

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DA ENERGIA**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

**Avaliação das Opções Tecnológicas para  
Geração de Energia a Partir dos Resíduos  
Sólidos Urbanos: Estudo de Caso**

**Marcio Montagnana Vicente Leme**

Itajubá, Setembro de 2010

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DA ENERGIA**

**Avaliação das Opções Tecnológicas para  
geração de energia através dos Resíduos  
Sólidos Urbanos: estudo de Caso**

Estudo de caso no aterro sanitário de Betim (MG), com uso da ferramenta de análise do ciclo de vida para comparação ambiental de diferentes sistemas de disposição e tratamento dos resíduos sólidos urbanos com recuperação de energia.

Autor: **Marcio Montagnana Vicente Leme**

Orientador: **Prof. Dr. Electo Eduardo Silva Lora**

Co-Orientador: **Prof. Dr. Osvaldo José Venturini**

Dissertação submetida ao programa de Pós-Graduação em Engenharia da Energia como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Engenharia da Energia.

Curso: Mestrado em Engenharia da Energia

Área de Concentração: Energia, Sociedade e Meio Ambiente

Itajubá, setembro de 2010

M.G. – Brasil

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Mauá –  
Bibliotecária Margareth Ribeiro- CRB\_6/1700

P126a

Leme, Márcio Montagnana Vicente

Avaliação das opções tecnológicas para geração de energia a partir dos resíduos sólidos urbanos : estudo de caso / Márcio Montagnana Vicente Leme. -- Itajubá, (MG) : [s.n.], 2010.

123 p. : il.

Orientador: Prof. Dr. Electo Eduardo Silva Lora.

Coorientador: Prof. Dr. Osvaldo José Venturini.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Itajubá.

1. ACV. 2. Recuperação de energia. 3. Gerenciamento de resíduos urbanos. 4. Biogás. I. Lora, Electo Silva, orient. II. Venturini, Osvaldo José, coorient. III. Universidade Federal de Itajubá. IV. Título.

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ**  
**INSTITUTO DE ENGENHARIA MECÂNICA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA MECÂNICA**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

**Avaliação das Opções Tecnológicas para  
geração de energia através dos Resíduos  
Sólidos Urbanos: Estudo de Caso**

Autor: Marcio Montagnana Vicente Leme

Orientador: Prof. Dr. Electo. Eduardo Silva Lora

Co-Orientador: Prof. Dr. Osvaldo José Venturini

Composição da Banca Examinadora:

**Prof. Dr. Gil Anderi da Silva – USP**

**Prof. Dr. Luiz Augusto Horta Nogueira – IRN/UNIFEI**

**Prof. Dr. Osvaldo José Venturini – IEM/UNIFEI (co-orientador)**

**Prof. Dr. Electo Eduardo Silva Lora – IEM/UNIFEI (orientador)**

## **Dedicatória**

Aos meus pais, Sonia e Afonso  
e aos meus irmãos, Paulo Henrique e Alexandre.

## **Agradecimentos**

A Universidade Federal de Itajubá, e a esta cidade, aos quais muito devo.

Aos meus Orientadores, Prof. Dr. Electo Eduardo Silva Lora e Prof. Dr. Osvaldo José Venturini, pela competência e oportunidade.

Aos meus amigos MSc. Mateus Henrique Rocha, Eng. Bruno Ribeiro Cantarutti, Prof. Dr. José Carlos Escobar, Prof. Dr. José Joaquim Conceição Soares Santos, a Prof. Dr. Lucilene de oliveira Rodrigues, e ao MSc Julio Mendes, pelo apoio técnico e psicológico.

A todos meus amigos da Republica Rep N'roll!, pelos momentos de colaboração, amizade, momentos de lazer e inesquecível convívio social.

À CAPES, através do Programa de bolsas, pelo apoio financeiro.

À CEMIG que subsidiou a execução deste trabalho.

“Si vous êtes un bon jardinier,  
vous êtes capable de voir  
le compost dans une rose  
et la rose dans le compost.  
Rose et ordures inter-sont.  
Sans roses, pas d'ordures;  
sans ordures, pas roses”

Thich Nath Hanh

“Se você é um bom jardineiro,  
você será capaz de ver  
o adubo na rosa  
e a rosa no adubo.  
Rosas e lixo co-existem.  
Sem rosas, não há lixo;  
sem lixo, não há rosas.

Thich Nath Hanh

## Resumo

**LEME, M. M. V. (2010)**, *Avaliação das Opções Tecnológicas para geração de energia através dos Resíduos Sólidos Urbanos: Estudo de Caso*, 123p Dissertação (Mestrado em Engenharia da Energia - Universidade Federal de Itajubá).

O objetivo deste estudo é comparar, do ponto de vista técnico e ambiental, diferentes alternativas de disposição e tratamento do lixo municipal com e sem a recuperação de energia. O estudo foi conduzido no aterro municipal de Betim (Minas Gerais), situado na região sudeste do país. A cidade possui 441.748 habitantes e produz cerca de 200 toneladas diárias de resíduos urbanos.

São propostos quatro cenários distintos. São eles: o aterro sanitário sem a utilização do biogás (Cenário base); o uso do biogás gerado pelo aterro em MCI para geração de eletricidade; o uso do biogás em turbinas a gás para geração de eletricidade; e um sistema de incineração de queima em massa também com geração de eletricidade.

O comportamento ambiental destes cenários foi comparado com o uso da ferramenta de Análise do Ciclo de Vida, com base na série de normas ISO 14040, prevista como um dos instrumentos de gestão no projeto de lei que institui a Política Nacional dos Resíduos Sólidos, recentemente sancionada pelo presidente da república. As informações para composição do Inventário do Ciclo de Vida foram retiradas do estudo de caso, da biblioteca interna do Simapro 7.1.8 e de outras publicações nacionais e internacionais.

