde, por exemplo. Um potencial de toxicidade (semelhante ao de dioxinas e furanos) é atribuído a alguns dos bifenilpoliclorados.

3.9.2.2.7 Dioxinas e furanos

São um grupo de compostos, que apresentam extrema toxicidade e são considerados causadores de cânceres. As dioxinas e furanos são compostos orgânicos contendo carbono, hidrogênio, oxigênio e cloro e são reconhecidamente tóxicos, com grande potencial nocivo à saúde humana. Entre esses efeitos citam-se lesões dermatológicas, má-formação de fetos, abortos, câncer e patologias neurológicas e no fígado. Dioxinas e furanos desempenharam um papel importante no debate sobre a incineração de resíduos por muitos anos.

O termo dioxinas é usado para denominar uma família de compostos aromáticos, planares, tricíclicos constituída por dois grupos de compostos: Dibenzenofuranos policlorados (PCDF), e Dibenzeno-p-dioxinas policloradas (PCDD). A classe de maior interesse nos processos de incineração está focada nesse grupo de compostos químicos. A formação destes compostos requer necessariamente uma fonte de cloro, uma fonte de matéria orgânica e um ambiente térmico ou quimicamente

reativo. O material combustível fica contaminado com dioxinas/furanos quando o processo de combustão atende as condições favoráveis, o que implica a sua emissão.

Sua produção e lançamento não são específicos para a incineração de resíduos, mas ocorre em todos os processos térmicos em determinadas condições. Avanços significativos no controle de emissão de dioxinas e furanos foram alcançados nos últimos anos no setor de incineração de resíduos sólidos urbanos. As melhorias na concepção e operação dos sistemas de tratamento de combustão e gases de combustão resultaram em sistemas que podem atingir de forma confiável valores limites de emissão muito baixos. Os inventários de emissões na Europa mostram que a redução na concentração de dioxinas e furanos se estabelecem quando cumpridas as normas e técnicas de controle de emissões e, desta forma, a incineração representa um baixo contribuinte para as emissões globais para o ar destes compostos. Em instalações de incineração bem projetadas e operadas, a remoção de dioxinas e furanos é efetiva. As dioxinas são efetivamente destruídas usando condições de combustão adequadas.

As dioxinas e os furanos que entram no processo presentes nos resíduos são destruídos de forma muito eficiente se forem utilizadas temperaturas de incineração suficientemente altas e condições de processo adequadas. Os padrões para as condições operacionais são estabelecidos na legislação europeia existente sobre incineração, que é conhecida como Diretiva 2000/76/CE. As dioxinas e os furanos encontrados nos gases de combustão brutos das plantas de incineração de resíduos originam-se de uma reação de recombinação de carbono, oxigênio e cloro. Substâncias precursoras adequadas, como por exemplo os de clorofenóis também podem reagir para formar dioxinas e furanos. Na formação das dioxinas e furanos, certos catalisadores sob a forma de compostos metálicos de transição (por exemplo, cobre) também desempenham um papel importante.

As condições favoráveis para a formação de dioxinas e furano são;

- a) Presença de compostos orgânicos do tipo fenol;
- b) Compostos clorados percussores, como os fenóis clorados e os benzenos clorados;
- c) Presença de catalisadores, como por exemplo, o cobre;
- d) Temperatura no processo entre 200 - 600°C;
- e) Equipamento de controle de poluição operando entre 200 - 400 °C.

Como mecanismo de formação de dioxinas e furanos, tem-se que os PCDDs (dioxinas) e PCDFs (furanos) são formados fora da câmara de combustão, numa região onde os gases e partículas resultantes da combustão sofrem um arrefecimento (“cool zone”), o que pressupõe que as condições no sistema de tratamento dos efluentes gasosos devem ser devidamente controladas com vista ao não favorecimento de condições de temperatura propícias à formação destas substâncias.

Como forma de agir corretivamente pode-se utilizar de métodos de remoção com carvão ativado e filtros de mangas catalíticos. O carvão ativado pulverizado é injetado conjuntamente com a cal hidratada para absorção de substâncias orgânicas remanescentes ou formadas durante o processo. Posteriormente o carvão ativado é recolhido com a cinzas volantes nos filtros de mangas e destinados de forma adequada.

3.9.2.2.8 Amônia

A amônia tem um impacto significativo na eutrofização e acidificação do meio ambiente. As emissões de amoníaco podem surgir da dosagem inadequada ou do mau controle dos reagentes para redução dos óxidos de nitrogênio (NO_x).

3.9.2.2.9 Hidrocarbonetos poliaromáticos (HPAs)

São conhecidos como produtos da combustão incompleta. São substâncias tóxicas e possuem propriedades cancerígenas e mutagênicas. São formadas a partir da combustão incompleta e pirólise da matéria orgânica, sendo a queima de combustíveis fósseis uma das principais fontes antropogênicas de HPAs. Nestas condições todos os resíduos que possuem fonte fóssil em sua composição contribui para emissão de hidrocarbonetos poliaromáticos na atmosfera.

3.9.2.2.10 Dióxido de carbono (CO_2)

A queima de uma tonelada de lixo municipal gera, aproximadamente, de 0,7 a 1,7 toneladas de CO_2 . Este CO_2 é liberado diretamente para a atmosfera e, como resultado, contribui para o efeito de estufa. Como o lixo municipal é uma mistura

heterogênea de biomassa e material fóssil, a porção de CO₂ de resíduos sólidos urbanos de origem fóssil, como o plástico, por exemplo, é estimada de 33 a 50%.

3.9.2.2.11 Metano (CH₄)

Pode assumir-se que, se a combustão for realizada em condições de presença de oxigênio, os níveis de metano nos gases de combustão serão quase zero e, conseqüentemente, não serão emitidos para o ar. O metano também pode ser criado no búnquer de resíduos (fosso de resíduos) se houver baixos níveis de oxigênio e processos anaeróbicos subsequentes. Este é apenas o caso em que os resíduos são armazenados por longos períodos e não estão bem revolvidos. Quando os gases da área de armazenamento são alimentados para o fornecimento de ar da câmara de incineração, eles serão incinerados e as emissões serão reduzidas.

3.9.2.3 Sistema de tratamento de gases e limpeza

Em seu documento onde elabora a descrição sobre as melhores técnicas de prevenção e controle integrado da poluição em sistemas de incineração de resíduos sólidos urbanos, a European Commission (2006) apresentou os fatores a serem considerados ao selecionar sistemas de tratamento de gases de combustão e elenca-os da seguinte forma:

- a) Tipo de resíduos, sua composição e variação;
- b) Tipo de processo de combustão e tamanho da planta de incineração;
- c) Gases presentes no fluxo e temperatura;
- d) Valores limites de emissão estabelecidos;
- e) Restrições na descarga de efluentes;
- f) Requisitos de visibilidade da pluma na chaminé;
- g) Custo proposto para a armazenagem ou recuperação de resíduos;
- h) Compatibilidade com qualquer componente de processo pré existente (no caso de adaptações de plantas que já estejam sendo utilizadas);
- i) Disponibilidade e custo da água e outros produtos necessários;
- j) Possibilidades de fornecimento de energia (por exemplo, fornecimento de calor de depuradores de condensação);

- k) Disponibilidade de subsídios para venda de energia ou calor (mais ligados a fatores de mercado e políticos);
- l) Redução de emissões por métodos primários;
- m) Intensidade de tolerância a ruídos liberação de ruído;
- n) Possibilidade de usar equipamentos de limpeza de gases com promovam a diminuição da temperatura do fluxo.

Algumas técnicas de tratamento de gases de combustão podem aumentar significativamente os requisitos energéticos globais do processo de incineração. Alguns processos necessitam de energia suplementar. Em geral deve-se observar:

- a) A redução das emissões de poeiras, incluindo a cinza da caldeira (e os metais filtrados com poeira) geralmente requerem filtragem adicional e aumenta o consumo de energia;
- b) A redução de emissões de óxidos de nitrogênio (NO_x) para menos de 100 mg/m^3 é geralmente alcançada usando catalisadores, o geralmente requer alguma energia adicional para o reaquecimento dos gases de combustão. Níveis de óxidos de enxofre (SO_x) muito baixos no gás de combustão bruto podem permitir a utilização de catalisadores sem aquecimento. Se a energia necessária para a operação de limpeza adicional de gases de combustão for fornecida pelo próprio incinerador, resultará em uma redução da disponibilidade para exportação;
- c) Em geral, os equipamentos de limpeza de gases que exigem as temperaturas operacionais mais altas, precedem aqueles que operam a temperaturas mais baixas, resultando em menor demanda global de energia, porém nem sempre estes tipos de equipamentos podem ser utilizados, como no caso dos catalisadores, por exemplo, os quais devem ser utilizados com temperaturas mais baixas.

É importante considerar que um sistema de tratamento de gases deve ser implantado de forma global, não por partes, de forma que a remoção de poluentes seja maximizada, através da remoção primária para alguns poluentes e funcionando de forma adicional à remoção de outros.

Considerando a limpeza e remoção da poeira, o sistema pode ficar localizado após a pré limpeza da caldeira, mas antes de outros estágios de limpeza de gases.

Os seguintes sistemas de pré limpeza são utilizados nos sistemas de incineração de resíduos:

- a) Ciclones e multi ciclones;
- b) Precipitadores (filtros) eletrostáticos;
- c) Filtros de manga.

Em descrição realizada por European Commission (2006), tem-se que os equipamentos citados promovem significativo benefícios ambientais como a redução das emissões para o fluxo de gases de combustão, garantindo também a redução na carga de particulados nos processos de limpeza de gases posteriores. A separação dos particulados, ou cinzas volantes, de maneiras que estes não alcancem o sistema de tratamento de gases permite melhor eficiência destes, pois que atuarão na limpeza de menor quantidade de fluxo contendo partículas, e permite também o uso melhor das cinzas volantes para a reciclagem, pois que foram separadas de melhor forma anteriormente.

A separação dos particulados contidos nas cinzas volantes trará benefícios ambientais somente se o sistema os mantiverem separados definitivamente, pois sistemas ineficientes proporcionam condições de volta das partículas removidas novamente no sistema. Essa condição ocorre com certa frequência e, portanto, deve ser observada criteriosamente para o ideal funcionamento do sistema. Precipitadores ou filtros eletrostáticos e ciclones podem, em determinadas situações, não conseguirem baixar o nível de poeira para os padrões desejados. No entanto, tais equipamentos são úteis na pré limpeza de particulados e contribuem para atender os níveis mais baixos de emissões quando aplicados combinados com outras técnicas em um sistema completo de limpeza. A eficiência da coleta de ciclones está relacionada diretamente em função da carga de poeira, fluxo de gás, tamanho de partícula e densidade. Normalmente as partículas de cinzas volantes são finas, resultando em densidade baixa e carga de poeira e o fluxo de gases de combustão que se alteram muito. Desta forma a eficiência de remoção de poeira dos ciclones é limitada. Normalmente podem ser alcançados valores de concentração de poeira não inferiores a 200 - 300 mg/m³. Os multi-ciclones, baseados no mesmo princípio de remoção, podem atingir valores um pouco menores, mas os valores abaixo de 100 a 150 mg/m³ são muito difíceis de alcançar.

Precipitadores ou filtros eletrostáticos podem atingir valores de concentração de poeira substancialmente mais baixos que os multi-ciclones. Dependendo do design e da localização no sistema de tratamento de gases de combustão (pré ou pós), e o número de campos, podem ser alcançados valores de concentração de emissão de poeira de 15 a 25 mg/m³. A obtenção de valores abaixo de 5 mg/m³ são possíveis com um maior número de campos (2 ou 3) e aumento da superfície do precipitador, o que resulta também em aumento do custo e do espaço necessário para a implementação.

Os filtros de manga geralmente são removedores eficientes de poeira. Junto com os filtros de manga são utilizados também reagentes, os quais são injetados para proteger os sistemas da corrosão e ajudar o procedimento de filtração. Os reagentes utilizados são comumente de limão e carvão ativado. A presença do carvão ativado reduz as cargas de dioxinas que passam para as etapas subsequentes de limpeza dos gases de combustão. Para sistemas úmidos, isso ajuda a reduzir o efeito de memória acumulado de dioxina nos materiais de lavagem.

Os óxidos de nitrogênio (NO_x) são captados por várias técnicas de controle de combustão. Os redutores catalíticos seletivos e os redutores não catalíticos seletivos são as principais técnicas em uso para a redução adicional de emissões de óxidos de nitrogênio (NO_x) nos incineradores de resíduos sólidos urbanos. Estes equipamentos são utilizados, na maior parte dos casos, após a remoção de descarga e limpeza de gás. Os intervalos de temperatura ideal para funcionamento de precipitadores eletrostáticos seletivos é de 230 a 320°C, mas intervalos de 180 a 450°C também pode ser observado.

Além disso, se especificamente projetado, com uma camada extra de catalização, o equipamento catalisador pode destruir dioxinas e furanos. A eficiência de destruição de 98 - 99,9% pode ser observada, com emissões de dioxinas e furanos na faixa de 0,05 - 0,002 ng/Nm³ TEQ, sendo que TEQ significa equivalente tóxico internacional, estabelecido para valores de dioxinas e furanos em sistema de limpeza de gases.

A aplicação de catalisadores geralmente resulta em menores emissões de óxidos de nitrogênio (NO_x) quando comparado com outras técnicas. As principais desvantagens são o seu maior custo de capital e o consumo de energia (geralmente gás natural, óleo leve ou vapor de alta pressão) que é necessário para suportar o aquecimento de gases de combustão na temperatura de reação do catalisador.

A temperatura do catalisador tem um efeito importante na velocidade relativa das reações. A faixa de temperatura ideal para redução catalítica depende do tipo de catalisador utilizado, mas é comum entre 200 e 350°C.

Além dos gases, as plantas de incineração devem realizar o tratamento dos efluentes líquidos que, resumidamente, consiste em processos de neutralização, regeneração, sedimentação e dessalinização, e também dê um tratamento e destinação final adequada às cinzas e escórias (CAIXETA, 2005).

3.10 Disposição final dos resíduos sólidos urbanos

Em BRASIL (2010) tem-se no artigo terceiro a definição de disposição final ambientalmente adequada que é dada como:

Distribuição ordenada de rejeitos em aterros, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública, à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos.

Portanto, pela própria definição, dispor significa distribuir os rejeitos em aterros. A disposição final ambientalmente adequada ainda é precária no Brasil, afirmou ABRELP (2013), em estudo que identificou que embora a quantidade de aterros sanitários tenha crescido de forma expressiva desde o início do século, 21,40% do volume total dos resíduos produzidos é despejado em lixões ou em aterros controlados, sendo que nas regiões nordeste e norte a porcentagem de disposição de forma inadequada é ainda maior. Mesmo nas regiões onde os aterros sanitários predominam, como em São Paulo, os resíduos são transportados a longas distâncias, o que encarece o conjunto do sistema e amplia as emissões por ele geradas (JACOB e BESEN, 2006). Dados de MMA (2012) mostraram que do total de resíduos sólidos coletados no país, 36% são destinados para aterros sanitários; 37% para aterros controlados e 21% para lixões a céu aberto, totalizando 84% da quantidade de resíduos coletados que são dispostos no solo. MMA (2012) apresentou outras formas de destinação utilizada, como reciclagem, compostagem e incineração (resíduos de saúde e pneus). Estudos realizados por ABRELP (2015) mostraram que aproximadamente 42,6 milhões de toneladas de RSU, ou 58,7% do coletado, seguiram para aterros sanitários, o que representa um aumento na destinação final

adequada de resíduos sólidos urbanos em relação a estudos realizados em anos anteriores. No entanto, o mesmo estudo detectou que também houve aumento em números absolutos no volume de resíduos sólidos urbanos que forma destinados de forma inadequada, uma vez que quase 30 milhões de toneladas de resíduos dispostas em lixões ou aterros controlados, que não possuem o conjunto de sistemas e medidas necessários para proteção do meio ambiente contra danos e degradações. Isto significa que 82.000 toneladas de resíduos sólidos urbanos são dispostas inadequadamente todos os dias, ou, em termos percentuais.

A prática da disposição final inadequada de RSU ainda ocorre em todas as regiões e estados brasileiros, e 3.326 municípios ainda fazem uso desses locais impróprios. Segundo dados do IBGE (2014), o Brasil possui 5570 municípios, portanto, 59,7% realizam a disposição inadequada dos RRSU. Na disposição final, os avanços percebidos pelo setor ainda não são suficientes para reduzir o volume total de RSU que são encaminhados para locais inadequados (ABRELP, 2015).

No Brasil existem várias formas de disposição final. Algumas inadequadas, mas ainda presentes, como afirmou Vilhena e Jardim (2010) ao apresentar o que chamou de aterro simples ou lixão e considerou como inadequado para receber resíduos sólidos municipais. Aterro simples ou lixão é caracterizado pela simples descarga sobre o solo, sem medidas de proteção ao ambiente ou à saúde pública, porque não há controle sobre os tipos de resíduos descarregados nos lixões, o que pode levar à presença de resíduos industriais, da construção civil, resíduos do corte e capina de áreas verdes, resíduos tóxicos, dentre outros. É o mesmo que descarga a céu aberto ou vazadouro (VILHENA e JARDIM, 2010).

As conclusões de Vilhena e Jardim (2010) sobre aterro simples ou lixões são de que os mesmos provocam problemas ambientais e sanitários, tais como: poluição visual, estética, do ar e do solo. Aterros simples ou lixões não são projetados, são simplesmente construídos para dispor os rejeitos, portanto não são concebidos tecnicamente, não há estudo prévio do relevo e profundidade do lençol freático, o que pode promover a poluição e a contaminação de águas superficiais e subterrâneas pelo chorume e pelos líquidos percolados. O perigo de explosões, por causa dos gases gerados no interior da massa de lixo, sobretudo o metano, é sempre presente. Há ainda o risco da instabilidade do maciço de lixo, além da desvalorização dos imóveis do entorno.

Os lixões também se constituem em sério problema social, porque acabam atraindo os “catadores”, indivíduos que fazem da catação de resíduos um meio de sobrevivência, muitas vezes permanecendo na área do aterro, em abrigos e casebres, criando famílias e até mesmo formando comunidades (IBAM, 2001).

Outra forma de disposição, segundo IBAM (2001), mas também inadequada é o aterro controlado, que se constitui em um modelo de aterro que confina o lixo em valas, as quais devem ser cobertas diariamente, porém, não há coleta de chorume nem a queima do biogás e essa é a diferença básica com o aterro sanitário. O aterro controlado também não apresenta sistema de drenagem e de proteção com manta na base. O aterro controlado é considerado pela CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, como um aterro sanitário em valas, mas não deveria ser considerado como sanitário. Trata-se, na verdade, de uma técnica para a disposição de resíduos urbanos no solo, em municípios de pequeno porte, onde a produção diária de lixo não deve ultrapassar 10 (dez) toneladas.

Como forma adequada de disposição de resíduos sólidos urbanos IBAM (2001) citaram o aterro sanitário, que é um sistema de disposição final dos resíduos sólidos urbanos, através do seu confinamento em camadas cobertas com material inerte, geralmente solo, segundo normas operacionais específicas, de modo a mitigar os danos ao ambiente, em particular à saúde e à segurança pública. Por ser considerada uma forma aceita de disposição, o aterro sanitário necessita de projeto técnico específico e requer um investimento inicial elevado, quando comparado com o valor inicial a ser despendido em um aterro comum ou lixão, sendo que uma das dificuldades de sua implantação é há a rejeição natural que qualquer pessoa tem ao saber que irá morar próximo a um local de acumulação de lixo. Porém, segundo considerações de Mattos; Anello; Tagliani (2013), os aterros sanitários surgem como alternativas ambientalmente adequadas, desde que o planejamento, implantação e posterior gestão desses aterros sejam realizados segundo critérios técnicos corretos, adotando uma política de prevenção

3.10.1 Aterro comum, lixão ou vazadouro

FEAM (2006) definiu lixão ou vazadouro como uma forma inadequada de disposição final de resíduos sólidos, caracterizada pela sua descarga sobre o solo, sem critérios técnicos e medidas de proteção ambiental ou à saúde pública, sendo

considerado como descarga a “céu aberto”. Os resíduos assim lançados acarretam problemas à saúde pública, como a proliferação de vetores de doenças (moscas, mosquitos, baratas, ratos, entre outros), geração de odores desagradáveis e, principalmente, poluição do solo e das águas superficiais e subterrâneas pelo chorume, líquido de coloração escura, mal cheiroso e de elevado potencial poluidor, produzido pela decomposição da matéria orgânica contida nos resíduos.

De acordo com Albuquerque (2011) aterros comuns, ou lixões são aqueles cujos resíduos sólidos são dispostos de forma inadequada, ou seja, são jogados sobre o solo, não tendo nenhum tipo de tratamento. São, portanto, os mais prejudiciais ao meio ambiente e ao homem.

Uma das formas mais antigas e completamente precária e ambientalmente inadequada de destinação dos resíduos sólidos são os chamados lixões, em razão da sua implementação rápida, fácil e com baixos custos, porém, acarretando inúmeros prejuízos sanitários, econômicos, ambientais e sociais (FIORILLO, 2011).

3.10.2 Aterro controlado ou aterro em valas

Segundo a NBR 8849/1985 da ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas), o aterro controlado é uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos ou riscos à saúde pública e à segurança, minimizando os impactos ambientais. Embora a definição da NBR 8849/1985 da ABNT afirme que o aterro evita o dano que pode ser causado pela disposição de resíduos em aterros controlados, tem-se que este tipo de sistema de disposição impacta o meio ambiente do local e do entorno, como todos os demais sistemas de aterros, mesmo o aterro sanitário.

O aterro controlado utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos no solo, cobrindo-os com uma camada de material inerte na conclusão de cada jornada de trabalho. Com essa técnica de disposição produz-se, em geral, poluição localizada, não havendo impermeabilização de base (comprometendo a qualidade do solo e das águas subterrâneas), nem sistema de tratamento de percolato (chorume mais água de infiltração) ou de extração e queima controlada dos gases gerados. O aterro controlado é preferível ao lixão, mas apresenta qualidade bastante inferior ao aterro sanitário (FEAM, 2006).

De acordo com CETESB (2005), o aterro em valas é autorizado a ser usado por comunidades com pequenas populações que produzem pouca quantidade de resíduos. Estes municípios possuem dificuldades financeiras em manter equipamentos para o controle permanente dos resíduos em aterros, uma vez que a pequena quantidade de resíduos requer o equipamento poucas horas por dia, apenas para o aterramento diário do lixo gerado. Desta forma, o aterro em valas permite que o lixo seja confinado em pequenas valas permitindo melhor sistema de operação quanto ao isolamento da camada de resíduos em relação ao meio ambiente.

O confinamento destes resíduos em valas não deve receber a técnica de compactação. Com isso o sistema de aterro em valas deve ser utilizado apenas para municípios que gerem menos de 10 toneladas por dia. Para localização deste tipo de aterro justifica-se especial atenção em relação ao tipo do solo e nível de profundidade do lençol freático. Os terrenos com lençol freático superficial são impróprios pela possibilidade de contaminação dos mesmos. Os terrenos rochosos também não são indicados pela dificuldade de escavação e, da mesma forma, os terrenos arenosos apresentam dificuldades para a manutenção da estrutura das valas, pois que podem desmoronar com facilidade. As valas podem ser executadas por qualquer tipo de máquina que realize escavação. No entanto, pequenas comunidades, com restrições financeiras, normalmente possuem máquinas leves, do tipo retroescavadeiras, as quais podem perfeitamente ser utilizadas na confecção das valas.

De acordo com CETESB (2010), a operação do aterro em valas, é muito simples, de forma que a medida que o lixo é depositado no interior da vala, realiza-se a cobertura manual, ou através de máquinas, como retroescavadeira ou pá carregadeira, dos resíduos, considerando que a cobertura com terra deva ser diária. Desta forma, à medida que são depositados, os resíduos devem ser nivelados e cobertos manualmente ou com o auxílio de equipamentos mecanizados, utilizando-se o solo acumulado ao lado da vala. O nivelamento e a cobertura dos resíduos devem ser realizados diariamente, sendo recomendada uma camada mínima de 20 centímetros. Recomenda-se a execução da cobertura diária de forma, preferencialmente ao final de cada jornada de trabalho, uma vez que o uso de solo em excesso diminuirá a vida útil das valas.

Quando uma vala é preenchida inicia-se o processo de deposição dos resíduos na vala seguinte. O nível superior da vala deve ser o do terreno, devendo-se prever possíveis recalques do maciço para realização das devidas correções.

Como obras de apoio os aterros em valas ou controlados devem possuir portaria, isolamento e estradas internas. As obras de proteção ambiental restringem-se a construção de drenos superficiais para que não ocorra acúmulo de água de chuva sobre as valas onde os resíduos estão confinados.

O cálculo de área para o aterro é baseado em 1.921 m² por ano (19.210 m² por 10 anos de vida útil), considerando que haverá uma disposição diária de 10 toneladas.

Aterros controlados: a disposição dos resíduos sólidos é feita da mesma maneira que nos aterros comuns, ou lixões; no entanto, os resíduos são cobertos com material inerte ou terra, não existindo, contudo, nenhum critério de engenharia ou controle ambiental (ALBUQUERQUE, 2011).

3.10.3 Aterro sanitário

A Norma Brasileira NBR 8419:1992, Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), fornece a seguinte definição de aterro sanitário:

Aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos, consiste na técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos ou riscos à saúde pública e à segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza os princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho ou a intervalos menores se for necessário.

Albuquerque (2011), define aterro sanitário da seguinte forma: “Um aterro sanitário é definido como aterro de resíduos sólidos urbanos, ou seja, adequado para a recepção de resíduos de origem doméstica, varrição de vias públicas e comércios.” De acordo com Fiorillo (2011) aterros sanitários são os locais especialmente concebidos para receber lixo e projetados de forma a que se reduza o perigo para a saúde pública e para a segurança.

Costa e Ribeiro (2013) conceituaram aterro sanitário como uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais. Os autores afirmaram também que o aterro sanitário é uma obra de engenharia que apresenta baixo custo operacional quando comparado a outras alternativas existentes e que potencializa a oportunidade de realização de consórcio entre municípios, o que possibilita a redução de custos de maneira significativa. Consideram também que os aterros sanitários também apresentam desvantagens, tais quais:

- a) Geração de odores característicos;
- b) Fonte de emissão de gases de efeito estufa (GEE);
- c) Proliferação de vetores e potenciais doenças associadas;
- d) Possibilidade de formação de passivos ambientais após o final de sua vida útil
- e) Risco de exposição aos trabalhadores;
- f) Necessidade de grandes extensões de áreas físicas de terra; e
- g) Resistência por parte da comunidade do entorno, fenômeno internacionalmente conhecido como *Not in My Back Yard* (NINBY), ou seja, Não no Meu Quintal.

Schalch *et al.* (2002) também apontaram vantagens e desvantagens relativas a implantação de aterros sanitários. Como vantagens citaram:

- a) Solicitam em sua execução e operação equipamentos normalmente utilizados em serviços de terraplanagem;
- b) Possibilitam a recuperação de áreas topograficamente inutilizadas;
- c) Controlam a proliferação de vetores, tais como ratos e artrópodes;
- d) Dispensam mão-de-obra especializada na operação;
- e) Os custos normalmente são inferiores aos das usinas de compostagem e das instalações de incineração.

Como desvantagens foram consideradas:

- a) Poderá ser necessário o transporte de resíduos a longa distância;
- b) Desvalorização imobiliária das áreas destinadas ao aterro, caso elas não necessitem de recuperação topográfica;
- c) Produção de águas residuárias;
- d) Possibilidade de poluição do lençol freático quando planejado ou operado de forma inadequada; - período longo para a estabilização do solo do aterro;
- e) Produção de ruídos e poeiras durante a fase de execução e operação.

Dentre as vantagens identificadas pelo sistema de aterro sanitário, Albuquerque (2011) elencou-as como sendo;

- a) Oferecem todas as condições para que haja uma disposição adequada dos resíduos em conformidade com as normas de engenharia e controle ambiental;
- b) Uma grande capacidade de absorção diária dos resíduos gerados;

- c) Oferece todas as condições para que ocorra a decomposição biológica da matéria orgânica contida no lixo domiciliar, ou doméstico;
- d) Dá tratamento ao chorume gerado pela decomposição da matéria orgânica e as precipitações pluviométricas.

Segundo a CETESB (2014), o aterro sanitário é a evolução de uma das técnicas mais antigas utilizadas pelo homem para descarte de seus resíduos, que é o aterro sanitário, que o conceitua como uma obra de engenharia que tem como objetivo armazenar no solo os resíduos sólidos de maneira a causar o menor dano possível ao meio ambiente e à saúde pública. No aterro sanitário os resíduos sólidos sofrem processo de compactação junto ao solo, sendo dispostos na forma de camadas que são diariamente cobertas com terra ou outro material inerte. Ainda segundo Cetesb (2014), apesar de ser o método sanitário mais simples de destinação final de resíduos sólidos urbanos, o aterro sanitário exige cuidados especiais e técnicas específicas a serem seguidas, desde a seleção e preparo da área até sua operação e monitoramento, porém não deve ser considerada como a alternativa mais indicada porque as áreas para uso desta técnica estão cada vez mais difíceis de serem encontradas. É considerado também que os métodos de acondicionamento e coleta adotados pela maioria das cidades resultam na mistura de materiais que dificilmente são separados pelos processos de triagem atualmente utilizados, resultando em rejeitos que, obrigatoriamente, devem ser descartados, mas que poderiam ainda participar do ciclo produtivo através de outras personalidades de uso proporcionadas pela reciclagem ou reutilização.

Elk (2007) afirmou que o aterro sanitário é considerado uma das técnicas mais eficientes e seguras de destinação de resíduos sólidos, pois permite um controle eficiente e seguro do processo e quase sempre apresenta a melhor relação custo-benefício. Pode receber e acomodar vários tipos de resíduos em diferentes quantidades, e é adaptável a qualquer tipo de comunidade, independentemente do tamanho. O aterro sanitário comporta-se como um reator dinâmico porque produz, através de reações químicas e biológicas, emissões como o biogás de aterro, efluentes líquidos, como os lixiviados, e resíduos mineralizados (húmus) a partir da decomposição da matéria orgânica.

O principal objetivo do aterro segundo é dispor dos resíduos sólidos no solo de forma segura e controlada, preservando assim o meio ambiente, higiene e

consequentemente a saúde pública (LIMA, 2001). O autor indicou medidas que considerou como indispensáveis para a implementação de um aterro sanitário, quais sejam:

- a) Proteger as águas subterrâneas e superficiais de possíveis contaminações oriundas do aterro;
- b) Dispor, acumular e compactar diariamente o lixo na forma de células, trabalhando com técnicas corretas para possibilitar o tráfego imediato de caminhões coletores, equipamentos e para reduzir recalques futuros no local;
- c) Recobrir diariamente o lixo com uma camada de terra de 20 cm para impedir a procriação de insetos e animais indesejáveis ou, ainda, de outros vetores como a entrada de catadores a procura de materiais e alimentos;
- d) Controlar os gases e líquidos provenientes do aterro;
- e) Realizar a manutenção constante de acessos internos e externos, deixando-os sempre em boas condições, mesmo em tempos de chuva;
- f) Isolar e tornar indepassável o aterro e evitar incômodos à vizinhança.

Para a adequada disposição dos resíduos sólidos urbanos é o aterro sanitário, que, antes de iniciar a disposição do lixo, teve o terreno preparado previamente com o nivelamento de terra e com o selamento da base com argila e mantas de polietileno de vinil (PVC), sendo essas muito resistentes. Assim, com a devida impermeabilização do solo, o lençol freático não será contaminado pelo chorume. Portanto, aterro sanitário é um tratamento baseado em técnicas sanitárias de impermeabilização do solo, compactação e cobertura diária das células de lixo, coleta e tratamento de gases, bem como tratamento do chorume, entre outros procedimentos técnico-operacionais responsáveis por evitar os aspectos negativos da deposição final do lixo, ou seja, proliferação de ratos, moscas, exalação de mau cheiro, contaminação dos lençóis freáticos, surgimento de doenças e transtorno visual oriundo de um local com toneladas de lixo amontoado.

Portella e Ribeiro (2014) afirmaram que, apesar da disposição em aterros sanitários ser uma solução para adequação dos resíduos sólidos, esse método enfrenta limitações por conta do crescimento dos grandes centros urbanos, associado, por consequência, ao aumento da quantidade de lixo produzida e descartada. Segundo Schalch *et al.* (2002), o aterro sanitário é a solução mais econômica para as condições brasileiras, mas tem sido contestado pelos incômodos que provoca junto à

vizinhança e se aplica com maiores dificuldades nos grandes centros. De acordo com Portella e Ribeiro (2014) o sistema de aterro sanitário precisa ser associado à coleta seletiva para reciclagem dos resíduos, o que permite que sua vida útil seja dilatada, além do aspecto altamente positivo de se implantar uma Educação Ambiental, desenvolvendo coletivamente uma consciência ecológica, resultando na maior participação da comunidade na defesa e preservação do meio ambiente. Segundo Albuquerque (2011), as áreas destinadas à implantação de aterros sanitários têm uma vida útil limitada, e novas áreas são cada vez mais difíceis de serem encontradas próximas dos centros urbanos, tudo aliado à resistência das populações do entorno. Os Estudos de Impactos Ambientais apresentam critérios e requisitos a serem analisados e atendidos cada vez mais específicos, com maior rigidez por parte dos órgãos ambientais licenciadores. Os custos de implantação e operação dos aterros aumentam cada vez mais em razão das distâncias cada vez mais longas em relação aos centros urbanos geradores de resíduos. Em razão a estas desvantagens, o autor considerou que os aterros sanitários devam ser associados sempre à implantação de um competente sistema de coleta seletiva e, por conta disso, a indústria de reciclagem vêm ganhando importância cada vez maior.

O aterro sanitário é uma obra de engenharia, cujo objetivo é a estocagem, ao armazenamento ou à guarda de resíduos ou lixo gerados pelas grandes aglomerações urbanas da sociedade consumista (PORTELLA e RIBEIRO, 2014). Os autores explicaram que aterros sanitários são grandes valas rasgadas no solo e subsolo que passam por um processo de impermeabilização com aplicação de uma camada de argila de baixa textura que é compactada para reduzir a porosidade e aumentar sua capacidade impermeabilizante. Sobre essa primeira camada, é colocado um lençol plástico e, sobre esse, uma segunda camada de argila é aplicada e novamente compactada. Sobre essa última camada de argila são instalados drenos para fluir a retirada de gases e líquidos gerados pela decomposição dos resíduos orgânicos. Por fim, o resíduo orgânico será depositado sobre essa segunda camada de argila, compactando e isolando o meio ambiente por meio de outra camada de saibro, entulho de demolição, argila ou até mesmo terra. Para essa operação são necessários grande volume e movimentação de terra. Para os autores, os aterros formam verdadeiras montanhas artificiais, alteram a topografia original da região e modificam também a paisagem do local de implantação. Com isso, essa obra de engenharia causa

inúmeros problemas, tanto ambientais como para a sociedade, assim descritos pelos autores:

[...] necessidade de grandes investimentos para sua implantação e manutenção; fermentação e digestão da matéria orgânica pelos microorganismos anaeróbicos que geram gases altamente nocivos à atmosfera, além do chorume (líquido poluente e malcheiroso); material plástico, contido no lixo do aterro – que não é biodegradável – permanece incólume, criando bolsões de gases e condições de deslizamento das camadas componentes do aterro; inutilização de grandes áreas em locais valorizados e próximos das cidades que nunca mais poderão ser utilizados, senão para cobertura verde; pesados investimentos em equipamentos, tratores, caminhões e retroescavadeiras para operação no aterro; enorme custo operacional para cumprir as condições mínimas obrigatórias; vida útil do aterro limitada, obrigando a permanente busca de novas áreas; poluição da atmosfera pela exalação de odores fétidos num raio de vários quilômetros; riscos permanentes de poluição dos mananciais subterrâneos e necessidade de queima dos gases emanados pelos drenos constituídos principalmente pelo gás metano.

Em suas considerações sobre aterros sanitários, Albuquerque (2011) afirmou que o isolamento total dos resíduos em relação ao meio ambiente é impossível, porque o sistema de impermeabilização permanente de um aterro sanitário é vulnerável e, até o momento nenhuma tecnologia criou uma superfície capaz de conter a infiltração de forma duradoura e permanente. Isto porque os materiais plásticos usados não conseguem conter infiltração da água completamente e, em determinado momento a passagem da água que irá transportar os metais pesados contidos no lixo do aterro para os lençóis freáticos poderá ocorrer. Por esta razão, explicou o autor, o chorume deve ser coletado e tratado. O sistema de drenagem de gases no interior do maciço deve ser eficiente, notadamente para captação do gás metano, gás carbônico e água que é captada no estado de vapor, os quais são formados durante a decomposição dos resíduos. Esses gases podem ser queimados na atmosfera ou aproveitados para geração de energia.

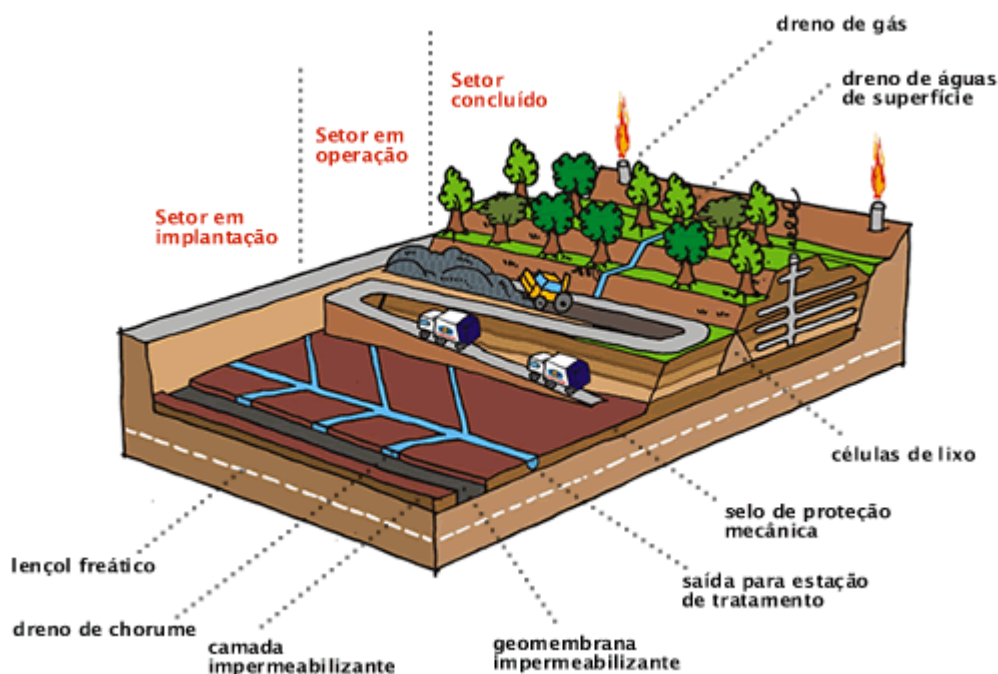
Todo aterro sanitário deve possuir um sistema de monitoramento ambiental e dispositivos de proteção e controles, como: um muro ou cerca limítrofe, sistema de controle de entrada de resíduos, balança rodoviária, guarita de entrada, prédio administrativo, oficina e borracharia. A instalação de um aterro sanitário estabelece a necessidade de realização de estudos e procedimentos específicos, relativos principalmente a:

- a) Escolha da área, elaboração do projeto;
- b) Licenciamento ambiental, limpeza do terreno;

- c) Obras de terraplanagem, acessos, impermeabilização utilizando material geossintético;
- d) Obras de drenagem e obras de construção civil.

Ainda, conforme Albuquerque (2011), a operação de um aterro sanitário exige procedimentos rotineiros e constantes, como o espalhamento, a compactação, a cobertura e a drenagem dos resíduos, o monitoramento do sistema de tratamento de afluentes, o monitoramento topográfico e das águas, e a manutenção dos acessos e das instalações de apoio. O autor explicou que os resíduos coletados são descarregados no aterro sanitário e depois devem ser compactados por um trator de esteira, formando uma célula, que será recoberta com argila. Esse procedimento protege os resíduos, os quais ficarão protegidos e não serão espalhados pelo vento e nem ficarão sujeitos a ação de insetos e animais. A figura 2 mostra um esquema de um aterro sanitário em funcionamento.

Figura 2 – Esquema modelo de um aterro sanitário



Fonte – imagem tirada da internet pelo autor.

Como pode ser observado, o biogás é queimado na saída do dreno. Isto permite a queima do metano, ocorrendo a liberação do CO₂ para a atmosfera. Ao invés de ser

queimado, o biogás pode ser encaminhado para recuperação de energia. No caso do Brasil, a utilização dos gases pode ser uma forma de compensação financeira por créditos de carbono, conforme previsto no Protocolo de Kyoto.

A Norma Brasileira da Associação Brasileira de Normas Técnicas NBR 8419:1992 estabelece critérios para a implantação de aterros sanitários, sendo que o objetivo da referida norma é fixar condições mínimas exigíveis para apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. De acordo com a norma o aterro sanitário deve ser instalado a pelo menos 200 (duzentos) metros de cursos d'água, respeitar a distância de 1,5 metro entre a superfície de destinação e a camada de lençol freático e estar em área livre de inundações. Pela referida norma, são condições requeridas para apresentação de projeto e instalação de um aterro sanitário:

- a) Memorial descritivo;
- b) Informações cadastrais;
- c) Informações sobre os resíduos a serem dispostos no aterro sanitário;
- d) Caracterização do local escolhido para instalação do aterro sanitário – zoneamento ambiental, zoneamento urbano, acesso, vizinhanças, local de escolha de jazida, condições de operação do aterro em função da localização, infraestrutura, urbana, sub bacia e bacia hidrográfica;
- e) Localização e caracterização topográfica;
- f) Caracterização geográfica e geotécnica;
- g) Caracterização climatológica;
- h) Caracterização e uso de água e solo;
- i) Concepção e justificativa do projeto;
- j) Sistema de drenagem superficial;
- k) Sistema de drenagem e remoção de percolato;
- l) Sistema de tratamento de percolato;
- m) Impermeabilização inferior e/ou superior;
- n) Sistema de drenagem de gás;
- o) Operação do aterro – acessos e isolamento da área;
- p) Preparo do local de disposição;
- q) Transporte e disposição dos resíduos sólidos;
- r) Empréstimo de material para cobertura;

- s) Controle tecnológico: área de influência, plano de monitoramento ambiental, medição do recalque durante a operação e após a conclusão, amostragens e métodos de análise e parâmetros a serem analisados;
- t) Plano de encerramento do aterro e cuidados posteriores;
- u) Uso futuro da área do aterro sanitário;
- v) Prazo de vida útil do aterro sanitário;
- w) Cronogramas, custos e desenhos.

Todo aterro, antes de ser implementado, deve obter as licenças exigidas pelos órgãos ambientais, municipais, estaduais ou federal. O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) regula, em nível nacional, o licenciamento desse tipo de atividade através de resoluções (ELK, 2007). A autora citou as seguintes resoluções do CONAMA que devem ser observadas quando do licenciamento ambiental para implantação de aterros:

Resolução CONAMA 01/1986 – define responsabilidades e critérios para a Avaliação de Impacto Ambiental e define atividades que necessitam do Estudo de Impacto Ambiental (EIA), bem como do Relatório de Impacto Ambiental (RIMA).

Resolução CONAMA 237/1997 – dispõe sobre o sistema de Licenciamento Ambiental, a regulamentação dos seus aspectos como estabelecidos pela Política Nacional do Meio Ambiente.

Resolução CONAMA 308/2002 – estabelece as diretrizes do Licenciamento Ambiental de sistemas de disposição final dos resíduos sólidos urbanos gerados em municípios de pequeno porte.

Assim, segundo as diretrizes dessas resoluções, devem ser requeridas as seguintes licenças:

Licença Prévia (LP) – é requerida com a apresentação do projeto básico, com vistas à verificação da adequação da localização e da viabilidade do empreendimento.

Licença de Instalação (LI) – após os estudos serem aprovados (EIA/RIMA), e o projeto executivo elaborado, o empreendedor solicita a licença de instalação da obra. Com a concessão da LI pelo órgão ambiental responsável, o empreendedor poderá dar início à obra do aterro sanitário, para a implantação do projeto aprovado.

Licença de Operação (LO) – concluída a obra, solicita-se a licença para operar o aterro sanitário, que será concedida desde que a obra tenha sido implantada de

acordo com o projeto licenciado na LI. De posse da LO, o empreendedor poderá iniciar a operação do aterro sanitário.

3.10.3.1 Poluição do solo e das águas causada por aterros

Os aterros sanitários são construídos tecnicamente para que não ocorra impactos negativos ao meio ambiente, especialmente ao solo e às águas subterrâneas. Entretanto, a disposição de forma inadequada em aterros, pela má execução no projeto de implantação ou pela falta de técnica na operação, pode resultar em contaminação das águas superficiais e subterrâneas. Um sério problema é o chorume, líquido que percola através do maciço de lixo resultado da infiltração de água de chuva pela parte superior do aterro. A água de chuva carrega o líquido formado pela degradação dos resíduos através do maciço, podendo atingir as águas subterrâneas. Sem os devidos cuidados técnicos para proteção da parte superior do aterro contra a infiltração de águas de chuvas, pode haver grande formação de lixiviados que podem contaminar as águas subterrâneas. Assim o sistema de gestão do aterro deve se prover de técnicas que não permitam que águas superficiais e subterrâneas possam ser contaminadas. Segundo Hamada (1997), chorume pode ser definido como a fase líquida da massa de lixo aterrada, que percola através desta removendo materiais dissolvidos ou suspensos. Na maioria dos aterros sanitários, o chorume é composto basicamente pelo líquido que entra na massa aterrada de lixo, advindo de fontes externas, tais como sistemas de drenagem superficial e chuva, resultantes da decomposição do lixo. Quando a água percola através da massa de lixo aterrada, que está em decomposição, material biológico e componentes químicos são carregados formando o chorume, que pode alcançar o lençol freático, poluindo-o.

De acordo com Crowley *et al.* (2003) os aterros sanitários podem contribuir para a poluição ambiental, através da contaminação do solo, água e ar. Outros impactos que os autores atribuem aos aterros são ruídos, emissões veiculares e derramamentos de cargas. Consideraram ainda que os aterros são ameaças para a qualidade do meio ambiente e a extensão desta ameaça ainda não está completamente estudada cientificamente, uma vez que os aterros contêm muitas substâncias tóxicas. Existem muitos estudos que mostram um crescimento no risco de alguns efeitos danosos à saúde ligados a pessoas que vivem próximas à área de do aterro. Ainda segundo os autores, a principal poluição associada a aterros é a

formação de gases explosivos e lixiviados. Os lixiviados estão diretamente relacionados com a quantidade de precipitação e causam crescentes preocupações porque são lançados no meio ambiente, após sua geração em aterros, ressaltando que o impacto dos lixiviados no meio ambiente depende diretamente do material que os origina.

Raman e Narayanan (2008) afirmaram que um melhor sistema de tratamento de resíduos, com descarte do uso de aterros, poderia reduzir a contaminação de corpos d'água e lençóis freáticos, economizando áreas produtivas de terras e recursos naturais, e que, o desafio no gerenciamento de aterros é neutralizar os problemas ambientais, principalmente a poluição da água, a poluição do ar.

Os aterros que não possuem proteção através de mantas podem acarretar a contaminação de lençóis freáticos e até de águas superficiais, de acordo com Crowley *et al.* (2003), os quais relataram também que na Irlanda a contaminação de lençol freático por lixiviados gerados em aterros é verificado, o que se enquadra em uma situação mais séria do que contaminação de rios, porque a descontaminação do lençol freático requer um tempo muito maior. Porém, os riscos podem diminuir muito com a utilização de modernas mantas de proteção de base de aterros.

O aterro sanitário requer preocupação constante com relação à proteção do meio ambiente local e próximo, tendo em vista os impactos dos vetores, da poluição desta instalação de tratamento, os gases, e os volumes de lixiviados gerados (CASTILHOS *et al.*, 2010). De acordo com Moberg *et al.* (2005), quando se compara o aterramento de resíduos com outras formas de tratamento, tem-se como diferença básica os parcos benefícios de quando se analisa o ciclo de vida dos materiais. Mesmo a coleta do biogás para produção de energia é apenas parte do potencial de recursos dos materiais aterrados, principalmente quando comparados com a reciclagem ou a incineração.

3.10.3.2 Poluição atmosférica e gases de efeito estufa

Mesmo com todos os esforços para promoção da reciclagem e do reuso, a maior parte dos RSU são destinados para aterros sanitários, onde sofrem intensos processos de degradação bioquímica e física que resultam em gases e líquidos com potencial de poluir, afirmaram All-Jarrah e Abu-Qdai (2009).

Segundo Crowley et al (2003) o gás de aterro é gerado, inicialmente, pela decomposição de componentes orgânicos do lixo em condições aeróbicas gerando dióxido de carbono, e posteriormente, em condições anaeróbicas quando produz grande quantidade de metano. O biogás contribui com 20% do total de emissão antropogênica mundial de metano. De acordo com ABRELP (2012) a decomposição dos resíduos sólidos domiciliares e comercial em aterros sanitários promovem a liberação de gases que contribuem com o fenômeno do efeito estufa, sendo que dentre os gases resultantes, um dos mais significativo em potencial de aquecimento global é o metano, o qual apresenta um potencial 21 vezes maior que o dióxido de carbono. De acordo com a *United Nations Framework Convention on Climate Change*, UNFCCC, (2007), uma das consequências indesejáveis da descarga do gás de aterro para a atmosfera é o seu efeito sobre a camada de ozônio. Além do mais, a descarga do gás de aterro para a atmosfera provoca o aparecimento de odores e riscos de explosão no aterro. Em relação à questão ambiental sobre a disposição de RSU em aterros, tem-se que a decomposição destes resíduos promove a liberação de gases que contribuem com o fenômeno do efeito estufa, sendo que dentre os gases resultantes, o mais significativo em potencial de aquecimento global (GWP – *Global Warming Potential*) é o metano, o qual apresenta um potencial 21 vezes maior que o dióxido de carbono. Em um período de 100 anos, 1 grama de metano contribui 21 vezes mais para a formação do efeito estufa do que 1 grama de dióxido de carbono (UNFCCC, 2007).

Quanto ao metano (CH_4) o setor de resíduos é o segundo maior emissor, com 35% do total de emissões em 2005 em função da disposição de resíduos em aterros sanitários (ABRELP, 2012). De acordo com Tan *et al.* (2014) os aterros emitem metano para a atmosfera, um gás mais potente que o gás carbônico para provocar o efeito estufa. OWMA (2015) citou que, em 2013, o lixo depositado no aterro de Ontário (Canadá) gerou 12,3 milhões de toneladas de CO_2e (gás carbônico equivalente) em razão do metano emitido para a atmosfera.

Segundo Avnimelech (1999), em Israel o setor de resíduos contribuiu com 13% do total de CO_2e no país nos últimos 100 anos e, em valor aproximado, 7,8 milhões de toneladas de CO_2e por ano serão emitidas nos próximos 100 anos. Isto ocorre porque uma grande porcentagem dos resíduos é degradável e disposta em aterros sem que nenhuma fração do metano seja coletada para tratamento. Esta realidade poderia ser outra com a alteração da forma de tratamento dos resíduos, que poderia

efetivar substancial diminuição da emissão dos GEE (gases de efeito estufa). A emissão de metano em aterros de resíduos sólidos urbanos foi estimada em 1.87 a 3,37 Mt na China em 2004 (GAO *et al.*, 2007).

Lopes; Maciel; Jucá (2012) informaram que os aterros recebem uma camada de terra em cobertura aos resíduos sólidos com a função de isolar a massa de resíduos do ambiente externo, controlar a entrada ou saída de gases e limitar a infiltração de água, diminuindo assim a geração de lixiviados. De acordo com os autores, a cobertura deve possuir uma série de características tais como baixa permeabilidade à água e ao ar e durabilidade ao longo do tempo.

Maciel e Jucá (2011) afirmaram que o sistema de cobertura dos resíduos é um dos mecanismos para evitar ou minimizar o escape de metano no aterro sanitário. No sistema convencional, os resíduos são cobertos com uma camada de solo compactada, formando uma barreira. Porém, ao longo do tempo e em contato com as condições ambientais, esta reduz a sua eficiência e, conseqüentemente, amplia a possibilidade de escape dos gases no aterro sanitário e, desta forma, uma parte do gás gerado no aterro sanitário atravessa o sistema de cobertura dos resíduos (camada de solo) e escapa para a atmosfera, mesmo quando o aterro sanitário apresenta um sistema de captação de biogás. Para Mariano e Jucá (2010) o escape do metano ocorre devido a alguns problemas ligados a aspectos técnicos relacionados à camada de cobertura do aterro, como característica do solo, espessura, grau de compactação, etc, aliados à idade do resíduo, às características geotécnicas e aos aspectos climáticos. Maciel e Jucá (2011) consideraram que a determinação do escape de metano em aterro sanitário contribui para monitorar a eficiência dos sistemas de captação de biogás, proporcionando maior disponibilidade de metano à comercialização dos créditos de carbono e geração de energia elétrica, a partir da combustão do metano em motores. Mesmo sistemas eficientes de captação de biogás conseguem captar entre 40 e 60% e o restante é emitido para o meio ambiente, e consideraram também que a fuga de metano pela superfície é um dos fatores que influencia este resultado. O maior controle da fuga de biogás nos aterros é de fundamental importância, principalmente em aterros que apresentam projetos de reaproveitamento do metano para produção de créditos de carbono e/ou energia elétrica. Afirmaram os autores que estudos de emissão fugitiva de biogás pela superfície do aterro são essenciais para modelagens, planejamento e instalação de projetos futuros e também para o acompanhamento da eficiência de captação dos

projetos implantados. Silva; Freitas; Candiani (2013) afirmaram que há uma perda significativa de biogás pela superfície de aterros, comprometendo a eficiência do sistema de captação para aproveitamento do biogás. Uma parte do metano gerado no aterro sofre oxidação dentro do aterro ou na superfície, dependendo de fatores como: composição dos resíduos, materiais de cobertura de aterros sanitários, espessura da cobertura, umidade e temperatura, etc., fatores estes que podem afetar o processo de oxidação CH_4 . De acordo com Bo-Feng (2014), em pesquisa realizada em 79 aterros, aqueles de porte maior, que são celados na superfície com geomembrana, a taxa de coleta do biogás melhora sensivelmente, e também os fatores de oxidação diminuem em relação aos aterros que utilizam a cobertura com solo, o que favorece a oxidação de CH_4 . O clima chuvoso no sul da China também pode aumentar a oxidação CH_4 , enquanto o tempo seco e de temperaturas baixas no nordeste da China tendem a reduzir a oxidação do CH_4 . Desta forma, valores de 0% a 20% foram observados. De acordo com Ministry for the Environment (2011) e JICA (2014) o percentual de oxidação do metano considerado no aterro é de 10%.

Para Mariano e Jucá (2010), que realizaram ensaios para determinação da fuga do biogás em aterros, as eficiências obtidas dos sistemas de captação de biogás nos aterros foram menores quando comparadas àquelas utilizadas na modelagem dos projetos de Mecanismos de Desenvolvimento Limpo para elaboração do documento de concepção do projeto dos aterros. No Aterro Bandeirantes, a eficiência obtida foi de 56% e no Caieiras, 63%, valores inferiores se comparados com aquela usada nos documentos de concepção dos projetos, que utilizaram a eficiência de 75%.

Segundo Brito (2006), uma parte do biogás escapa para a atmosfera como gás fugitivo e outra parte ainda sofre oxidação por atuação de bactérias aeróbicas existentes na porção mais superficial do maciço, o que determina que a taxa real de recuperação do biogás seja de 50% da curva teórica de produção. Esta emissão na atmosfera é um fator negativo do aterro sanitário, uma vez que o biogás apresenta como gases preponderantes na sua composição o gás carbônico e o metano, os quais são considerados gases de efeito estufa. Na medida em que captado para geração de energia, o biogás deixa de atuar no efeito estufa e possibilita ainda a comercialização como créditos de carbono, através da possibilidade de implantação de projetos de mecanismos de desenvolvimento limpo. Os estudos realizados por Tan *et al.* (2014) na Malásia mostraram que em virtude da grande quantidade de aterros naquele país, a captação do biogás para obtenção de energia tornou-se uma

necessidade para reduzir os gases de efeito estufa e a poluição de águas em razão dos lixiviados formados nos aterros.

Hauser (2006) afirmou que o Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima (IPCC, 1996) realizou um estudo que estimou que os aterros existentes no mundo à época emitiam entre 20 e 40 Mt de CH₄ ao ano. Este volume era considerado equivalente a 10% das emissões mundiais de CH₄ provenientes de fontes humanas. Olivier e Berdowski (2001) estimaram a emissão de gases de efeito estufa em 18 Mt para o ano 2000, o que equivalia a aproximadamente 5,5% do total de emissões brutas de CH₄ naquele ano, incluídas as emissões das fontes naturais.

Segundo os autores, os países industrializados promovem a maior geração de volume de resíduos e, portanto, a maior parte das emissões provém destes países, apesar destes terem implementado amplamente políticas e práticas que minimizam os riscos ambientais locais e a emissão de metano. Entretanto, não se verifica a implementação destas práticas de minimização de emissão de gases de efeito estufa nos países em desenvolvimento. Muylaert *et al.* (2000), considerou que o Brasil contribuiu com 0,7 e 2,2 Mt de CH₄ ao ano. Olivier e Berdowski (2001) calcularam em 1 Mt para o ano de 2000, aproximadamente 6% das emissões brutas de CH₄ do país.

De acordo com MMA (2012) em alguns países, 20% da geração antropogênica do gás metano (CH₄) é oriunda dos resíduos humanos. Considerado como um gás com potencial de aquecimento global, o metano apresenta, no entanto, um potencial de aquecimento global 21 vezes maior que o do gás carbônico (CO₂). Desta forma, tanto o metano, como o gás carbônico são considerados GEE. O metano é emitido em grande escala durante o processo de degradação dos resíduos orgânicos no aterro, sendo que essa emissão ocorre normalmente durante um período de 16 anos, mas podendo durar até 50 anos. Em razão disso, foi implantada a Política Nacional sobre Mudança do Clima, a qual estabelece como um de seus objetivos a redução das emissões de gases de efeito estufa oriundas das atividades humanas, nas suas diferentes fontes, inclusive naquelas referentes aos resíduos. Com o objetivo de minimizar os impactos no clima a Política Nacional sobre Mudança do Clima estabeleceu no seu art. 12º o compromisso nacional voluntário para realizações de ações de mitigação das emissões de gases de efeito estufa. A meta de redução destes gases ficou estabelecida entre 36,1% e 38,9% das emissões nacionais projetadas até o ano de 2020. Ainda de acordo com MMA (2012), o Decreto 7.390/2010, que regulamenta a Política Nacional sobre a Mudança de Clima, estabeleceu as ações

que devem ser colocadas em prática para o atendimento a esse compromisso nacional. O Plano Nacional sobre Mudanças do Clima (PNMC) definiu metas para a recuperação do metano em instalações de tratamento de resíduos urbanos e para ampliação da reciclagem de resíduos sólidos para 20% até o ano de 2015. A Política Nacional de Resíduos Sólidos, de forma coerente, estabeleceu objetivos de desenvolvimento e o aprimoramento de tecnologias limpas como forma de minimizar impactos ambientais, através de incentivos, os quais podem ser elencados:

- a) O incentivo ao desenvolvimento de sistemas de gestão ambiental e empresarial voltados para a melhoria dos processos produtivos; e
- b) O incentivo ao reaproveitamento dos resíduos sólidos, inclusive a recuperação e o aproveitamento energético.

3.10.3.3 Depreciação de áreas vizinhas

Akinjare (2011) concluiu que no estudo de quatro áreas de aterro ficou evidente que ocorreu aumento no valor da propriedade conforme o aumento na distância entre as áreas residenciais e a área de aterro, indicando que áreas residenciais próximas a aterros sofrem desvalorização. O estudo mostrou ainda que há uma correlação negativa entre os aterros e as áreas residenciais próximas, notadamente em uma área cujo raio fica entre 300 metros e 1200 metros.

Afirmou Bouvier et al (2000) que tem sido debatido por muito tempo a relação do efeito das áreas de aterro sobre o valor das propriedades próximas e que pesquisas anteriores resultaram várias conclusões diferentes. Bouvier *et al* (2000) estabeleceu seu estudo em seis áreas de aterro, sendo que cinco áreas se mostraram estatisticamente neutras em relação à depreciação ou alteração negativa nos preços das propriedades próximas, mas em uma área ocorreu a queda no valor das residências próximas em 6%. As seis áreas estudadas eram rurais localizadas em cidades do interior no estado de Massachusetts, sendo: Belchertown, Hudson, Ware, Clinton, Pepperell e Leicester, tendo sido coletados dados em 385 residências para venda em Massachusetts de janeiro de 1992 a agosto de 1995. A escolha destas seis áreas foi definida por características similares dos aterros, e as cidades escolhidas também são relativamente similares em população e média de renda.

Segundo Ready (2005) muitos estudos estimaram de maneira empírica a relação entre propriedades residenciais próximas a áreas de aterros, tendo sido

encontrado que residências localizadas próximas a aterros foram vendidas por preços mais baixos quando comparadas com casas similares localizadas em áreas distantes de aterros. Em seu estudo o autor considerou que o valor das propriedades depreciava em 6,2% por milha, em distâncias de 2 milhas distantes do aterro. Rosen (1974) estabeleceu o preço hedônico ou implícito, que é uma relação empírica entre o preço de mercado e o preço dos atributos relacionados com o imóvel ou bem vinculados à emoção, sonhos, história e outros aspectos multissensoriais da relação humana com a propriedade. Ready (2005) afirmou que, com base em estudos metodológicos foi identificado que o preço de propriedades era significativamente relacionado à proximidade do aterro sanitário. O autor realizou um estudo de preço hedônico o qual é baseado na noção de que o bom mercado é composto por um grupo de atributos. O hedonismo refere-se ao prazer ou felicidade que se tem com um determinado atributo, o qual pertence a quem sente prazer ou felicidade. Assim, as residências apresentavam atributos como tamanho e número de cômodos, tamanho da casa, tipos de materiais utilizados na construção, características da vizinhança e acesso a escolas, parques, comércio, segurança, atendimento de emergência e assim por diante. Segundo Ready (2005), enquanto a maioria dos estudos de preços hedônicos apontam que os aterros depreciam o valor de propriedades próximas, alguns outros estudos não mostraram o mesmo resultado. Entretanto, muitos estudos têm apresentado falhas em detectar os impactos porque foram baseados em amostras pequenas, o que os prejudica estatisticamente. Amostras maiores de preços hedônicos realizadas em três aterros na Pennsylvania mostraram que dois aterros de grande porte depreciaram os valores dos imóveis próximos, enquanto que o aterro de porte pequeno não apresentou impacto significativo no valor dos imóveis próximos. Um estudo amplo mostrou que aterros que recebem 500 toneladas de resíduos ou mais apresentam grande impacto nas propriedades próximas quando comparados com aterros que recebem baixos volumes. Na média, aterros com volume altos de recepção de resíduos depreciam o valor nas propriedades adjacentes em 12,9%. Este impacto diminui conforme aumenta a distância da propriedade ao aterro em um gradiente de 5,9% por milha. Um aterro que recebe baixo volume de resíduos deprecia o valor das propriedades próximas em 2,5%, em média, com gradiente de 1,2% por milha de distância.

3.11 Recuperação de energia a partir de rejeitos dos resíduos sólidos urbanos

As possibilidades de aproveitamento de resíduos para geração de energia elétrica atribuem uma nova definição para resíduos anteriormente desprezados. (OLIVEIRA e GOMES, 2009). Os resíduos são recolhidos pelas coletas seletivas porque apresentam valor comercial. Os resíduos que apresentam baixo valor de mercado podem ser úteis através da recuperação da energia neles contidos. Esse procedimento é muito utilizado em países da Europa.

Nos países europeus, nos Estados Unidos e no Japão, gerar energia a partir dos resíduos é uma realidade desde a década de 80. O Brasil engatinha no que diz respeito à reciclagem/recuperação de energia. Não há efetivamente hoje no Brasil projetos representativos neste aspecto, enquanto, a nível mundial, a tendência é a de aproveitar os resíduos urbanos para a geração de energia (MENEZES; GERLACH; MENEZES, 2000).

Estudo realizado por ABRELP (2012) concluiu que a destinação ambientalmente adequada dos RSU para a recuperação energética pode implicar em resultados adicionais, tais como:

- a) É uma das soluções para a destinação final dos resíduos urbanos não recicláveis recomendada pelo *Internation Painel on Climate Changes* da ONU;
- b) Reduz a emissão de gases do efeito estufa (GEE) dos aterros sanitários;
- c) Possibilita a recuperação energética mais eficiente dos resíduos urbanos que estariam inutilizados ou subutilizados;
- d) Substitui fontes fósseis de energia, com vistas à otimização de recursos naturais;
- e) Para o caso da adoção da geração de energia através de uma unidade incineradora, há menor exigência de área para sua implantação, podendo ser instalada próxima aos centros urbanos, o que implica em redução dos custos de coleta e transporte dos resíduos.

O aumento no consumo por parte das pessoas incrementa o sistema produtivo do país, requerendo mais energia, portanto, a geração de resíduos tem relação com o consumo de energia. O quadro 2 apresenta o consumo médio por residência nas diversas regiões do país.

Quadro 2 - Consumo médio por residência, por região em julho de 2015

Região	Consumo kWh/mês
Sul	184
Sudeste	179
Norte	176
Nordeste	121
Centro Oeste	179

Fonte - EPE (2015).

De acordo com Souza; Gaia; Rangel (2010), usar o lixo para gerar energia é uma solução econômica, social e ambiental, uma vez que lixões e aterros geram problemas para a saúde e meio ambiente, pois contaminam o solo com um líquido altamente tóxico, chamado chorume, que polui também as águas de lençóis freáticos, e produzem metano (CH_4), um gás ainda mais prejudicial à atmosfera que o próprio dióxido de carbono (CO_2), considerado o grande vilão do efeito estufa. Essa situação pode ser revertida com uma ação relativamente simples: o aproveitamento do gás produzido nos depósitos de lixo como fonte de energia (BUENO, 2008).

BRASIL (2010), estabeleceu a Política Nacional de Resíduos Sólidos que propõe a alternativa da obtenção de energia a partir dos resíduos sólidos, como se segue:

§ 1º Poderão ser utilizadas tecnologias visando à recuperação energética dos resíduos sólidos urbanos, desde que tenha sido comprovada sua viabilidade técnica e ambiental e com a implantação de programa de monitoramento de emissão de gases tóxicos aprovado pelo órgão ambiental.

Segundo ABRELP (2012) a recuperação energética é atualmente uma realidade e uma alternativa concreta para a destinação dos resíduos sólidos, pois através do aproveitamento do seu alto poder calorífico, que possibilita sua transformação em energia elétrica e térmica, e também é contemplada pela Política Nacional de Resíduos Sólidos.

Enquanto Oliveira e Gomes (2009) citaram o biogás formado resultante da decomposição de resíduos em aterros sanitários para gerar energia, Lima (1995) citou a incineração como um processo de reciclagem da energia liberada na queima dos materiais, visando a produção de energia elétrica e de vapor.

3.11.1 Recuperação de energia em aterros sanitários – captação do biogás

Quando os resíduos são depositados em aterros sanitários, ocorre uma decomposição anaeróbica natural que dá origem ao biogás (CENTRO CLIMA COPPE UFRJ, 2005). O gás produzido em aterros sanitários pode ser captado com 50% de eficiência e ser utilizado para produção de eletricidade e calor (MOBERG, *et al.*, 2005). De acordo com Braz e Silva (2000), uma das consequências da degradação bioquímica dos resíduos depositados em aterros é a formação do gás de aterro, cuja composição básica é o gás metano e o dióxido de carbono. De uma forma ou outra, esse gás acaba deixando o aterro, seja de maneira controlada ou não.

Os aterros sanitários em todo o mundo produzem cerca de 20 a 60 milhões de toneladas de metano por ano, como um resultado direto da decomposição orgânica dos componentes do lixo (MUYLAERT, *et al.*, 2000). Os sistemas mais eficientes são capazes de captar 75% do biogás gerado em um aterro sanitário; entretanto, na maioria dos casos a eficiência está entre 40 e 60% (BARLAZ *et al.*, 2004). Mohareb; Maclean; Kennedy (2011) trabalharam com o valor de 50% para estudo realizado sobre vários aterros sanitários pois encontraram valores de 40%, 45%, 47% e 37%. Segundo os autores, as frações do metano são um pouco incertas, e também o IPCC usa o valor de 50% como padrão.

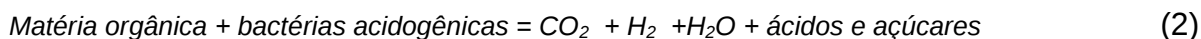
De acordo com Elk (2007) a transformação da massa de resíduos de um aterro sanitário em gases apresenta complexidade, principalmente por conta da diversidade de materiais. Diversos fatores influenciam o processo: interações físico-químicas e biológicas no decorrer do tempo; atividades microbiológicas; volatilização e reações químicas, as quais podem ocorrer isoladamente ou associadas à ação microbiológica. A decomposição dos resíduos é implementada por dois tipos de atividades biológicas: aeróbia e anaeróbia, sempre condicionadas à presença ou ausência de oxigênio na massa de resíduos. Apenas na fase inicial de deposição dos resíduos no aterro ocorre a degradação aeróbia. Essa fase é relativamente curta, e com o recobrimento dos resíduos o ambiente logo torna-se favorável à presença de bactérias anaeróbias, as quais predominam por longos períodos e são responsáveis pela formação do metano.

No processo aeróbio, o oxigênio presente nos espaços vazios dos resíduos, juntamente com o oxigênio dissolvido nos resíduos acelera a decomposição dos resíduos, resultando na geração de dióxido de carbono, água e calor. Nessa fase a composição do gás será de 100% de CO₂, conforme a equação:



No processo anaeróbio o oxigênio fica fechado dentro da massa de resíduos. A velocidade de degradação anaeróbia é muito lenta, podendo produzir gases por mais de 30 anos. O período longo de formação de gases no interior do aterro pode ser dividido em quatro fases.

- a) Fase Acidogênica: é a fase inicial, produzida por enzimas celulares que decompõem a matéria orgânica, formando compostos mais simples, como ácidos solúveis (ácidos graxos, aminoácidos e açúcares). Os subprodutos formados são principalmente água, hidrogênio e dióxido de carbono. Essa fase é representada pela seguinte equação química:



A duração da fase acidogênica é de algumas semanas, finalizando com um pico na produção de CO_2 , que chega a 90%, e com o H_2 chegando à faixa de 20%.

- b) Fase Metanogênica Instável: é a segunda fase do processo anaeróbio, que ocorre na presença de microorganismos normalmente presentes no solo. As bactérias são a *Methanobacterium brvanti* e a *Methanosarcina barkeri*, que transformam os ácidos orgânicos e o dióxido de carbono em metano. O período de formação de metano é de seis meses a dois anos, sendo que o biogás gerado nessa fase é composto por 50% a 60% de metano. A expressão química é:



- c) Fase metanogênica estável: é a fase mais longa, estendendo-se por décadas. A composição básica é de cerca de 60% de metano (CH_4), 40% de dióxido de carbono (CO_2) e pequenas frações variáveis de outros gases, só sofrendo grandes variações em caso de perturbações do equilíbrio de fatores como umidade e cobertura da massa de resíduos.

- d) Fase final: ocorre após várias décadas, quando a porcentagem de metano na composição do biogás tenha chegado a um índice desprezível, praticamente esgotando-se o material degradável nas condições do aterro.

O poder calorífico inferior – PCI do metano (CH_4) é de 35.736 kJ/Nm³, segundo Braz e Silva (2000), que equivale a 8535,4 kcal/Nm³. Isso significa que 1 m³ de CH_4 tem 35.736 kJ que equivale a 9,92 kWh (1kJ equivale a 0,000277 kWh) e, segundo os autores, essa energia pode ser usada na produção de eletricidade e calor.

O biogás contém aproximadamente 50% de metano (CH_4), 45% de dióxido de carbono (CO_2), 3% de nitrogênio, 1% de oxigênio e 1% de outros gases. O biogás é um gás natural produzido a partir da decomposição feita por bactérias em resíduos; é uma mistura gasosa, combustível, resultante da fermentação anaeróbica da matéria orgânica (SOUZA; GAIA; RANGEL, 2010). Os resíduos são responsáveis pela emissão de 35% do total de metano em função da disposição em aterros sanitários (ABRELP, 2012). Tchobanoglous;Theisen; Vigil (1993) apresentaram a composição básica do biogás de aterro, conforme quadro 3.

Quadro 3 – Composição básica do biogás de aterro

Composição	% Base seca
Metano (fase metanogênica estável)	45 - 60
Dióxido de Carbono	40 - 60
Nitrogênio	2 - 5
Oxigênio	0,1 - 1,0
Enxofre, Mercaptanas	0 - 1,0
Amônia	0,1 - 1,0
Hidrogênio	0 - 0,2
Monóxido de Carbono	0 - 0,2
Gases em menor concentração	0,01 – 0,6

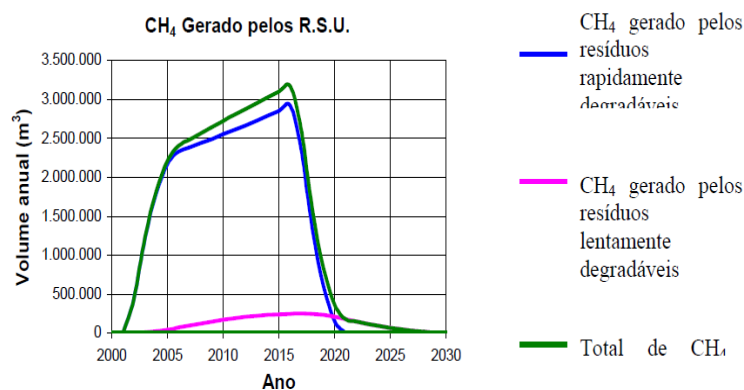
Fonte - Tchobanoglous;Theisen; Vigil (1993).

Segundo EPE (2009), o volume e a carga de emissão de metano num aterro variam em função da quantidade total de matéria orgânica disposta, de seu conteúdo de umidade, das técnicas de compactação, da temperatura, do tipo de resíduo e do tamanho das partículas. Embora as taxas de emissão de metano decresçam após o encerramento do aterro (à medida que a fração orgânica decresce), um aterro

continuará, tipicamente, a emitir metano durante muitos (20 ou mais) anos após seu encerramento (EPE, 2009).

De acordo com estudos de Braz e Silva (2000), quando dispostos em aterros sanitários, a curva representativa da produção de metano pelos resíduos lentamente degradáveis apresenta uma conformação mais suave, quando comparada a dos resíduos rapidamente degradáveis. Atinge sua cota máxima no décimo quinto ano de operação, mas a produção persiste pelos próximos quatorze anos. A relação global entre o volume acumulado de CH_4 gerado pelos resíduos rapidamente degradáveis e lentamente degradáveis, ao fim do período de vida útil do aterro, é de aproximadamente 10:1, conforme pode ser obtido dividindo-se o total gerado de CH_4 pelos resíduos rapidamente degradáveis pelo total gerado de CH_4 pelos resíduos lentamente degradáveis. Em termos percentuais, ao fim da vida útil do aterro, algo em torno de 91% do metano terá sido gerado pelos resíduos rapidamente degradáveis, enquanto que 9% do metano terá sido gerado pelos resíduos lentamente degradáveis, como apresenta a figura 3.

Figura 3 – Geração de CH_4 pelos RSU em aterros



Fonte - Silva e Braz (2000).