Uma tonelada de lixo municipal foi escolhida como a unidade funcional do estudo. Os indicadores ambientais são aplicados para diferentes categorias de impacto ambiental (depleção abiótica, aquecimento global, toxicidade humana, acidificação, eutrofização e depleção da camada de ozônio). O que tornou possível a identificação de fatores chave envolvidos nos sistemas considerados e indicar aquele que oferece o melhor desempenho ambiental. Os resultados mostram que os aterros sanitários são a pior opção para o gerenciamento do lixo urbano e ganhos ambientais significativos podem ser obtidos com a recuperação energética dos resíduos sólidos urbanos.



Apesar das duras críticas contra seu emprego, a incineração mostrou-se a melhor opção entre as estudadas, porém, é dependente de um moderno sistema de controle de efluentes atmosféricos capaz de cumprir com os padrões de emissão estabelecidos pela legislação. O uso do gás de aterro para geração de eletricidade diminuiu significativamente os impactos ambientais em relação ao Cenário base. Não houve diferenças significativas entre os motores de combustão interna e as de turbinas a gás.

Palavras-chave: ACV; recuperação de energia; gerenciamento de resíduos urbanos; biogás.

## **Abstract**

**LEME, M. M V. (2010)**, Analysis of Technological Alternatives for Energy Generation Through Municipal Solid Waste: A Case Study, Itajubá, 124p. MSc. Dissertation - Federal University of Itajubá, 124p.

The aim of this study is to compare, from an environmental point of view, different alternatives for the management of municipal solid waste generated in the city of Betim (Brazil). A 441.748 inhabitants city located in the country South east. This city currently produces 200 ton of waste per day.

The proposed alternative scenarios were based on a combination of the following elements: landfill without biogas utilization (background scenario); landfill with biogas combustion in reciprocating engines to electricity generation; landfill with biogas combustion in gas turbines to electricity generation; and an incineration mass burn system with energy recovery. This resulted in 4 scenarios, whose environmental behaviour was studied by applying the life cycle assessment (LCA) methodology. In accordance with the ISO 14040 (2006) standard, an inventory model was developed for the waste treatment life cycle. SimaPro 7.1.8 libraries and others were used to obtain background data for the life cycle inventory.

One ton of municipal solid waste of Betim was selected as the functional unit. Environmental indicators were obtained for different impact categories (abiotic depletion, global warming, human toxicity, acidification, eutrophication and photochemical ozone depletion), which made it possible to identify the key variables in the waste management system and the scenario that offers the best environmental behavior. Results, reliable for most of the Brazil big cities, show landfill systems as the worst waste management options and significant environmental savings at global scale are achieved from undertaking energy recovery. The best option, which presented better performance in indicators studied, consists in the electricity recovery from the direct combustion of waste.

Keywords: LCA; energy recovery; waste management; landfill biogas; waste-to-energy

# Sumário

<b>RESUMO</b>	<b>I</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>III</b>
<b>SUMÁRIO</b>	<b>IV</b>
<b>ABREVIATURAS</b>	<b>VII</b>
<b>1. INTRODUÇÃO</b>	<b>1</b>
<b>2. OBJETIVOS</b>	<b>5</b>
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b>	<b>6</b>
3.1. Opções Tecnológicas para Geração de Energia com os RSU	6
3.1.1. Biogás de Aterro	6
3.1.2. Incineração	15
3.2. Aquecimento Global e Mercado de Emissões.	20
3.3. Estado da Geração da Energia com os RSU no Brasil.	22
3.4. Análise do Ciclo de Vida – ACV	24
3.4.1. Definição do Objetivo e do Escopo	29
3.4.4. Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV)	32
3.4.5. Avaliação do impacto do Ciclo de Vida (AICV)	34
3.4.6. Interpretação dos resultados e avaliação de melhorias	40
<b>4. METODOLOGIA</b>	<b>41</b>
4.1. Estudo de Caso - Aterro Sanitário de Betim	41
4.1.1. Propriedades dos RSU e do Biogás	43
4.2. Metodologia de ACV no trabalho	51
4.2.1 Definição do Objetivo e do Escopo	51
4.2.2. Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV)	54

4.2.3. Avaliação dos Impactos ambientais através do CMLA – 2000. -----	54
4.2.4. Método de Cálculo -----	58
<b>5. CENÁRIO 1 – INCINERAÇÃO. _____</b>	<b>60</b>
5.1. Definição dos Limites do Sistema. -----	60
5.2. Esfera Tecnológica -----	60
5.2.1. Uso de Combustível Auxiliar -----	63
5.3. Entradas no sistema -----	64
5.4. Emissões Para o Ar -----	67
5.5. Emissões Para a Água e Para o Solo. -----	72
<b>6. CENÁRIO 2, 3 E 4 – ATERROS SANITÁRIOS. _____</b>	<b>75</b>
6.1. Definição dos Limites do Sistema -----	75
6.2. Esfera Tecnológica -----	78
6.3. Entradas no sistema -----	82
6.4. Emissões Para o Ar -----	84
6.4.1. Emissões Não controladas -----	84
6.4.2. Emissões Controladas -----	86
6.5. Emissões Para Água e Para o Solo -----	91
<b>7. RESULTADOS DA AICV _____</b>	<b>95</b>
7.1. Depleção de Recursos Abióticos -----	95
7.2. Potencial de Aquecimento Global -----	96
7.3. Depleção da Camada de Ozônio -----	97
7.4. Toxicidade Humana -----	98
7.5. Acidificação -----	99
7.6. Eutrofização -----	100
7.7. Análise Comparativa -----	101

<b>8. CONCLUSÕES</b>	<b>106</b>
<b>9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>109</b>
<b>ANEXO I</b>	<b>120</b>

## Abreviaturas

ABCV – Associação Brasileira do Ciclo de Vida  
ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas  
ACV – Análise do Ciclo de Vida  
AICV – Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida  
CDR – Combustível Derivado de Resíduos  
CMLA – *Chain Management by Life Cycle Assessment*  
COD – Carbono Orgânico Total  
COT – Compostos Orgânicos Totais  
COVNM – Compostos Orgânicos Voláteis Não Metânicos  
COVs – Compostos Orgânicos Voláteis  
DBO – Demanda Biológica de Oxigênio  
DQO – Demanda Química de Oxigênio  
FEAM – Fundação estadual do Meio Ambiente (MG)  
GEE – Gases do Efeito Estufa  
GIRSU – Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos  
GWP – *Global Warming Potential* (Potencial de Aquecimento Global)  
ICV – Inventário do Ciclo de Vida  
IPCC – *Intergovernmental Panel on Climate Change*  
ISO – International Organization for Standardization  
MCI – Motores de Combustão Interna  
MDL – Mecanismo de Desenvolvimento Limpo  
MP – Material Particulado  
PCI – Poder Calorífico Inferior  
PCS – Poder Calorífico Superior  
PNRS – Política Nacional dos Resíduos Sólidos  
RCE – Reduções Certificadas de Emissão  
RSNC – Redução Seletiva Não Catalítica  
RSU – Resíduos Sólidos Urbanos  
SIN – Sistema Interligado Nacional  
SNG – *Synthetic Natural Gas* (Gás Natural sintético)

SST – Sólidos Suspensos Totais

TG – Turbinas a Gás

UNFCC – *United Nations Framework Convention on Climate Change*

USEPA – *United States Environmental Protection Agency*

# 1. Introdução

A humanidade chega ao século XXI como a civilização dos resíduos, marcada pelo desperdício e pelas contradições de um desenvolvimento a todo custo e insustentável. Ao mesmo tempo em que se utilizam os recursos da biosfera como se fossem inesgotáveis, retorna-se a ela o desafio de ter que assimilar novos produtos, desconhecidos dos ciclos naturais que se tornam incapazes de promover sua reciclagem em tempo hábil, pois se ultrapassa o limite dos fluxos naturais de matéria e energia.

Com o despertar da preocupação com o meio ambiente, e a iminente escassez de recursos que preocupa os conglomerados econômicos, idealiza-se por parte da população a construção de uma sociedade pautada sobre uma ótica sustentável. A qual visa à implantação de processos que atendam as necessidades das gerações atuais sem comprometer a capacidade das gerações futuras em atender suas necessidades, regulados pelo estabelecendo de ciclos produtivos economicamente viáveis, socialmente justos e ambientalmente adequados.

Dentro desta questão, o ponto culminante da não sustentabilidade é a geração de enormes quantidades de resíduos. Na verdade, materiais e energia postos em produtos que no fim de suas vidas úteis tornam-se um problema à população, o qual é normalmente resolvido sob a lei do menor custo. Deste modo, esta matéria e energia, que deveria estar retornado ao ciclo produtivo e evitando novos impactos ambientais, é aterrada ao longe da vista das pessoas.

Nos últimos séculos, a solução encontrada para os resíduos urbanos consistia em queimá-lo ou depositá-lo o mais longe possível das cidades. Entretanto, na última metade do século XX, o mundo começou a notar os problemas causados por estes métodos, e pressões de cunho socioambiental começaram a mudar o modo como à questão era abordada.

Historicamente, o lixo urbano foi tratado como um problema exclusivamente sanitário. A falta de saneamento adequado foi um importante limitante populacional das cidades por séculos. A falta de higiene e saúde pública levava a grandes epidemias que arrasavam suas populações. No século XIX, paralelamente a revolução industrial, medidas sanitárias de controle de esgoto e lixo permitiram o desenvolvimento das grandes cidades de hoje. Agora, o desafio consiste em implantar sistemas de gerenciamento do lixo que levem em conta a



sustentabilidade, integrando deste modo, fatores como: a reciclagem de materiais e energia; a manutenção da qualidade da água, ar e solo; e a geração de renda com a criação de empregos.

A Análise do Ciclo de Vida (ACV) estuda os aspectos ambientais através do ciclo de vida de um produto (ISO 14040, 2006). É mais conhecida como uma ferramenta que analisa os impactos do ciclo de vida de um produto físico. Mas a metodologia também permite analisar os impactos do ciclo de vida de serviços como o gerenciamento de resíduos. O ponto chave em uma ACV é que todos os produtos ou serviços em comparação devem ter a mesma função para que possam ser comparados na mesma base (Finnveden, 2000).

Neste trabalho, emprega-se a ACV com o objetivo de comparar tecnicamente e ambientalmente sistemas de tratamento dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) com e sem a recuperação de energia no contexto brasileiro, especificamente na cidade de Betim, MG. Analisam-se, dentro de certas categorias de impacto ambiental, quatro cenários distintos.

- Cenário 1: consiste na queima direta dos RSU em plantas de incineração de queima em massa com recuperação de energia e seu envio, na forma de eletricidade, para o Sistema Interligado Nacional (SIN);
- Cenário 2: o aterro sanitário sem a utilização do biogás, exemplificando o atual estado do aterro de Betim (Cenário Base);
- Cenário 3: o uso do gás de aterro para geração de eletricidade no SIN, utilizando-se como tecnologia os Motores de Combustão Interna (MCI);
- Cenário 4: igualmente, o uso do gás de aterro para geração de eletricidade no SIN, porem, utilizando-se como tecnologia as Turbinas a Gás (TG);

A metodologia da ACV vem sendo usada neste contexto como insumo à tomada de decisão na escolha dos sistemas de gerenciamento do lixo. De fato a ACV é capaz de prover uma visão geral dos aspectos ambientais das diferentes estratégias e comparar os impactos ambientais de tais opções (Cherubini, 2009).