Os resultados apresentados por Braz e Silva (2000) consideraram o estudo sobre aproveitamento energético do gás de aterro sanitário na produção de frio, para dimensionamento básico de uma unidade de refrigeração água-amônia utilizada para estocagem de alimento, tendo sido considerado para este dimensionamento as dimensões da câmara de resfriamento e a determinação das principais características dos elementos do sistema de refrigeração por absorção, quais sejam, o gerador, o

condensador, o evaporador e o absorvedor. Tal estudo permitiu estimar a quantidade de gás de aterro a ser produzida durante os 30 anos de operação no aterro sanitário do município de Rio Claro, SP. O estudo protagonizado pelos autores mostrou que nos anos iniciais e finais de operação, a quantidade de energia disponível é muito pequena, inviabilizando talvez o aproveitamento, mas houve a constatação de uma larga faixa central, de aproximadamente 16 anos, em que a disponibilidade de energia é relativamente constante. O período de geração de maiores quantidades de biogás reflete as fases de decomposição dos resíduos, conforme apresentado por ELk (2007) anteriormente.

Segundo o World Bank (2005), a combustão completa do metano produz dióxido de carbono e vapor d'água e considerou que a geração de biogás em um aterro sanitário é iniciada alguns meses após o início do depósito dos resíduos e continua por 15 anos após seu encerramento, muito próximo do tempo identificado por Braz e Silva (2000).

Corroborando os estudos anteriores, pesquisas realizadas por Abreu *et al.* (2012), mostrou que a recuperação do biogás no aterro de Gramacho, região metropolitana do Rio de Janeiro, considerando o período de tempo de 1993 a 2030, aproximadamente, mostrou que a geração do biogás se iniciou em 1993 e teve uma curva crescente até 2009, quando iniciou a curva decrescente, diminuindo gradualmente até o ano de 2030, portanto, em período de aproximadamente 16 anos. Considerando os autores, em atendimento aos estudos que realizaram, a recuperação de biogás prevista em 2012 foi de 16.383 m³/h, e deverá cair para 2.445 m³/h em 2024. Segundo Abreu (2009) no período de 1993 até 2009 quando houve o encerramento do aterro de Gramacho, foram dispostas 38.670.632 toneladas de resíduos sólidos urbanos.

De acordo com World Bank (2005) cada tonelada de resíduo sólido urbano (RSU) disposto em um aterro sanitário gera em média 200 Nm³ de biogás. Segundo estudos do Ministério do Meio Ambiente, considerando apenas os 56 maiores aterros do país, o biogás acumulado seria suficiente para produzir 311 MW/h, que seria suficiente para abastecer uma população equivalente a 5,6 milhões de pessoas. O cenário para 2020 aponta uma produção ainda maior de energia (421 MW/h), suficiente para abastecer quase 8,8 milhões de pessoas.

Em São Paulo, o aterro Bandeirantes recebeu em média 7 mil toneladas de resíduos por dia, tendo armazenado um total de 37 milhões de toneladas de lixo no

período de 1976 até 2007, quando foi encerrado, segundo Costa (2012), que informou ainda que o aterro Bandeirantes está localizado na região metropolitana de São Paulo, no bairro de Perus, e ocupa uma área de cerca de 1,35 milhões de m² (135 hectares).

De acordo com o Costa (2012) a usina implantada no Aterro Bandeirantes foi planejada para gerar até 22 MW de potência elétrica ou 170 GWh/ano de energia, considerando uma vazão de biogás na entrada da planta de energia de cerca de 12.000 Nm³/h com 50% de metano. Mas, de acordo com o autor, levantamentos realizados na captura e tratamento de biogás da usina foi observada uma redução de cerca de 50% em comparação com os dados estimados para o período de análise sobre o aterro Bandeirantes. Como consequência dessa redução na produção de biogás, também ocorreu uma redução na geração de energia elétrica da usina. De acordo com o autor, algumas hipóteses podem explicar a diferença entre o volume de gás que foi estimado e o que foi efetivamente coletado, quais sejam:

- a) Erros na avaliação química/física dos resíduos e como consequência;
- b) Problemas na execução dos serviços nos aterros sanitários, que ao longo do tempo, pode causar a perda de matéria orgânica e vazamentos dos gases antes do aterramento final dos resíduos;
- c) Vazamentos de gás na cobertura do aterro devido a fissuras provocadas por deslocamentos e recalques do solo de cobertura;
- d) Sistema de degaseificação insuficiente ou mal dimensionado e;
- e) Incerteza na estimativa de geração de biogás devido a muitas variáveis importantes serem de difícil controle em um aterro sanitário.

Para Braz e Silva (2000), um aterro sanitário não é uma construção estanque e, desta forma, existem possibilidades de ocorrência de saídas descontroladas de gás, sendo que esta condição precisa ser levada em consideração na projeção do aterro. Portanto, um aterro que seja projetado já com perspectiva de aproveitamento do gás gerado, apresentará características mais seguras em relação a vazamentos. Assim, nos cálculos de levantamento do potencial de aproveitamento do gás gerado deverão ser levadas em consideração as possíveis perdas na captação.

Segundo IBAM (2010), a captação do biogás em aterro para produção de energia elétrica requer condicionantes para sua viabilização, considerando que para exploração do biogás em escala comercial com finalidade energética, o aterro sanitário deve receber uma quantidade mínima de 200 toneladas por dia, apresentar

uma capacidade de, aproximadamente, 500 mil toneladas e possuir altura mínima de 10 metros. Portanto, aterros de menor porte apresentam a função apenas de acondicionar o RSU disposto, o que solicita a união de municípios, principalmente os de porte menor, que geram menor quantidade, através de dispositivos legais, como consórcios, por exemplo.

3.12 Recuperação de energia em incineradores

Yaskara (2003) afirmou que os incineradores passaram a ser estudados exaustivamente com a crise mundial de energia, que se iniciou na década de 70, pois que a crise exigiu soluções alternativas em todas as áreas da ciência e da tecnologia. Segundo São Paulo (2011), as plantas de incineração são chamadas de URE (Unidades de Recuperação de Energia) a partir de resíduos sólidos, os quais são utilizados como combustível de caldeiras dotadas de grelhas mecanizadas. O calor resultante é aproveitado para produção de vapor para a geração de energia elétrica, aplicação direta em processos industriais ou a combinação das duas possibilidades.

Em estudo realizado por Lima (1995) a tecnologia da incineração foi considerada como um processo de redução do peso, do volume e das características de periculosidade dos resíduos, com a consequente eliminação da matéria orgânica e características de patogenicidade, através da combustão controlada, sendo que a redução volumétrica é geralmente superior a 90% e em peso, superior a 75%. Bizzo e Goldsterin (1995) afirmaram que a incineração reduz o volume dos resíduos a aproximadamente 10% do volume original, o que é uma vantagem no gerenciamento dos RSU, pois prolonga a vida dos aterros sanitários e diminui a necessidade de áreas municipais destinadas a esse fim.

Menezes *et al.* (2000) afirmaram que hoje se deve expandir ainda mais esta conceituação, pois a incineração é também um processo de reciclagem da energia liberada na queima dos materiais. Esta energia pode ser convertida para geração de vapor utilizado para aquecimento, refrigeração ou produção de energia elétrica, e esta possibilidade não deve ser desprezada.

Braz e Silva (2000) afirmaram que a incineração deve ser considerada para o tratamento dos resíduos, mas que, para a proteção do meio ambiente a combustão tem que ser continuamente controlada, levando-se em conta que o combustível (lixo

urbano) é "desconhecido", isto porque varia ao longo do tempo em composição, umidade, peso específico e poder calorífico. Por conta da heterogeneidade do lixo, de acordo com Gripp (1998), deve haver um rigoroso controle do processo de combustão, pois inúmeras variáveis precisam ser analisadas, como composição, umidade, peso específico, poder calorífico, etc., e considera ainda que a incineração com recuperação energética é viável tecnicamente, mas faz a ressalva de se que se deve realizar uma rigorosa caracterização dos resíduos que serão incinerados, para um melhor controle da combustão, dos rejeitos e das emissões atmosféricas.

Calderoni (1999) afirmou que se deve considerar a incineração como um processo complementar ao aterro sanitário e aos programas de reciclagem, conhecidos como 3 R's (Reduzir na fonte, Reutilizar e Reciclar) na medida em que estes sejam economicamente viáveis localmente. A incineração pode ser ambientalmente correta e aliada na proteção do meio ambiente, desde que estas plantas industriais sejam operadas por equipes qualificadas e treinadas, monitoradas/acompanhadas pela comunidade e pelos agentes ambientais, públicos e privados (MENEZES; GERLACH; MENEZES, 2000).

Leão (1998) afirmou que, devido à baixa participação popular na separação voluntária dos materiais recicláveis dentro das residências, a incineração do lixo urbano com objetivo de geração de energia é a disposição final mais adequada, mas que se houvesse uma mudança por parte das pessoas para a separação de plásticos e papéis limpos, a reciclagem destes materiais seria uma opção melhor.

Segundo CEMPRE (2002), a incineração é uma das formas viáveis de disposição de resíduos sólidos urbanos, sendo que a geração de energia elétrica ou vapor d'água, ou ambos, pode ser economicamente atraente, considerando, inclusive, uma comparação com o aterro sanitário, que, por ocupar grandes áreas, e estas estarem cada vez mais indisponíveis, pode ter seu custo aumentado. No entanto, os custos de implantação de uma unidade de incineração são muito altos, quando comparados com aterros para a disposição da mesma quantidade de resíduos.

No Brasil, de acordo com Menezes; Gerlach; Menezes (2000) a incineração teve maior aplicação para o tratamento térmico dos resíduos dos serviços de saúde. Devido à má operação dessas 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.

De acordo com Souza; Gaia; Rangel (2010), a União Europeia extrai mais de 10 mil MW de cerca com a incineração de 60 milhões de toneladas de lixo por ano, as quais são processadas em 400 usinas, o que permite a produção de eletricidade para cerca de 27 milhões de pessoas (o equivalente a soma da população da Dinamarca, da Finlândia e da Holanda). A movimentação financeira deste mercado é calculada em aproximadamente 9 milhões de euros nos 15 principais países da União Europeia. Na América do Norte, existem hoje mais de 1.700 usinas de geração elétrica em funcionamento, aplicando cerca de 100 tecnologias diferentes.

Segundo Gripp (1998) o aproveitamento energético obtido pela incineração dos resíduos sólidos urbanos, seja para a geração de energia, seja para a geração de vapor ou ar refrigerado é uma alternativa que vem sendo empregada para solucionar o problema da disposição final dos RSU, principalmente na Europa, Estados Unidos e Japão. De acordo com Caixeta (2005) em vários países a geração de energia em unidades de incineração prevalece sobre a disposição em aterros, como o Japão que incinera 72% dos resíduos sólidos municipais gerados, a Suíça que incinera 59%, e a Dinamarca que incinera 90% entre outros. Willians (2011) afirmou que a recuperação de energia em incineradores apresenta na Suécia a maior história de sucesso. Comparando com outros países do mundo conclui-se que a Suécia é a líder global em obtenção de energia a partir do lixo, sendo que desde 2009 a Suécia passou a aumentar a capacidade de operação das plantas de incineração com o objetivo de usar cada vez menos energia obtida a partir dos combustíveis fósseis. Isto ocorreu porque a Suécia e outros países da Europa passaram a considerar a energia obtida da queima da parte orgânica dos resíduos como recurso renovável. O autor também afirmou que a incineração de resíduos é muito mais eficiente na produção de calor do que na eletricidade.

Percebe-se que países com necessidades de otimizar o uso de áreas físicas em razão da relação da população com as dimensões espaciais, buscam o tratamento dos resíduos de forma mais compacta e, nestas condições, os incineradores levam vantagem sobre os aterros sanitários. Aliado a questão das dimensões espaciais dos países, tem-se a necessidade de obtenção de energia para abastecimento das cidades. Os incineradores também aqui se mostram mais eficientes, principalmente porque fornecem energia de forma mais rápida que os aterro sanitário. Tem-se ainda que muitos países consideram a energia obtida da incineração de resíduos como energia renovável.

Para Hauser (2006), a incineração de resíduos sólidos municipais para transformação do lixo em energia é uma solução viável para a solução dos problemas da gestão dos resíduos sólidos no Brasil porque traz oportunidades para empreendedores e porque contribui para a redução de emissões de gases de efeito estufa para a proteção do clima. As cinzas e escórias podem ser usadas como matéria prima na construção civil. O autor abordou ainda que o incinerador pode ficar próximo dos centros urbanos, ao contrário dos aterros e com isso diminui os custos com transporte, mas que devido ao alto custo, os incineradores apresentam dificuldades de serem implantados em países em desenvolvimento.

Hauser (2006) realizou um trabalho que consistiu em avaliar a incineração de resíduos sólidos municipais em projetos enquadráveis no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo do Protocolo de Quioto e, para tanto, estudou o Centro Tecnológico Usina Verde (CTU), sendo que o nome adotado comercialmente foi de Projeto Usina Verde (PUV), que é uma instalação protótipo de incineração de lixo doméstico, também chamada usina da conversão de lixo à energia (*Waste to enegy - WtE*), que foi projetada e construída pela companhia brasileira Usina Verde para desenvolver uma solução comercial para a reciclagem energética do lixo doméstico. O projeto foi desenhado para a incineração de lixo com recuperação de energia e minimiza, portanto, as emissões de metano e a demanda por aterros, além de prover energia elétrica. De acordo com o autor, o protótipo apresenta capacidade de 30t de processamento de RSU ao dia, o volume médio produzido por uma cidade de 50.000 habitantes, com tecnologia 100% nacional.

Ainda de acordo com Hauser (2006) a partir deste protótipo o desenvolvimento do Projeto Usina Verde será significativamente diferente, porque será modular. A planta será operada em módulos com capacidade para tratar 150 toneladas de RSU por dia, com geração efetiva de 3,3 MW de energia elétrica, sendo 2,8 MW exportáveis. Cada módulo é capaz de atender às necessidades de disposição final de lixo de uma comunidade em torno de 180 mil pessoas, e de suprir de energia elétrica cerca de 14000 residências com consumo médio residencial de 140 kWh/mês.

De acordo com Avfall Sverige (2007) o sistema de obtenção de energia a partir dos resíduos (*WtE – Waste-to-Enegy*) é um método que recupera energia em quantidade muito significativa para as necessidades da Europa, onde são processadas aproximadamente 50 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos, que produz calor para atendimento a uma quantidade de pessoas correspondente às

populações da Suécia, Noruega, Islândia, Finlândia, Dinamarca, Estônia, Letônia e Lituânia.

De acordo com Leão (1998), referindo-se a incineração de resíduos sólidos urbanos para geração de energia, o lixo urbano é uma grande fonte de energia, apresentando valores médios energéticos de 10.47MJ/kg nos EUA e de 12.48MJ/kg na Europa. Em razão do crescimento do uso de embalagens de plástico, principalmente, o valor médio citado pelo autor foi de 5.82 a 9.12MJ/kg.

Com a incineração controlada de 500 toneladas diárias de resíduos sólidos urbanos é possível abastecer uma usina termoelétrica com potência instalada de 16 MW, o que representa um potencial de aproximadamente 0,7 MWh/t (TOMALSQUIM 2003). Em estudo realizado por Islam (2016) nas cidades de Dhaka e Chittagong, Bangladesch, foram obtidos resultados que mostraram que a incineração dos resíduos sólidos urbanos apresentou maior potencial energético quando comparado com a obtenção de energia a partir do metano capturado em aterros. Segundo o autor, é possível obter 0,37 MWh/tRSU através da incineração dos RSU e 0,17 MWh/tRSU através do metano obtido em aterro sanitário.

Martins (2010) analisou o poder calorífico do rejeito dos resíduos sólidos urbanos (RRSU), ou seja, os resíduos que efetivamente são dispostos em aterro. Para realização da análise e obtenção do potencial energético dos materiais foi adotado o método de moagem, secagem e peneiramento dos resíduos em peneira, seguindo a norma ABNT – NBR 8633. As amostras foram prensadas em forma de pastilhas com aproximadamente 1g cada uma e levadas em estufa a 105° C até a estabilização do peso, indicando que a amostra está seca. Em seguida as amostras foram novamente pesadas e queimadas em bomba calorimétrica.

A metodologia para obtenção do poder calorífico superior foi baseada no Manual de Instruções do Calorímetro e adaptado segundo a norma ABNT-NBR 8633. O calorímetro tem como unidade de calor cal/g, optou-se em transformar em MJ/kg.

O estudo foi desenvolvido na cidade de Lençóis Paulista, sendo que a média ponderada do potencial energético encontrada (Tabela 2) foi de 14,61 MJ/kg, ou seja, um pouco acima do que foi encontrado na literatura. O estudo de Martins (2010) apresentou que a porcentagem total dos RRSU não chega a 100% porque foram ignorados os valores de metais e vidros obtidos na análise gravimétrica. O valor de 2,77% relativo à madeira foi inserido dentro do valor de 19,62% de rejeitos.

Tabela 2 - Potencial calorífico do RRSU – considerando a geração de 17.930 kg por dia

MATERIAL	PODER CALORÍFICO MJ/kg	% DOS RRSU	TOTAL Kg/dia	POTENCIAL COLORÍFICO MJ/dia
Plásticos	34,04	12,64	2.266,52	202.173,58
Tetrapak	18,01	0,76	136,27	2.454,22
Papel/papelão	19,31	5,00	896,50	38.549,50
Orgânicos	7,12	54,16	9.710,89	69.141,54
Têxteis	17,81	5,96	1.068,29	19.026,24
Rejeitos	20,10	19,62	3.517,87	70.709,19
Isopor	36,19	0,34	61,00	4.867,80
Total		98,48		
Madeira		2,77	496,77	9.567,80

Fonte - Martins (2010).

O objetivo do estudo foi o de mostrar o potencial calorífico da madeira porque os resíduos de podas podem ser utilizados para incineração com o objetivo de obtenção de energia, e muitas vezes também são dispostos em aterros. Foi considerado para os plásticos o potencial energético dos daqueles caracterizados como termoplásticos (copos plásticos, saquinhos, sacolas, embalagens de iogurte, frios e salgados), porque representam mais de 90% deste tipo de material que são dispostos em aterro (para o caso da cidade de Lençóis Paulista). Os resíduos termofixos (algumas peças automotivas, por exemplo), apresentaram aproximadamente 10% dos plásticos totais do RRSU.

Segundo Menezes; Gerlach; Menezes (2000), em números aproximados uma tonelada de RSU equivale a 200 kg de carvão ou 250 kg de combustível, 30 toneladas de água quente ou ainda 500 kWh de energia elétrica. De acordo com EPE (2015) em termos elétricos, considerando eficiência de 35% na conversão de energia térmica para energia elétrica, podem ser obtidos entre 120 e 290 kWh por tonelada de RSU, dependendo do conteúdo energético do lixo. A incineração de 1.583,50 t/dia pode gerar 791,75 kWh/dia, totalizando em 289 MWh/ano, o que irá abastecer uma população de 11.100 habitantes (MORGADO e FERREIRA, 2006). Dados obtidos por (EPA 2002) concluíram que a incineração pode produzir até 550 kWh/t RRSU, e levando em conta que pode haver perdas na transmissão de até 5% do total produzido, este valor é de cerca de 523 kWh/t.

De acordo com São Paulo (2011), um incinerador para atuar nas cidades de Barueri, Carapicuíba e Santana do Parnaíba queimando 825 t/dia (272.000 t/ano) pode gerar 136.000 MWh/ano, o que significa que 500 kWh/t RRSU. A média de eficiência nas plantas que transformam o lixo em energia através da queima é estimada em 500 kWh por tonelada de resíduos (BHADA e THEMELIS, 2008). Papagiannakis (2003) utilizou o valor de 524,9 kWh por tonelada de RSU para cálculo em seu estudo de viabilidade de geração de eletricidade em Atenas a partir de resíduos sólidos urbanos. Incineradores podem produzir, em geral, entre 475 e 800 kWh por tonelada de RSU (CONSONNI, 2005).

A WTERT - *Waste to Energy Research and Technology Council* (2017), que é uma instituição que reúne engenheiros, cientistas e gestores de universidades e indústrias, cuja missão é identificar e avaliar as melhores tecnologias de recuperação de energia ou combustíveis a partir dos resíduos sólidos municipais, indústrias agrícolas, apresenta em seu site uma base de dados que contém milhares de artigos técnicos sobre o assunto, elaborados por colaboradores de todo o planeta, o que a torna uma importante fonte de informação sobre a gestão sustentável de resíduos. Nesta página em respostas às perguntas recorrentes de pesquisadores, tem-se que a eficiência de recuperação energética de uma tonelada de RSU (resíduo sólido urbano) apresenta uma variação de 500 a 600 kWh. O quadro 4 apresenta valores referenciados por vários autores.

Quadro 4 - Energia contida em uma tonelada de RSU

Fonte de referência	kWh/t
Bhada e Themelis (2008)	500
EPA (2002)	523
Consonni (2005)	475 – 800
Menezes; Gerlach; Menezes (2000)	500
Morgado e Ferreira (2006)	791,75
Papagiannakis (2003)	524,9
URE (2012)	500
WTERT (2017)	500 – 600

Fonte - o autor.

Segundo Saffer e Duarte (2011), a energia presente nos RSU é recuperada dos gases de combustão em alta temperatura. Cerca de 100.000 toneladas/ano de resíduo sólido urbano são suficientes para garantir uma geração média de até 7 MWh,

dependendo do poder calorífico do resíduo incinerado, suficiente para atender cerca de 10.000 domicílios de padrão classe média.

Um dado importante, de acordo com Yaskara (2003) é que o calor recuperado pela incineração pode representar de 6 a 7% da energia consumida pela população que gera o RSU, sendo que a energia recuperada em um sistema de tratamento de RSU tem sido utilizada para:

- a) Gerar água quente para o próprio processo e distribuição a hospitais, piscinas municipais e sistemas de calefação;
- b) Gerar vapor para uso industrial;
- c) Gerar energia elétrica para uso na planta e distribuição local;
- d) Gerar frio convertido a partir do vapor, para uso em sistemas de condicionamento de ar para indústrias, shopping centers, aeroportos, etc.

O processo de geração de energia elétrica pela incineração dos RSU é semelhante ao de usinas térmicas convencionais de ciclo Rankine e a capacidade de geração depende diretamente da eficiência da transformação do calor em energia elétrica e do poder calorífico do material incinerado (EPE, 2009). É muito importante observar que a energia gerada é um subproduto do processo de destinação final ambientalmente correta do lixo urbano e como tal uma Unidade de Tratamento de RSU jamais deve ser comparada com hidrelétricas ou termelétricas, cuja função exclusiva é gerar energia (SANTOS, 2010).

3.13 Vantagens e desvantagens de aterros e incineradores

Realizando estudos sobre os critérios para a gestão dos resíduos sólidos urbanos, a British Columbia (2016) relatou que as plantas de aterro ou incineração devem ser desenvolvidas com a preocupação em prevenir incômodos para a vizinhança e também de forma a atender leis e regulamentos relativos a barulho, poeira, vetores de doenças, vida silvestre, carreamento de materiais para fora da planta, monitoramento em diversos aspectos e sistema de avaliação do desempenho da segurança. De acordo com Avfall Svrige (2007), os resíduos sólidos urbanos refletem os hábitos de consumo e os produtos consumidos são formados por uma quantidade muito grande de substâncias, sendo que as substâncias perigosas

persistem nos produtos e materiais quando estes se tornam resíduos. Isto torna a gestão dos resíduos mais difícil. Durante a incineração muitas destas substâncias se quebram e se ligam às cinzas, as quais são mais fáceis de serem manejadas e recicladas.

Giusti (2009) considerou que apesar dos avanços tecnológicos, nas legislações e no monitoramento da vigilância sanitária, a aceitação pública para instalação de novos locais de disposição de resíduos é ainda muito baixo por conta dos efeitos adversos sobre a saúde humana e o meio ambiente. Problemas de saúde são associados ao manejo, tratamento e disposição de resíduos em razão da presença de substâncias perigosas nas emissões de aterros e incineradores, além do odor, barulho, contaminação de água, solo e ar e até de vermes presentes em comida. Estudos realizados por Hauser (2006) identificaram que as emissões atmosféricas representam desvantagem aos incineradores porque causam impacto negativo no meio ambiente e na saúde humana. Estes impactos são denominados custos externos ou externalidades negativas. As tecnologias para minimizar as emissões e, portanto, os custos externos, são complexos e custosos.

A utilização de incineradores para obtenção de energia gera discussão, com pontos favoráveis e pontos contrários, notadamente em razão da emissão de poluentes, dos problemas socioambientais e também por não contribuir significativamente para a preservação do meio ambiente, como afirma Caixeta (2005), que citou ainda que algumas organizações não governamentais requereram ao Ministério do Meio Ambiente a proibição desta atividade para gerar energia, sendo que as objeções das Organizações Não governamentais em relação à incineração seriam: a incineração apresentaria uma tecnologia ultrapassada, com emissões mais tóxicas que as geradas pelos próprios resíduos; que a incineração como método de produção de energia “é ineficiente e implica em desperdício de recurso não renovável” e; como ferramenta de desenvolvimento econômico, “drena os recursos financeiros para fora das comunidades locais, além de gerar poucos postos de trabalho”.

Para Saffer e Duarte (2011), muito frequentemente a incineração dos RSU é citada como nociva à saúde humana e prejudicial ao meio ambiente porque tomam por referência resultados obtidos em equipamentos já obsoletos, porém, o atual nível de desenvolvimento tecnológico, com sistemas mais eficientes no controle de emissão de gases, aliado a legislações mais rígidas permite hoje considerar a combustão uma

alternativa ambientalmente segura e economicamente viável para o tratamento de resíduos urbanos.

Segundo Tan *et al.* (2014) as emissões dos incineradores no processo de geração de energia é de 0,49 tCO₂e, enquanto que as emissões emitidas pela transformação do biogás em energia elétrica é de 1,1 tCO₂e. Segundo os autores tanto os aterros sanitários como os incineradores trazem desafios para a sustentabilidade ambiental porque ambos poluem o meio ambiente, com a emissão de gases de efeito estufa e poluentes químicos, os quais afirmaram ainda que as unidades de recuperação de energia estão contribuindo para diminuir a poluição dos recursos naturais do solo, porque diminui a quantidade de resíduos aterrados e promover a geração de energia renovável. Segundo a *American Society of Mechanical Engineers* (2008) comparado com a opção de aterros sanitários, as plantas de WtE podem diminuir a contribuição da emissão de GEE pelos RSU evitando lançamento de metano e compensando emissões provenientes dos combustíveis fósseis utilizados para operar plantas de geração de energia. De acordo com Hauser (2006) um setor favorável para o desenvolvimento de projetos Mecanismo de Desenvolvimento Limpo, por atender aos critérios de redução eficiente das emissões de Gases Efeito Estufa e do desenvolvimento sustentável é o tratamento de resíduos sólidos municipais.

Emissões provenientes de aterros ou incineradores, segundo Crowley *et al* (2003), não estão necessariamente relacionadas com exposição humana. Exposição requer contato. Este contato pode ser respirando, através da pele ou comento alimentos e líquidos contaminados com as emissões. Muitas das evidências de emissões estão relacionadas com operações de plantas de incineração ou de aterro sanitário utilizando-se de tecnologias antigas.

Muitas organizações não governamentais são contrárias à incineração, como é o caso da *National Toxics Network (NTN)*, que é uma rede criada em 1993, baseada no conceito de comunidade que trabalha para garantir um futuro livre de tóxicos para todos, e que leva em consideração as opiniões e intenções das organizações comunitárias e ambientais da Austrália, Nova Zelândia e Pacífico Sul. A NTN é membro da delegação das ONGs no Comitê de Revisão de Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs), que é o comitê científico da ONU que avalia as novas nomeações de POPs, e participou ativamente no Fórum Intergovernamental sobre Segurança Química e faz parte da delegação das ONGs para as negociações de um tratado de Mercúrio.

Muitas ONGs agem contrariamente à incineração, entretanto, os impactos causados pelos aterros são também lembrados constantemente.

A Eco-cycle (2011), elencou algumas afirmações que desconsideram a incineração como um sistema viável para o tratamento dos RSU, tais como:

- a) A incineração tem custo superior ao aterro sanitário em 50% e que os riscos da sua adoção como forma de tratamento de RSU é injustificável;
- b) A reciclagem conserva de três a cinco vezes mais energia do que a geração em incineradores, porque a produção de novos produtos a partir de materiais recicláveis usa menos energia se comparada com a produção utilizando-se de recursos naturais virgens;
- c) Há uma tecnologia de WtE que funciona, que é a digestão anaeróbia a qual assegura algum potencial de produção de energia para as comunidades de forma sustentável, segura e com eficiência de custo, uma vez que a digestão anaeróbia é usada para gerar energia renovável em sistemas de tratamento de esgotos.

Che e Hu (2010) estabeleceram como vantagens do sistema de aterros sanitários:

- a) É uma solução universal;
- b) Apresenta custo relativamente baixo e é fácil de ser implantado;
- c) Apresenta possibilidade da captação do biogás.

Como desvantagens, os autores apresentam:

- a) Exige extensas áreas de terras;
- b) Não atende os objetivos de redução dos RSU e de convertê-los em fontes reusáveis;
- c) Pode apresentar problemas ambientais, como a poluição dos corpos d'água, dos lençóis subterrâneos e poluição atmosférica.

Segundo os autores as vantagens dos incineradores são:

- a) Produção de energia elétrica e vapor para aquecimento;
- b) Os incineradores podem ser localizados próximos às áreas residenciais;
- c) As emissões atmosféricas podem ser controladas;
- d) Possibilita a redução dos RSU em 90%.

Como desvantagens são apresentadas:

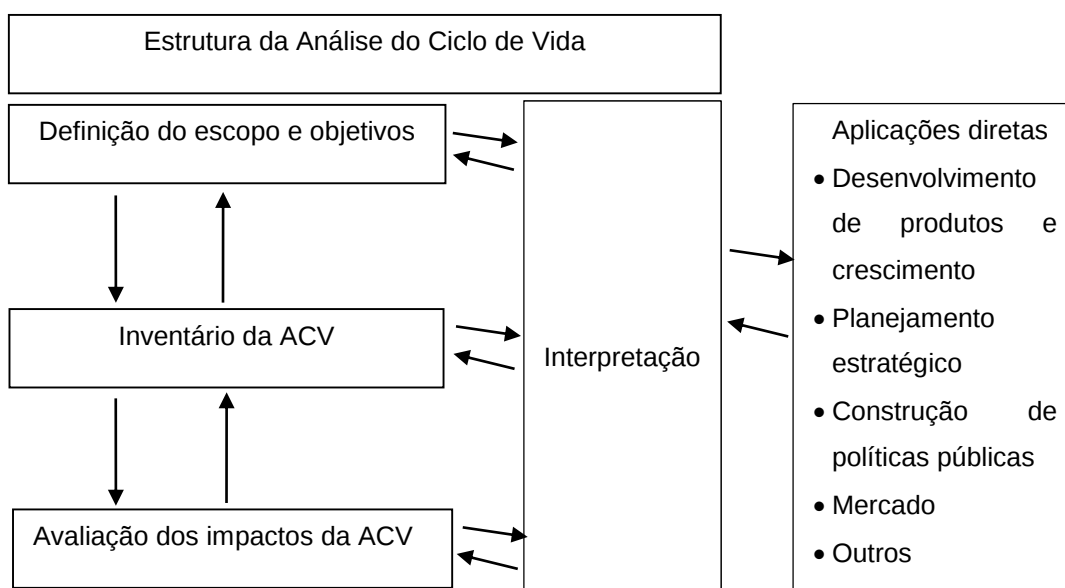
- a) Elevado capital inicial para implantação e para a manutenção da operação;
- b) Requer equipamentos sofisticados para controle da poluição atmosférica;
- c) A opinião pública apresenta grande rejeição pela tecnologia, sobretudo pela emissão de dioxinas;
- d) As cinzas suspensas necessitam de serem dispostas em aterros para resíduos perigosos;
- e) Exige elevado conhecimento técnico e muita experiência para funcionamento.

3.14 Análise do ciclo de vida dos materiais contidos nos resíduos

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) estuda os aspectos ambientais e potenciais impactos ao longo da vida de um produto (ou seja, do berço ao túmulo) da aquisição de matéria-prima através da produção, uso e disposição (ISO 1997).

Um quadro padronizado sobre como executar uma análise do ciclo de vida (ACV) é fornecido pela Organização Internacional de Padrões (ISO 1997). De acordo com este quadro, uma avaliação do ciclo de vida consiste em quatro fases diferentes, mas inter-relacionadas, conforme ilustrado na figura 4.

Figura 4 – Estrutura da análise do ciclo de vida



Fonte - ISO (1997).

Em uma avaliação do ciclo de vida (ACV), os impactos ambientais de um produto ou serviço são investigados ao longo de todo o seu ciclo de vida. Isso é feito compilando um inventário de insumos, com entradas e saídas relevantes de um sistema (análise de inventário), avaliando os impactos potenciais desses insumos nas entradas e saídas (avaliação de impacto) e interpretando os resultados em relação aos objetivos do estudo.

A análise do ciclo de Vida (ACV) deve cobrir o uso de material e energia, bem como todas as emissões feitas pelo sistema do produto em uma perspectiva de berço ao túmulo. Conforme definido nas Diretrizes Nórdicas sobre Avaliação do Ciclo de Vida, segundo Lindfors *et al.*, (1995), isso significa que o sistema do produto é seguido da extração e processamento de matéria-prima, através da fabricação, distribuição, uso, reutilização, manutenção, reciclagem para disposição final, incluindo todos os transportes envolvidos. São coletadas e processadas informações quantitativas ou qualitativas sobre as emissões, e o material e a energia utilizados em todas essas fases são reunidos e processados para que seja possível avaliar o impacto total sobre o meio ambiente e sobre a base de recursos. Uma ACV não envolve impactos econômicos ou sociais (LINDFORS *et al.*, 1995). As categorias gerais de impactos ambientais que precisam de atenção incluem uso de recursos, saúde humana e considerações ecológicas (ISO 1997).

Na avaliação de Finnveden (2000) um estudo de ACV pode ser um suporte valioso para vários tipos de decisões ambientais, como o design ou melhoria de produtos e processos, o desenvolvimento de planos de negócios, a definição de critérios de rotulagem ecológica, o desenvolvimento de estratégias políticas e a tomada de decisões de compra.

As considerações destacadas por Finnveden (2000), apontam a sistemática do estudo, estabelecendo que o foco de uma ACV pode ser em um produto, como um carro ou em uma função, como o transporte de uma pessoa do ponto A para o ponto B. A ACV é sempre baseado na chamada unidade funcional. A unidade funcional é uma unidade de referência para quantificar o desempenho de um sistema de produção.

No objetivo de um estudo de ACV, a aplicação pretendida e os motivos para a realização do estudo devem ser claramente indicados. Também deve ser definido a quem os resultados produzidos devem ser comunicados. É a partir da definição do

objetivo que se define o escopo. É inviável cobrir absolutamente todos os aspectos ligados à vida de um produto. Portanto, os limites do sistema devem ser determinados. Ou seja, uma decisão sobre os processos de unidade a serem incluídos na ACV deve ser feita. A qualidade de dados necessária para cumprir o objetivo do estudo também é especificada no escopo, abordando questões como cobertura relacionada ao tempo, cobertura geográfica, consistência e reprodutibilidade dos métodos utilizados. Em estudos comparativos, todas as diferenças entre os sistemas, em relação à unidade funcional e às considerações metodológicas, devem ser identificadas e relatadas.

Os objetivos de uma ACV podem ser analisados em várias dimensões. Uma primeira dimensão fundamental é a questão de saber se o estudo é orientado para a mudança (prospectivo) ou descritivo (retrospectivo) afirmou Finnveden (2000), que considerou também que se o objetivo do estudo for a mudança, a análise do ciclo de vida vai estudar exatamente as consequências de uma escolha; idealmente, os dados utilizados devem refletir as mudanças reais que ocorrem e podem depender da escala da mudança e do tempo durante o qual ela ocorre. Em relação ao tempo, pode-se ter tempo muito curto (menos de um ano), curto (anos), longo (décadas) ou muito longo (séculos). Estudos que não são orientados para mudanças podem ser chamados de relatórios ambientais.

Se a perspectiva do tempo for longa (décadas), é em geral mudanças na base de aspectos marginais que são relevantes. A base destes aspectos a longo prazo é determinada por várias situações, por exemplo, se o mercado total estiver crescendo ou retraindo, ou se houver alguma situação que restrinja o uso de uma tecnologia específica. Desta forma, se o mercado estiver crescendo, novos investimentos poderão surgir. A tecnologia marginal é baseada na tecnologia na qual novos investimentos são feitos. Da mesma forma, se o mercado estiver retraindo, a capacidade de produção será diminuída e a tecnologia marginal também será diminuída, e esta é a situação menos preferida, pois a tecnologia também será a menos preferida.

A metodologia ACV pode ser aplicada aos sistemas de gerenciamento de resíduos, embora diferentes aspectos da metodologia possam entrar em foco. Os aspectos que podem ser discutidos para a ACV de um sistema de gestão de resíduos incluem: limites do sistema, reciclagem, entradas múltiplas – materiais e serviços, vida útil em relação aos aterros sanitários, aterros como sequestro de carbono e avaliação de impacto do ciclo de vida

Um aspecto-chave da ACV é que o sistema deve ser modelado de tal forma que as entradas e saídas do sistema sejam seguidas do "berço para o túmulo", o que significa que as entradas devem ser fluxos que são extraídos do ambiente ausente da antropização, e as saídas devem ser fluxos que são descartados para o meio ambiente sem transformações humanas subsequentes (ISO 1997). Isto normalmente não é considerado nas ACV de gerenciamento de resíduos. Em vez disso, as entradas são muitas vezes resíduos sólidos gerados, por exemplo, resultados das atividades dentro dos domicílios – ou seja, a entrada no caso é a geração do resíduo dentro das casas, portanto é uma entrada resultado da atividade humana. Contudo, isso ainda é compatível com a definição de ACV, se o mesmo fluxo de entrada aparecer em todos os sistemas a serem comparados. Neste caso, necessário se faz desconsiderar esta condição de ausência de atividade antrópica e, nos casos comparativos, essa questão (antropização) deve ser desconsiderada para que o estudo possa ser elaborado, pois não há forma de elaborar um estudo de ACV de gerenciamento de resíduos sem a geração prévia dos mesmos, ou seja, não ausência da atuação humana no início do processo de gestão de resíduos. O limite do sistema pode ser alterado na medida em que os diferentes sistemas comparados produzem mais ou menos resíduos de uns em relação a outros. Nessa situação, as entradas do sistema não são mais idênticas e, em princípio, deve haver uma ampliação do limite de atuação do sistema. Isso pode, na prática, revelar-se muito difícil e, portanto, não possibilitar que a ACV possa ser realizada. Nesse caso, deve, no entanto, ser cuidadosamente observado que os impactos do sistema que produz menos resíduos são melhores avaliados em relação aos demais.