A diretiva do conselho europeu, Diretiva 2008/98/EC, sobre o lixo (Waste Framework Directive, 2008), estabeleceu uma hierarquia nos métodos de gerenciamento dos resíduos, a qual prevê a seguinte ordem de prioridade: prevenção (uso de processos produtivos que gerem menos resíduos), preparação para reuso, reciclagem, recuperação (incluindo a recuperação de energia), e finalmente, como último recurso, a disposição final em aterros. A diretiva

recomenda que os estados membros da UE tomem medidas para promover as opções com melhor desempenho ambiental, recomendando o uso da ACV como ferramenta de avaliação.

Após tramitar na câmara por mais de duas décadas, recentemente, foi sancionada pelo presidente da república a lei que institui a Política Nacional dos Resíduos Sólidos, que entre outros, prevê como um de seus instrumentos a ACV.

Por décadas a política de gestão dos RSU brasileira, inexistente, levou em consideração apenas o lado econômico da questão, nessa linha, o sistema de disposição mais adequado é simplesmente o mais barato, deste modo, assistiu-se no país à proliferação dos lixões que trazem e trouxeram graves problemas sociais e ambientais aos estados.

Entretanto, com a explosão populacional, iniciadas nas décadas de 60 e 70, os lixões e seus impactos ficaram, cada vez mais, visíveis para as pessoas. Os principais problemas notados por elas eram a proliferação de vetores de doenças, a contaminação de corpos de água e o mau cheiro. Do lado social surge outro grave problema: as famílias de catadores, pessoas excluídas socialmente que subsistem do lixo. Estes fatores exigiram uma mudança na gestão dos RSU no país. E nos últimos 30 anos, tentou-se de maneira desorganizada, erradicar os lixões e implantar aterros sanitários.

Da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PSNB) de 1989 para a PNSB de 2000, realizadas pelo IBGE, nota-se uma evolução positiva no quadro geral. A quantidade de resíduos sólidos destinada a aterros sanitários passou de 15,8% para 47,1% (IBGE, 1989, IBGE, 2000). Isto é explicado pelo fato dos resíduos estarem concentrados nas grandes cidades, que justamente possuíam a capacidade técnica e financeira para fazer a transição de lixões para aterros sanitários. Porém, em 2000, ainda 59% dos municípios brasileiros despejavam seu lixo em lixões. Na última pesquisa do setor, realizada em 2007 (SNIS, 2009), nota-se uma nova melhora, pois o percentual de cidades com lixões registrou uma queda para 29,6%. O restante das cidades utilizava ou aterros controlados<sup>1</sup> (31,8%) ou aterros sanitários (38,6%).

---

<sup>1</sup>Nota: Os aterros controlados são uma medida paliativa, uma transição entre lixões e aterros sanitários. Carecem de certas medidas de controle ambiental como, por exemplo, sistema de impermeabilização do solo adequado.

A “energia do lixo” é uma maneira, assim como a reciclagem, de se recuperar a energia que é desperdiçada nos resíduos. Deste modo, os métodos capazes de realizar tal feito, são conhecidos como tecnologias de recuperação energética dos resíduos. Nos últimos anos, fatores como a dificuldade de se obter licenciamento ambiental em grandes obras hidroelétricas, as mudanças climáticas, o alto custo da eletricidade e a nova regulação do mercado de energia, favoreceram a implantação de sistemas de geração distribuída, caso da energia obtida dos RSU. Consequentemente notou-se um aumento no interesse à instalação destes empreendimentos, caso da usina termoelétrica do aterro Bandeirantes, a do aterro São João, entre outros projetos em andamento.

## **2. OBJETIVOS**

Este trabalho tem como objetivo comparar tecnicamente e ambientalmente sistemas de tratamento e disposição final dos RSU com ou sem a recuperação de energia dos RSU no contexto brasileiro, especificamente na cidade de Betim, MG. Para tanto, é utilizada a ferramenta de ACV com base nas normas ISO 14040 (2006) e ISO 14044 (2006).

## **3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **3.1. Opções Tecnológicas para Geração de Energia com os RSU**

A categoria de resíduos para energia (*waste-to-energy*), em geral, descreve uma série de processos em que um subproduto útil (energia) é recuperado de uma fonte antes inutilizável: os resíduos. Estas fontes podem variar tanto quanto a variabilidade social e econômica das comunidades em todo o mundo (Murphy, 2004).

Por definição, o termo “resíduo”, sugere um subproduto de um processo, o qual não possui funcionalidade ou valor para determinada instituição ou grupo populacional. Entretanto, os fatores que tornam um produto em um resíduo, de certa perspectiva, não necessariamente fazem deste subproduto algo inútil ou sem valor de outra forma. Tudo depende da função que o utilizador espera deste material. A vantagem de usar um resíduo para gerar energia está no fato de a energia ser um produto amplamente requerido pela população.

Existem vários meios para produzir energia através dos RSU. Mundialmente, a tecnologia mais comum é a incineração direta dos resíduos com subsequente uso do calor gerado em um ciclo Rankine a vapor. Quando a opção é o uso de aterros sanitários, o biogás rico em metano, produzido pela decomposição anaeróbica da fração orgânica dos RSU, pode ser usado para gerar energia, habitualmente em MCI ou TG (Murphy, 2004).

#### **3.1.1. Biogás de Aterro**

A maior parte do lixo produzido no mundo é despejada em aterros não regulados (lixões ou aterros controlados) e o biogás gerado é emitido diretamente na atmosfera. Estima-se que 1,5 bilhões de toneladas de lixo são despejadas em lixões anualmente, o que corresponde a uma taxa de geração de metano de 75 bilhões de Nm<sup>3</sup>, considerando-se uma taxa de 50 Nm<sup>3</sup> de metano por tonelada de RSU. Hoje, menos de 10% deste potencial é utilizado atualmente (Themelis, 2007).