Uma situação semelhante pode ocorrer para as saídas quando materiais ou energia são reciclados para novos produtos. Nas ACV dos sistemas de gestão de resíduos, os produtos destinados para a reciclagem normalmente não são considerados como direcionados para a "sepultura", nem os produtos que são substituídos por novos produtos obtidos através da reciclagem. Novamente isso é compatível com a definição da ACV, se os produtos forem "idênticos" em todos os sistemas que são comparados. Neste caso, idênticos significa a mesma situação de uso, não exatamente que sejam iguais, significa similaridade. É suficiente se os diferentes produtos ou sistemas estão fornecendo uma função comparável para o usuário, e se eles têm os mesmos impactos ambientais. Se os produtos não fornecem

funções comparáveis, eles não podem se substituir. Se os produtos não tiverem os mesmos impactos ambientais, pelo menos a diferença deve ser incluída na ACV.

Dentro da ACV no sistema de gestão de resíduos Finnveden (2000) considerou a questão da reciclagem, explicando que um produto é reciclado quando se transforma em outro produto, ou em uma nova forma de uso. Isto se torna um problema na avaliação porque não se tem os limites do início (berço) e do fim (túmulo) do produto. O problema pode ser resolvido de duas maneiras: atribuindo intervenções ambientais entre os dois produtos e estudando apenas um deles, ou expandindo os limites do sistema e incluindo ambos os produtos dentro do sistema.

A consideração sobre os impactos ambientais pode ser abordada em três fases (LINDFORS *et al.*, 1995):

- a) O sistema de reciclagem
- b) Necessidade de recursos naturais primários utilizados em ambos os produtos
- c) Eliminação de materiais utilizados em ambos os produtos

Para evitar o problema de atribuições, os limites do sistema às vezes podem ser expandidos para incluir outras funções pertinentes aos resíduos e as várias formas de tratamento. Um exemplo é a comparação entre o aterro e a incineração de resíduos. A principal função do aterro é o tratamento de resíduos sólidos. O aterro pode ter outras funções, como a captação do biogás para a geração de energia, porém, esta é uma função pouquíssima utilizada e, portanto, numa comparação pura e simples entre ambos os sistemas, incineração e aterro sanitário, deve ser desconsiderada do ponto de vista metodológico. A incineração com recuperação de calor também trata os resíduos sólidos, mas também produz calor ou eletricidade, proporcionando assim uma segunda função. Ou seja, assim como o aterro, a incineração também trata os resíduos, mas concomitantemente produz calor e eletricidade. Uma vez que os processos fornecem funções diferentes, é difícil compará-las diretamente.

No caso de incineradores e aterros, para haver uma comparação, deve-se realizar uma expansão do sistema. No caso, o incinerador realiza o tratamento dos resíduos e gera calor e eletricidade. Para comparar com o aterro sanitário não se deve utilizá-lo simplesmente como tratamento de resíduos, mas ampliar sua atuação no sentido da realização do tratamento dos resíduos e também da geração de calor e eletricidade.

Existem questões para serem consideradas quando se amplia os limites do estudo na ACV (EKVALL e TILLMAN 1997, EKVALL e FINNVEDEN 2000). Por exemplo:

- a) Qual material será substituído por um outro material reciclado? Frequentemente o material reciclado substitui o material virgem. Por exemplo, papel reciclado substitui o papel virgem. Mas existe também a possibilidade de papel reciclado substituir papel reciclado. Neste caso a forma de condução da ACV deve obedecer a procedimentos diferentes;
- b) Se o resíduo for incinerado com recuperação de calor, qual é a fonte de energia alternativa? Esta questão é de interesse ao comparar a incineração com recuperação de calor com outros métodos de tratamento. O mesmo se aplica a outras opções de tratamento, como a digestão anaeróbica e/ou aterro com coleta de gás, onde o calor pode ser gerado. Qual o método mais adequado de comparação entre a reciclagem e a incineração em relação a energia alternativa, por exemplo?

De acordo com Finnveden (2000) uma diferença importante entre o aterro e a maioria dos outros processos em um estudo de ACV é o tempo. As emissões de aterros podem ocorrer por muito tempo, muitos anos. As emissões potenciais do aterro devem ser integradas ao longo de um certo período de tempo. É importante determinar qual período de tempo é de interesse. A escolha do prazo é claramente uma escolha de valor para a análise de inventário de uma ACV, e está relacionado com pontos de vista éticos sobre impactos nas gerações futuras, segundo Finnveden, 1997. Esta é uma situação que merece atenção porque relaciona-se com a sustentabilidade. Os aspectos importantes a serem discutidos incluem as possibilidades e consequências de diferentes escolhas, bem como a discussão ética, que aparentemente não deve ser evitada.

A complexidade no estudo da ACV nos resíduos é muito grande. Por exemplo se se for considerar a questão do fluxo de carbono. O carbono no aterro ou no incinerador pode ser de origem biótica ou fóssil. Na hipótese da adoção completa do ciclo do carbono, em questão do estudo da ACV ter-se-ia de levar em consideração, por exemplo, a absorção de carbono durante o crescimento das árvores, e isso conduz a análise para uma abrangência muito ampla, e que tem pertinência – isso é o que se chama de expansão do limite do sistema, os aspectos marginais precisam ser

ampliados. E nesta expansão dos aspectos marginais mais as variáveis crescem grandemente. Desta forma, por exemplo a questão dos recursos bióticos, considerando a não supressão de árvores e sua manutenção e preservação nas florestas, também deve ser levado em conta que, na floresta, as árvores seriam degradadas naturalmente. Esta degradação pode, no entanto, ser bastante lenta, e o prazo deve ser prolongado até vários séculos antes de todos os materiais bióticos terem sido degradados.

Segundo Dobson (1998) a prática de ignorar as emissões bióticas de CO₂ pode levar a erros de resultados em um estudo de ACV. O autor ilustra sua afirmação através de um exemplo comparativo entre a incineração e o aterro de resíduos. Supondo, em um exemplo hipotético, que os processos (incineração e aterro) estejam relacionados ao produto celulose. Quando incinerado, quase 100% do carbono é emitido como CO₂. No entanto, no inventário, esta emissão é muitas vezes desconsiderada. Se o produto for depositado em aterro, cerca de 70% do material deverá ser degradado e emitido durante um curto período de tempo, principalmente como CO₂ e CH₄ (FINNVEDEN *et al.*, 1995). Para Dobson (1998) mais uma vez, o CO₂ emitido é normalmente desconsiderado, embora as emissões CH₄ sejam anotadas. Durante o período de tempo pesquisável, espera-se que 30% do carbono esteja preso no aterro sanitário. Existe, portanto, uma diferença entre as alternativas de aterro sanitário e incineração a esse respeito. No caso de incineração, todo o carbono é emitido, enquanto que no caso disposição em aterro, algum carbono fica preso. No entanto, esta diferença não é observada, uma vez que as emissões de CO₂ são desconsideradas e este é, em princípio, um erro, uma vez que os métodos de avaliação consideram o metano e desconsideram o dióxido de carbono. Poder-se-ia discutir que uma parte do potencial de aquecimento global, correspondente ao a uma quantidade de carbono biológico em CO₂, devesse ser subtraída do inventário de aterro sanitário, pois que este CO₂ fica preso dentro do maciço do aterro. Existem várias maneiras de evitar esses erros em relação às emissões biológicas de carbono. Uma é incluir explicitamente a modelagem dos processos em que há uma retenção de CO₂. Se isso for feito, não há necessidade de fazer uma diferenciação entre CO₂ biótico e não biótico. Nos casos em que existe uma contenção no aterro de carbono, isso levará a emissões de CO₂ negativas e não será feita distinção entre carbono biológico em CH₄ e CO₂. O carbono que fica retido deve ser considerado como emissão negativa de CO₂.

A questão é como considerar o volume de carbono nos resultados finais da ACV. Para materiais rapidamente degradáveis, o carbono gerado só terá uma influência menor nos resultados em termos de equivalentes de CO₂ por um curto período de tempo, porque são gerados rapidamente pela fração de degradação rápida dos resíduos aterrados. Isto acontece porque a maior parte do carbono será emitida e pequena parte ficará armazenada. Se o tempo de pesquisa for curto, o carbono gerado pela degradação lenta dos resíduos talvez não seja observado, o que interfere na pesquisa e nos resultados reais. Finalmente, deve-se notar novamente que a geração de carbono, com emissão ou retenção dentro do aterro, é apenas um problema para materiais renováveis onde as emissões de CO₂ normalmente não são consideradas, ou o é somente quando uma perspectiva de tempo limitado é usada.

Avaliação do impacto do ciclo de vida dos sistemas integrados de gerenciamento de resíduos sólidos é a fase de um ACV visando a compreensão e avaliação da magnitude e significado dos potenciais impactos ambientais de um sistema de produção em relação aos produtos utilizados no sistema (ISO 1997). Em uma ACV no sistema de gerenciamento de resíduos, normalmente não será conhecido onde e quando todas as emissões ocorrerem. Esta é uma das razões pelas quais a ACV não consegue prever impactos reais, mas é restrita à análise de impactos potenciais (UDO DE HAES, 1996). Quando se analisa as emissões dos aterros, deve ser considerado que as emissões ocorrerão em uma situação futura, e que as emissões não podem ser medidas, mas apenas previstas. Uma consequência deste estudo é que são consideradas as emissões potenciais (previsões), em vez de emissões reais que podem ser incluídas na ACV, na questão do processo que ocorre no aterro sanitário. Obviamente este ponto é um fator complicador, que torna a ACV mais difícil. No entanto, existem outras situações em uma ACV em que as emissões ocorrem em diferentes escalas de tempo, como por exemplo, na questão de estudos de resíduos da construção civil (HOFSTETTER, 1996). A solução padrão para este problema é tratar todas as emissões como se ocorressem no mesmo momento. Se esta consideração for validada para processos de aterro, os métodos que estão sendo usados para ACV em geral também podem ser usados para sistemas de gerenciamento de resíduos.

No entanto, há um aspecto adicional relacionado às discussões anteriores: os impactos futuros são mais ou menos importantes do que os impactos atuais? A

respeito deste aspecto, Finnveden e Huppes (1995) realizaram algumas considerações, quais sejam:

- a) Se, por exemplo, a análise de ponderar a geração de carbono fosse limitada aos efeitos dentro de um certo período de tempo, então a especificação das emissões após esse período de tempo seria desnecessária.
- b) Além disso, se a ponderação tiver uma importância diferente nos efeitos que ocorrem em momentos diferentes, a análise do inventário deve indicar a escala de tempo das emissões.
- c) O princípio de que as gerações futuras não devem ser sobrecarregadas com os custos ambientais das atividades das atuais, isso pode envolver a maior ênfase nos efeitos futuros.
- d) Por outro lado, para muitas pessoas parece sem sentido levar em conta os efeitos que ocorrem após mais de 100.000 ou um milhão de anos, escalas de tempo que podem ser relevantes para alguns tipos de resíduos.

A definição de análise de ciclo de vida (ACV) indica que a avaliação deve incluir o ciclo de vida completo e não há restrição no tempo. Isso sugere que todas as emissões devam ser incluídas, independentemente de quando elas ocorrerem. No entanto, se se desejar estabelecer uma menor ênfase nos impactos futuros, existem duas soluções possíveis:

Primeiro: realizar um corte após algum período de tempo. Se essa abordagem for usada, as emissões após um certo período de tempo e os impactos associados a eles são completamente ignorados. O pressuposto implícito é que os impactos que ocorrem após o período de tempo pré determinado não têm importância. Isso é consistente quando se tem a visão de que as gerações futuras não têm importância (FINNVEDEN, 1997).

Segundo: Desconsiderar a taxa de geração de carbono. Assim não há impacto nas gerações futuras. A escolha sobre desconsiderar a geração de metano envolve a questão ética e ideológica em relação ao assunto de como as gerações futuras são valorizadas e em relação ao crescimento econômico esperado (FINNVEDEN, 1997).

Porém, segundo Finnveden *et al.* (2000) em uma ACV em gerenciamento de aterros esta desconsideração sobre a geração de carbono não ocorre. Um corte é usado nas abordagens em que as emissões dos aterros são consideradas apenas por um certo período de tempo, e os resíduos restantes são descritos como inertes se

então são considerados. Ao usar esse tipo de abordagem, uma avaliação ética é implicitamente realizada de forma a não colocar nenhuma importância no impacto que afetará as gerações futuras. É importante perceber que ao decidir pelo período de tempo para realização dos estudos de uma ACV, implicitamente uma avaliação ética está em prática também.

Os estudos realizados por Finnveden *et al.* (2000) incluíram os resíduos incluídos do lixo doméstico: resíduo alimentar, jornal, papelão ondulado, papelão misto, polietileno, polipropileno, poliestireno, policloreto de vinilo e tereftalato de polietileno. Os métodos de tratamento considerados no estudo foram a incineração (de todas as frações), o aterro (de todas as frações), a reciclagem (de todas as frações, exceto o desperdício de alimentos), a digestão anaeróbica (de resíduos alimentares) e a compostagem (de resíduos alimentares). Foi considerado o uso do biogás produzido a partir de digestão anaeróbica para produção de combustível que substitui diesel ou para produção de calor e eletricidade. Os cálculos foram feitos para a condição irrealista de que todos os resíduos são tratados com o mesmo método de tratamento. O estudo foi assim elaborado e realizado para facilitar as comparações entre os diferentes sistemas de tratamento de resíduos. O autor determinou ainda que os resultados deveriam ser apresentados para cada fração de resíduos e para todo o sistema.

De acordo como o autor, o tempo de pesquisa para estudo de uma ACV deve ser de 100 anos. Para os aterros municipais de resíduos sólidos, o período de tempo pesquisável é definido como o tempo que leva para alcançar a fase final da produção do metano, normalmente vinculado aos resíduos de degradação lenta. Para alguns tipos de resíduos sólidos, pode ser difícil definir um estado de estabilidade dentro do aterro. Nesses casos, 100 anos são usados como padrão. O estudo realizado pelo autor considerou que os resíduos podem ser gerenciados de diferentes maneiras, tendo citado: reciclagem, digestão anaeróbica (com produção de fertilizante e biogás usado para geração de calor e eletricidade, incineração (com recuperação de calor e produção de eletricidade), compostagem, e aterramento com coleta do biogás para geração de calor e eletricidade.

A reciclagem pode ser considerada de várias formas. Um material pode ser transformado, pela reciclagem, em um novo material para novos usos, ou pode ser transformado em energia. Em sua pesquisa o autor considerou a reciclagem de resíduos para obtenção de novos materiais, e não para obtenção de energia. De acordo com o

autor, para poder reciclar resíduos é necessário realizar algum tipo de classificação, segregação, para então escolher o melhor processo de transformação. Isso pode ser feito de forma centralizada, coletando resíduos misturados e ordenando-os em uma unidade central de reciclagem, ou pode ser feito nas residências, no ato da geração. Plásticos, jornais, papelão, foram considerados para a produção de novos produtos. Quando um material é reciclado, ele irá substituir algum outro material. Tem-se o gasto de energia para sua transformação, mas também haveria gasto energético para a sua produção a partir de recursos virgens. A reciclagem tem o gasto de energia, mas preserva recursos naturais virgens. Na reciclagem um kg de material de resíduos não substitui exatamente um kg de material virgem, pois há perdas na triagem e durante os processos de transformação. No caso dos produtos de papel e papelão, registra-se a qualidade não tão boa do novo produto obtido e, desta forma, uma quantidade maior de fibra será necessária para melhorar a qualidade.

O estudo de Finnveden *et al.* (2000) em relação à análise do ciclo de vida considerando o sistema de incineração estabeleceu que o modelo é dividido em duas partes: o forno que gera saídas (cinzas e escórias) e gás bruto, e o sistema de controle de emissão de ar, que gera saídas de cinzas volantes, água condensada e gás limpo. A geração de calor e consumo de energia e aditivos são calculados como subprodutos da atividade do forno. O consumo de energia e aditivos dentro da planta de incineração é calculado com base na quantidade de resíduos recebida. O calor liberado no forno é calculado usando os valores de aquecimento mais altos dos compostos de carbono presentes nos resíduos incinerados. No forno, o resíduo é transformado em cinzas e gás bruto. Os metais irão, em grande parte, acabar nas cinzas, exceto pelo mercúrio e o cádmio, que são principalmente deslocados para o gás bruto, assim como as principais partes de enxofre, fósforo, nitrogênio e cloro que acabam no gás bruto. Todos os carboidratos, gorduras e proteínas nos resíduos são considerados como sendo completamente queimados, formando CO₂ biológico. A combustão completa também ocorre para fenóis, compostos clorados, compostos orgânicos voláteis e hidrocarbonetos halogenados voláteis. As dioxinas nos resíduos serão queimadas, mas novas serão formadas durante a combustão.

O processo realiza a floculação e filtração da água condensada, que depois é retirada e colocada fora do sistema com quase 70% da amônia removida. A lama de água condensada é misturada com as cinzas volantes e TMT 15, o que reduz a capacidade de lixiviação dos metais. O TMT 15 é uma solução aquosa pronta para

uso com 15 % de sal trissódico de trimercapto-s-triazina, sulfeto orgânico que representa a substância ativa. O TMT 15 é utilizado para precipitar metais monovalentes e bivalentes de águas residuárias, como chumbo, cádmio, cobre, níquel, mercúrio, prata, por exemplo. As cinzas volantes e as cinzas resultantes do forno são preparadas separadamente para serem dispostas em aterros especiais, uma vez que a capacidade de lixiviação é diferente para metais e outras substâncias.

Nas considerações estabelecidas pelo estudo, o período de tempo pesquisável para as emissões de metais presentes nas cinzas residuárias do sistema de incineração é de aproximadamente 100 anos. O efluente do aterro de cinzas foi estabelecido como tratado em uma estação de tratamento de esgoto municipal, pois é o tratamento mais adequado e efetivamente realizado.

Em relação à análise de ciclo de vida do aterro sanitário, os impactos ambientais foram distribuídos ao longo do tempo. Em contraste com outros processos, como a incineração, por exemplo, as emissões podem ocorrer por milhares de anos. As emissões que a geração atual logrará às futuras precisam ser contabilizadas. O autor utilizou expressões: período de tempo e período de tempo restante. O período de tempo pesquisável é definido como o período até o aterro ter atingido um estado de estabilidade (Finnveden *et al.*, 1995). Para o aterro de resíduos, esta estabilidade é o tempo até que a maior parte da produção de metano tenha cessado. O tempo de pesquisa é geralmente cerca de um século. O tempo residual é aquele que ocorre após o período de tempo pesquisável. Quando este tempo decorre totalmente, considera-se que todos os componentes do aterro foram liberados para o meio ambiente.

Finnveden *et al.* (2000) utilizou o modelo de aterro sanitário sueco médio, no qual as emissões oriundas da água e gás são separadas. O modelo considera as emissões que ocorrem durante o período de tempo pesquisável e as que ocorrem durante o período de tempo residual. A coleta do biogás durante seu tempo de operação considera uma eficiência de 50% do total de biogás gerado. O gás coletado é considerado que sofrerá o procedimento de queima para recuperação em eletricidade e calor.

De acordo com o estudo o modelo de aterro de lixo doméstico estabelece os diferentes tipos de carbono que são degradados em tempos também diferentes. O carbono biológico é dividido em grupos de acordo com o tempo de degradabilidade dos resíduos, e o carbono fóssil pode ser considerado pelo tempo pós pesquisável,

ou seja, o tempo que ultrapassa o período natural da pesquisa. Os resíduos degradáveis em condições anaeróbias, considerando o tempo de pesquisa, são divididos em dióxido de carbono e metano. Os teores de nitrogênio, cloreto, potássio e cálcio, presentes no lixo doméstico são considerados como emitidos durante o período de pesquisa, enquanto que a maioria dos metais é deixada dentro do aterro pelo tempo remanescente (pós pesquisa).

As emissões que ocorrem durante a operação no aterro sanitário são diretamente relacionadas com os resíduos dispostos. O efluente do aterro (chorume) é considerado como de encaminhamento para tratamento e estação de tratamento de esgoto, e o lodo do tratamento do esgoto é considerada como disposta no aterro. Junto ao lodo formado pelo tratamento do chorume do aterro adiciona-se o lodo formado pelo tratamento de esgoto da cidade ou grupo de cidades, e também o lodo resultante do processo de compostagem.

A queima do gás no aterro apresenta as emissões de clorobenzenos, dioxinas, furanos e mercúrio documentadas para considerações no estudo da análise de ciclo de vida. Este quesito é analisado durante o período de pesquisa, não sendo observado no período pós pesquisa, chamado de período remanescente.

O chorume resultante do aterro apresenta metais, nutrientes e outras substâncias que causam impacto negativo. O chorume coletado é enviado a um sistema de tratamento de esgoto municipal. As emissões resultantes deste transporte não são consideradas. O chorume proveniente do aterro e também do tratamento das cinzas resultantes do incinerador são manejados da mesma forma.

Durante o processo de degradação anaeróbia dentro de um aterro, é formado um gás, denominado de biogás, composto basicamente pelo metano e pelo dióxido de carbono, que são potentes gases de efeito estufa. Para evitar emissões destes e simultaneamente ganhar energia, o gás de aterro é coletado e usado para geração de energia. No modelo, o gás de aterro é queimado para produzir calor e eletricidade. As emissões resultantes da combustão originam, CO_2 , CH_4 , CO , compostos orgânicos voláteis não metanos, nitratos, óxido nitroso, óxido de enxofre e mercúrio, que são adicionados no inventário da pesquisa. O carbono presente no gás carbônico e no metano são separados em carbono biológico e carbono fóssil, dependendo da origem. As últimas frações de carbono são as derivadas dos resíduos de PET (Polietilenotereftalato), PS (poliestireno), PE (polietileno) e PVC (policloreto de vinilo).

A energia produzida a partir da queima do biogás, de acordo com o estudo, foi creditada no processo do sistema de aterro, considerando a energia que seria dispendida para obtenção da mesma energia em outra fonte, e que foi evitada.

O gasto de energia com as operações de transporte foi analisado, compilado e inventariado para análise do ciclo de vida do sistema. Assim também deve ocorrer em relação a todas as demais operações para operação do aterro. O uso de compactadores ou máquinas de esteira para compartimentar o lixo tem elevado gasto de energia (diesel).

A produção de eletricidade a partir do gás do aterro tem os cálculos baseados analogamente ao uso do carvão, o qual tem utilização consistente em modernas usinas na Europa. Estudos acadêmicos sobre a produção de eletricidade em usinas que utilizam carvão apresentam grande confiabilidade. A eficiência da usina é de 47% e o valor calorífico inferior do carvão considerado é de 24,3 MJ/kg. No comparativo dos sistemas de produção de energia elétrica são considerados todos os quesitos que impactam negativamente o meio ambiente, ressaltando em consideração a questão das emissões atmosféricas. Como a produção de energia elétrica a partir do gás do aterro tem como parâmetros as usinas de carvão, no estudo da ACV todas as fases da usina de carvão são destacadas, a começar pela extração do carvão em minas, onde ocorre a emissão de metano, e também todas as demais emissões, resultantes do processamento do carvão na usina. O uso da água e a emissão de metais pesados também são considerados.

As conclusões do estudo realizado por Finnveden *et al.* (2000) revelaram que os tratamentos de resíduos considerados, incineração e aterramento, produzem produtos úteis: material, combustível, fertilizantes, calor ou eletricidade. É importante notar que os aspectos ambientais dos dois diferentes métodos de tratamento de resíduos não são apenas determinados pelas propriedades do próprio método de tratamento, mas também pelas propriedades ambientais do produto que podem ser substituídas e pelos impactos ambientais associados ao seu ciclo de vida.

Esses tratamentos evitam impactos ambientais negativos e valorizam a utilidade dos resíduos, o que confirma a ideia de que os resíduos ao invés de serem considerados um problema, podem ser considerados como um recurso. A razão para essa consideração é devido ao fato de que nos sistemas considerados, incineração e aterro sanitário, os resíduos não trazem encargos ambientais relacionados, por conta

da gestão, porém, os resultados encontrados por Finnveden *et al.* (2000) não devem ser utilizados como argumento para uma política de "maximização de resíduos".

Estudos realizados por Finnveden *et al.* (2000), em resumo, demonstraram que a reciclagem de papel e materiais plásticos é geralmente favorável que diz respeito ao uso geral de energia e emissões de gases que contribuem para o aquecimento global. Uma exceção importante é quando os plásticos reciclados substituem a madeira impregnada. Neste caso, a reciclagem de plásticos é menos favorável do que a incineração em relação ao uso de energia e as emissões de gases de efeito estufa, embora a diferença seja bastante pequena. No entanto, a reciclagem ainda pode ser favorável em relação aos impactos toxicológicos, e nossos resultados ainda mostraram benefícios para a reciclagem em relação aos resultados ponderados totais.

A incineração é, em geral, preferível ao aterro em relação ao uso geral de energia e emissões de gases que contribuem para o aquecimento global. No entanto, existem alguns aspectos que podem influenciar esse ranking. Se as distâncias de transporte mais longas forem exigidas no caso de incineração, especialmente por automóveis de passageiros, o aterro pode tornar-se mais favorável do que a incineração. Entende-se como automóveis com passageiros deslocamentos para transporte de resíduos, principalmente para efetivação do sistema de reciclagem. A modelagem de aterros também pode ter uma influência decisiva. Se forem utilizados períodos de tempo mais curtos (na ordem de um século), o aterro é favorecido e pode se tornar uma opção preferível em relação à incineração.

Ao se analisar todo o ciclo da vida dos materiais, há de se considerar os modelos de gestão para estes materiais quando se tornam resíduos. Nestas condições, quanto maior a distância de transporte dos mesmos, maior gasto energético e maiores as emissões, fatores que tendem a impactar negativamente no estudo do ciclo de vida.

Portanto, os estudos de análise de ciclo de vida (ACV) podem ser usados para testar a hierarquia de resíduos e identificar situações em que a hierarquia não é válida. Os resultados obtidos por Finnveden *et al.* (2000), no entanto, que a hierarquia de resíduos é válida como regra geral.

As implicações políticas dos resultados apresentados pelo estudo dependem do objetivo desta política. A discussão é o ponto de partida do objetivo da política,

estabelecendo como ponto de partida que um dos objetivos é reduzir o uso total de energia e emissões de gases que contribuem para o aquecimento global.

O estudo de ACV contribui para a gestão dos resíduos, pois sugere que uma política de reciclagem de papel e materiais plásticos deve ser prosseguida, de preferência combinada com políticas que promovam o uso de plásticos reciclados que substituam plásticos feitos de materiais virgens. O estudo também sugeriu que, se a biomassa economizada pelo aumento da reciclagem pode ser utilizada como combustível que substitua os combustíveis fósseis, isso pode reduzir as emissões de gases de efeito estufa. Embora o aumento da participação do transporte em geral não afete o ranking entre a reciclagem e outros métodos de tratamento, o transporte de resíduos deve ser minimizado, o que é possível com a redução na geração de resíduos. É especialmente importante projetar os sistemas de segregação de materiais na fonte para que o transporte de pessoas para garantir a reciclagem possa ser evitado, uma vez que esses transportes podem reduzir os benefícios da reciclagem.

O estudo de Finnveden *et al.* (2000) identificou que o aquecimento obtido pela incineração de resíduos substituiu o aquecimento obtido através da utilização de resíduos florestais ou gás natural. Se os resíduos puderem substituir o petróleo ou o carvão como fontes de energia, uma política que promova a incineração pode ser bem-sucedida para materiais de papel em relação às emissões de gases de efeito estufa.

Para os resíduos de alimentos, o estudo forneceu respostas claras à comparação entre incineração e digestão anaeróbia. No entanto, nem o aterro nem a compostagem, em geral, parecem ser estratégias atraentes, se o objetivo é reduzir o uso de energia e as emissões de gases de efeito estufa. Uma exceção pode ser se grandes distâncias de transporte puderem ser evitadas. Em tais situações, a compostagem doméstica ou em pequena escala pode ser atrativa, embora isso não tenha sido estudado.

Em situações em que a reciclagem não é uma alternativa, uma política que promova a incineração geralmente é melhor do que uma política que promova o aterro sanitário. No entanto, em um curto período de tempo, a incineração pode levar ao aumento das emissões de gases de efeito estufa em comparação com o aterro de materiais que não são facilmente degradáveis, como plásticos e alguns constituintes de materiais de papel.

Segundo Finnveden *et al.* (2000), em análise à produção de energia para caracterização da avaliação de impacto do ciclo de vida, o foco é o uso geral de energia e as emissões de gases que contribuem para o aquecimento global, mas outras categorias de impacto, como acidificação, eutrofização, formação de fotooxidantes, humanos e os impactos ecotoxicológicos também estão incluídos. No estudo que analisa o ciclo de vida dos materiais (ou serviços) diferentes suposições necessitam ser testadas para que o assunto seja esgotado por completo. Ressalta-se, entretanto, que as mudanças nos sistemas de gerenciamento de energia e resíduos são, em grande medida, conduzidas por considerações e argumentos ambientais. Portanto, é importante a atenção à questão ambiental quando se tomam decisões sobre políticas e investimentos para a gestão e gerenciamento de resíduos. Foi desenvolvido um grande número de métodos e ferramentas para descrever aspectos ambientais que podem ser utilizados em diferentes tipos de contextos de decisão (MOBERG *et al.*, 1999).

De acordo com Finnveden *et al.* (2000), em análise do ciclo de vida são dois focos a serem observados. O primeiro é o foco em produtos, ou melhor, funções que os produtos oferecem. Os produtos podem incluir não apenas produtos materiais, mas também funções de serviço, por exemplo, oferecer uma certa quantidade de reciclagem ou produzir uma certa quantidade de calor ou eletricidade. Esta é uma perspectiva apropriada ao comparar diferentes opções de tratamento de resíduos ou métodos para gerar calor e eletricidade. O segundo aspecto da ACV é a perspectiva berço ao túmulo. Ao comparar diferentes produtos que cumprem uma função similar, pode ser importante considerar o ciclo de vida completo. Isso ocorre porque os impactos e benefícios ambientais podem ocorrer em diferentes fases do ciclo de vida.

No estudo realizado por Finnveden *et al.* (2000), foi verificado que resíduos geram algum tipo de produto útil tais como: materiais, fertilizantes, combustíveis, calor ou eletricidade, que podem substituir o mesmo produto produzido de outra forma. Isso é levado em consideração nos sistemas estudados. Os aspectos ambientais dos diferentes métodos de tratamento de resíduos não são, portanto, determinados apenas pelas propriedades do próprio método de tratamento, mas também pelas propriedades ambientais do produto que podem ser substituídas e pelos impactos ambientais associados ao seu ciclo de vida.

O gerenciamento sustentável dos materiais determina o alongamento na sua vida útil, contribuindo para a preservação de recursos naturais, a redução na geração

de resíduos, diminuição das mudanças climáticas e minimiza os impactos ambientais (EPA, 2009). Para tanto, deve-se utilizar a ferramenta de suporte de decisão DST (*decision support tool*), a qual ajuda as comunidades a identificarem soluções sustentáveis para o gerenciamento dos materiais, sobretudo quando estes são transformados em resíduos.

Segundo EPA (2009), de 1960 a 2010 a disposição dos resíduos em aterros superou em muito as outras formas de destinação ou disposição, sendo que a segunda forma de destinação foi a reciclagem, a terceira a geração de energia e em último a recuperação através da compostagem. No entanto, a sequência de prioridade na destinação ou disposição dos rejeitos deve ser: reuso, reciclagem, recuperação energética e, por último, o aterro sanitário. A tomada de decisão deve traçar a estratégia de calcular a totalidade dos custos, gastos energéticos, e os impactos ambientais produzidos pelo ciclo de vida dos materiais utilizados, que se transformam em resíduos. Esta tomada de decisão deve adequar padrões que contemplem os custos ambientais das emissões de gases de efeito estufa, gasto energético e metas que contemplem o alongamento da vida de diversos resíduos produzidos nas cidades.

EPA (2009) estabeleceu um diagrama de gerenciamento para os materiais e os resíduos, estabelecendo como atividades relacionadas a coleta, a reciclagem, a compostagem, a geração de energia e o aterramento. Nestas atividades, através da nova forma de gerenciar os resíduos sólidos, deve-se, através dos rejeitos dos resíduos sólidos, buscar a produção de eletricidade, aquecimento, gás, compostagem e reciclagem, mas levando em conta as emissões atmosféricas, os efluentes e a geração de resíduos sólidos, resultantes dos processos. Nestas atividades, o gerenciamento dos resíduos sólidos deve analisar situações que se colocam como fundamentais para a garantia da sustentabilidade ambiental, tais como: a energia utilizada no processo de reciclagem e as emissões, comparando com a energia despendida com o processamento de recursos naturais virgens e as emissões promovidas por este processo. Da mesma forma, deve-se analisar a venda de energia e as emissões que a produção de energia promove, bem como as emissões que ocorrem com a produção desta energia.

Para Finnveden *et al.* (2000) a reciclagem de papel e materiais plásticos vem na frente em ordem de prioridade em relação ao uso geral de energia, emissões de gases de efeito estufa e demais alternativas. Ao analisar o uso total de energia e as emissões de gases de efeito estufa, a reciclagem é a estratégia preferida em todos os

cenários para todo o sistema. Esta é uma mudança do cenário base onde é assumido que o papel reciclado e os materiais plásticos substituem os mesmos materiais produzidos a partir de matérias-primas virgens.

De acordo com Kaplan *et al.* (2009), as avaliações das condições dos processos de produção de energia elétrica ou vapor a partir do biogás de aterro em comparação com a energia obtida em processo de incineração de rejeitos, identificaram que o processo de incineração emite menos emissões de gases na atmosfera, sendo que tais dados foram obtidos a partir do monitoramento dos vários gases produzidos em vários seguidos. Outro fator que favorece os incineradores é que o desenho da planta e a operação é mais similar entre as plantas, o que facilita o monitoramento.

Já os processos de obtenção de gás do aterro para produção de energia ou vapor dificultam um processo de monitoramento biológico porque apresenta grande diversidade de variáveis o tempo todo. As grandes áreas físicas do aterro atuam como grandes fontes de emissões, principalmente por conta da não captação total dos gases devido a vazamentos. Kaplan *et al.* (2009), afirmaram que menos de 5% dos aterros nos Estados Unidos não possuem condições similares de fornecimento de dados, como da forma que ocorre nas unidades de incineração, identificando ainda que a operação nos aterros possui formas muito diferentes umas das outras, quando comparado com os incineradores.

Quando comparada a geração de energia em aterros e incineradores, em kWh, tem-se que, em média, os incineradores são mais eficientes de seis a onze vezes EPA (2009). Na mais otimista situação sobre a geração de energia a partir do biogás, tem-se que a cadeia ambiental do ciclo de vida dos materiais, as emissões de gases de efeito estufa são superiores em duas a seis vezes em comparação com as emissões das unidades de incineração. Segundo o autor, as emissões de gases de efeito estufa para a atividade de incineração de resíduos para geração de energia variam de 0,4 a 1,4 milhões de toneladas de CO₂e/MWh, enquanto que para a captação do biogás para a produção de energia o cenário é de 2,3 milhões de toneladas de CO₂e/MWh, sem considerar o carbono armazenado. EPA (2009) afirmou ainda que as unidades de incineração produzem menos NO_x, sendo que emissões de SO_x dependem das configurações do aterro e da unidade de incineração. Em relação aos pontos que influenciam as emissões de gases de efeito estufa nos processos de obtenção de energia devem ser considerados a localização da planta (aterro ou incinerador), as

políticas locais, a composição dos resíduos, os modelos de transporte e distâncias, o estoque de carbono, e outros.

De acordo com Mendez; Aramaki; Hanaki (2004), o aterro sanitário é o cenário de maior impacto ambiental, e que a gaseificação e a compostagem são consideravelmente menos impactantes ao meio ambiente, quando comparados com o aterro sanitário. Os autores afirmaram ainda que os aterros que são utilizados para a recuperação de energia, através da captação do biogás, tem uma leve diminuição do impacto ambiental quando comparado com aterro em que não ocorre a captação do biogás para produção de energia.

Nos estudos realizados por Finnveden (2000) foi mostrado que a incineração é, em geral, vantajosa em relação ao aterro com relação ao uso geral de energia, emissões de gases que contribuem para o aquecimento global e os resultados ponderados totais. No entanto, considerou o autor que alguns aspectos que podem influenciar essa vantagem, como as distâncias de transporte de resíduos, por exemplo. Se distâncias mais longas forem exigidas no caso de incineração, especialmente por automóveis de passageiros, o aterro pode tornar-se mais favorável do que a incineração. A modelagem de aterros também pode ter uma influência decisiva. Se forem utilizados períodos de tempo mais curtos, na ordem de um século, o aterro é favorecido e pode se tornar uma opção preferível em relação à incineração. A análise do ciclo de vida dos materiais pode ser usada para testar a hierarquia de resíduos e identificar situações em que a hierarquia não é válida. No entanto o autor afirmou que os resultados de sua pesquisa sugeriram que a hierarquia de resíduos é válida como regra geral. Os resultados obtidos podem ser utilizados como base para decisões políticas, bem como decisões estratégicas sobre sistemas de gerenciamento de resíduos.