Além do biogás, um aterro sanitário também produz chorume<sup>2</sup>. Este é resultado da umidade natural do lixo (que se agrava nos períodos de chuva); da água de constituição dos vários materiais; e dos líquidos provenientes da decomposição da matéria orgânica pelos microorganismos. As legislações estaduais obrigam o tratamento do chorume antes de sua emissão em corpos da água, por ser um líquido contaminante que pode diminuir a qualidade da água de lençóis freáticos e de cursos da água mais próximos, causando efeitos negativos de várias ordens, principalmente socioambientais (Vale, 2007).

Logo que o lixo é aterrado os componentes orgânicos começam a sofrer reações químicas. Em presença do oxigênio atmosférico, que está próximo à superfície do aterro, os componentes orgânicos se oxidam anaerobicamente em uma reação similar a combustão, pois os produtos são dióxido de carbono e vapor da água. Entretanto, a principal reação biológica nos aterros é a digestão anaeróbia que ocorre na ausência de oxigênio e em três etapas. Na primeira, bactérias fermentadoras hidrolisam o material orgânico complexo em moléculas solúveis. Na segunda, estas moléculas são convertidas por bactérias em ácidos orgânicos simples, onde os principais produtos são o ácido acético, ácido propanoico, ácido butílico e o etanol. Finalmente, no terceiro estágio, o metano é formado por bactérias metanogênicas, que tanto quebram os ácidos em metano e dióxido de carbono, ou reduzem o carbono com hidrogênio (Themelis, 2007).

O volume de biogás gerado por um aterro sanitário não é constante ao longo dos anos. Como o aterro é preenchido gradualmente durante seus anos de operação, cada célula de lixo apresenta produções diferentes de biogás em função de seu tempo de residência dentro do aterro. Assim, o biogás total produzido por um aterro sanitário, em um determinado tempo, é a soma das capacidades individuais de cada massa de lixo que foi depositada em diferentes períodos no aterro (Tchobanoglous, 1993). A consequência deste sistema de acondicionamento do lixo é um aumento da produção de biogás até o último ano de disposição de lixo no aterro (caso quantidades iguais de lixo sejam depositadas anualmente).

---

<sup>2</sup> A ABNT define chorume como um líquido de cor preta, mal cheirosa e de elevado potencial poluidor, produzido pela decomposição da matéria orgânica contida no solo. (D'ALMEIDA VILHENA, op. cit., p. 251 *Apud*: Vale, 2007).

A Figura 3.1 abaixo exemplifica a curva de produção de gás metano típica de aterros sanitários, e a Figura 3.2 um esquema representativo típico de aterros sanitários.

Por este motivo, o aproveitamento do biogás para geração de energia é realizado com a aplicação de módulos geradores, que são instalados e desinstalados de acordo com a taxa de geração de gases do aterro. Caso ocorra o excesso de biogás, a instalação deve continuar a queimar o biogás em um Flare<sup>3</sup> de alta temperatura para garantir a qualidade ambiental dos gases emitidos. Entretanto, o uso do aparelho não é obrigatório segundo a legislação brasileira. No Brasil isto só é aplicado quando se deseja a obtenção de créditos de carbono, pois, nos flares, o metano é reduzido em gás carbônico, que possui 21 vezes menor potencial de aquecimento global que o CH<sub>4</sub>.

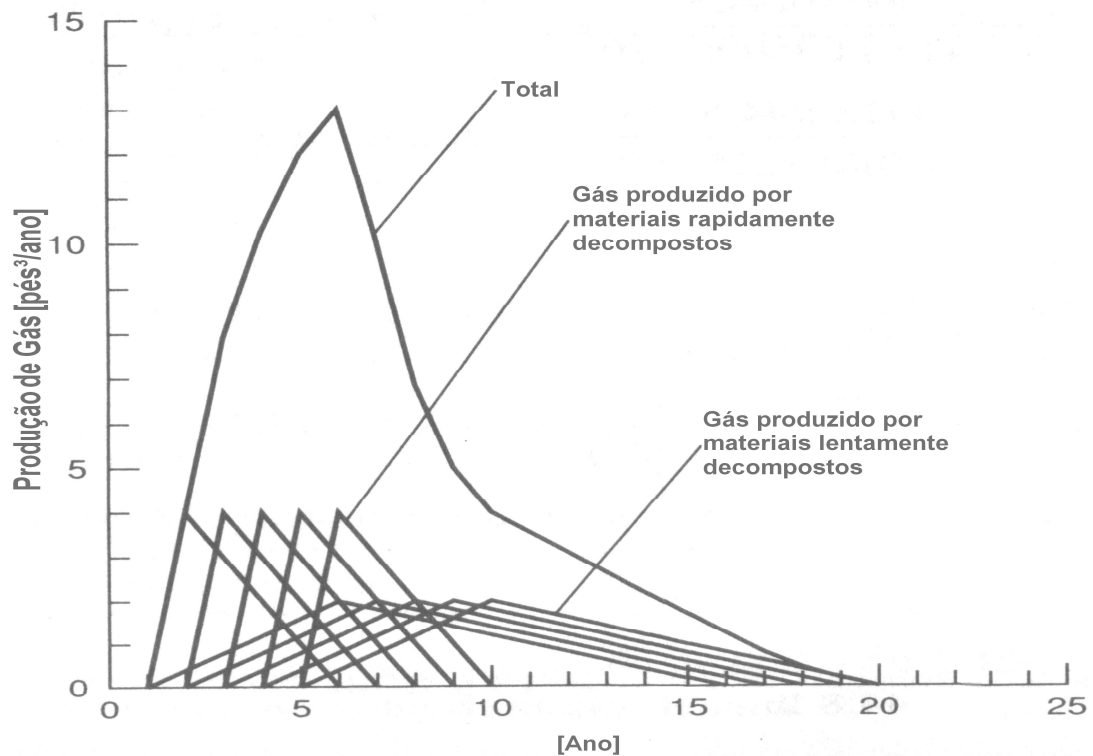


Figura 3.1. Geração de Gases em Aterros Sanitários (adaptado de Tchobanoglous, 1993).