De acordo com Konstandinos (2011), a aplicação do ciclo de vida dos materiais é um desafio na realização do gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos devidos às seguintes razões:

- a) Em gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos, cada resíduo deve ser tratado como uma prioridade para seja ambientalmente adequado, entretanto o gerenciamento de resíduos sólidos requer muita área física, notadamente em se tratando de aterros, os quais consomem recursos naturais não renováveis para serem operados, como por exemplo, combustíveis e energia elétrica. Por conseguinte, a gestão de resíduos coloca uma carga ambiental negativa no

ambiente natural e, desta forma, os compromissos entre ganhos e perdas devem ser avaliados

- b) A gestão de plantas de resíduos sólidos gera vários “produtos” úteis, diferentes tipos de papel, papelão, vidros, plásticos, etc. O tratamento biológico mecânico gera combustíveis derivados de resíduos, que podem ser usados como combustíveis sólidos em cimenteiras, e o composto usado como fertilizante. O tratamento térmico, chamado de do lixo para energia, produz eletricidade e calor. Desta forma, a gestão de plantas de resíduos sólidos deve receber apenas os resíduos sem uso.
- c) Existem grandes incertezas sobre a gestão das plantas que recebem os resíduos sólidos urbanos. A falta de dados confiáveis é um problema quando se aborda a questão do ciclo de vida dos materiais (McDougall *et al.*, 2001). Aterros, sem dúvida a forma mais utilizada de disposição de resíduos, apresentam várias incertezas em relação ao período a que fica sujeito aos impactos ambientais. Obersteiner *et al.* (2007), afirma que os dados obtidos referentes aos processos, como coleta, reciclagem e tratamento, são mais confiáveis que os dados de aterros, os quais, normalmente sofrem modelagens onde as estimativas são necessárias.

O ciclo de vida dos materiais é um sistema onde se deve gerenciar entradas (materiais e fontes de energia) e saídas (emissões e produtos), as quais devem ser identificadas e quantificadas durante o inventário do ciclo de vida dos materiais, que é uma fase do ciclo de vida dos materiais (KONSTANDINOS, 2011). O autor afirmou que o ciclo de vida dos materiais contidos nos resíduos sólidos urbanos apresenta duas linhas básicas para serem gerenciadas para que possam ser adequadamente destinadas e dispostas. A primeira linha está relacionada com os resíduos sólidos que não podem ser destinados para reuso ou reciclagem e são os rejeitos reais do sistema. Na gestão destes resíduos tem-se que trabalhar com duas rotas.

A primeira: a coleta, o transporte, a destinação para o tratamento biológico ou para o tratamento térmico (queima), que gera eletricidade e vapor. A parte que é dirigida para o tratamento biológico também pode ser transformada em energia elétrica depois que passa pela fase de ser acondicionada como combustível derivado de resíduo. As sobras são dispostas em aterros.

A segunda rota está relacionada com os materiais segregados, que podem sofrer uso ou reuso, os quais são coletados, transportados e destinados para plantas de reciclagem, nas quais são obtidos os plásticos, metais, vidros, papéis e papelões, e outros materiais que podem ser recuperados. As sobras também são dispostas em aterros.

O fim do ciclo de vida do material no sistema de gestão dos resíduos sólidos é quando o material cessa de ser lixo ou rejeito e se torna um produto útil (McDOUGALL *et al.*, 2001). Para Konstandinos (2011), o fim de vida dos materiais presentes nos resíduos sólidos urbanos é quando os mesmos são dispostos definitivamente no aterro. A obtenção de produtos úteis ou de energia a partir dos materiais contidos nos resíduos sólidos também pode ser entendida como o fim do ciclo de materiais no sistema de gestão dos resíduos sólidos urbanos. Entende-se que cada material contido no lixo possa ter o seu próprio destino dentro do sistema de gestão dos resíduos sólidos urbanos.

Konstandinos (2011) explica que os resíduos são coletados e transportados em sacos, e podem estar separados por tipos ou misturados, sendo que os sacos misturados é o método mais utilizado. Entretanto, a coleta seletiva é pré-requisito para o sucesso da recuperação dos materiais na gestão do ciclo de vida destes. Na fase de coleta e transporte as entradas são os materiais (resíduos), a energia despendida (eletricidade), a estrutura requerida (containers para estocagem e veículos de coleta), combustível, água e lubrificantes. As saídas são, novamente os materiais (resíduos) com alteração das propriedades físicas, como a densidade, além de ar, água e emissões.

Desta forma, segundo Konstandinos (2011), os parâmetros que devem ser observados efetivamente no inventário do ciclo de vida dos materiais são: sistema de coleta seletiva, materiais segregados (vidros, papéis, papelão, metais, plásticos, etc.), frequência de coleta, distância percorrida, tipo de veículo de coleta, combustível utilizado pelo veículo de coleta, densidade das frações do lixo, tipos de containers, porcentagem de enchimento de cada container.

As considerações que Konstandinos (2011) realizou foram de que o tratamento mecânico e biológico é um processo para gerar vários produtos úteis. As entradas incluem: sacos com resíduos misturados, eletricidade, combustíveis, água e materiais requeridos para a infraestrutura. As saídas são: os metais recuperados (ferro e alumínio), os combustíveis derivados de resíduos (CDR), que são usados como fontes

de energia, composto (que pode substituir fertilizantes químicos), emissões para o ar e água e, finalmente, a fração dos resíduos que são dispostas no aterro.

O tratamento térmico apresenta expressiva quantidade de entradas e saídas quando o inventário do ciclo de vida contempla uma planta de incineração. Nestas condições tem-se como entradas, resíduos, combustíveis, eletricidade, carbono ativado e cal e, após o processo de incineração tem-se como saídas, eletricidade, calor, água, cinzas e emissões atmosféricas.

O tratamento biológico apresenta entradas e saídas no inventário do ciclo de vida dos materiais. São dois processos incluídos no tratamento térmico: compostagem e digestão anaeróbica. A fração biodegradável é envolvida em ambos os processos. O carbono degradado é convertido em CO_2 . Neste processo as entradas são os resíduos degradáveis, água e eletricidade. As saídas são: composto orgânico, biogás, material lixiviado, emissões atmosféricas e rejeitos para o aterro.

O aterramento de resíduos é o mais velho e o mais usado processo de disposição de resíduos sólidos no sistema de gestão de resíduos em todo o mundo. Existem muitas formas de aterramento de resíduos, desde lixões até aterros sanitários com controle de emissões de gases e tratamento de chorume.

O sistema de gestão de resíduos sólidos utilizando-se de aterros tem-se como entradas: o lixo, solo, lodo, lona plástica, cascalho ou pedras, arame e combustível. Como saídas cita-se: biogás e lixiviados. Podem ser citados como impactos que surgem a partir da implantação de aterros: lixivados, normalmente contendo metais pesados e carga orgânica, emissões atmosféricas (CH_4 e hidrocarbonetos), a energia de entrada (combustível e eletricidade), e material colocado na construção de engenharia do aterro (lona plástica, solo, cascalho ou pedra e arame).

O sistema de gestão de resíduos requer equipamentos e infraestrutura para sua operação, além de entradas de energia e materiais. Todos esses equipamentos e infraestrutura consomem recursos naturais e emitem gases para atmosfera durante todo o ciclo de vida. Essas emissões, também conhecidas como cargas secundárias, tendem ser excluídas do ciclo de vida dos materiais presentes nos resíduos sólidos urbanos, uma vez que são consideradas pequenas em comparação com as cargas primárias (McDougall *et al.*, 2001).

3.15 Estudo de caso da gestão de resíduos sólidos urbanos na Alemanha

Justifica-se a apresentação deste estudo de caso realizado na Alemanha pela contribuição possível de ser extraída para corroborar o tema proposto nesta pesquisa. A gestão dos resíduos sólidos na Alemanha tem sido apresentada como modelo de sucesso e possui na incineração com recuperação energética a forma mais usual de destinação dos RRSU.

Martins e Leão (2016) realizaram um estudo de caso da gestão dos resíduos sólidos na Alemanha, na região da Bavária. De acordo com os autores, a Alemanha busca o uso zero de aterramento de resíduos. Nestas condições todos os esforços no sentido de buscar o reuso dos materiais através da reciclagem, compostagem dos restos de jardins e limpeza de quintais e da recuperação energética são envidados. A população tem à disposição um sistema de gestão de resíduos sólidos que possibilita o exercício da cidadania de cada habitante no sentido de devolver aos resíduos alguma forma útil de uso.

A política da gestão dos resíduos sólidos adotada na Alemanha busca, além do resíduo zero, substituir os produtos primários pelos produtos secundários. Produtos secundários são aqueles produzidos a partir de outros materiais que retornaram ao ciclo produtivo como matéria-prima.

Desde a década de 70 a gestão dos resíduos sólidos evoluiu significativamente na Alemanha, sendo que, a partir dos anos 80 a gestão adotou os conceitos de prevenir, recuperar e destinar.

- a) Prevenir a geração de resíduos sólidos;
- b) Recuperação primária: está relacionada com o reuso ou reutilização dos resíduos;
- c) Recuperação secundária: fabricação de novos produtos utilizando-se da reciclagem de produtos usados;
- d) Recuperação terciária: prioriza a recuperação energética dos materiais que compõem os resíduos;
- e) Destinação: é a última fase, quando os resíduos que não puderam ser reutilizados ou recuperados por alguma tecnologia são dispostos em aterros sanitários.

Houve incentivos à coleta seletiva, à triagem, à reutilização e à reciclagem. Com a adoção destes conceitos e a implementação destes no sistema de gestão, surgiu a lei da gestão dos resíduos e do ciclo fechado de substâncias, na década de 90. Em 2002 uma lei regulamentou o descarte de veículos no fim da vida útil. Em 2005 surgiu a lei de proibição de disposição resíduos domésticos ou industriais sem tratamento nos aterros sanitários. Em 2007 foi implementada nova lei visando a simplificação da fiscalização das atividades geradoras de resíduos para otimizar a política de gestão de resíduos sólidos.

No final da década de 1980, a quantidade de embalagens produzidas na Alemanha era considerada extremamente excessiva. Então surgiu a obrigatoriedade da coleta seletiva a ser realizada pelos fabricantes e comerciantes de garrafas plásticas, ocorreram muitas reclamações. Praticou-se o princípio poluidor-pagador e fabricantes e comerciantes foram enquadrados neste princípio.

No entanto, uma solução muito interessante logo surgiu, a qual proporcionou geração de emprego e renda, e também em um negócio lucrativo para quem investiu. As redes de supermercados se organizaram e adquiriram máquinas para coletar garrafas plásticas e latas de alumínio. Essas redes de supermercados passaram a cobrar cerca de € 0,20 a mais nas bebidas. O consumidor paga, portanto, ao adquirir as bebidas, mas, no entanto, ao voltar ao supermercado, o consumidor traz as garrafas de plástico ou de alumínio vazias e as depositam em contêineres específicos, que parecem máquinas tipo caixa eletrônico em bancos no Brasil, e recebem o valor pago a mais no ato da compra de volta, na forma de um cupom que pode ser utilizado na compra de mercadorias no supermercado ou mesmo em dinheiro vivo. Porém, algo interessante ocorre. Muitos consumidores não se importam em pagar a mais pela bebida e, invés de devolver as garrafas ao mercado, jogam-nas em lixeiras, onde pessoas de baixa renda as coletam e se dirigem ao supermercado, trocando-as por dinheiro.

Os contêineres que recebem garrafas plásticas e garrafas de alumínio são bastante específicos, podendo-se dizer que são máquinas, mas especificamente, e não contêineres, porque não apenas acondiciona as garrafas de plástico e de alumínio, mas também emitem cupons e dinheiro em espécie. Na máquina um cupom é emitido e trocado no caixa do supermercado. Os objetos não caracterizados para serem identificados pela máquina, são expulsos do bocal da máquina.

A indústria de resíduos possibilita emprego a milhares de pessoas na Alemanha. As faculdades preparam alunos em gestão de resíduos e vários cursos de qualificação técnica são disponibilizados sobre a gestão de resíduos sólidos.

O objetivo maior do governo alemão é reduzir a zero a quantidade destes a serem dispostos em aterros sanitários. Para isso há a necessidade do desenvolvimento de tecnologias que recuperem totalmente os resíduos para que os mesmos sejam inseridos no ciclo produtivo novamente, como que perpetuando o ciclo de vida dos materiais.

A preocupação alemã com a preservação dos recursos naturais e as mudanças climáticas são identificáveis pela forma responsável como organizam a gestão dos resíduos sólidos e pela tenacidade com que buscam o desenvolvimento de novas técnicas para fabricação de novos produtos e para a reutilização dos resíduos, sempre com o objetivo de reduzir a emissão de CO₂, do metano e a substituição de combustíveis fósseis.

Para alcançar seus objetivos em relação ao meio ambiente, a política de gestão dos resíduos sólidos estabelece a responsabilidade compartilhada, denominada de ampliada, porque amplia a responsabilidade do produtor, fabricante e vendedor. O consumidor não está descrito na política da responsabilidade compartilhada, porém, tem a sua responsabilidade em relação a geração de resíduos e a disponibilização destes de forma correta para a coleta pública, sendo incluído na política ambiental que se baseia nos princípios da precaução e do poluidor-pagador. No Brasil a responsabilidade compartilhada inclui o consumidor, o qual deve participar mais ativamente do sistema, tanto no sentido de gerar menos resíduos, como também em ser o elemento iniciador do processo da logística reversa. Neste sentido, acredita-se que, paulatinamente, as leis deverão ser mais restritivas ou punitivas com relação ao início de todo o processo, mais especificamente no tocante à diminuição da geração de resíduos.

Na Alemanha os resíduos orgânicos, notadamente restos de comida e restos de podas de jardins e de árvores, são destinados para a compostagem. Os resíduos específicos são destinados aos pátios de compostagem, onde sofrem detalhada limpeza para eliminação de todos os componentes não compostáveis.

Os resíduos degradáveis (Figura 5) são destinados aos locais de compostagem pela própria população ou pela coleta pública. Uma vez que os resíduos não

degradáveis são segregados, inicia-se o processo da compostagem, onde se obtém o composto (adubo orgânico), que será utilizado pela prefeitura local (Figura 6).

Figura 5 - Resíduos “in natura” no centro de compostagem



Fonte - Martins e Leão (2016).

Figura 6 - Resíduo processado – composto orgânico



Fonte - Martins e Leão, 2016.

Na esteira de limpeza são identificados os materiais não compostáveis que devem ser retirados, como plásticos, vidros e metais (Figura 7). Os componentes que não se prestam à compostagem são encaminhados para a reciclagem ou incineração.

Este serviço, de separação de materiais que não se prestam ao processo da compostagem, pode ser melhorado na medida que os cidadãos realizem a separação prévia, no ato da geração. Na Alemanha os gestores municipais de resíduos

continuamente atuam junto à população no sentido de melhor promover o adequado manejo dos resíduos, como forma de melhor aproveitá-los.

Figura 7 – Materiais separados na esteira – materiais não compostáveis



Fonte – Martins e Leão (2016).

Desta separação metódica, os resíduos que não serão utilizados na produção do composto são prensados (Figura 8), e destinados para a incineração ou para a reciclagem.

Figura 8 – Material não compostável segregado (plásticos)



Fonte - Martins e Leão, 2016.

A população é estimulada pelo poder público para participar ativamente na gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos. Seja através da separação dos materiais recicláveis dentro das residências, seja pela prática de devolução de resíduos em pontos de entrega. Desta forma, os resíduos que podem ser reciclados e adquirir novas formas de uso são separados pela própria população, facilitando do serviço do poder público.

A observação é de que a prática funciona, e os cidadãos apoiam e colaboram com o sistema de gestão de resíduos. Tanto no interior das residências como fora delas, quando o cidadão está realizando atividades sociais diversas, a consciência de destinação final ambientalmente adequada está sempre presente.

Nestas condições, os vidros são levados pelos consumidores até pontos de entrega, normalmente em supermercados ou lugares onde o consumo de produtos com embalagens de vidro ocorre. Os contêineres são identificados para receberem o vidro pela cor, sendo que na Alemanha são utilizadas três cores para os vidros: branco, verde e marrom (Figura 9). Os vidros são dispostos nos contêineres sem que ocorra a mistura das cores.

Figura 9 - Contêiner para destinação de vidros pela população



Fonte - Martins e Leão, 2016.

Outros materiais recicláveis são também separados pela população, como plásticos, papéis, papelões e metais. Esses materiais que podem sofrer o processo de reciclagem são dispostos em locais indicados para disposição ou embalados em

sacos amarelos “*yellow bags*” (Figura 10), os quais são, em seguida, direcionados para o sistema de reciclagem.

Pontos estratégicos para recebimento de resíduos trazidos pela população são implantados. São os pontos de entrega voluntárias, como seriam denominados no Brasil. Vários contêineres são dispostos para que as pessoas descartem os resíduos separadamente (Figuras 11, 12 e 13).

Desta forma, papéis, papelões, plásticos, metais, e vidros, principalmente, devem ser colocados separadamente nos contêineres pelos próprios munícipes. Essa segregação prévia facilita o trabalho das administrações municipais.

Como a Alemanha adota o sistema *mass burn* de incineração, a segregação prévia é vital para o sistema de reciclagem, pois, uma vez não separado o resíduo, este será inevitavelmente incinerado.

Figura 10 - *Yellow bags* – disponibilizado para coleta seletiva



Fonte - Martins e Leão, 2016.

Figura 11 - Contêineres para recicláveis - metais



Fonte – Martins e Leão (2016).

Figura 12 – Contêiner com recicláveis – plásticos e papéis



Fonte – Martins e Leão (2016).

Figura 13 – Contêiner com recicláveis – papelão.



Fonte – Martins e Leão (2016)

Roupas, eletroeletrônicos, bicicletas e outros resíduos podem ser destinados para os pontos de entrega para serem encaminhados para a reciclagem, ou mesmo para o reuso, uma vez que tais resíduos podem ser coletados por outras pessoas para uso próprio (Figura 14).

Cabe ressaltar que estes resíduos podem ter sua vida útil alongada pelo reuso. Dentro da hierarquia da boa gestão dos resíduos sólidos, o reuso é estabelecido no topo, como um dos procedimentos mais importantes para a garantia da sustentabilidade do sistema.

Figura 14 – Resíduos que podem ser reusados em pontos de entrega.



Fonte – Martins e Leão (2016).

A região onde os incineradores são instalados funciona como uma associação de municípios os quais destinam seus resíduos sólidos urbanos à planta de incineração. É comum o uso de consórcios de municípios na Europa, sobretudo na Alemanha, como forma de otimizar e simplificar a gestão dos resíduos sólidos. Na hipótese de se adotar a gestão municipal individual dos resíduos, haveria maior gasto por parte das administrações municipais com o sistema de gestão, e consequentemente seria também sobrecarregado os cidadãos com a cobrança de taxas mais elevadas. Do ponto de vista ambiental também ocorreria a geração de maior número de impactos ambientais negativos, pois que todo município teria um sistema de destinação de resíduos sólidos. Finalmente a quantidade de resíduos gerados em muitos municípios não seria suficiente para a organização de uma planta de recuperação energética eficiente, pela pequena quantidade de resíduos gerada.

Os resíduos recebem uma separação prévia, de forma a não enviar para a incineração resíduos que possam ser considerados como perigosos. Assim, são estabelecidos pontos de coleta onde os munícipes depositam resíduos considerados perigosos, como:

- a) Óleo usado de cozinha;
- b) Pilhas e baterias e eletroeletrônicos;
- c) Produtos químicos;
- d) Lâmpadas de qualquer tipo;
- e) Embalagens com aerossóis.

Também são segregados os resíduos da construção civil, os quais podem ser entregues até o volume de 1,0 m³. Os resíduos de jardins obedecem a mesma regra, na qual os munícipes podem descartar em pontos de coleta até 1,0 m³.

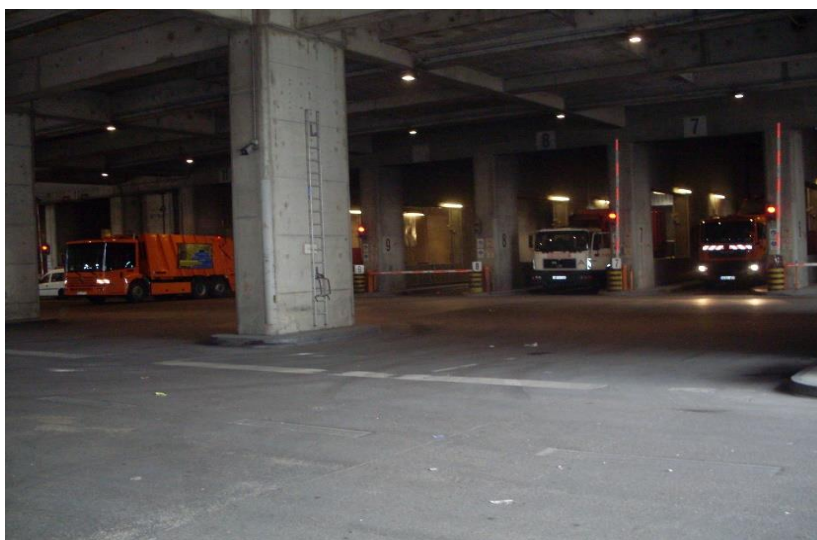
Resíduos não reutilizáveis são dispostos nos contêineres identificados nas calçadas para receberem a coleta pela municipalidade e posterior encaminhamento ao incinerador.

Na MVA Ingolstadt (nome da empresa de incineração estabelecida na cidade de Ingolstadt), os resíduos são tratados termicamente desde 1977, quando foram introduzidas linhas de combustão equipadas com grelhas de retração, com capacidade para queimar 12 t/h de lixo. As grelhas apresentam orifícios por onde o oxigênio para alimentação do sistema é injetado. Aproximadamente 10% de lodo de esgoto pode ser adicionado aos resíduos domésticos e comerciais no processo.

Os veículos contendo os resíduos dirigem-se às plantas de incineração para descarga nos fossos receptores (*bankers*). São várias entradas, dimensionadas de acordo com a quantidade de veículos coletores necessários para a realização da coleta nos municípios que destinam seus resíduos àquele incinerador.

Os veículos são então direcionados até as entradas (Figura 15) e despejam os resíduos em um local como que se parece com uma vala, ou uma moega em forma de vala. No fundo, na base desta moega existe uma esteira que conduz os resíduos para o interior do fosso.

Figura 15 – Hall de recepção de veículos coletores em Munique.



Fonte - Martins e Leão, (2016).

Os veículos despejam os resíduos, os quais são conduzidos para o interior do fosso (*búnquer*), onde os mesmos sofrem contínuos revolvimentos através de uma garra (Figura 16), com o objetivo de homogeneizá-los para serem levados à câmara de queima.

Esta garra é acionada por operador que fica na parte superior do fosso em uma cabine fechada por vidros que permitem a total visão da operação (Figura 17).

Figura 16 – Interior do fosso de recepção de resíduos (banker) e garra removedora



Fonte - Martins e Leão (2016).

A garra é acionada e dirigida por dispositivo *joystick* de dentro da cabine envidraçada que fica acima do fosso de recepção e revolvimento do lixo (Figura 17). Conforme o revolvimento e a homogeneização dos resíduos vão ocorrendo, os mesmos são direcionados pela própria garra para as tremonhas de alimentação da câmara de combustão. A velocidade de alimentação é regulada pela composição do material que alimenta a câmara.

A cabine, localizada acima do *búnquer*, é toda envidraçada, o que permite ao operador ter visão geral do búnquer, dos resíduos e do funcionamento da garra. O ar no interior da cabine vem da parte externa do incinerador, trazido por dutos especiais. A cabine fica hermeticamente fechada e o operador tem possibilidade de trabalhar em total segurança.

Figura 17 – Interior da cabine de operação da garra



Fonte - Martins e Leão (2016).

No interior da câmara de combustão, onde o lixo é queimado, existem grelhas que se movimentam lenta e temporizadamente para os dois lados, indo e vindo (Figura 18). O deslocamento das grelhas movimenta os resíduos ali depositados. Estas grelhas possuem aberturas por onde é injetado o oxigênio para enriquecer a mistura. Ventiladores injetam o ar por baixo, através dos orifícios que existem nas grelhas, e também pelo alto, em cima das chamas.

A usina de incineração de Ingolstadt possui três câmaras de combustão. A figura 18, apresenta a imagem de uma das câmaras, em fase de manutenção.

Figura 18 – Interior da câmara de incineração (em manutenção) – grelhas móveis com aberturas



Fonte: Martins e Leão (2016)

Como resultado, atingem-se temperaturas no leito de combustão de mais de 1.150°C. Nesta temperatura efetua-se a separação das partículas finas com as partículas maiores (grãos), procedimento necessário para atingir a qualidade de material inerte. As partículas menores retornam ao forno como cinza volante, onde ocorre a sinterização (adesão entre os grãos do pó). A queima pode alcançar até 1.400°C. O processo de incineração é otimizado com a injeção de oxigênio. As partes não combustíveis dos resíduos são direcionadas para a parte inferior e são despejadas como escórias do processo. A transmissão térmica se efetua por radiação em primeiro momento, e por convecção em segundo momento. O material particulado (poeira) é destinado para filtros hermeticamente fechados de forma que estas não sejam emitidas para a atmosfera. Estes filtros separam as substâncias nocivas presentes no gás. São os chamados filtros de manga, nos quais há ainda a adição de cal para controle das substâncias tóxicas. Em seguida o gás entra no sistema de um grande cilindro, onde a poeira recebe o líquido de limpeza no contra fluxo, chamado de lavador contra corrente, onde são separadas substâncias nocivas, como ácido sulfúrico, dióxido de enxofre e o mercúrio. Em seguida o gás é endereçado aos catalisadores, onde os óxidos nítricos tóxicos são transformados em nitrogênio e vapor de água. A água que é introduzida no grande cilindro em contra corrente realiza a limpeza, removendo as substâncias contidas na poeira. Essa água é direcionada para o sistema de tratamento, onde são removidas as substâncias nocivas para que a água volte ao seu estado original, na mesma condição de quando entrou no sistema para realizar a limpeza.

No último sistema de limpeza, o gás bruto é submetido a limpeza de óxidos nítricos tóxicos, nitrogênio elementar e vapor de água. Para realizar essa transformação são utilizados os catalisadores com redes de malhas finas, onde são estabilizadas as quantidades de oxigênio e nitrogênio.

A turbina de geração de vapor do incinerador de Ingolstadt trabalha a pressão de 40 bar. O vapor super aquecido é transformado em energia elétrica pela ação de um bloco de geradores que trabalham no mesmo eixo. O vapor residual é também utilizado de outras duas maneiras: primeiro, para aquecimento em locais de temperaturas ambientes baixas; segundo: é também utilizado para arrefecimento e redução de calor no sistema de troca de calor em regiões com elevadas temperaturas ambientes.

Tem ainda um calor residual do sistema, que é utilizado na secagem de lamas decantadas da estação de tratamento de águas residuais. As lamas são trazidas até o incinerador, onde são preparadas para serem incineradas. Esse preparo é realizado através da desidratação total da lama e sua peletização. Após secas e peletizadas são encaminhadas ao incinerador, apresentando grande valor térmico.

O vapor quente que sai da caldeira se expande e move a turbina de vapor. O calor residual da água da caldeira é utilizado para a secagem de lamas decantadas. Esse procedimento reduz consideravelmente a energia necessária para alimentar os ventiladores de secagem.

As cinzas depois de secadas, formam o material resultante da queima dos resíduos nas câmaras de combustão (Figura 19). A destinação das cinzas é realizada conforme a legislação alemã, podendo ser reaproveitada na construção civil, ou ser disposta em aterros sanitários para tratamento, dependendo da sua composição.

O material residual das câmaras de combustão é empurrado pelas grelhas que se movimentam, de forma que caem em um local contendo água, que tem o objetivo de refrigerá-la. Através de esteiras as escórias são direcionadas para o pátio onde são tratadas, buscando-se separar os metais ainda presentes, para que estes voltem ao sistema de produção através de reciclagem. A escoria inerte (Figura 20) é reaproveitada conforme determina a legislação, tendo sido verificado sua utilização na composição de blocos utilizados na construção civil, ou mesmo retorno de metais para a indústria de produção.

Figura 19 – Cinzas resultantes da incineração de resíduos sólidos urbanos



Fonte – Martins e Leão (2016).

Figura 20 – Escórias resultantes da incineração dos resíduos sólidos urbanos



Fonte - Martins e Leão, (2016).

Os equipamentos técnicos e o projeto da usina são resultados da experiência operacional de operadoras bavianas de instalações de incineração como também na experiência de longos anos do fabricante da usina MARTIN GmbH e do escritório de engenharia GmbH - Gerenciamento de conhecimento e serviços de engenharia.

A gestão na cidade de Ingolstadt, que recebe os resíduos de mais nove cidades, tem como premissa a necessidade da preservação ambiental e da sustentabilidade, em um trabalho desenvolvido com ética utilizando a ciência para adequações do modo de vida urbano moderno. Neste sentido a reciclagem é considerada como uma etapa importante do sistema de gestão. Os resíduos passíveis de reciclagem não devem ser destinados para a incineração. As cinzas resultantes do processo de incineração passíveis de serem utilizadas na construção civil, devem seguir este caminho. A gestão é realizada para que, após todo o processo de tratamento, reste de 5 a 6% do volume original.

A incineração é a penúltima etapa da vida do resíduo. A última é o aterro sanitário. A incineração é determinada como uma forma de destinação de resíduos, enquanto que o aterro sanitário é tido como a opção adequada para destinação final dos resíduos.

Em Ingolstadt a potência líquida do sistema é de 500 kWh/t de resíduos. Os resíduos tratados são os domésticos, resíduos de biomassa e lamas de tratamento de esgotos.

Os alemães entendem que as plantas de incineração de resíduos sólidos são locais que extraem a energia contida nos resíduos e destina esta energia para o bem estar de todos, novamente, através do fornecimento de calor e eletricidade. O sistema é entendido como confinamento de resíduos. Os resíduos são confinados dentro do incinerador. Desta forma torna-se não perceptível à população, e tem-se o entendimento de que os resíduos confinados no incinerador protegem o meio ambiente. A atividade da incineração é perceptível pela população apenas na condição de temperatura externa muito baixa, quando se percebe leve pluma de coloração branca saindo pela chaminé.

A questão da gestão dos resíduos sólidos urbanos na Alemanha é buscar a meta de utilização zero de aterros sanitários. Evidentemente que se torna impossível dado a grande quantidade de resíduos que são produzidos com uma enorme gama de materiais. Mas a ideia de não aterramento é perseguida no sistema de gestão. No caso dos resíduos que são dispostos aos aterros, estes devem ser considerados como efetivamente materiais inertes, conforme legislação pertinente ao assunto estabelecida em toda a Alemanha.

No entanto, a necessidade de utilização de áreas de aterro sanitário para resíduos é ainda necessária, mesmo após todos os esforços realizados para a ideal separação dos materiais recicláveis e reusáveis. As cinzas e escórias podem ser utilizadas na construção civil, como na construção de blocos e estradas. Mas pode ocorrer destas cinzas apresentarem altos teores de metais pesados e minerais. Nestas condições são dispostas para tratamento em aterros rigorosamente controlados quanto ao aspecto da proteção ambiental, sobretudo em relação a poluição das águas, solo e ar. A escória resultante do processo de incineração contém principalmente minerais, metais e vidro, dos quais alguns poderiam ter sido recuperados em momento anterior à sua entrada no incinerador, mas por falha no sistema, não ocorreu. Essa escória pode ficar em definitivo no aterro, ou ser armazenada nele até um possível tratamento futuro. Dependendo da qualidade da escória, esta pode ser disposta no aterro sem a necessidade de um tratamento específico ou podem ser usadas na construção civil, principalmente na construção de estradas.

Em muitos casos, as cinzas são utilizadas para implantação e manutenção dos leitos carroçáveis das estradas no interior dos aterros. Nos aterros, também por alguma falha no sistema de adequada separação das frações componentes do lixo,

são também dispostos os resíduos de baixo poder calorífico, os quais passaram por degradação aeróbia ou anaeróbia anteriormente à disposição final no aterro.

Na Alemanha o aterro sanitário (Figura 21) é considerado a última opção no sistema de gestão dos resíduos sólidos urbanos, mas é a forma mais utilizada de disposição de resíduos. O seu design pode ser muito complexo e deve refletir as características físicas e químicas dos resíduos dispostos. A sua localização requer minucioso estudo da área de influência, da hidrologia, edafologia e também das condições climáticas da região de instalação. Após o preenchimento do aterro sanitário, o mesmo é selado para evitar a penetração da água da chuva e permitir o desenvolvimento da vegetação.

Figura 21 – Aterro sanitário na Alemanha.



Fonte - Martins e Leão (2016).

No sistema de gestão de resíduos sólidos urbanos na Alemanha é senso comum que a hierarquia, após a geração do resíduo, parte da reutilização e da reciclagem, como premissas para a gestão sustentável, vindo em seguida o tratamento dos resíduos e finalmente a disposição em aterros. Este sistema de gestão, segundo as pesquisas realizadas, é a mais favorável ao meio ambiente atualmente, dentro do sistema de produção e consumo em vigor no mundo. A gestão de resíduos está no foco da sustentabilidade do modo de vida atual. A recuperação térmica é uma alternativa à utilização de combustíveis fósseis, sabidamente responsáveis pelo efeito estufa no planeta. Na Alemanha, estima-se que o sistema de gestão com base na incineração com recuperação de energia reduzirá as emissões de gases de efeito

estufa entre 2005 e 2020 em 2,95 milhões de tCO_{2e}. Os resultados positivos deste sistema está ligado à correta escolha de localização dos incineradores, no sentido de distribuição de energia produzida e economia de energia despendida no transporte dos resíduos, uma vez que se utiliza combustível fóssil na atividade de transporte.

Há muita discussão se esse sistema adotado na Alemanha deva ser considerado como um sistema de fonte renovável de energia. Em várias partes do mundo discute-se este assunto. Neste sentido tem-se opiniões favoráveis e desfavoráveis. Nos Estados Unidos da América 23 estados consideram esse sistema como energia renovável, o que está, inclusive regulamentado em leis e decretos. No entanto, na própria Alemanha, existem organizações não governamentais que se colocam contrárias à incineração pois consideram que as emissões de substâncias químicas na atmosfera não justificam o modelo de tratamento dos RRSU, e também porque não consideram a energia obtida nos incineradores como renovável porque os RRSU são obtidos a partir de recursos naturais, muitos dos quais finitos.

Outro importante efeito ambiental positivo do sistema alemão de tratamento de resíduos com recuperação energética é a redução do uso da terra. Como o volume de resíduos é reduzido em cerca de 90%, é necessário muito menos espaço físico espacial para o aterro sanitário.

Os resultados advindos da política de gestão dos resíduos sólidos urbanos implantada na Alemanha foram:

- a) O sistema de gestão de resíduos alemão apresenta os índices mais elevados de recuperação de resíduos do mundo. Obviamente a recuperação energética contribui muito para esta condição;
- b) Menor geração de resíduos nos processos produtivos;
- c) Menor geração de resíduos pela população;
- d) Menor disposição de resíduos sólidos nos aterros sanitários;
- e) No ano de 2009 foram recuperados aproximadamente 35 milhões de toneladas de resíduos urbanos, mais de 40 milhões de toneladas de resíduos industriais, e quase 200 milhões de toneladas de resíduos de construção civil.
- f) Também em 2009, obteve-se o índice de recuperação de embalagens de mais de 70%. Houve recuperação de 85% das embalagens de vidro, 95% das embalagens de alumínio; quase 50% das embalagens plásticas; 90% das embalagens de papel;

- g) Em 2011, 63% dos resíduos sólidos urbanos foram recuperados, sendo 45% por meio da reciclagem em 17% por meio da compostagem.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Método de análise documental

De acordo com Sá-Silva; Almeida; Guindani (2009), um pesquisador utiliza documentos com objetivo de obter informações, através de detalhado exame e investigação para elaboração da análise desejada. Para tanto, devem ser estabelecidas etapas e procedimentos, com a organização de informações que serão analisadas e sintetizadas. É um caminho de concretização da investigação que se constitui como instrumento metodológico de investigação de dados para análise. É uma pesquisa que se restringe a análise de documentos (APPOLINÁRIO, 2009).

Utilizou-se o método de análise documental para realização de um estudo sobre a gestão dos resíduos sólidos urbanos e também sobre aterros sanitários e incineradores de forma mais específica. Esta pesquisa de documentos permitirá uma análise mais abrangente do tema proposto, bem como servirá como um banco de dados para:

- a) Utilização no momento de obtenção dos resultados;
- b) Material de apoio para embasar as discussões;
- c) Reforçar, comparar ou discordar as conclusões desta pesquisa.

4.2. Metodologia para caracterização gravimétrica dos rejeitos dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Lençóis Paulista

Adotou-se o critério de se identificar como rejeitos dos resíduos sólidos urbanos domiciliar e comercial (RRSU) aqueles que são dispostos no aterro, após o processo de coleta seletiva. Em Lençóis Paulista a média de separação de materiais recicláveis pela atividade de coleta seletiva é de 20% em relação ao total de RSU que é gerado pela população. A caracterização do rejeito obtido na cidade de Lençóis Paulista é importante porque retrata a região adotada e apresenta os resíduos que efetivamente poderão fomentar uma unidade de incineração ou um aterro sanitário para captação

do biogás, portanto, conhecer suas características é fundamental para análise das diferentes frações, principalmente referente à degradabilidade das mesmas, mas também para subsidiar o sistema de gestão na decisão para a sua destinação ou disposição ambientalmente adequada.

Para caracterização gravimétrica do RRSU do município de Lençóis Paulista foi realizada uma divisão da cidade em bairros segundo o desempenho social dos mesmos, obtido através de avaliação apresentada pela Diretoria de Promoção e Assistência Social, por meio do índice de vulnerabilidade social. Quanto maior o índice de vulnerabilidade social, maior a dependência da população em relação aos serviços prestados pela administração pública (federal, estadual e municipal).

Desta forma realizou-se a caracterização dos bairros que apresentaram índice de vulnerabilidade social de 0% a 9%; de 10% a 19%; de 20% a 29% e acima de 30%. O centro comercial da cidade também recebeu o estudo da análise de gravimetria do RSU separadamente. Portanto, foram destacadas cinco regiões com o critério de amostragem de três cargas em cada uma delas, totalizando quinze amostras para realização da caracterização gravimétrica.