---

<sup>3</sup> Flares são instrumentos utilizados para queimar de maneira segura o biogás em altas temperaturas, evitando danos ao meio ambiente pela liberação de metano e outros poluentes na atmosfera.

Um fator importante nos aterros é a taxa de recuperação do biogás pelo sistema de drenagem de gases. Este valor é da ordem de 75%, podendo chegar a 90% ou menos de 50% em aterros mal planejados e operados (USEPA, 2008). Esta taxa depende basicamente da tecnologia empregada no aterro. Sistemas avançados são desenvolvidos para impedir tanto a perda do biogás pelas paredes externas do aterro, quanto à entrada de oxigênio atmosférico, o qual inibe as reações anaeróbias no interior da massa de lixo. Para isso, além de sistemas de sucção ativos (com bombas de sucção), são empregados sistemas de impermeabilização superior que impedem a entrada de ar na massa de resíduos, que normalmente são feitos pela compactação da argila local ou, em sistemas mais eficientes, com mantas de liga plástica.

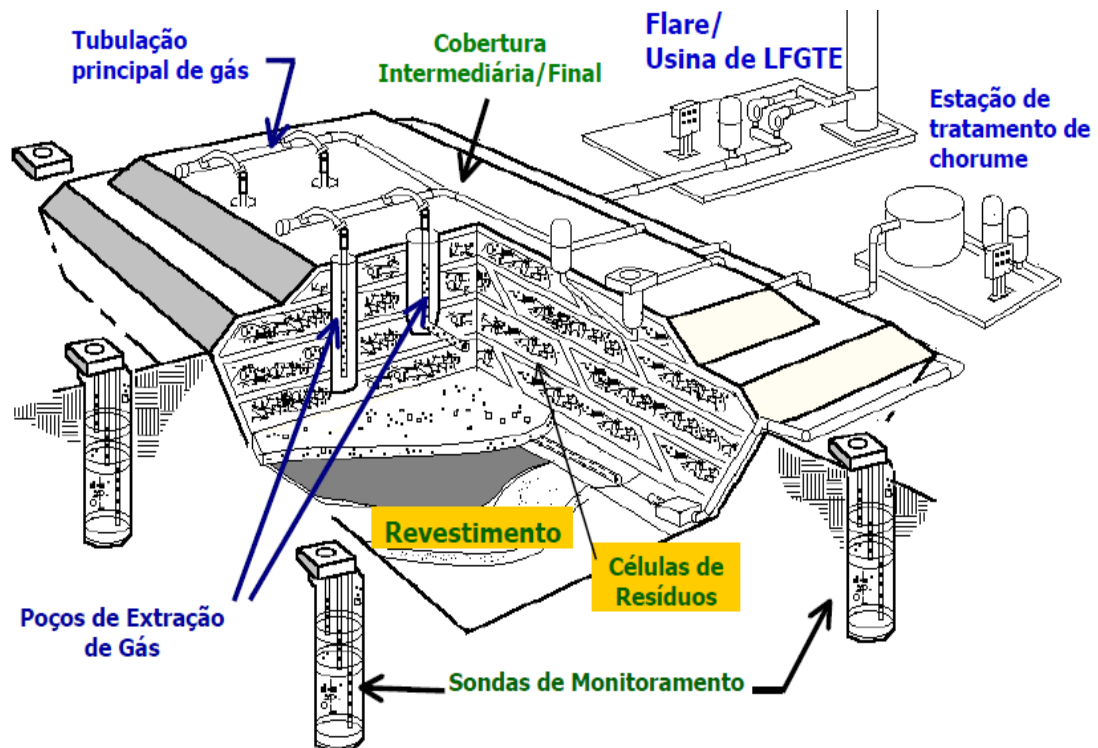


Figura 3.2. Sistema de Coleta de Gás de Aterro Sanitário (USEPA, 2009).

Quando se deseja recuperar o biogás dentro de aterros em fase avançada de operação, ensaios de sucção realizados em campo são comparados com as curvas teóricas de produção, as quais são ajustadas com os valores reais obtidos nos ensaios. Geralmente os empreendedores se colocam em uma posição muito conservadora em relação às diferenças entre o potencial de geração e a eficiência de captação. No caso de aterros sanitários novos, a



postura geralmente é mais ousada, pois estes são concebidos desde a fase de projeto como um aterro energético, considerando todos os sistemas necessários para que haja a produção e a captação otimizada dessa fonte de energia. (Banco Mundial,2003)

O biogás pode ser classificado em três categorias, com base no nível de pré-tratamento/processamento antes da utilização (Banco Mundial, 2004).

- Combustível de baixo teor: o gás passa por processamento mínimo, envolvendo câmara(s) de remoção de condensado como parte do sistema de coleta do biogás e potes de decantação da umidade para reduzir a quantidade de umidade na corrente de gás.
- Combustível de teor médio: aparelhos de tratamento de gás adicionais são usados para extrair mais umidade (com contaminantes) e matéria particulada mais fina. O processo envolve tipicamente a compressão e a refrigeração do biogás, e/ou tratamento químico ou purificação para remover umidade adicional e os compostos gasosos como mercaptanos, compostos de enxofre, silício e compostos orgânicos voláteis.
- Combustível de alto teor: envolve extenso pré-tratamento do gás para separar o dióxido de carbono e outros importantes gases constituintes do metano e para remover impurezas inclusive mercaptanos, compostos de enxofre, sulfato de hidrogênio e compostos orgânicos voláteis, e compressão para desidratar o gás.