Depois de estabelecida a forma de divisão da cidade por classes sociais, realizou-se a amostragem do lixo nestes bairros em dois momentos: começo e fim de mês. Cada região foi analisada com o critério de tomada de amostra de três cargas diferentes onde se obteve três células de um metro cúbico para cada amostragem, coletadas em bags de ráfia. O caminhão identificado com a região desejada para amostra realizou a descarga no fosso de recepção da usina de triagem. Uma garra hidráulica coletou os resíduos e os depositou em uma esteira para separação dos materiais recicláveis passíveis de reciclagem, ou seja, mesmo com o sistema de coleta seletiva houve uma vez mais a separação de materiais passíveis de reciclagem. O objetivo deste procedimento é que somente sejam dispostos no aterro aqueles materiais que não possuem nenhuma condição de recuperação pela reciclagem.

Após a separação dos recicláveis, os rejeitos foram direcionados para o fim da esteira. O material resultante da separação na esteira foi encaminhado para a reciclagem. O material não separado foi considerado rejeito de resíduos sólidos urbanos (RRSU), o qual continuou o percurso pela esteira e foi coletado no final desta, também em bag (Figura 22).

O material que não foi separado, portanto, considerado como RRSU, basicamente são aqueles oriundos dos serviços de cozinha e banheiro, bem como

aqueles com possibilidade de sofrerem reciclagem, mas que estavam contaminados com gorduras e/ou óleos, e também aqueles que não possuem atratividade comercial para a reciclagem. Portanto, os materiais sem valor comercial também foram considerados RRSU, uma vez que sua separação não se justifica porque não haverá nenhuma atividade de recuperação.

Desta forma os rejeitos dos resíduos sólidos urbanos foram acondicionados em bags (Figura 22), e posteriormente encaminhado para a caracterização gravimétrica (Figura 23), onde ocorre a separação por tipo de resíduo (Figura 24).

As análises foram organizadas de forma separada para as diferentes classes da sociedade e também no centro da cidade. Os veículos de coleta foram previamente identificados com a região da cidade referente aos índices de vulnerabilidade e região central comercial.

Figura 22 - Bag no final da esteira



Fonte – o autor.

Verifica-se que os resíduos resultantes depois da separação dos resíduos recicláveis (Figura 23), poderiam ainda ser utilizados na indústria da reciclagem. No entanto, isso não ocorre devido a dois fatores, quais sejam: alguns destes resíduos não apresentam valor comercial e, portanto, não são segregados pelos catadores de materiais recicláveis; outros estão contaminados com óleo e gorduras e perdem o valor comercial. Esta segunda situação ocorre pela não observância por parte dos munícipes da atitude de separação mais apurada dentro das residências.

Figura 23 – Conteúdo do interior do bag (RRSU).



Fonte – o autor.

Figura 24 – Procedimento de separação dos resíduos do conteúdo do bag.



Fonte – o autor.

4.3 Metodologia para implantação de um projeto para geração de energia na região de Bauru

Para efeito deste estudo tomou-se uma região do Estado de São Paulo tendo como cidade principal Bauru, por ser a maior cidade da região escolhida e também a maior geradora de RSU. Os dados referentes à produção de RSU dos municípios foram obtidos em CETESB (2015), que é o inventário estadual de resíduos sólidos, e a fonte oficial do Governo do Estado de São Paulo.

Para obter-se o percentual de resíduos orgânicos degradáveis (restos de alimentos, folhas, ramos, têxteis, madeira etc.) e o percentual de resíduos considerados recicláveis, adotou-se os dados obtidos no município de Lençóis Paulista para extrapolação dos mesmos aos demais municípios em razão da maior fidedignidade destes, pelo acompanhamento “*in loco*” pelo autor, que obteve condições de conferir e aferir pesagens e quantidade de viagens das diferentes cargas e dos diferentes resíduos e rejeitos. Assim, a partir dos dados de Lençóis Paulista obteve-se os valores referentes aos diferentes resíduos dos demais municípios. A caracterização gravimétrica realizada em Lençóis Paulista teve como objetivos a obtenção dos seguintes dados:

- a) Porcentual dos rejeitos dos resíduos sólidos urbanos (RRSU) em relação ao total de RSU gerado nas diversas cidades;
- b) Porcentual de separação pelo sistema de reciclagem;
- c) Porcentual de resíduos rapidamente e lentamente degradados;
- d) Porcentual de materiais que não geram metano ou possuem pouca significação na geração do gás;

Cabe ressaltar que, em relação à quantidade de RSU coletados, o valor conferido pelo inventário estadual de resíduos sólidos difere do valor obtido nas pesquisas realizadas “*in loco*” no município de Lençóis Paulista. Entretanto, para seguir uma coerência metodológica em relação a todos os municípios, estipulou-se o valor encontrado no inventário de CETESB 2015. Considerando os valores obtidos no inventário, reduziu-se 20%, que se refere ao percentual de materiais recicláveis que podem ser obtidos no sistema de coleta seletiva, valor este que é conseguido pelo município de Lençóis Paulista e extrapolado para todos os demais municípios. Essa metodologia foi adotada porque não há uma fonte confiável do percentual de separação de materiais recicláveis conseguido pelos municípios em sistema de coleta seletiva, e adota-se a metodologia de que os resíduos a serem utilizados serão aqueles que efetivamente, dentro do potencial possível de segregação de recicláveis

no Brasil, não serão dispostos em aterros ou destinados a incineração. Além dos 20% subtraídos referentes ao volume de materiais recicláveis, tem-se também o volume de materiais que não geram metano, ou possuem pouca significação na geração do gás, durante o período de degradação, quais sejam: metais, vidros, plásticos, madeira, eletroeletrônicos, etc. Esses materiais perfazem 23,86% do total, e não serão computados para cálculos de geração de metano. Esses valores são importantes porque serão utilizados para a formulação dos sistemas de aterro sanitário e de incineração relativamente aos municípios escolhidos para formação da região a ser adotada, especificamente os 39 municípios na região de Bauru.

Com relação a extrapolação de dados aos demais municípios a partir dos dados do município de Lençóis Paulista, houve exceção em relação ao município de Bauru, que apresenta dados no plano municipal de saneamento básico, os quais foram adotados para este estudo. No entanto, o valor referente a quantidade de resíduos de podas e de jardins no município de Bauru também foi obtido através da realização da extrapolação de dados com base no dado do município de Lençóis Paulista, uma vez que o plano de Bauru não apontou a quantidade destes resíduos.

Para o estabelecimento de uma região mais compacta, com maiores possibilidades de sucesso na composição de uma unidade de destinação de RRSU para geração de energia, identificou-se a distância das cidades propostas até a cidade de Bauru, previamente estabelecida como cidade sede. Tem-se que a distância máxima das cidades da região em questão até a cidade de Bauru seja de 120 km, sendo que, inicialmente previu-se a distância máxima desejada de 100 km, porém estendeu-se em mais 20 km para contemplar as cidades de Lins e Botucatu justificando-se pela grande quantidade de resíduos gerada por ambos os municípios. Desta forma a quantidade de 39 municípios deu-se em razão dos critérios de distância e quantificação da geração diária de RRSU, pois que buscou-se obter um valor diário próximo a 1000 toneladas de RRSU, valor este considerado como ideal para a viabilidade operacional e econômica de um incinerador, segundo explicação obtida quando da realização do estudo de caso na cidade de Ingolstadt, na Alemanha. Salienta-se que não foram consideradas neste trabalho as aptidões territorial, ambiental, legal, entre outros fatores, do município de Bauru em atuar como o centro receptor, mas apenas considerando-o como o maior gerador e, portanto, possibilitando menor gasto energético no transporte de resíduos, além do entroncamento rodoviário e ferroviário que facilita o transporte dos resíduos. O

transporte ferroviário é pouco utilizado no Brasil atualmente, mas na hipótese de seu desenvolvimento no futuro, o transporte dos RRSU também poderia ser realizado, como ocorre em outros países da Europa e alguns estados dos Estados Unidos da América.

Após a definição da metodologia de escolha das cidades componentes da região, realizou-se um estudo comparativo entre um aterro sanitário regional e uma unidade de incineração de resíduos regional, buscando as possibilidades de ambas metodologias para a geração de energia e outras variáveis de aspecto ambiental de sustentabilidade.

Este trabalho propõe estabelecer um horizonte de 30 anos para ambas as plantas na geração de energia, considerando que o aterro sanitário receberá resíduos por 15 anos, mas continuará a gerar energia por mais 15 anos. A planta de incineração será operada por 30 anos, período em que também estará gerando energia.

4.4 Metodologia para cálculo da geração de energia em unidade de incineração

Para obtenção de valores sobre a geração de energia, adotou-se a metodologia de quantidade de energia elétrica, em kWh, obtida por tonelada de resíduo sólido urbano domiciliar comercial. De acordo com o que foi encontrado na revisão bibliográfica (pg.112 desta pesquisa) a relação mais comumente encontrada entre uma tonelada de resíduos e geração de energia elétrica foi a de valores entre 500 a 600 kWh/tRSU. Nestas condições foi adotado o valor de 500 kWh/tRRSU para a produção dos resultados requeridos neste trabalho.

A obtenção do total de energia recuperada é realizada por uma equação simples de multiplicação do total da quantidade de RRSU por 500 kWh.

4.5 Metodologia para cálculo da geração de metano em um aterro sanitário regional

A avaliação da geração do metano em aterro e sua conversão em energia foi realizada através da análise documental, onde foram encontrados os valores que referenciam este trabalho.

Para composição dos resíduos que apresentam potencial de geração de metano para captação serão considerados os RRSU e os ramos, folhagens, resíduos de jardins e resultantes de podas de árvores. Os troncos e galhos mais lenhosos, foram desconsiderados porque normalmente são destinados como combustíveis em caldeiras industriais.

A determinação da porcentagem de componentes dos RSU rápida e lentamente degradáveis, como forma de parâmetro para determinação da proporção neste trabalho, foi analisada a afirmação de Silva e Braz (2000), de que a relação global entre o volume acumulado de CH_4 gerado pelos resíduos rapidamente degradáveis e lentamente degradáveis, ao fim do período de vida útil do aterro é de aproximadamente 10:1. Os autores concluíram que, em termos percentuais, ao fim da vida útil do aterro, algo em torno de 91% do metano terá sido gerado pelos resíduos rapidamente degradáveis, enquanto que 9% do metano terá sido gerado pelos resíduos lentamente degradáveis. Tchobanoglous; Theisen; Vigil (1993), concluíram a relação em 95% para os resíduos rapidamente degradados e 5% para os resíduos lentamente degradados. Assim, será usado a metodologia dos autores, mas com identificação das frações obtidas na análise gravimétrica realizada em Lençóis Paulista.

Após a determinação das frações rápida e lentamente degradáveis, tem-se condições de obtenção do volume de metano gerado, o qual, depois de captado fornecerá a base para os cálculos de recuperação de energia no aterro sanitário.

4.5.1 Equação do IPCC com distribuição triangular

Para utilização da equação do IPCC (International Panel on Climate Change), 1996, necessário se faz obter a taxa de crescimento da população da região estabelecida para a implantação do projeto. Foi considerada a taxa de crescimento indicada pela SEADE (Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados), no Portal de Estatística do Estado de São Paulo. Apesar do aumento populacional, a Fundação Seade aponta que a tendência é de desaceleração. Nos últimos cinco anos, a população paulista cresceu 0,87% ao ano.

A metodologia da equação do IPCC (International Panel on Climate Change, 1996), originalmente, considera os seguintes parâmetros para o cálculo de volume do metano gerado:

- a) QCH_4 : volume do metano gerado
- b) $Popurb$: população da região
- c) $TaxaRSU$: quantidade de resíduo sólido domiciliar e comercial gerado “per capita”,
- d) $RSUf$: fração degradável do resíduo sólido domiciliar e comercial
- e) $L0$: potencial que o resíduo sólido domiciliar e comercial tem de geração de metano ($L0$).

Assim, originalmente, a equação do IPCC é formulada da seguinte maneira:

$$QCH_4 = Popurb \times TaxaRSU \times RSDf \times L0 \quad (4)$$

Para cálculo do volume de metano anual, multiplica-se o valor diário obtido por 365 dias. Desta maneira, tem-se a fórmula:

$$QCH_4 = Popurb \times TaxaRSU \times RSDf \times L0 \times 365 \quad (5)$$

Os resíduos degradáveis apresentam duas frações: a rapidamente degradável e a lentamente degradável. Estas frações serão abordadas de acordo com a metodologia adotada por Tchobanoglous; Theisen; Vigil (1993), que consideraram que a velocidade de degradação depende da natureza dos componentes das frações.

Os restos de jardins (folhas, ramos finos, etc.) serão adicionados aos demais RRSU que se degradam, como os alimentos, papéis, papelões e outros.

O modelo triangular, na versão original elaborada por Tchobanoglous; Theisen; Vigil (1993), considera os dois diferentes tempos de biodegradação da fração biodegradável dos RRSU. Os autores consideraram o tempo de 5 anos para a fração rapidamente degradável e 15 anos ou mais para a fração lentamente degradável. Para cada uma destas duas categorias é assumida uma distribuição triangular de produção de gás no aterro, caracterizadas pelo diferente pico de produção no tempo, mas observada a fase de não geração de metano, no primeiro ano. Hamada (1997) também observou que, sob condições normais dentro do aterro, o comportamento da

geração de metano de metano se dá de forma praticamente nula no primeiro ano, sendo considerada uma fase de adaptação do resíduo no aterro. Após este primeiro ano, inicia-se a fase de produção de metano, atingindo um pico próximo ao final do segundo ano.

Também Hamada (1997) concluiu que os componentes lentamente degradáveis apresentam um tempo estimado de estabilização total de 16 anos, em média, e os rapidamente degradáveis apresentam um tempo de 5 anos. Igualmente, o autor observou que somente no final do primeiro ano se verifica o início de produção de gases, que atinge um pico ao final do sexto ano, para os lentamente degradáveis, e no segundo ano para os resíduos rapidamente degradáveis.

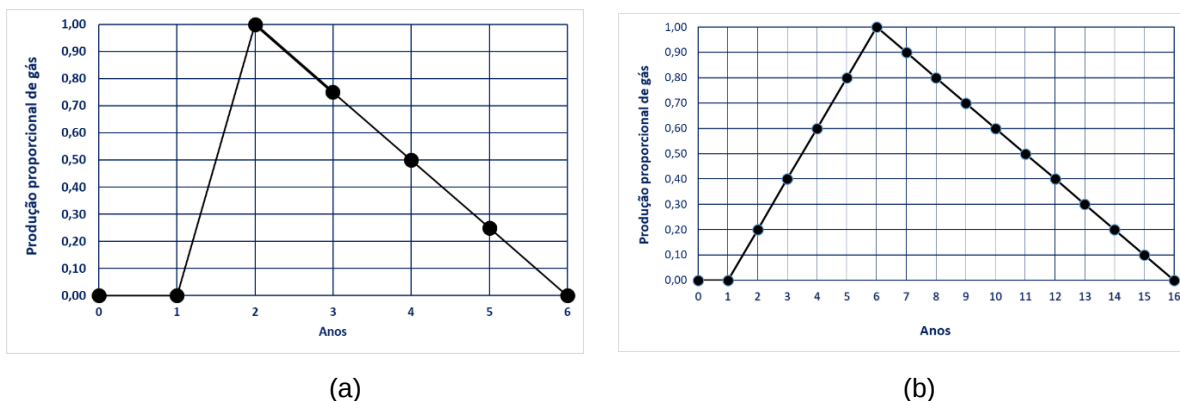
Assim tem-se que a geração de metano no aterro é reduzida gradativamente até chegar a praticamente zero no final do décimo sexto ano. O modelo metodológico é linear. No aterro a geração do metano acompanha o modelo, mas com alterações em razão das condições naturais que se estabelecem no aterro sanitário. Em função destes estudos foi elaborada a distribuição triangular de geração de metano.

O potencial de geração de metano (L0) representa sua produção total por tonelada de lixo, tendo sido obtido nos estudos de revisão bibliográfica. De acordo com Mendes e Magalhães (2005) o L0 apresentam valores típicos que variam de 125 m³ a 300 m³ de CH₄/tonelada de resíduo. De acordo com Abreu (2009), o Banco Mundial propõe a utilização de um valor pré-estabelecido de L0 de 170 m³ de CH₄/tonelada de resíduos. Mendes e Magalhães (2005) também consideraram o valor de 170 m³ de CH₄/tonelada de resíduo. Assim, o valor de 170 m³ de CH₄/tonelada de resíduo será utilizado para cálculos relativos a este trabalho.

A quantificação dos gases gerados será baseada na distribuição triangular estabelecida por Tchobanoglous; Theisen, Vigil (1993), adaptada por Hamada (1997). Pela metodologia dos autores, há uma distribuição do metano gerado ao longo dos anos, considerando a fração rápida e a fração lentamente degradável, sendo que é considerado que 95% dos resíduos tem degradação rápida e 5% dos resíduos tem degradação lenta, isso do início da geração até a exaustão.

O modelo de distribuição triangular assume que a fração rapidamente degradável ocorre em 5 anos e a fração lentamente degradável ocorre em 15 anos. Pela metodologia estabelecida, o primeiro ano é considerado como fase de estabilização e de não geração de metano (Figura 25).

Figura 25 - Modelo de distribuição triangular da formação de metano em aterro



(a) – Resíduos rapidamente degradados

(b) – Resíduos lentamente degradados

Fonte - Tchobanoglous; Theisen, Vigil (1993); Hamada (1997).

A metodologia adotada para esta pesquisa usará a equação do IPCC com adaptações. Ao modelo proposto por IPCC (1996), será adotado o valor efetivo referente à degradação dos resíduos, rápida e lentamente. Na análise gravimétrica realizada em Lençóis Paulista obteve-se o valor de 0,494 kg/habitante, como de geração *per capita* diária de resíduos degradáveis, com índices de 95% de resíduos rapidamente degradável e 0,5% de resíduos lentamente degradável.

Assim, para efeito de cálculos, será utilizada a fórmula:

$$QCH_4 = Popurb \times 0,494 \times L_0 \times 365 \quad (6)$$

O cálculo obedece a regra da área do triângulo (distribuição triangular) do volume de metano formado, em metodologia elaborada por Hamada (1997) que adaptou o estudo original de Tchobanoglous; Theisen; Vigil (1993), sendo que para os resíduos rapidamente degradáveis (RD) considerando a equação da área do triângulo, tem-se:

$$A = b.h/2 \quad (7)$$

A = volume do metano (CH₄)

A = b.h/2, onde h = altura máxima do triângulo formado pelo volume de metano

A = 5.h/2, onde b = 5, refere-se aos anos de degradação dos resíduos (RD)

A = h/2,5

Colocando-se o volume de metano gerado na condição de A, encontra-se o volume de metano rapidamente degradado ao longo de 5 anos de forma que, no segundo ano de uso do aterro tenha-se o primeiro ano de formação do metano (h – altura do triângulo de metano), no segundo ano tenha-se $3/4h$, no terceiro ano $2/4h$, no quarto ano $1/4h$, até chegar em 0 no quinto ano.

Da mesma forma, também de acordo com Hamada (1997), utiliza-se a equação de cálculo de área do triângulo para realizar a distribuição do metano gerado a partir da degradação dos resíduos lentamente degradáveis (LD), que equivale a 5% do total de metano gerado ao longo do tempo (estabelecido pelos autores em 16 anos, mas considerado que não há geração no primeiro ano). A distribuição ao longo do tempo fica estabelecida da seguinte forma: primeiro ano = 0; segundo ano = $1/5h$; terceiro ano = $2/5h$; quarto ano = $3/5h$; quinto ano = $4/5h$; sexto ano = h ; sétimo ano = $9/10h$; oitavo ano = $8/10h$; nono ano = $7/10h$; décimo ano = $6/10h$; décimo primeiro ano = $5/10h$; décimo segundo ano = $4/10h$; décimo terceiro ano = $3/10h$; décimo quarto ano = $2/10h$; décimo quinto ano = $1/10h$; e décimo sexto ano = 0.

4.6 Metodologia para cálculo da recuperação energética a partir do metano gerado

Para obtenção do valor de energia elétrica a partir da queima do metano, utilizou-se como base o seu poder calorífico inferior, 35.736 kJ/Nm^3 , apresentado por Silva e Braz (2002), equivalente a $9,92 \text{ kWh}$ (1 kJ equivale a $0,000277778 \text{ kWh}$). Para a obtenção dos dados referentes à produção de energia elétrica não será considerado a porcentagem de eficiência do sistema em transformar a energia térmica em energia elétrica, pois que se adota que 1 m^3 de metano gera $9,92 \text{ kWh}$ de energia elétrica.

4.7 Metodologia para comparação de geração energética entre os sistemas

Os resíduos são fonte de energia, a qual pode ser recuperada em incineradores e em aterros sanitários. Na metodologia adotada para comparação de ambos os

sistemas foi considerado como base o consumo médio de residências na região sudeste, que segundo EPE (2015), foi de 179 kWh/mês.

Como forma de comparação foram adotadas duas metodologias. Na primeira utilizou-se a quantidade de RRSU como base para a comparação, considerando a disposição em sistema de aterro sanitário e a destinação em sistema de incineração. Em CETESB (2016) verificou-se o mapa da vida útil de aterros de resíduos sólidos urbanos, no qual encontrou-se o aterro sanitário de Botucatu com vida útil de 3 anos e Piratininga de 13 anos, ambos municípios pertencentes ao grupo proposta nesta pesquisa. No processo de licenciamento do aterro sanitário de Lençóis Paulista a CETESB sugeriu que o projeto fosse elaborado com uma proposta de vida útil de 15 anos. Portanto, para efeitos de comparação será adotado o horizonte de 15 anos para destinação de RRSU ao incinerador e disposição dos mesmos no aterro sanitário.

Embora os cálculos tenham sido realizados apenas sobre as frações degradáveis dos RSU, deve-se considerar que a fração não biodegradável também deve ser disposta no aterro e, nestas condições, ambos os sistemas recebem a mesma quantidade de resíduos até o 15º ano, quando a vida útil do aterro se encerra. Já o sistema de incineração continua a receber resíduos por 30 anos, e assim tem-se a metodologia de obtenção de energia em ambos os sistemas.

Desta forma, ambos os sistemas receberão a quantidade de 4.934.061,55 toneladas de RRSU durante 15 anos.

Na segunda metodologia utilizou-se o tempo de geração de metano que pode ser captado para recuperação energética. A disposição dos RRSU no aterro se dá durante 15 anos, mas a geração de metano persiste por mais 15 anos, totalizando 30 anos. Assim, para cômputo da energia gerada no incinerador, adotou-se o seu funcionamento pelo mesmo período de 30 anos.

4.8 Metodologia para comparação de utilização de área física entre os sistemas

Para realização da comparação de utilização de área física tomou-se por base os dados identificados pelo Projeto de Cooperação técnico Bavaria - São Paulo (2006), para a disposição de 10.000.000 de toneladas de RRSU em um período de 20 anos, em estudo comparativo entre o aterro sanitário e a incineração. De acordo com o estudo desenvolvido pelo Projeto de Cooperação Técnica foi apontado que para a

construção de um aterro sanitário seria necessário a aquisição de uma área física total de 524.500 m², ou 52,45 hectares. Enquanto que para a instalação de um incinerador seria necessário a aquisição de uma área física de terra de 29.000 m² ou 2,9 hectares.

Para a comparação entre os sistemas nesta pesquisa adotou-se a metodologia de extrapolação de dados da quantidade de RRSU disposta no aterro sanitário, em equação simples de regra de três. A área física utilizada pelo incinerador foi adotada como sendo a mesma do Projeto de Cooperação São Paulo – Bavária (2,9 ha).

4.9 Metodologia para comparação de emissão de gases de efeito estufa entre os sistemas

Para estabelecer a comparação de ambos os sistemas neste critério, serão adotados valores obtidos na análise documental.

Neste sentido, para obtenção dos valores de emissão de gases de efeito estufa que ocorrem em sistema de incineração, será adotada a informação de Tan *et al.* (2014), em que cada tonelada de RRSU gera 0,490 tCO₂e, conforme indicado no quadro 5. Percebe-se que foi adotado o maior valor encontrado na análise documental, como mostra o quadro 5, justificado pela intenção de análise do sistema de incineração no cenário mais crítico na emissão de GEE.

Também para elaboração do estudo das emissões de gases de efeito estufa no sistema de aterro sanitário foi adotado valores obtidos na análise documental.

Desta forma, de acordo com Maciel e Jucá (2011), 40 a 60% do metano gerado em aterros é fugidio, pois que escapa pela superfície, e assim, assume-se o valor de 50% de metano captado para cálculo da geração de energia e 50% como metano que escapa.

De acordo com Ministry for the Environment (2011) e JICA (2014) o porcentual de oxidação do metano que ocorre próximo à superfície do aterro é de 10%. Portanto o valor de 10% de metano oxidado também será utilizado para elaboração dos cálculos.

Conforme é apresentado no quadro 6, considerar-se-á ainda o valor de 46% de CO₂ presente no biogás e 4% relacionado com a geração de outros gases, de acordo com o que foi encontrado na análise documental.

Quadro 5 – GEE emitidos em incineradores

Fonte de referência	tCO ₂ e/Trrsu
IPCC (1996)	0,397
Chen e Lin (2010)	0,377
Mohared; Maclean; Kennedy (2011)	0,331
Tan <i>et al.</i> (2014)	0,490

Fonte - o autor.

O potencial de efeito estufa do metano é 21 vezes superior ao dióxido de carbono (CO₂), e assim os valores obtidos em relação ao metano serão multiplicados por 21. Os gases de efeito estufa são expressados em CO₂e (dióxido de carbono equivalente). Se um aterro emitisse 1.000 toneladas de CH₄ e 1.000 toneladas de CO₂, o resultado seria 22.000 toneladas de CO₂e (21.000 toneladas de CH₄ e 1.000 toneladas de CO₂ e). O quadro 6 apresenta os valores considerados na composição do biogás, e que serão utilizados para os cálculos relativos a esta pesquisa.

Quadro 6 – Valores considerados para os cálculos da emissão de GEE em ambos sistemas

Emissão de gases de efeito estufa			
Aterro sanitário			
Biogás	CH ₄ 50%	CO ₂ 46%	Outros gases 4%
CH ₄	Captado 50%	Escape 50%	Oxidado 10% (dos 50% de escape)
Incinerador			
1 tRRSU		0,49 tCO ₂ e	

Fonte – o autor

5. RESULTADOS DA BASE DE DADOS UTILIZADOS NO ESTUDO DOS CRITÉRIOS DE COMPARAÇÃO ENTRE OS DOIS SISTEMAS

5.1. Resultados da caracterização gravimétrica no município de Lençóis Paulista

A caracterização gravimétrica dos rejeitos de resíduos sólidos urbanos (RRSU) mostra que o material orgânico (resíduos de cozinha) é predominante em relação aos

demais resíduos gerados na área urbana do município de Lençóis Paulista (Tabela 3). Este resultado é explicado em razão da separação prévia dos materiais passíveis de reciclagem.

Para o sistema de incineração a maior quantidade de resíduos orgânicos degradáveis rápida e lentamente, resulta em baixo poder calorífico dos rejeitos dos resíduos sólidos e, portanto, na baixa recuperação de energia. Para o sistema de aterro sanitário resulta na geração de maior volume de metano e, quanto mais metano gerado, maior a possibilidade de recuperação de energia.

Tabela 3 - Análise gravimétrica do RRSU em (%), por classe social do ano 2012

RESÍDUO	CENTRO	0 – 9	10 – 19	20 – 29	> 30	MÉDIA
	%	%	%	%	%	%
Restos Orgânicos	62,00	61,73	59,18	63,17	65,18	62,25
Papéis e Papelão	11,01	9,75	8,68	9,81	11,22	10,09
Restos jardins	0,19	0,43	0,42	0,39	0,27	0,34
Embalagens cartonadas	2,58	2,32	1,73	1,74	1,65	2,00
Vidros	1,20	2,80	1,67	1,80	1,65	1,82
PET	2,40	2,24	2,82	2,46	2,96	2,58
PEAD	0,70	1,30	0,74	1,12	1,19	1,01
PVC	0,85	0,11	0,14	0,09	0,15	0,27
PEBD	5,15	6,31	5,18	5,43	5,22	5,46
PP	1,47	1,19	0,94	0,69	0,74	1,01
PS	0,54	1,04	1,06	0,29	0,33	0,65
Outros plásticos	1,20	1,71	0,97	0,99	1,02	1,18
Fraldas e Absorventes	2,06	3,42	2,12	5,35	5,02	3,59
Metais Ferrosos /alumínio	0,90	1,01	1,29	2,16	1,99	1,47
Pilhas e Baterias	0,03	0,03	0,02	0,01	0,01	0,02
Madeira	1,69	0,24	0,73	1,21	0,35	0,84
Couro e Têxteis	3,01	2,30	2,87	1,41	3,46	2,62
Outros materiais*	3,11	2,24	2,91	3,67	2,06	2,80
Total						100,00

* Eletroeletrônicos, sapatos, cintos, pedras, pneus, etc.

Fonte - o autor.

5.2 Porcentagem das frações degradáveis

As frações que efetivamente se degradam dentro das características gravimétricas dos rejeitos dos resíduos sólidos urbanos (RRSU) da região considerada são indicadas na tabela 4.

Verifica-se a predominância da fração orgânica resultado dos restos de alimentos das residências e comércio com 81,76% de toda a fração biodegradável considerada, o que é extremamente benéfico para o sistema de aterro sanitário de resíduos, enquanto que têxteis, couros e madeira mais lenhosa, que se degradam mais lentamente, representam menor porcentagem.

A fração de degradação rápida maior resulta na geração de metano de forma mais imediata e, conseqüentemente, na geração de energia também de maneira mais rápida.

Tabela 4 - Frações rápida e lentamente degradáveis em %

Degradabilidade	Resíduo	%
Rápida	Fração orgânica	81,76
Rápida	Papel/papelão	13,25
Rápida	Folhas, ramos	0,45
Lenta	Madeira	1,10
Lenta	Têxteis e couros	3,44
		100,00

Fonte – o autor.

Conforme a tabela 4, eliminando-se os resíduos que não são degradados para a geração do biogás, e realizando-se a proporção peso/porcentagem, tem-se: 95,46% são os resíduos considerados como rapidamente degradáveis (RD), e 4,54% são os resíduos considerados como lentamente degradáveis (LD).

Para efeito dos cálculos de metano a serem realizados nesta pesquisa, serão adotados os valores de 95% para os resíduos rapidamente degradáveis e 5% para os resíduos lentamente degradáveis, para a geração de resíduos dos 39 municípios que compõem o projeto.

5.3 Resíduos com potencial energético gerados na região de Bauru

A tabela 5 indica os volumes dos RRSU gerados no município de Lençóis Paulista, os quais serão usados para extrapolação aos demais municípios da região de Bauru, conforme estão apresentados na tabela 6.

Tabela 5 - Quantidade de RRSU com potencial de geração de energia gerada na cidade de Lençóis Paulista

Tipo de resíduo	Volume gerado – população: 66.131 hab.		
	t/dia	t/mês	t/ano
RSU	35.00	1.050,00	12.600,00
Podas de árvores	0.80	24,00	288,00
TOTAL	35,80	1.074,00	12.888,00

Fonte – o autor.

Tabela 6 - Quantidade de RRSU com potencial de geração de energia gerada na região de Bauru/SP

	Cidade	População	Massa de RRSU gerados em ton/d	Resíduos verdes
1	Agudos	36.524	27,92	0,44
2	Arealva	8.351	4,60	0,10
3	Areiópolis	11.049	6,87	0,13
4	Avai	5.275	2,48	0,06
5	Balbinos	4.819	1,09	0,06
6	Bariri	34.048	25,84	0,41
7	Barra Bonita	36.321	28,45	0,44
8	Bauru	366.992	324,57	5,23
9	Bocaina	11.810	7,62	0,14
10	Boracéia	4.631	2,91	0,06
11	Borebi	2.519	1,54	0,03
12	Botucatu	141.032	120,95	1,55
13	Cabrália Paulista	4.371	2,66	0,05
14	Cafelândia	17.499	10,64	0,21
15	Dois Córregos	26.517	20,09	0,32
16	Duartina	12.558	7,90	0,15
17	Guarantã	6.651	3,97	0,08
18	Iacanga	11.066	6,75	0,13
19	Ibitinga	57.649	44,30	0,70
20	Igaraçu do Tietê	24.451	17,02	0,30
21	Itaju	3.606	1,84	0,04
22	Itapuí	13.328	8,91	0,17
23	Jaú	143.283	124,92	1,73
24	Lençóis Paulista	66.131	51,73	0,80
25	Lins	76.562	60,16	0,92
26	Lucianópolis	2.372	1,31	0,03
27	Macatuba	17.013	11,56	0,21
28	Mineiros do Tietê	12.700	8,49	0,15
29	Paulistânia	1.840	0,88	0,02
30	Pederneiras	44.910	33,41	0,54
31	Pirajuí	24.456	14,00	0,30
32	Piratininga	13.093	7,86	0,16
33	Pongai	3.508	2,06	0,04
34	Pratânia	5.021	2,66	0,06
35	Presidente Alves	4.179	2,43	0,05
36	Reginópolis	8.640	3,60	0,10
37	São Manuel	40.367	31,50	0,49
38	Ubirajara	7.711	2,39	0,09
39	Uru	1.229	0,75	0,02
		1.314,08	1.038,63	16,51
			632,65	830,91
			649,16 *	847,42 **

* Resíduos destinados ao aterro sanitário

** Resíduos destinados ao incinerador

Fonte – adaptado de CETESB (2015).

Após a obtenção dos dados expostos na tabela 6, do volume total de RSU gerados (1.038,63 t) subtrai-se 20% referente aos resíduos recicláveis (207,72 t/d), conforme estabelecido na metodologia, o que resultou em um volume de 830,91 toneladas diárias, considerada como rejeitos dos resíduos sólidos urbanos (RRSU).

Portanto, para o cálculo da recuperação energética no incinerador, o valor utilizado é de 830,91 toneladas diárias de RRSU, adicionado de 16,51 toneladas de resíduos verdes (ramos e folhas), totalizando 847,42 toneladas. Neste caso, resíduos verdes (folhas e restos de jardins) podem ser utilizados em ambos os sistemas, na incineração e na disposição em aterro sanitário.

Para o cálculo de geração de metano no aterro sanitário, o valor obtido é de 632,65 t diárias de RRSU, que corresponde à fração dos RRSU que efetivamente gera metano, segundo a análise gravimétrica efetuada no município de Lençóis Paulista. Este valor mostra que a geração diária destes rejeitos é de 0,480 kg/hab. por dia, ressaltando que para composição do valor dos rejeitos que geram metano será adicionado o valor referente a quantidade de folhas, ramos e restos de jardins, que totalizam 16,51 toneladas.

Desta forma, tem-se que o total da fração que será considerada para a geração de metano em aterro sanitário seja de 649,16 toneladas, e a geração “per capita” de RRSU que geram metano seja de 0,494 kg/hab.

O dado da geração “per capita” é importante porque será utilizado na equação que determinará os valores do volume de metano resultante da degradação rápida e degradação lenta dos resíduos.

5.4 Recuperação de energia em unidade de incineração

Os valores estudados para o cálculo de obtenção de energia em incinerador são apresentados na tabela 7.

A partir dos dados de geração diária de resíduos sólidos urbanos obtidos em CETESB (2015), os quais são enviados para os aterros de cada município, realizou-se os cálculos para projeção anual, vinculado ao crescimento populacional dos municípios da região estabelecida no horizonte de 30 anos, sendo considerado o valor de crescimento de 0,87% ao ano.

Tabela 7 - Potencial de geração de energia elétrica em unidade de incineração e potencial quantitativo de atendimento a residências.

Ano	População	tRRSU/ano	Energia bruta	Energia líquida	Qtdd
			kWh/ano	kWh/mês	Residências *
2.015	1.314.082	309.367,75	154.683.877,43	12.890.323,12	72.013
2.016	1.325.515	312.059,25	156.029.627,16	13.002.468,93	72.639
2.017	1.337.046	314.774,17	157.387.084,91	13.115.590,41	73.271
2.018	1.348.679	317.512,71	158.756.352,55	13.229.696,05	73.909
2.019	1.360.412	320.275,07	160.137.532,82	13.344.794,40	74.552
2.020	1.372.248	323.061,46	161.530.729,36	13.460.894,11	75.201
2.021	1.384.186	325.872,09	162.936.046,70	13.578.003,89	75.855
2.022	1.396.229	328.707,18	164.353.590,31	13.696.132,53	76.515
2.023	1.408.376	331.566,93	165.783.466,54	13.815.288,88	77.180
2.024	1.420.629	334.451,57	167.225.782,70	13.935.481,89	77.852
2.025	1.432.988	337.361,29	168.680.647,01	14.056.720,58	78.529
2.026	1.445.455	340.296,34	170.148.168,64	14.179.014,05	79.212
2.027	1.458.031	343.256,92	171.628.457,71	14.302.371,48	79.902
2.028	1.470.716	346.243,25	173.121.625,29	14.426.802,11	80.597
2.029	1.483.511	349.255,57	174.627.783,43	14.552.315,29	81.298
2.030	1.496.418	352.294,09	176.147.045,15	14.678.920,43	82.005
2.031	1.509.436	355.359,05	177.679.524,44	14.806.627,04	82.719
2.032	1.522.568	358.450,67	179.225.336,30	14.935.444,69	83.438
2.033	1.535.815	361.569,19	180.784.596,73	15.065.383,06	84.164
2.034	1.549.176	364.714,85	182.357.422,72	15.196.451,89	84.896
2.035	1.562.654	367.887,86	183.943.932,30	15.328.661,02	85.635
2.036	1.576.249	371.088,49	185.544.244,51	15.462.020,38	86.380
2.037	1.589.963	374.316,96	187.158.479,43	15.596.539,95	87.132
2.038	1.603.795	377.573,52	188.786.758,21	15.732.229,85	87.890
2.039	1.617.748	380.858,41	190.429.203,00	15.869.100,25	88.654
2.040	1.631.823	384.171,87	192.085.937,07	16.007.161,42	89.425
2.041	1.646.020	387.514,17	193.757.084,72	16.146.423,73	90.203
2.042	1.660.340	390.885,54	195.442.771,36	16.286.897,61	90.988
2.043	1.674.785	394.286,25	197.143.123,47	16.428.593,62	91.780
2.044	1.689.356	397.716,54	198.858.268,64	16.571.522,39	92.578
2.045	1.704.053	401.176,67	200.588.335,58	16.715.694,63	93.384

* consumo médio de 179 kWh/mês

Fonte: o autor.

Assumindo o que foi estabelecido na metodologia de que uma tonelada de RSU fornece em média, 500 kWh de energia elétrica, procedeu-se aos cálculos para obtenção do potencial de geração de energia elétrica na região de Bauru, com 39 cidades, com população de 1.314.082 habitantes em 2015 e taxa de crescimento de 0,87% ao ano. Considerando o consumo médio informado por EPE (2015) no Sudeste

do Brasil como sendo de 179 kWh/m, constata-se que, em média, 338.750 residências podem ser abastecidas com a energia obtida na unidade de incineração da região estabelecida para estudo. Verifica-se ainda que o aumento da população repercute no aumento da geração de RRSU que resulta no aumento na quantidade de energia elétrica produzida.

5.5 Recuperação de energia a partir do biogás do aterro sanitário

A partir da metodologia estabelecida elaborou-se a tabela 8, a qual apresenta a geração do metano ao longo do tempo no aterro sanitário e a conversão da energia contida explicitada em kWh.

Tabela 8 – Energia produzida em aterro sanitário a partir da captação do metano

Ano	Pop.	RRSU	RD	LD	RD + LD	metano (m³)	Energia	Energia	Qtdd
		t/ano	metano (m³)	metano (m³)	metano (m³)	50% escape	kWh/ano	kWh/mês	Residências
2015	1.314.082	236.942,13							
2016	1.325.515	239.003,52							
2017	1.337.046	241.082,85	7.653.231	26.853	7.680.084	3.840.042	38.093.217	3.174.435	17.734
2018	1.348.679	243.180,27	13.513.444	80.794	13.594.238	6.797.119	67.427.418	5.618.952	31.391
2019	1.360.412	245.295,94	17.403.452	134.734	17.538.186	8.769.093	86.989.404	7.249.117	40.498
2020	1.372.248	247.430,02	19.468.169	270.881	19.739.050	9.869.525	97.905.690	8.158.807	45.580
2021	1.384.186	249.582,66	19.637.543	407.505	20.045.047	10.022.524	99.423.434	8.285.286	46.287
2022	1.396.229	251.754,03	19.808.389	515.354	20.323.743	10.161.872	100.805.767	8.400.481	46.930
2023	1.408.376	253.944,29	19.980.722	587.848	20.568.570	10.284.285	102.020.106	8.501.675	47.495
2024	1.420.629	256.153,60	20.154.554	686.949	20.841.503	10.420.752	103.373.856	8.614.488	48.126
2025	1.432.988	258.382,14	20.329.899	830.550	21.160.449	10.580.224	104.955.827	8.746.319	48.862
2026	1.445.455	260.630,06	20.506.769	904.909	21.411.678	10.705.839	106.201.925	8.850.160	49.442
2027	1.458.031	262.897,54	20.685.178	966.489	21.651.667	10.825.833	107.392.268	8.949.356	49.996
2028	1.470.716	265.184,75	20.865.139	1.015.177	21.880.317	10.940.158	108.526.370	9.043.864	50.524
2029	1.483.511	267.491,86	21.046.666	1.050.863	22.097.529	11.048.764	109.603.743	9.133.645	51.026
2030	1.496.418	269.819,04	21.229.772	1.073.432	22.303.204	11.151.602	110.623.892	9.218.658	51.501
2031			21.414.471	1.082.771	22.497.242	11.248.621	111.586.320	9.298.860	51.949
2032			21.600.777	1.076.167	22.676.944	11.338.472	112.477.642	9.373.137	52.364
2033			12.997.727	1.070.848	14.068.574	7.034.287	69.780.129	5.815.011	32.486
2034			6.517.574	1.004.573	7.522.147	3.761.074	37.309.850	3.109.154	17.370
2035			2.178.790	934.797	3.113.587	1.556.793	15.443.391	1.286.949	7.190
2036				819.548	1.639.095	819.548	8.129.913	677.493	3.785
2037				672.450	672.450	336.225	3.335.353	277.946	1.553
2038				539.496	539.496	269.748	2.675.898	222.991	1.246
2039				420.807	420.807	210.404	2.087.203	173.934	972
2040				316.509	316.509	158.254	1.569.883	130.824	731
2041				226.726	226.726	113.363	1.124.560	93.713	524
2042				151.584	151.584	75.792	751.859	62.655	350
2043				91.212	91.212	45.606	452.412	37.701	211
2044				45.737	45.737	22.869	226.857	18.905	106
2045				15.291	15.291	7.645	75.842	6.320	35

RD - rapidamente degradável LD - lentamente degradável * consumo médio de 179 kWh/mês

Fonte - o autor.

Em análise aos dados da tabela 8, considerando o consumo médio por residência na região Sudeste do país de 179 kWh/mês, segundo EPE (2015), tem-se que o potencial energético estabelecido por um aterro sanitário na região de Bauru poderia abastecer, em média de produção de biogás de 30 anos, 26.254 residências, tendo o maior pico de geração e fornecimento de energia no 17º ano, quando se identifica condições de fornecimento de energia para 52.364 residências.

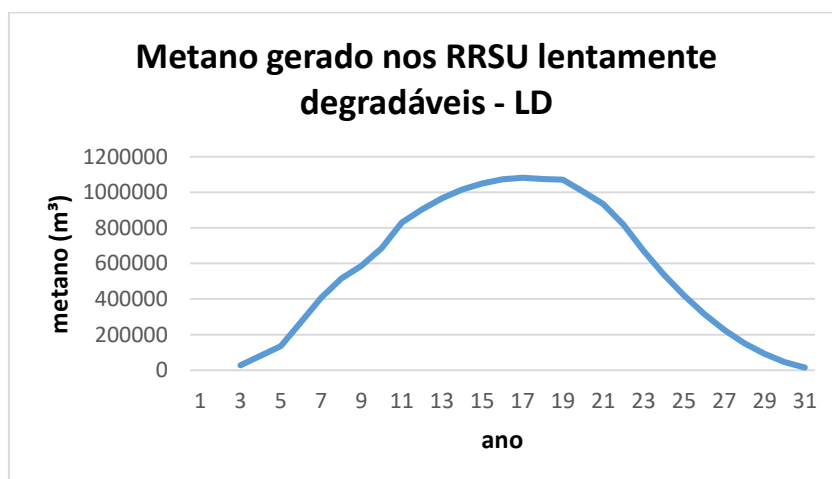
Esclarece-se que o funcionamento do aterro sanitário com o recebimento de resíduos ocorre por 15 anos, porém, o período de degradação dos resíduos perdura por mais 15 anos, totalizando 30 anos. Após o 15º ano a geração de metano continua a aumentar por mais dois anos, quando então inicia a curva descendente até chegar a zero.

De acordo com a metodologia adotada, os RRSU são degradados rápida e lentamente. As figuras 26, 27 e 28 mostram o comportamento da geração de metano durante no processo de degradação dos resíduos aterrados e também a média de degradabilidade dos resíduos ao longo dos anos, proporcionando a produção média de metano entre as duas frações.

Os gráficos apresentados nas figuras 26, 27 e 28 demonstram a geração do metano no período de 30 anos. A figura 29 mostra a produção de energia elétrica líquida em kWh ao longo do período, sendo possível verificar através dos gráficos que a geração de energia acompanha a geração de metano.

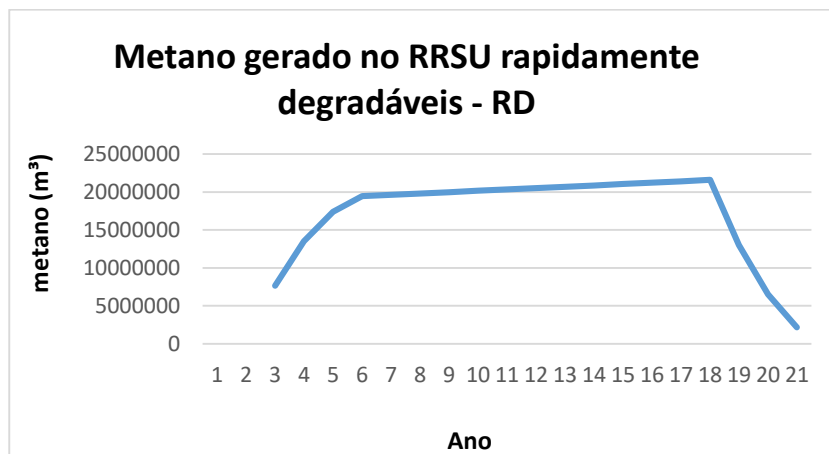
Constata-se também que a produção do metano pela degradação rápida dos RRSU é consideravelmente maior que a sua produção pela degradação lenta.

Figura 26 - Fração de resíduos lentamente degradados



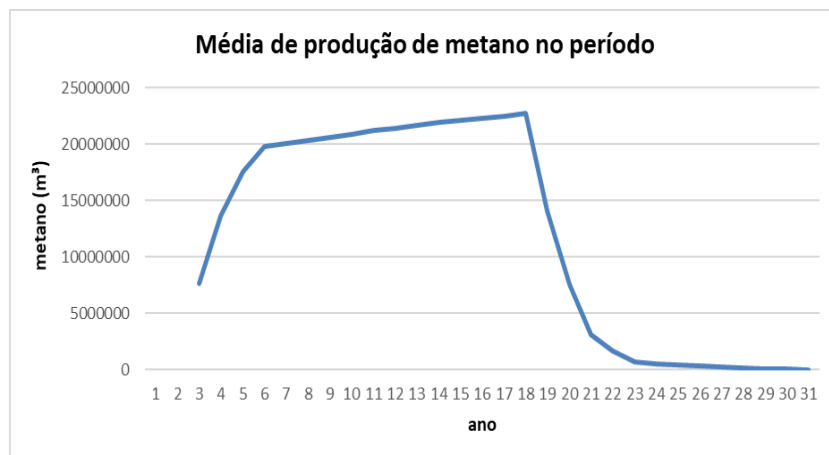
Fonte – o autor.

Figura 27 - Fração de resíduos rapidamente degradados



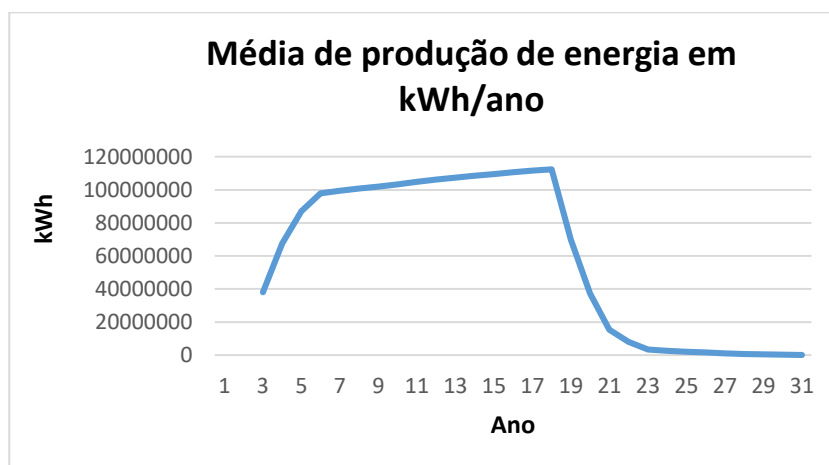
Fonte – o autor.

Figura 28 - Produção média de metano no período



Fonte – o autor.

Figura 29 - Produção de energia no período de 30 anos



Fonte – o autor.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos para formação da base de dados (do item 5 ao item 5.5) permitem a realização da comparação dos critérios entre os sistemas de aterro sanitário e incineração.

6.1 Comparativo entre aterros sanitários e incineradores em relação à recuperação de energia

Recuperação energética no período de 15 anos:

- a) Considerando a quantidade de RRSU disposta em aterro sanitário e destinada ao incinerador, no período de 15 anos, ambos os sistemas recebem 4.934.061,55 toneladas. Ressalta-se que 15 anos é o tempo de vida útil do aterro sanitário e, portanto, é o período de disposição de RRSU, porém, a geração de metano continua por mais 15 anos. A tabela 9 apresenta os valores obtidos em 15 anos de recuperação de energia.

Tabela 9 - Comparativo de obtenção de energia entre os sistemas – período de 15 anos

Sistema	Média 15 anos-residências Cons. 179 kWh/m	1º ano-residências cons. 179 kWh/m	Total em kWh 15 anos
Aterro sanitário	45.156	0	1.454.929.238
Incinerador	84.993	72.013	2.467.030.773

Fonte - o autor.

Em 15 anos o sistema de incineração tem potencial de recuperação de energia de 1,7 vezes maior que o sistema de aterro sanitário, considerando a mesma quantidade de RRSU. No primeiro ano o aterro sanitário não produz energia para entrega às residências, enquanto que o incinerador pode abastecer 72.013 residências que consomem 179 kWh/mês.

Recuperação energética no período de 30 anos:

- a) Considerando o mesmo período de geração de energia elétrica (30 anos), o sistema de incineração recebe 2,2 vezes mais quantidade de RRSU. Em 15 anos (que é o tempo de vida útil do aterro) cada sistema receberá 4.934.061,55

toneladas de RRSU. Porém, o incinerador continua a receber os RRSU por mais 15 anos (30 anos no total), o que resultará em 10.953,925,67 toneladas de RRSU. A progressão na geração de resíduos está atrelada ao aumento da população no período.

- b) A obtenção de energia elétrica em sistema de incineração é maior que a geração de energia elétrica em sistema de aterro sanitário. Na média dos 30 anos, o incinerador pode fornecer energia para 84.993 residências contra 26.542 residências que poderiam ser abastecidas com energia elétrica a partir da captação do metano obtido no aterro. No ano de 2032, ou 17º ano a partir do início de funcionamento de ambos os sistemas, e que seria o ano de maior geração de energia no aterro sanitário, este poderia fornecer energia elétrica para 52.364 residências, contra 83.719 residências que poderiam ser abastecidas com a energia elétrica produzida pelo incinerador, conforme informa a tabela 10.
- c) Em 30 anos a incineração geraria 3,2 vezes mais energia elétrica que o aterro sanitário (Tabela 10).

Tabela 10 - Comparativo de obtenção de energia entre os sistemas – período de 30 anos

	Média 30 anos-residências Cons. 179 kWh/m	17º ano-residências cons. 179 kWh/m	Total em kWh 30 anos
Sistema			
Aterro sanitário	26.542	52.364	1.710.370.029
Incinerador	84.993	83.919	5.476.962.836

Fonte - o autor.

6.2 Comparativo da utilização de área física de terra

O sistema de aterros sanitários exige significativa quantidade maior de área física de terra quando comparado com o sistema de incineração, segundo o que foi concluído na análise documental desta pesquisa.

Assim, de acordo com a metodologia estabelecida, para dispor os RRSU no aterro sanitário no período de 15 anos, requerer-se-ia 25,78 ha de área física de terra contra 2,9 ha de área física de terra a ser ocupada pelo incinerador.

No estudo elaborado pelo Projeto de Cooperação Técnica São Paulo – Bavária, para comparação dos dois sistemas para destinação e disposição de RRSU na cidade de São Paulo, foi concluído que o aterro sanitário requereu 18 vezes mais área de terra em relação ao incinerador para processamento da mesma quantidade de RRSU.

6.3 Comparativo de emissão de gases de efeito estufa e poluição atmosférica

Ambos os sistemas são responsáveis pela emissão de gases de efeito estufa e pela poluição da atmosfera quando em funcionamento.

6.3.1 Emissão de gases de efeito estufa - GEE

Aterros são responsáveis por maior quantidade de emissão de gases de efeito estufa (GEE) quando comparados com a emissão dos mesmos gases pelo sistema de incineração, porém os GEE são emitidos tanto por incineradores como por aterros.

- a) Considerando os valores assumidos na metodologia em relação ao biogás gerado no aterro sanitário, tem-se que, apesar de haver disposição de RRSU por 15 anos, os GEE continuam a ser emitidos por mais 15 anos, totalizando 30 anos (Tabela 11).
- b) A quantidade de RRSU é a mesma para ambos os sistemas, porém o incinerador emite GEE enquanto está em funcionamento, portanto, em período de 15 anos, enquanto que o aterro sanitário continua a emitir GEE mesmo após o encerramento da disposição dos RRSU por mais 15 anos (Tabela 11).

Tabela 11 - GEE emitidos pelos sistemas

Emissões de GEE em aterro sanitário - Período de 30 anos - Disposição de 4.934.061,55 tRRSU								
		Captado - 50%	Escape - 50%	Oxidado - 10%	Atmosfera - 90%	tCH ₄	tCO ₂	GEE tCO ₂ e
				m ³	m ³			
Biogás total (m ³)	689.665.334,00							
CH ₄ - 50%	344.832.667,00	172.416.333,50	172.416.333,50	17.241.633,35	155.174.700,15	111.229,23	305.880,37	6.423.487,75
CO ₂ e outros gases	344.832.667,00							
CO ₂ - 46%	317.246.053,64						567.870,44	567.870,44
Total CO ₂ e emitido								6.991.358,18
Emissões de GEE em incinerador - Período de 15 anos - Disposição de 4.934.061,55 tRRSU								
tCO ₂ e/tRRSU	tRRSU							
0,49	4.934.061,55							2.417.690,16

Fonte – o autor.

De acordo com os valores apresentados, o sistema de aterro sanitário emite 2,9 vezes mais GEE do que o sistema de incineração, considerando a mesma quantidade de resíduos tratados. Mas há de se destacar que foi considerado apenas a emissão de CO₂ por parte do incinerador. Outros gases gerados no incinerador também podem ser responsáveis pelo efeito estufa à medida que não são captados pelo sistema de limpeza de gases, em circunstâncias de eventuais falhas. Dentre estes citam-se o óxido nitroso (N₂O), óxidos de nitrogênio (NO_x), amônia (NH₃), carbono orgânico (C), e excepcionalmente até o CH₄. Porém o CO₂ é o gás predominante nas emissões.

6.3.2 Outras emissões atmosféricas

Ambos os sistemas, aterro sanitário e incineração, são fontes de emissões atmosféricas. A geração de resíduos é um impacto que acontece continuamente decorrente da vida humana no planeta, portanto, havendo a adoção de um sistema ou outro, a emissão de poluentes existirá.

A poluição do ar causada pelos incineradores pode conter: material particulado, monóxido de carbono (CO), carbono orgânico total, ácido clorídrico (HCL), ácido fluorídrico (HF), mercúrio (Hg), cádmio (Cd), tálio (Tl), antimônio (Sb), arsênio (As), chumbo (Pb), cromo (Cr), cobalto (Co), Cobre (Cu), manganês (Mn), níquel (Ni), vanádio (V), além de dioxinas (PCDD) e furanos (PCDF). No entanto, apesar das preocupações sobre tais emissões, as modernas plantas de incineração têm apresentado acentuada diminuição da poluição atmosférica em razão do desenvolvimento de novas tecnologias de controle, sobretudo nas últimas duas décadas, pela adoção de equipamentos sofisticados e atualizados de controle de poluição do ar. Tecnologias recentes permitem cada vez menores limites de emissão. A questão é a de adequação do custo total de sistema de limpeza de gases, considerada por tonelada de resíduos recebidos a serem incinerados.

O biogás gerado nos aterros sanitários apresenta o metano (CH₄) e o gás carbônico (CO₂), como gases predominantes, porém pode apresentar ainda hidrogênio (H₂), amônia (NH₄), ácido sulfídrico (H₂S), argônio (Ar), cloro (Cl), Flúor (F), dentre outros, dependendo dos tipos de RRSU que são dispostos.

6.3.3 Impactos ambientais resultantes do tratamento dos RRSU nos dois sistemas

Tanto a incineração como o aterro sanitário de resíduos causam impactos negativos ao meio ambiente. A pesquisa indicou que aterro sanitário de RRSU causa impactos negativos no solo, água e ar. A incineração também pode causar a poluição do ambiente natural, no entanto, seus impactos estão mais relacionados com as emissões atmosféricas.

6.3.3.1 Poluição do solo e da água

De maneira geral, no Brasil, os aterros apresentam pouca segurança sobre os impactos ambientais, notadamente em razão da ausência de dispositivos de controle, tais como manta de impermeabilização, captação de chorume e gás, e drenagem de águas pluviais, entre outros. Segundo a US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2007) a ausência destes controles contribui para que materiais perigosos à saúde humana e ao meio ambiente fiquem presentes no solo e na água.

Aterros desprovidos de dispositivos de controle ou mitigação dos impactos ambientais devem ser interditados, pois que ficarão como passivos ambientais por longos anos. Como o uso de aterros sanitários deverá permanecer como a opção principal para disposição de RRSU no Brasil, por conta do custo de implantação e manutenção, e disponibilidade de área física de terra, as autoridades competentes devem exigir com mais determinação que os critérios de segurança ambiental sejam adotados, como forma de atendimento à Política Nacional de Resíduos Sólidos e à garantia da sustentabilidade ambiental.

6.4 Hierarquia na gestão de resíduos sólidos urbanos: comparativo entre o aterro sanitário e a incineração

De acordo com a análise documental, aterros sanitários são a última alternativa, e a incineração é a penúltima, quando se considera a hierarquia para um sistema de gestão de resíduos sólidos. É por isso que aterros sanitários são considerados locais para disposição de RRSU, enquanto que os incineradores são considerados locais de destinação dos RRSU.

Os resíduos são resultantes do desuso de produtos e bens adquiridos pela população das diversas cidades do mundo, no entanto, as pessoas não consideram os impactos negativos ambientais e sociais que estes resíduos causam ao serem descartados, provavelmente por falta de consciência ambiental. O melhor aproveitamento dos materiais, de forma a se conseguir o seu alongamento de vida útil, através do reuso e da reciclagem é crucial para a sustentabilidade na gestão dos resíduos sólidos urbanos.

O reuso causa menos impacto. Ambientalmente favorece a sustentabilidade. Porém, é limitado, pois que depende de uma confluência de condições para que possa ser colocado em prática. O reuso está ligado à necessidade e disponibilidade. Alguma pessoa em algum lugar deve estar procurando algo específico para suprir suas necessidades. Essa situação deve coincidir com o fato de alguma pessoa estar disponibilizando esse mesmo algo específico de que não mais necessita. E essas duas situações devem ocorrer em espaços físicos próximos.

A reciclagem permite que novos produtos sejam obtidos sem a necessidade de extração de novos recursos naturais virgens, pois que utiliza como matéria prima aqueles produtos que foram descartados e que iriam para disposição em aterros, onde permaneceriam por longo tempo, dependendo da constituição de seus materiais. Mas há de se considerar o gasto energético para mover o processo da reciclagem. A energia vem de algum lugar e, qualquer que seja este lugar, houve, de alguma forma, algum impacto que precisa ser considerado. Assim, como na fabricação de um produto novo a partir de recursos naturais virgens, a reciclagem também apresenta entradas e saídas, cujos impactos necessitam ser considerados para avaliação na vida do material. No processo da reciclagem também ocorre a geração de resíduos, as emissões atmosféricas, a produção de efluentes, e todos os impactos regulares das atividades produtivas. Levando em consideração desde o momento da coleta seletiva, que traz os materiais recicláveis para a indústria que os transformarão, verifica-se impactos das mais variadas formas.

A compostagem é também uma forma de reciclagem da fração biodegradável dos RRSU. A biometanização confere a reciclagem da fração biodegradável com a recuperação energética pela captação do metano, o que é extremamente interessante.

Na questão da hierarquia, o modelo alemão busca alcançar a condição de aterro zero, ou seja, dispor zero de resíduo em aterro. É uma meta ambiciosa, até o

momento não atingida, mas que estimula a adoção de práticas de gestão cada vez mais restritivas a geração de resíduos, e cada vez mais atenta ao ciclo de vida dos materiais. Obviamente se os resíduos não forem para o aterro, devem ter outra destinação. No caso da Alemanha o objetivo é diminuir a geração, reciclar mais e utilizar o resíduo para recuperação de energia elétrica e calor. Na Europa, a Alemanha é considerada um dos países mais eficientes no tratamento de resíduos e é o campeão de reciclagem. De acordo com Martins e Leão (2016), a Alemanha, até 2010, apresentava um índice de mais de 40% de reciclagem, aproximadamente os mesmos 40% eram incinerados e quase 20% eram destinados para compostagem. Comparativamente com o grupo de municípios selecionados para a composição do projeto regional, tem-se a projeção de alcance do índice de 20% do total gerado como possível de ser reciclado. Este índice foi determinado em função de ser o índice médio de reciclagem da cidade de Lençóis Paulista, e que foi a cidade selecionada para a realização da análise gravimétrica do lixo e também como base para geração de dados em relação aos demais municípios.

A análise documental mostrou que na hierarquia dos resíduos o sistema de aterro sanitário e o sistema de incineração são os menos interessantes. Tanto a incineração como o aterro sanitário são sistemas que mitigam impactos promovidos pela geração dos resíduos. A recuperação de energia torna ambos os sistemas um pouco mais sustentáveis e atraentes.

A incineração atua como um sistema estanque, pois que promove impactos enquanto a planta está em operação, cessando com sua paralização, sempre considerando a adoção de competentes técnicas de controle de poluentes. O aterro sanitário funciona como um sistema aberto, pois que permanece no ambiente mesmo após o fechamento da atividade, e perdura até a total decomposição dos resíduos aterrados.

7 CONCLUSÕES

O quadro 7 apresenta as relações dos resultados dos critérios estabelecidos para comparação entre o sistema de aterro sanitário e o sistema de incineração. Apresenta ainda a gestão ideal para os resíduos sólidos urbanos, de acordo com o que foi obtido na análise documental.

Quadro 7 – Critérios utilizados para comparação entre o sistema de aterro sanitário e o sistema de incineração.

CRITÉRIOS	ATERRO SANITÁRIO	INCINERADOR
Energia Elétrica (E.E.)	1	3,2
Espaço físico (E.F.)	18	1
GEE	2,9	1
Impactos negativos	Sim	Sim
Hierarquia	Último	Penúltimo
Gestão ideal	Não gerar, reusar, reciclar, destinar (incinerador) e dispor (aterro sanitário).	

Fonte – o autor.

Obs – os critérios E.E., E.F. e GEE apresentam a relação entre os sistemas.

Assim, de acordo com o que apresenta o quadro 7, o sistema de incineração se mostrou 3,2 vezes mais eficiente que o sistema de aterro sanitário em relação ao fornecimento de energia elétrica, nas condições estabelecidas pelo estudo.

Aterros sanitários utilizam 18 vezes mais área física de terra quando comparados com incineradores.

Gases de efeito estufa são emitidos em quantidades quase 3 vezes maior pelo aterro sanitário quando comparada com as emissões do incinerador. Levando-se em consideração que, no Brasil, a absoluta maioria dos aterros sanitários, aterros em valas e lixões não realizam a captação do biogás ou a queima do metano, pode-se concluir que a geração de GEE no aterro sanitário proposto nesta pesquisa seria ainda maior.

Ambos os sistemas são causadores de impactos ambientais negativos. A geração de resíduos, inerente à vida humana no planeta, é um impacto negativo ao meio ambiente. A má gestão dos resíduos sólidos poder agravar enormemente estes impactos. A boa gestão pode mitiga-los.

Após a análise documental estabelecida neste trabalho, dentro da hierarquia para a boa gestão dos resíduos sólidos, conclui-se que os sistemas de aterro sanitário e de incineração estão estabelecidos como os menos interessantes e, por conta disso, se encontram como últimas opções a serem adotadas pelos gestores. Embora sejam as últimas opções, infelizmente, são também inevitáveis para o estágio atual da gestão dos resíduos no Brasil e no mundo.

A incineração leva vantagem sobre o aterro sanitário na gestão de resíduos sólidos, porque gera mais energia elétrica, emite menos gases de efeito estufa, utiliza

menos área física de terra e, após adotadas metodologias eficientes de controle de gases, polui menos o ambiente.

A incineração por ser um sistema mais fechado e estanque, apresenta melhores condições de controle e mitigação dos impactos ambientais negativos, ao contrário do aterro sanitário que é um sistema mais aberto e que perdura por um período mais longo até que a decomposição total dos resíduos ocorra.

REFERÊNCIAS

ABRELPE – Associação Brasileira de Limpeza Pública. **Caderno Informativo. Recuperação Energética – Resíduos Sólidos Urbanos**. 2013. Disponível em http://www.abrelpe.org.br/_download/informativo_recuperacao_energetica.pdf. Acesso em 24. Jan. 2016.

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil, 2015**. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2015.pdf>. Acesso em 22 mar. 2017.

ABREU, F.V. **Análise de viabilidade técnica e econômica da geração de energia através do biogás de lixo em aterros sanitários**. 2009. 177 f.: il. Disponível em: <http://www.ppg-em.eng.uerj.br/trabalhosconclusao/2009/DISSERTACAOPPG-EM-FabioVianadeAbreu.pdf>. Acesso em 05 mar. 2016.

ABREU, F.V.; COSTA FILHO; M.A.F.; SOUZA, M.C.L. Biogás de aterros sanitários para geração de energia renovável e limpa – um estudo de viabilidade técnica e econômica. In: **IX Congresso Iberoamericano de Ingeniería Mecánica**. Las Palmas de Gran Canaria, 2009. Disponível em: <http://panoramaenergetico.com.br/site/wp-content/uploads/2011/04/07-c0343-a1-viana-cibim2009.pdf>. Acesso em 05 mar. 2016.

ABDUL-RAHMAN, F. Reduce, Reuse, Recycle: Alternatives for Waste Management. Revised. **Guide G-314**, p.4, Las Cruces, New Mexican, jan. 2014. Disponível em: http://aces.nmsu.edu/pubs/_g/G314.pdf. Acesso em 12 out. 2017.

AKINJARE, O. A. Price Effects of Landfills on Residential Housing in Lagos, Nigeria. **International Journal of Marketing Studies**, vol. 3, n. 2, May, 2011. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Olayinka_Oloke/publication/228473673_Price_Effects_of_Landfills_on_Residential_Housing_in_Lagos_Nigeria/links/559ada3208ae99aa62ce293c/Price-Effects-of-Landfills-on-Residential-Housing-in-Lagos-Nigeria.pdf. Acesso em 22 mar. 2017.

ALBUQUERQUE, J. B. T. **Resíduos sólidos**. Leme: Independente, 2011.

ALL-JARRAH, O.; ABU-QDAIS, H. Municipal Solid Waste Landfill Sitting Using Inteligente System. **Waste Management** 26. 299–306. 2009. Disponível em: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.455.4470&rep=rep1&type=pdf>. Acesso em 17 mar. 2017.

ALMEIDA, F. **O bom negócio da sustentabilidade**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 2002.

AMARO, A. B.; VERDUM, R. **Política Nacional de Resíduos Sólidos e suas Interfaces com o espaço geográfico: entre conquistas e desafios**. Porto Alegre: Editora Letra, 2016, p. 31-37.

AMERICAN SOCIETY OF MECHANICAL ENGINEERS. **Waste-to-Energy Research and Technology Council (WTER)**. Earth Engineering Center, Columbia University 500 West 120th St., New York, NY, July, 2008. Disponível em: <https://www.wtienergy.com/sites/default/files/ERC-ASME-WTE-White-Paper-08.pdf>. Acesso em 18 abr. 2017.

ANIP – Associação Nacional da Indústria de Pneumáticos. **Produção**. Disponível em: http://www.anip.com.br/index.php?cont=conteudo&area=32&titulo_pagina=Produ%E7%E3o. Acesso em: Jan. de 2014.

APPOLINÁRIO, F. **Dicionário de metodologia científica**: um guia para a produção do conhecimento científico. São Paulo, Atlas, 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **Normas técnicas NBR 8633**. Brasília: 1983.

_____. ABNT. NBR.- 8849. **Resíduos sólidos: classificação**. Rio de Janeiro, 1985.

_____. ABNT NBR 8419. **Critérios para a implantação de aterros sanitários**. 1992.

_____. ABNT NBR 10004. **Resíduos Sólidos – Classificação**. Ed. 2, 2004.

AVFALL SVERIGE – SWEDISH WASTE MANAGEMENT. **Towards a greener future with Swedish Waste-to-energy: the world's best example**. Malmo, Sweden, 2007. Disponível em: http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/forbranning_eng.pdf . Acesso em 16 mai. 2017.

AVFALL SVERIGE – **Swedish waste management 2016**. Malmo, Sweden. Disponível em: http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Arbete/Remissvar/swm_2016.pdf. Acesso em 16 mai. 2017.

AVNIMELECH, Y. *et al.* **Policy document mitigation of GHG emissions**. Submitted to the Ministry of Environment, Israel. The S. Neaman Institute For Advanced Studies in Science & Technology, 130 p, 1999.

AYLA, O; SHECHTER, S.; AVNIMELECH, Y. Solid Waste Treatment as a High-Priority and Low Cost Alternative for Greenhouse Gas Mitigation. **Article**. Environmental Management, Jan. 2001. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/225770932_Solid_Waste_Treatment_as_a_High-Priority_and_Low-Cost_Alternative_for_Greenhouse_Gas_Mitigation. Acesso em 27 mai. 2017.

BHADA, P; THEMELIS, N. J. Potential For The First Wte Facility In Mumbai (Bombay) India. Proceedings of NAWTEC16. **16th Annual North American Waste-to-Energy Conference**. May 19-21, 2008, Philadelphia, Pennsylvania, USA. Disponível em: <http://www.seas.columbia.edu/earth/wtert/sofos/nawtec/nawtec16/nawtec16-1930.pdf>. Acesso em 30 jan. 2017.

BARLAZ, M.A. *et al.* **Evaluation of a biologically active cover for mitigation of landfill gas emissions**. Environmental Science & Technology, v. 38, n. 18, p. 4891-4899, set. 2004.

BAURU. **Plano Municipal de Saneamento Básico Variável Limpeza Urbana e Manejo de Resíduos Sólidos**. Bauru, 2013/2014. Disponível em: http://www.bauru.sp.gov.br/arquivos/arquivos_site/sec_meioambiente/plano_residuo

s/PMSB%20Bauru_Vs%20Final.pdf. Acesso em 20 mar. 2016.

BIZZO, W; GOLDSTEIN Jr., L. Incineração de lixo urbano com geração de energia elétrica. In: Congresso brasileiro de planejamento energético, 2., 1995, Campinas. **Anais**. Campinas: Unicamp, 1995. 6 p.

BOUVIER, R. A., *et al.* The effect of landfills on rural residential property values: Some empirical evidence. **Journal of Regional Analysis and Policy**, 30 (2), pp. 23-38, 2000. Disponível em:

http://scholars.unh.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1019&context=nren_facpub.

Acesso em 22 mar. 2017

BELATO, M. N. Análise da Geração de Poluentes na Produção de Cimento Portland com o Coprocessamento de Resíduos Industriais. **Dissertação de Mestrado**, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá-MG, 2013.

BIDONE, F.R.A.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. EESC. São Carlos, 1999.

BIO-CYCLE. **Why incineration is bad for our economy, environment and community**. Sep. 2011. Disponível em:

https://www.ecocycle.org/files/pdfs/WTE_wrong_for_environment_economy_community_by_Eco-Cycle.pdf. Acesso em 22 mar. 2017.

BIZZO, W; GOLDSTEIN Jr., L. Incineração de lixo urbano com geração de energia elétrica. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE PLANEJAMENTO ENERGÉTICO, 2., 1995, Campinas. **Anais** ... Campinas: Unicamp, 1995. 6 p.

BO-FENG, C. **Estimation of Methane Emissions from Municipal Solid Waste Landfills in China Based on Point Emission Sources**. Advances in climate change research 5(2): 81-91, 2014. Disponível em:

<http://www.cma.gov.cn/en/SciandTech/201409/P020140910404758809762.pdf>.

Acesso em 17 out. 2017.

BOSCOV, M. E. G. **Geotecnia Ambiental**. 1ª edição, São Paulo, Editora Oficina de Textos, 2008.

BRASIL. Lei nº 12.305 de 02 de agosto de 2010. **Diário Oficial da União**, Brasília, nº 147, p. 3, 03 ago. 2010.

BRAZ, J.A.; SILVA, C. L. III-113 – Avaliação do potencial energético do biogás de aterro sanitário gerado pelos resíduos sólidos domésticos do município de Rio Claro. In: **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 21º, 2000. Disponível em: <http://biogas.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/27/2014/01/braz.pdf>. Acesso em 05. Mar. 2016.

BRITO, M. L. C. P. S. Taxa de emissão de biogás e parâmetros de biodegradação de resíduos sólidos urbanos no aterro metropolitano centro. **Dissertação de Mestrado**. Programa de pós graduação em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais no Processo Produtivo – Ênfase em Produção Limpa. Universidade Federal da Bahia, Escola Politécnica, Salvador – BA, 2006. Disponível em: <http://>

http://www.teclim.ufba.br/site/material_online/dissertacoes/dis_maria_britto.pdf. Acesso em 14 out. 2016.

BRITISH COLUMBIA. **Landfill Criteria For Municipal Solid Waste**. Second Edition. BC Ministry of Environment. June. 2016. Disponível em: Acesso em 23 mar. 2017. http://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/waste-management/garbage/landfill_criteria.pdf. Acesso em 20 mar. 2017.

BUENO, C. **Energia que vem do lixo**. 2008. Disponível em: <<http://www.biodieselbr.com/noticias/em-foco/energia-vem-lixo-11-02-8.htm>>. Acesso em 20 mar. 2017.

CAIXETA, D. M. Geração de energia elétrica a partir da incineração de lixo urbano: O caso de Campo Grande/MS, 86 p. Especialização, Resíduos Sólidos, **Monografia**. Curso de Especialização em Direito Ambiental e Desenvolvimento Sustentável – Universidade de Brasília. Centro de Desenvolvimento Sustentável, 2005.

CALDERONI, S. **Os Bilhões Perdidos no Lixo**. São Paulo, Humanitas, 1999.

CASTILHOS, Z. *et al.* **Metodologia de monitoramento da qualidade das águas da Bacia Carbonífera Sul Catarinense: ferramenta para gestão em Poluição Ambiental**. 1. ed. Rio de Janeiro: CETEM: Série Gestão e Planejamento Ambiental, 2010. v. 1. 105p .

CEMPRE - CENTRO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM. **Lixo Municipal – Manual de Gerenciamento Integrado**. Programa de Bio Consciência – 2.ed. cor. Brasília. Compromisso Empresarial para a Reciclagem, 392 p., 2002.