O combustível de baixo e médio teor produzido a partir do biogás tem um valor energético de aproximadamente  $16,8 \text{ MJ/m}^3$ . Este valor é praticamente metade do valor do gás natural. O biogás de aterro que tenha sido processado e tratado para produzir combustível de alto teor possui um conteúdo energético maior ( $37,3 \text{ MJ/m}^3$ ), e pode ser substituído diretamente por gás natural em redes de distribuição de gás (CRA, 1996 *apud*: Banco Mundial, 2004). Este é conhecido como o Gás Natural Sintético - SNG.

Neste trabalho é considerado apenas o uso de combustível de teor médio, pois as aplicações se restringem aos MCI e as TG. A Figura 3.3 esquematiza os possíveis usos do biogás em relação ao seu grau de processamento.

A Tabela 3.1 a seguir fornece informações a respeito das tecnologias mais usuais de geração de energia com biogás de aterro. A Figura 3.3 apresenta um modelo representativo sobre o uso e tratamento do biogás.

Tabela 3.1. Tecnologias de utilização do biogás e valores típicos de vazão/potência. (Environment Canadá, 2001.)

Tecnologia	Valores típicos de vazão [m <sup>3</sup> ]	Tamanho recomendado para a planta	Eficiência de conversão elétrica
Microturbinas	<100	<100 kW	25 – 30 %
Motores de combustão interna	>150 a 5.000	0,5 a 12 MW	32 – 40 %
Turbinas a gás	>4.000 a 20.000	3 a 18 MW	26 – 32 %
Turbinas a vapor	>6.000 a >25.000	10 a 50 MW	24 – 29 %
Sistemas de ciclo combinado	>5.000 a >25.000	> 10 MW	38 – 45 %

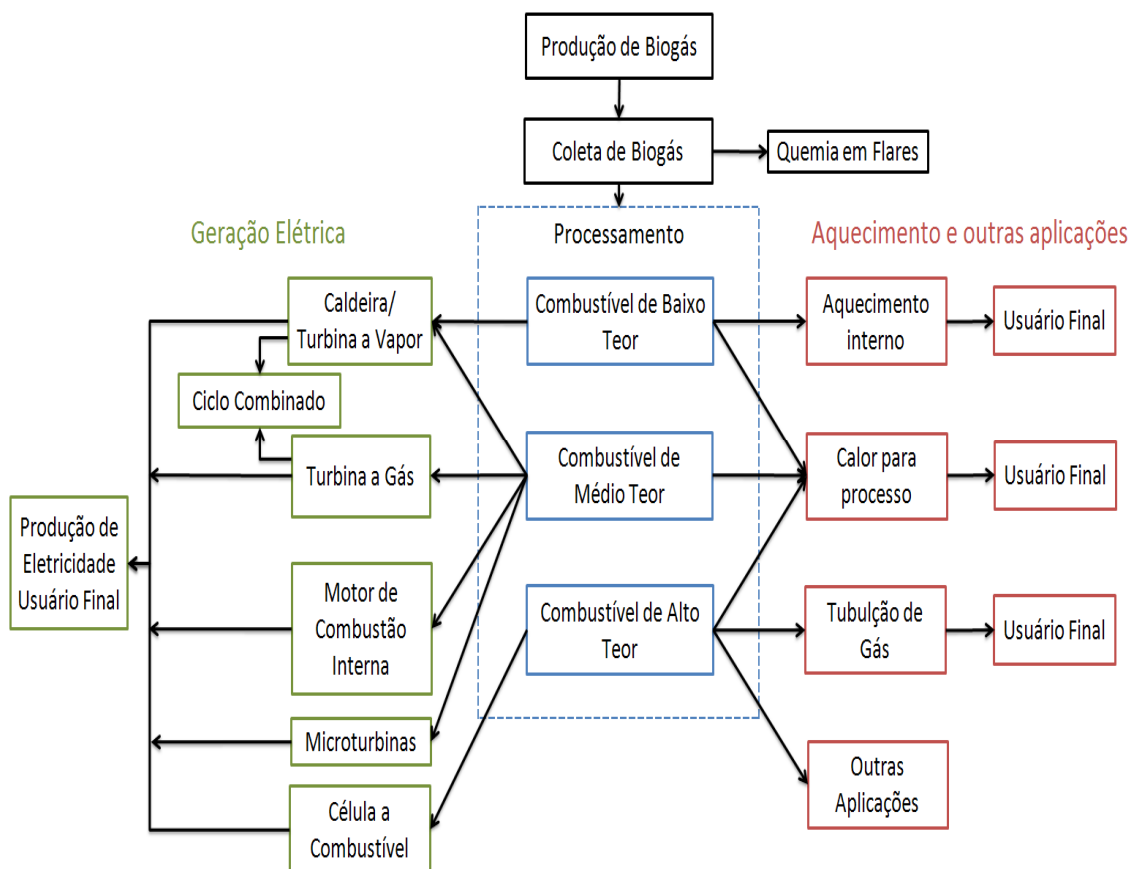


Figura 3.3. Possíveis usos do biogás em relação ao nível de processamento requerido (Adaptado de Banco Mundial, 2004).

### 3.1.1.1. Motores de Combustão Interna

Os MCI (Figura 3.4) são a alternativa mais comum no aproveitamento de gases de aterro para geração de energia devido a seu baixo custo de investimento e facilidade de operação e manutenção. São indicados para projetos em aterros com potencial acima de 800 kW (USEPA, 2008).



Figura 3.4. Motores de combustão interna a biogás (Global Greenhouse, 2010).

Altas eficiências são obtidas principalmente em aplicações de cogeração com aproveitamento do calor rejeitado pelo motor no sistema de resfriamento, para geração de água aquecida, ou nos gases de exaustão para produção de vapor de baixa pressão (Ensinas, 2003).