CENTRO CLIMA COPPE UFRJ- Centro de Estudos Integrados sobre Meio Ambiente e Mudanças Climáticas. Projeto: “USINAVERDE: **Incineração de resíduos sólidos urbanos, com carga de composição similar ao RDF, evitando emissão de metano e promovendo geração de eletricidade para autoconsumo**”. Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pesquisa e Pós-Graduação de Engenharia. COPPE - Universidade Federal do Rio de Janeiro. Centro de Tecnologia Rio de Janeiro, RJ. Brasil, 2005. Disponível em: http://www.mct.gov.br/upd_blob/0018/18121.pdf. Acesso em 23 jan.2016.

CEPEA – Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada. **Estudo do potencial de geração de energia renovável proveniente dos “aterros sanitários” nas regiões metropolitanas e grandes cidades do Brasil**. São Paulo, 2004. Disponível em: <<http://www.cepea.esalq.usp.br/economiaambiental/page.php?id=144>>. Acesso em 05 mar. 2016.

CEMPRE – CENTRO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM. **Guia da Coleta Seletiva do Lixo**. Brasília. Compromisso Empresarial para a Reciclagem, 2002. 88p.

CEPEA. Centro de Estudos Avançados Economia Aplicada. ESALQ. Estudos do potencial de geração de energia renovável proveniente dos “aterros sanitários” nas regiões metropolitanas e grandes cidades do Brasil. **Relatório final**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente; Piracicaba: 2004.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL. **Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares de 2000**. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso em 12 jan. 2016.

_____. COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL. **Procedimento para implantação de aterro em valas**. Manual, 30 p. Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. São Paulo. 2005.

_____. COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL. **Manual de operação de aterro sanitário em valas**. Aruntho Savastano Neto ... [et al.], 24 p. São Paulo, 2010.

_____. COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL. **Informação**. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/mudancas-climaticas/biogas/Aterro%20Sanit%C3%A1rio/21-Aterro%20Sanit%C3%A1rio>>. Acesso em: 13 set. 2014.

_____. COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL (São Paulo). **Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Urbanos 2014**. Série Relatórios, Secretaria do Estado do Meio Ambiente. 126 p. São Paulo, 2015

CHEN, T, C; LIN, C, F. CO2 Emission from municipal solid waste incinerator: IPCC formula estimation and flue gas measurement. **Journal Environmental. Eng. Management.**, 20(1), 9-17, 2010. Institute of Environmental Engineering National Taiwan University Taipei. Disponível em: [http://ev214.ev.ntu.edu.tw/20\(1\)/J.%20Environ.%20Eng.%20Manage.,%2020\(1\)%209-17%20\(2010\).pdf](http://ev214.ev.ntu.edu.tw/20(1)/J.%20Environ.%20Eng.%20Manage.,%2020(1)%209-17%20(2010).pdf). Acesso em 18 out. 2017.

CHENG, H., et al. **Municipal solid waste fueled power generation in China: a case study of waste-to-energy in Changchun city**. Environ. Sci. Technol. 41, 7509–7515. 2007.

CHENG, H; HU, Y. Municipal solid waste (MSW) as a renewable source of energy: Current and future practices in China. **Article**. Bioresource Technology 101 (2010) 3816–3824. Elsevier. 2010.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **RESOLUÇÃO Nº 316/2002**. Publicada no DOU nº 224, de 20 de novembro de 2002, Seção 1, páginas 92-95. Brasília, 2002.

CONSONNI, S. (2005). Alternative strategies for energy recovery from municipal solid waste Part A: mass and energy balances. **Waste Management**, 25, pp. 123-135.

COSTA, B. S.; RIBEIRO, J. C. J. **Gestão e gerenciamento de resíduos sólidos: direitos e deveres**. Rio de Janeiro: Lumen Juris, 2013.

COSTA, N. J. Análise do Projeto de Uso do Biogás no Aterro Bandeirantes Utilizando Células a Combustível e Queimadores de Biogás Ecoeficientes. **Dissertação de Mestrado**. Departamento de Pós Graduação em Engenharia Mecânica da Universidade de Taubaté, Área de Concentração em Automação e Projeto Mecânico. Taubaté, 2012. Disponível em: http://www.costajr.pro.br/docs/Unitau/Dissertacao_versaofinal_defesa%20-

%20Nilton_4.pdf. Acesso em 05 mar. 2016.

CUNHA, V.; CAIXETA, J. V. F. **Gerenciamento da coleta de resíduos sólidos urbanos: estruturação e aplicação de modelo não-linear de programação por metas**. Gestão e Produção v.9, n.2, p.143-161, ago. 2002. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/gp/v9n2/a04v09n2>. Acesso em 05 mar. 2017.

CROWLEY, D. *et al.* Health and Environmental Effects of Landfilling and Incineration of Waste - A Literature Review. School of Food Science and Environmental Health. Dublin Institute of Technology. **Reports 3**. 2003. Disponível em: <http://arrow.dit.ie/schfsehrep/3>. Acesso em 05 mar. 2017.

CRUZ, A. B.; SANTANA, R. S; SANDES, I. S. F. A logística reversa como diferencial competitivo nas organizações. **Revista Científica do ITPAC**, Araguaína, v.6, n.4, Pub.9. out. 2013.

DEMARINI, D, M. *et al.* Mutagenicity end Chemical Analysis of Emission From the Open Burning of Scraps Rubber Tyres. **Envirenmental Science and Thecnology**, Easton n. 28, p. 136-141, 1994.

D'ALMEIDA, M.L.O.; VILHENA, A. (coord.) **Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado**. 2 ed. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000.

DOBSON, P. **Carbon balances in waste management systems**. Unpublished discussion paper for the "International Expert Group on LCA and Integrated Solid Waste Management", 1998.

EKVALL, T.; TILLMAN, A.M. **Open-loop recycling: criteria for allocation procedures**. Int. J. LCA 2:155-162. 1997.

EKVALL, T.; FINNVEDEN, G. Allocation in ISO 14041 - **A Critical Review**. **J. Cleaner Prod.** In press. 2000.

ELK, A. G. H. V. **Redução de emissões na disposição final – Mecanismos de Desenvolvimento Limpo Aplicado a Resíduos Sólidos**. Rio de Janeiro: IBAM, 2007.

EPA. Environmental Protection Agency. **Solid Waste Management and Green House Gases – A Lyfe Cycle Assessment of Emissions and Sink**. US. EPA, 2002. Disponível em: <http://infohouse.p2ric.org/ref/42/41257.pdf>. Acesso em 05 mar. 2016.

_____. **Final Report: Integrated Science Assessment for Particulate Matter**. U.S., Washington, DC, EPA/600/R-08/139F, 2009. Disponível em: <http://biomass.ucdavis.edu/files/2013/09/09-23-2013-2011-cbc-forum-thorneloe.pdf>. Acesso em 24 mar. 2017.

EPE, Empresa de Pesquisa Energética. 2009. Plano Decenal de Expansão de Energia: **Relatório Final – 2008 a 2017 (Volume I)**. Brasília. Disponível em: <<http://www.epe.gov.br/pdee/forms/epeestudo.aspx>>. Acesso em 25 jan.2016.

EUROPEAN COMMISSION. Integrated Pollution Prevention and Control. **Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration**. Aug. Seville,

Spain. 2006. Disponível em: http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/wi_bref_0806.pdf. Acesso em 17 mai. 2017.

EUROPEAN COMMISSION. Being wise with waste: the EU's approach to waste management. **Luxembourg: Publications Office of the European Union**. European Commission, Directorate General Environment 2010. Disponível em: <http://ec.europa.eu/environment/waste/pdf/WASTE%20BROCHURE.pdf> . Acesso em 17 mai. 2017.

FERREIRA, J.A.; ANJOS, L.A. Aspectos de Saúde Coletiva e Ocupacional Associados à Gestão de Resíduos Sólidos Municipais. In: **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Cad. Saúde Pública, vol.17, no 3, Rio de Janeiro May/June 2001.

FINNVEDEN, G., AND G. HUPPES. Proceedings from the International Workshop "Life Cycle Assessment and Treatment of Solid Waste", September 28-29. **AFR-Report 98**. AFN, Naturvårdsverket, Stockholm. 1995.

FINNVEDEN, G. **Valuation methods within LCA - Where are the values?** Int. J. LCA 2:163169. 1997.

FINNVEDEN, G.; LIND. P.; MOBERG, A. Life Cycle Assessments of Energy from Solid Waste. **Stockholm University System Ekology Och Foa**. 2000:2. Disponível em: <http://www.infohouse.p2ric.org/ref/37/36459.pdf>. Acesso em 18. Ago. 2016.

FIORILLO, C. A. P. **Curso de Direito Ambiental Brasileiro**. São Paulo: Saraiva, 2011.

FREITAS, S. S., NÓBREGA, C.C. **Os benefícios do coprocessamento de pneus inservíveis para a indústria cimenteira**. Eng Sanit Ambient.v.19 n.3. jul/set 2014 | 293-300.

FEAM - FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Orientações básicas para a operação de aterro sanitário**. Fundação Estadual do Meio Ambiente. — Belo Horizonte: FEAM, 2006. 36p.: il.

FUZARO, J. A.; RIBEIRO, L. T. **Coleta Seletiva para prefeituras**. 4a ed. São Paulo: SMA/CPLA, 32 p., 2005

GAO, Q., *et al.* **Methane emission from municipal solid waste treatments in China**. Adv. Clim. Change Res. 3, 70 – 74. 2007. Disponível em: <http://www.urbanclim.com/Upload/1439969527.pdf>. Acesso 3m 17 mar. 2016.

GIUSTI, L. A Review of Waste Management Practices and Their Impactos of Humam Health. **Waste Management**. 29. 2227–2239, 2009. Disponível em: <https://pdfs.semanticscholar.org/8136/368261536e4d6b468bc737147ad51872b97f.pdf>. Acesso 05 mar. 2017.

GOLD, J. **Waste to Energy: Europe and the United States. Submitted as coursework for PH240**, Stanford University, Fall 2012. Disponível em: <http://large.stanford.edu/courses/2012/ph240/gold1/>. Acesso em 15 mai. 2017.

GOMES, F. C. S. P.; AQUINO, S. F.; COLTURATO, L. F. D. B. Biometanização seca de resíduos sólidos urbanos: estado da arte e análise crítica das principais tecnologias. **Eng. Sanit. Ambient.** [online]. 2012, vol.17, n.3, pp.295-304. ISSN 1413-4152. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522012000300006>. Acesso em 14 out. 2017.

GONÇALVES, M. A.; TANAKA, A. K.; AMEDOMAR, A. A. A destinação final dos resíduos sólidos urbanos: alternativas para a cidade de São Paulo através de casos de sucesso. *Future Research Studies Journal: trends and strategies*. **Artigo**. São Paulo, v.5, n.1, pp. 96-129, jan./jun. 2013

GONZALEZ-TORRE, P.L., ADENSO-DIAZ, B., 2005. Influence of distance on the motivation and frequency of household recycling. **Journal of Waste Management**, 25,15–23, 2005.

GOTO, A. K. A Contribuição da Logística Reversa na Gestão de Resíduos Sólidos: Uma Análise dos Canais Reversos de Pneumáticos. **Dissertação de Mestrado** em Administração – São Paulo: Centro Universitário Nove de Julho, 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 de Mestrado**. Departamento de Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1998.

GUERREO, L. A.; MAAS, G.; HOGLAND, W. Solid waste management challenges for cities in developing countries. Article. **Waste Management Journal**. Elsevier, p. 220-232. 2013. Disponível em: http://www.nswaienvi.nic.in/Waste_Portal/Articles_pdf/Solid_waste_management_challenges_for_cities_in_developing_countries.pdf. Acesso em 12 out. 2017.

GUIDANCE. Guidance on best available techniques and best environmental practices Waste Incineration Facilities UN Environment. **Minamata Convention on Mercury, 2016**. Disponível em: http://www.mercuryconvention.org/Portals/11/documents/forms%20and%20guidance/English/BATBEP_introduction.pdf. Acesso em 18 out. 2017.

HAMADA, J. Estimativas de geração e caracterização do chorume em aterros sanitários. In: **19º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL** – Trabalhos técnicos digitais. CD-ROM. Foz do Iguaçu, 1997

_____. **Resíduos sólidos: conceituação e caracterização**. Grupo de estudos de resíduos sólidos. Faculdade de Engenharia de Bauru. Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. Bauru, 2003. Disponível em: <http://wwwwp.feb.unesp.br/joha/cursoaterro/Aula01.pdf>>. Acesso em 29 de out. 2015.

HOFSTETTER, P. **Time in life cycle assessment**. IWO-HSG, St.Gallen, Switzerland. 1996.

HONG KONG. Secretary of Environment - Environment Bureau. **Blueprint for Sustainable Use of Resources** 2013 – 2022. Disponível em: <http://www.enb.gov.hk/en/files/WastePlan-E.pdf>. Acesso em 17 de mai. 2017.

HAUSER, P. D. Criação de valor e desenvolvimento sustentável: uma avaliação da incineração de resíduos sólidos municipais em projetos enquadráveis no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo do Protocolo de Quioto. Rio de Janeiro, 2006. **Dissertação de Mestrado**. Instituto Coppead de Pós graduação em Administração, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006. Disponível em: http://www.ie.ufrj.br/images/conjuntura/Gema_Dissertaes/0605Dissertao_CDR_PHauser.pdf. Acesso em 05 mar. 2016.

HAUSE, P. D.; LEMME, C. F. Modelo financeiro para avaliação de projetos de incineração de resíduos sólidos municipais no âmbito do mecanismo do desenvolvimento limpo. **Revista de Gestão Social e Ambiental**. Mai – ago, v. 1, n. 2, p. 56-73. 2007.

IBAM - Instituto Brasileiro de Administração Municipal., **Biogás em Aterros Sanitários e Créditos de Carbono**. Disponível em: <http://www.ibam.org.br/publique/media/Boletim2a.pdf>. Acesso em 05 mar. 2016.

_____. Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: IBAM, 2001. Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd29/manuals/indice.pdf>. Acesso em abr. 2016.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS; CEMPRESA. **Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado**. São Paulo, IPT, 2000.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Perfil dos municípios brasileiros. **Pesquisa de informações básicas municipais**, 2014. Disponível em: ftp://ftp.ibge.gov.br/Perfil_Municipios/2013/munic2013.pdf. Acesso em 18 out. 2017.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. **Guidelines for Greenhouse Gas inventory: reference Manual, revised** – Chapter 6 – Waste, 1996.

ISLAN, K. M. N. Municipal Solid Waste to Energy Generation in Bangladesh: Possible Scenarios to Generate Renewable Electricity in Dhaka and Chittagong City. Institute of Forestry and Environmental Sciences, University of Chittagong, Chittagong 4331, Bangladesh. **Journal of Renewable Energy**, V. 2016. Article ID 1712370, 16 p. <https://www.hindawi.com/journals/jre/2016/1712370/>. Acesso em 22 mar. 2017.

ISO. Environmental Management - **Life Cycle Assessment - Principles and Framework**. International Standard ISO 14040. 1997.

JACOBI, P. R.; BESEN, G. R. **Gestão de Resíduos Sólidos na Região Metropolitana de São Paulo – avanços e desafios**. São Paulo em Perspectiva, v. 20, n. 2, p. 90-104, abr./jun. 2006.

JICA – Japan International Cooperation Agency. **Solid Waste Management/Landfill (Methane Recovery)**. Climate-FIT Version 2.0 (Prepared by Japan Weather Association), March 2014. Disponível em: https://www.jica.go.jp/english/our_work/climate_change/c8h0vm00000137cc-att/M17_Solid_Waste_Management_Landfill_E.pdf. Acesso em 17 out. 2017.

KAPLAN, P. O.; DECAROLIS, J.; THORNELOE, S. Is It Better to Burn or Bury Waste For Clean Electricity Generation. **Environment Science and Technology**, 43, (6), 1711-1717, 2009.

KONSTANDINOS, A. Life Cycle Assessment in Municipal Solid Waste Management. **Online InTech**. Integrated Waste Management, v. 1. 2011. Disponível em: <http://www.intechopen.com/articles/show/title/life-cycle-assessment-in-municipal-solid-waste-management> en ISBN:978-953-307-469-6 http://www.intechopen.com/download/pdf/pdfs_id/17450. Acesso em 05. Mar. 2017.

LACERDA, L. **Logística reversa: uma visão sobre os conceitos básicos e as práticas**. 2002. Disponível em: http://www.sargas.com.br/site/artigos_pdf/artigo_logistica_reversa_leonardo_lacerda.pdf > Acesso em: 12 out 2017.

LAGARINHOS, C.A.F.; TENÓRIO, J.A.S. Reciclagem de Pneus: discussão do impacto da política brasileira. **ENGEVISTA**, V. 11, n. 1. p. 32-49, julho 2009.

LEÃO, A. L. **Potential of municipal solid waste as a source of energy em São Paulo – its impacto n CO2 balance**. College of Agricultural Sciences, Dept. of Enviromental Sciences, São Paulo State University. P.O. Box 237. Botucatu. 1998.

LEITE, P. R. **Logística reversa: meio ambiente e competitividade**. São Paulo: Prentice Hall, 2003

LENÇÓIS PAULISTA. **Plano Municipal de Gestão Integrada dos Resíduos Sólidos Urbanos. Lençóis Paulista**. São Paulo, 2013. Disponível em: http://www2.lencoispaulista.sp.gov.br/v2/arquivos/downloads/planos-municipais/Plano_Municipal_de_Gestao_Integrada_de_Residuos_Solidos_Urbanos_do_Municipio_de_Lenchois_Paulista.pdf. Acesso em 09. Fev. 2016.

LIMA, L. M. Q. **Lixo: Tratamento e Biorremediação**, 3ª Edição Revista e Ampliada, editora Hemus, 1995.

LIMA, J. D. **Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil**, Paraíba, João Pessoa: ABES. 2002.

LINDFORS, L.G., *et al.* **Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment**. Nord 1995:20, Nordic Council of Ministers, Copenhagen. 1995. <https://books.google.com.br/books?id=5lq9BAAQBAJ&pg=PA74&lpg=PA74&dq=LINDFORS,+L.G.,+et+al.+Nordic+Guidelines+on+Life-Cycle+Assessment.+Nord+1995:20,+Nordic+Council+of+Ministers,+Copenhagen+pdf&source=bl&ots=ewFTKI-Uqv&sig=ZCEiBjgMo-okUXTww-ad8OuH7QI&hl=pt-BR&sa=X&ved=0ahUKEwjPmcuYtYrXAhUBiZAKHRVaDKYQ6AEIJzAA#v=onepage&q=LINDFORS%2C%20L.G.%2C%20et%20al.%20Nordic%20Guidelines%20on%20Life-cycle%20Assessment.%20Nord%201995%3A20%2C%20Nordic%20Council%20of%20Ministers%2C%20Copenhagen%20pdf&f=false>.

LOPES, R. L.; MACIEL, F. J.; JUCÁ, F. J. T. Avaliação da emissão de metano em aterro experimental de resíduos sólidos na Muribeca/Pe – Brasil. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales**, Vol. 5, No 1, 107 - 116, 2012.

MACHADO, *et al.* A importância social e econômica da implementação de cooperativas de materiais recicláveis. Associação Brasileira de Engenharia de Produção. **XXVI ENEGEP** – Fortaleza, 2006. Disponível em: <http://www.abepro.org.br/biblioteca/ENECEP2006_TR560372_8549.pdf>. Acesso em 23 out. 2014.

MACIEL, F. J.; JUCÁ, F. J. T. Evaluation of landfill Gas Production and Emission in MSW Large-Scale Experimental Cell in Brazil. **Journal of Waste Management**. V. 31, p. 966-977, 2011.

MANSUR, G. L. **O que é preciso saber sobre limpeza urbana**. Convênio IBAM/SNS-MBES. Rio de Janeiro, 1993.

MARANHO, A. S. Potencial de geração de energia elétrica a partir de resíduos sólidos urbanos para Bauru e região. Bauru, 2008. **Dissertação de Mestrado**. Faculdade de Engenharia da UNESP – Campus Bauru, Departamento de Engenharia Mecânica. Disponível em: [Http// http://www.livros01.livrosgratis.com.br/cp076327.pdf](http://www.livros01.livrosgratis.com.br/cp076327.pdf). Acesso em 12. Out. 2016.

MARIANO, M.O.H.; JUCÁ, J.F.T. Ensaios de campo para determinação de emissões de biogás em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos. **Revista Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 15, n. 3, p. 223-228. 2010.

MARTINS, B. L. Análise do Plano Integrado de Gestão, Gerenciamento e Manejo dos Resíduos Sólidos Urbanos no Município de Lençóis Paulista. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Produção, Bauru, 2010.

MARTINS, B L. LEAO, A. L. Estudo de caso da gestão de resíduos sólidos urbanos na Alemanha. **Apostila didática**. 40 p. 2016.

MATTOS, P.; ANELLO, L.F.S.; TAGLIANI, C.R.T. Uma análise sistêmica do gerenciamento dos resíduos sólidos de nove municípios de Zona Sul do Rio Grande do Sul. **Diálogos e Ciência (online)**, v.11, p.45-49, mar. 2013.

MCDUGALL, F., *et al.* (2001) Integrated Solid Waste Management: a Life Cycle Inventory. **Blackwell Science**, Oxford, UK. ISBN 0-632-05889-7. Disponível em: <http://www.blackwell-science.com/~cgilib/bookpage.bin?File=10013342>. Acesso em 05 mar. 2017.

MENDEZ, M. R.; ARAMAKI, T.; HANAKI, K. Comparison of the environmental impacts of incineration and landfilling in São Paulo city as determined by LCA. **Resources Conservation and Recycling**, 41, 47-63. 2004.

MENDES, L. G. G.; MAGALHÃES, P. Métodos de estimativa de geração de biogás em aterro sanitário. **Rev. ciências exatas**, Taubaté, v. 11, n. 2, p. 71-76, 2005. Disponível em <http://revistas.unitau.br/ojs-2.2/index.php/exatas/article/viewFile/358/480>. Acesso em 05 fev. 2016.

MENEZES, R.A.A.; GERLACH, J.L.; MENEZES, M.A. Estágio Atual da Incineração no Brasil. ABLP – Associação Brasileira de Limpeza Pública. **VII Seminário Nacional de Resíduos Sólidos e Limpeza Pública**, 2000.

MINISTRY FOR THE ENVIRONMENT. **A guide to landfill methane in the New Zealand Emissions**. Trading Scheme. Wellington: Ministry for the Environment. 2011. Disponível em: <http://www.epa.govt.nz/Publications/guide-to-landfill-methane-in-nz-ets.pdf>. Acesso em 17 out. 2017.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. **Estudo sobre o Potencial de Geração de Energia a partir de Resíduos de Saneamento (lixo, esgoto), visando incrementar o uso de biogás como fonte alternativa de energia renovável**. Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. 2010. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/164/publicacao/164_publicacao10012011033201.pdf. Acesso 22 mar. 2017.

_____. **Planos de gestão de resíduos sólidos: manual de orientação**. Brasília, 156 p. 2012.

MOBERG, A. *et al.* Life cycle assessment of energy from solid waste – part 2: Landfilling compared to other treatment methods. **Journal of Cleaner Production** 13, p. 231-240. 2005.

MOHAREB, E. A.; MACLEAN, H. L.; KENNEDY, C. A. Greenhouse Gas Emissions from Waste Management—Assessment of Quantification Methods. **Journal of the Air & Waste Management Association**. ISSN: 1096-2247 (Print) 2162-2906 (Online) Journal homepage: <http://www.tandfonline.com/loi/uawm20>, 2011. Disponível em: <http://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.3155/1047-3289.61.5.480>. Acesso em 12. Nov. 2017.

MORGADO, T. C.; FERREIRA, O. M. **Incineração de Resíduos Sólidos Urbanos, Aproveitamento na Co-geração e Energia**. Estudo Para a Região Metropolitana de Goiânia. Universidade Católica de Goiás, Departamento de engenharia. Goiânia – GO, Artigo científico, 2006. Disponível em: http://web-resol.org/textos/incineracao_de_residuos_solidos_urbanos.pdf. Acesso em 05. mar. 2016.

MORITA, M., SASAKI, K. **Factors influencing the degradation of garbage in methanogenic bioreactors and impacts on biogas formation**. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2012, v.94 n.3 p.575-82.

MUENHOR, D., *et al.* Mercury contamination and potential impacts from municipal waste incinerator on Samui Island, Thailand. **Journal of Environmental Science and Health**. Part A, Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering, March, 44, pp. 376–387, 2009. <file:///C:/Users/User/Downloads/Muenhoretal.2009.pdf>. Acesso em 17 abr. 2017.

MUYLAERT, M., *et al.* **Consumo de Energia e Aquecimento do Planeta – Análise do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo** – MDL – do Protocolo de Quioto – Estudo de Caso. Rio de Janeiro: Editora da COOPE. 2000.

NUNESMAIA, M.F.S. A Gestão de resíduos urbanos e suas limitações. **Revista Baiana de Tecnologia**, Camaçari, v. 17, n. 1, p. 120-129, jan./abr. 2002. Disponível em: < <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd48/limitacoes.pdf> >. Acesso em: 17 mar. 2017.

NATIONAL TOXIC NETWORK – NTN. **Burning waste for energy - It doesn't stack-up - Exposing the push towards unsustainable waste to energy technology in Australia.** Bangalow, Australia, 2013. Disponível em: <http://www.ntn.org.au/wp/wp-content/uploads/2013/11/NTN-waste-to-energy-incineration-report-2013.1.pdf>.

Acesso em 17 mai. 2017.

OBERSTEINER, G., et al, Landfill modelling in LCA – A contribution based on empirical data. **Journal Waste management**, 27, S58-S74. 2007.

O'BRIEN, J. K. Waste to Energy and the solid waste management hierarchy. **16th Annual North American Waste-to-Energy Conference**, May 19-21, Philadelphia, Pennsylvania, USA. Solid Waste Association of North America, Silver Spring, MD 20910, USA. 2008. Disponível em <http://www.seas.columbia.edu/earth/wtert/sofos/nawtec/nawtec16/nawtec16-1953.pdf>. Acesso em 17 mai. 2017.

OLIVEIRA, K. T. L. L.; GOMES, R. A. Contribuições da recuperação do biogás de aterro sanitário: uma análise para Goiânia. **Conjuntura Econômica Goiana**, Goiânia, GO, v. 12, p. 24 - 34, 01 dez. 2009.

OLIVIER, J.G.J.; BERDOWSKI J.J.M. **Global emissions sources and sinks** In: Berdowski, J., Guicherit, R. and B.J. Heij (eds.). *The Climate System*, 2001 p. 33-78. A.A. Balkema Publishers/Swets & Zeitlinger Publishers, Lisse, The Netherlands.

OWMA – Ontario Waste Management Association. **Greenhouse Gas Emissions and the Ontario Waste Management Industry.** Authored: Maria Kelleher (Kelleher Environmental), Christina Seidel (sonneverra international corp.), and Ralph Torrie (Torrie Smith Associates). 2015. Disponível em: http://www.owma.org/Portals/2/Cover_Page_Image/OWMA%20GHG%20Report%20December%202015.pdf. Acesso em 22 mar. 2017.

PAPAGIANNAKIS, K. Generating Electricity from a 10 MW MSW combustion plant in the área of Athens, Greece: A Feasibility Study. **Thesis. MSc in Energy Systems and the Environment.** University of Strathclyde in Glasgow, Department of Mechanical Engineering. Glasgow. 2003.

PHILIPPI, A. J., *et al.* **Meio ambiente, direito e cidadania.** São Paulo – SP. Universidade de São Paulo, Faculdade de Saúde Pública, Faculdade de Direito, Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Núcleo de Informações em Saúde Ambiental. Ed. Signus, 2002.

_____. **Curso de gestão ambiental.** Barueri –SP. Ed. Manole, 2004.

POLPRASERT, C. **Organic Waste Recyclin Technology and Management.** 2nd Edition. John Wiley & Sons. 412 P. Chichester, 1996.

PORTELLA M. O.; RIBEIRO, J. C. Aterros sanitários: aspectos gerais e destino final dos resíduos. **Revista Direito Ambiental e sociedade**, v. 4, n. 1, (p. 115-134), 2014.

PORTEOUS, A. **Energy from waste incineration – a state of the art emissions review with an emphasis on public acceptability.** *Applied Energy* v. 70, p.157–167, 2001.

PROJETO DE COOPERAÇÃO TÉCNICA BAVÁRIA-SÃO PAULO. Custo total da propriedade: Comparação Planta de Incineração e Aterro de lixo. **Estudo em apostila**. 2006

RAMAN, N; NARAYANAN D. S. Impact of solid waste effect on ground water. **Rasayan Journal of chemistry**. Vol.1, Nº 4, 828-836, 2008. Disponível em: <http://rasayanjournal.co.in/vol-1/issue-4/15.pdf>. Acesso em 17 mar. 2016.

READY, R. Do Landfills Always Depress Nearby Property Values? **Rural Development Paper No. 27**. Department of Agricultural Economics and Rural Sociology. The Pennsylvania State University, 2005. Disponível em: <http://aeese.psu.edu/nercrd/publications/rdp/rdp27.pdf>. Acesso em 09 jun. 2017.

RIBEIRO, F. M. Logística Reversa. **Cadernos de Educação Ambiental**. nº20. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2014.

RICHTER, L. T. A importância da conscientização e da coleta seletiva no município de Palmitos – SC. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, especialização em gestão ambiental em municípios. **Monografia de especialização**, 2014. Disponível em http://repositorio.roca.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/4537/1/MD_GAMUNI_2014_2_45.pdf. Acesso em 05 mar. 2017.

ROCHA, V. J. Trabalho dos Catadores (as), Cooperativismo e as Políticas Públicas (Sociais): Experiências da Coleta Seletiva Solidária no Município de João Pessoa. **Revista Eletrônica de Ciências Sociais**. n. 16. Pág. 164 –175. Mar. de 2011. Disponível em < www.cchla.ufpb.br/caos 164 >. Acessado em 05 de set. de 2017.

ROSEN, S. Hedonic prices and implicit markets: products differentiation in pure competition. **The Journal of Political Economy**. V. 82, jan. – feb., 34-55. 1974. Disponível em: <https://web.sonoma.edu/users/c/cuellar/econ421/rosen-hedonic.pdf>. Acesso em 17 abr. 2017.

SÁ-SILVA, J. R.; ALMEIDA, C. D.; GUINDANI, J. F. Pesquisa documental: pistas teóricas e metodológicas. **Revista Brasileira de História & Ciências Sociais**. Ano I - Número I - Julho de 2009. Disponível em <https://www.rbhcs.com/rbhcs/article/viewFile/6/pdf>. Acesso em 18 out. 2017.

SAFFER M., DUARTE G. A. A. Estudo do Estado da Arte e Análise de Viabilidade Técnica, Econômica e Ambiental da Implantação de uma Usina de Tratamento Térmico de Resíduos Sólidos Urbanos com Geração de Energia Elétrica no Estado de Minas Gerais, **26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2011. Disponível em: <http://www.cabo.pe.gov.br/pners/CONTE%C3%9ADO%20DIGITAL/PROJETOS%20&%20TECNOLOGIAS/USINAS%20T%C3%89RMICAS%20A%20LIXO.pdf>. Acesso em out. 2016.

SAKAWI, Z. Municipal solid waste management in Malaysia: Solution for sustainable waste management. **Journal of Applied Sciences in Environmental Sanitation**. V. 6. Issue 1, Pages 29-38. 2011.

SANTOS, E. P, *et al.* Estudo da Viabilidade Econômica de Implantação de Uma Usina

Para Produção de Energia Elétrica a Partir do Lixo Urbano Residencial, em Mossoró/RN. **VI Congresso Nacional de Engenharia Mecânica** - 18 a 21 de agosto de 2010 – Campina Grande – Paraíba. Disponível em <http://www.abcm.org.br/anais/conem/2010/PDF/CON10-1896.pdf>. Acesso em 05 mar. 2017.

SÃO PAULO. Resolução SMA nº 45, de 23 de junho de 2015. **Diário Oficial do Estado de São Paulo (DOSP)**, São Paulo, 2015.

SCHALCH *et al.* Gestão e Gerenciamento de Resíduos Sólidos. **Apostila**. São Carlos, 2002.

SHIBAO, F. Y.; MOORI, R. G.; SANTOS, M. R. A logística reversa e a sustentabilidade empresarial. **XIII Seminário de Administração – SEMAD**. Set. 2010. Disponível em: http://web-resol.org/textos/a_logistica_reversa_e_a_sustentabilidade_empresarial.pdf. Acesso em 12 out. 2017.

SÃO PAULO. Seminário Técnico São Paulo-Baviera sobre Gestão de Resíduos Sólidos no Estado da Baviera. **Relatório da Missão**. São Paulo, 2011. Disponível em: <http://www.ambiente.sp.gov.br/wp-content/uploads/2011/10/baviera-maio-2011.pdf>. Acesso em 23.jan.2016.

SCHEINBERG, *et al.* **Assessing urban recycling in low-and-middle income countries: Building on modernised mixtures**. Habitat International 35, 188–198. 2011.

SELTENRICH, N. Emerging Waste-to-Energy Technologies Solid Waste Solution or Dead End? **Environmental Health Perspectives**, v.124, n.6, June, 2016

SHAH, J.; NAGPAL, T. Urban Air Quality Management Strategy in Asia – Greater Mumbai Report. World Bank. **Technical Paper** No. 381. 246 pp. 1997.

SILVA, C.L.; BRAZ, J.A. Aproveitamento Energético do Gás de Aterro Sanitário na Produção de Frio. **XXVIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 27-31 out. 2002. Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/mexico26/iv-010.pdf>. Acesso em 25 jan. 2016.

SILVA, T. N.; FREITAS, F. S. N.; CANDIANI, G. Avaliação das emissões superficiais do gás de aterros sanitários de grande porte -Evaluation of surface emissions of gas from large landfills. **Artigo Técnico**. Eng Sanitaria Ambiental v.18 nº 2 abr/jun 2013 95-104.

SOUZA R. S. M.; GAIA, D. S.; RANGEL, L. S. Geração de energia através do lixo. **Revista de divulgação do Projeto Universidade Petrobras e IF Fluminense** v. 1, p. 377-381, 2010. Disponível em: <http://www.essentiaeditora.iff.edu.br/index.php/BolsistaDeValor/article/viewFile/1849/1027>. Acesso em 12 jan. 2017.

TABALIPA, N. L.; FIORI, A. P. Caracterização e classificação dos resíduos sólidos urbanos do Município de Pato Branco, PR. **Revista brasileira de ciências ambientais**. Publicação do Núcleo de Informações em Saúde Ambiental da

Universidade de São Paulo e do Instituto de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável, n. 4, 2005. São Paulo: NISAN:ICTR, 2005.

TADESSE, T., RUIJS, A., HAGOS, F. Household waste disposal in Mekelle city. Northern Ethiopia. **Journal of Waste Management** 28, 2008. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X07002723?via%3Dihub>. Acesso em 17 abr. 2016.

TAN, S. T. *et al.* **Energy and emissions benefits of renewable energy derived from municipal solid waste: analysis of a low carbon scenario in Malaysia.** Applied Energy, vol. 136, pp. 797–804, 2014. Disponível em <http://iranarze.ir/wp-content/uploads/2017/02/6084-English-IranArze.pdf>. Acesso em 22 mar. 2017.

TCHOBANOGLIOUS, G., THIESEN, H., VIGIL, S. A. **Integrated solid waste management - engineering principles and management issues.** New York: McGraw-Hill International Editions. 978 p, 1993.

TEIXEIRA, T.C.M.R. **Nivelando as informações para a gestão integrada dos resíduos sólidos.** Instituto IDEIAS - Instituto de Desenvolvimento Integrado para Ações Sociais. Vitória – ES. Oficina Editora, 2006. 88 p.

THEMELIS, N. J. **An Overview OF the Global Waste-to-Energy Industry.** In: Waste Management World, Jul-Aug 2003, pp. 40-47. Tulsa, OK: Pennwell Publishing, 2003.

TOMALSQUIM, M.T. **Fontes Renováveis de Energia no Brasil.** Rio de Janeiro. Interciência. 2003.

UDO DE HAES, H. A. **Towards a methodology for life cycle impact assessment.** Editor.: Society of Environmental Toxicology and Chemistry SETAC-Europe, Brussels, Belgium. 1996.

UNFCCC. United Nations Framework Convention On Climate Change. **Kyoto Protocol.** <http://unfccc.int/2860.php>. Acesso em 05 mar. 2016.

US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Waste To Energy: A Possibility For Puerto Rico.** Reilly Faculty Advisor: Dr. Steven Cohen. Region 2. Columbia University School of International and Public Affairs. may 2007,

VALLE, C.E. **Qualidade Ambiental. ISO 14000.** 5 ed. São Paulo: SENAC, 2004.

VILHENA, A.; JARDIM, N. **Lixo Municipal. Manual de gerenciamento integrado.** São Paulo: CEMPRE, 2010.

YASKARA, M.V.C. *et al.* Incineração. **III Forum de Estudos Contábeis 2003.** Disponível em: <<http://www.ceset.unicamp.br/ite/artigos>. Em maio de 2007.

WANG, H.T.; NIE, Y.F. Municipal solid waste characteristics and management in China. **Journal of the Air and Waste Management Association**, 51(2), 250-263. 2001.

WILLIAMS, M. **Waste to Energy Success Factors In Sweden And the United States - Analyzing the Tranferability of The Swedish Waste to Energy Model to the**

United States. 2011. Disponível em: <http://www.acore.org/wp-content/uploads/2012/04/WTE-in-Sweden-and-the-US-MattWilliams..pdf>. Acesso em 05 mar. 2017.

WORLD BANK – Guidance Note On Recuperation Of Landfill Gas From Municipal Solid Waste Landfills, 2005. Disponível em: <http://web.mit.edu/urbanupgrading/urbanenvironment/resources/references/pdfs/GuidanceNote.pdf>. Acesso em 05 mar. 2016.

A WTERT (Waste to Energy Research and Technology Council). The ABC of Sustainable Waste Management (SWM). **Site.** 2017. Disponível em: <http://www.seas.columbia.edu/earth/wtert/faq.html>. Acesso em 18 out. 2017.