A principal desvantagem destes sistemas é representada pelas altas quantidades de  $\text{NO}_x$  e CO gerados que, de fato, comparando-se com outras tecnologias, são altas. A Tabela 3.2 mostra a eficiência, consumo e emissões de um motor Caterpillar 3516 STA (Bove, 2006) usando biogás de aterro.

Tabela 3.2. Características de um Motor de Combustão Interna (Bove, 2006)

Eficiência Elétrica	33%
Consumo de Combustível (kJ/kWh)	10972
Emissões ( $\mu\text{g}/\text{kJ}$ )	
NO <sub>x</sub>	56.6
CO	56.6

No mercado existem basicamente dois tipos de MCI: os de ciclo Otto e os ciclo Diesel. Nos motores de ciclo Otto a combustão da mistura ar-combustível é provocada por uma centelha produzida por uma vela de ignição, já nos motores de ciclo Diesel, a combustão ocorre em função da compressão da mistura, neste caso o combustível entra em combustão espontânea devido ao aumento da pressão e da temperatura dentro do cilindro (SCS Engineers, 1997).

Motores de ciclo Otto, desenvolvidos para operar com combustíveis derivados do petróleo, são mais susceptíveis ao sulfeto de hidrogênio do que motores Diesel mais robustos. Entretanto os motores estacionários a biogás podem derivar de adaptações dos motores a gás natural, que tradicionalmente usam ignição por centelha (Liang, 2009). Um motor a Diesel pode ser modificado para um motor a gás com ignição por centelha ou a um motor bi-combustível (Gás-Diesel) onde 8 a 10% de diesel são injetados para a ignição, os dois tipos são frequentemente aplicados, porém, o bi-combustível possui maior eficiência elétrica (IEA, 2003).

A vida útil de motores a biogás é de difícil determinação, pois depende das horas, das condições de operação do mesmo e da qualidade do biogás usado como insumo. Por esta razão, estas informações devem ser obtidas com construtores e operadores do motor. Segundo Zamorano (2005), usualmente, o tempo de vida de um motor/turbina está ao redor de 7,5 anos (operando 8000 h/ano) ou 8 anos (operando 7500 h/ano). A substituição ou reparo em larga escala do motor/turbina no fim de sua vida útil é, habitualmente, economicamente inviável, devido à baixa produção de gás do aterro em seus anos finais.

Motores de grande porte são importados, já que, no Brasil, a maior potência disponível é de aproximadamente 230 kW. Isso faz com que o investimento inicial seja elevado. As potências hoje disponíveis no mercado variam de 5 kW a 1,6 MW. Para aterros sanitários de

pequeno porte e, conseqüentemente com baixa produção de metano. Existem motores de potências variadas que vão desde 5 kW até 230 kW. Para aterros sanitários de grande porte existem motores importados de potências variadas que vão desde 925 kW até 1,54 MW (ICLEI ,2009).

### **3.1.1.2. Turbinas a Gás – TG**

As TG (Figura 3.5) operam baseadas em um ciclo termodinâmico conhecido como Ciclo Brayton. Uma turbina a gás consiste essencialmente em um compressor de ar, um combustor e uma turbina de expansão. O ar é empurrado através do compressor e liberado no combustor onde combustível é suprido com vazão constante. Após a combustão os gases formados, a alta temperatura, expandem e desenvolvem uma alta velocidade. Esta energia é transferida as pás da turbina e então para o eixo na forma de trabalho (SCS Engineers, 1997).

As turbinas são utilizadas em grandes aterros, segundo a USEPA (2008) em projetos de 3 a 4 MW, no mínimo. Elas representam a segunda tecnologia mais utilizada na recuperação energética do biogás, embora o número de instalações seja significativamente menor quando comparados aos MCI. O reduzido número de aplicações se deve às perdas energéticas de pequenas TG e a relativa baixa eficiência, especialmente quando trabalhando em cargas parciais (Bove, 2006).

As TG aplicadas em aterros atingem eficiências de 20 a 28% em carga total. Entretanto, estas eficiências caem substancialmente quando a unidade está operando com carga parcial. Plantas de ciclo combinado, que utilizam a energia perdida nos gases de exaustão, podem aumentar a eficiência em até aproximadamente 40%, porém esta configuração continua sendo menos eficiente em carga parcial e são viáveis apenas em grandes aplicações (USEPA, 2009). A principal desvantagem das TG é que estas requerem compressão do gás, e como o biogás pode conter até 50% de CO<sub>2</sub>, perde-se uma parcela de energia para comprimir um gás sem valor energético, esta perda está entre 15 e 20% da potência final (SCS Engineers, 1997).



Figura 3.5. Turbina a gás (USEPA, 2009).

Os custos de instalação, operação e manutenção e também a eficiência elétrica do sistema aumentam de acordo com a escala do projeto, sendo assim, a turbina a gás uma alternativa mais adequada para grandes plantas de geração. Porém, de acordo com SCS (1997), turbinas operando com biogás são instalações feitas sob medida, assim estimativas de custos por princípio devem ser utilizadas com cautela.

A Tabela 3.3 abaixo mostra as principais características de uma turbina a gás operando com biogás de aterro.

Tabela 3.3. Características de uma turbina a gás (Bove, 2006).

Eficiência Elétrica	28%
Consumo de Combustível (kJ/kWh)	12872
Emissões ( $\mu\text{g/kJ}$ )	
NO <sub>x</sub>	15
CO	19

### 3.1.2. Incineração

A crise do petróleo na década de setenta e começo da década de oitenta propiciou a busca de fontes alternativas de energia, entre elas a incineração do lixo urbano com geração de energia. Isto, devido à grande quantidade de materiais combustíveis presente no lixo e,

além disso, a incineração do lixo com o uso do calor produzido era usada na Europa já há muitos anos (EMPE, 2009).

A incineração é a principal forma de recuperação energética do lixo e é um dos focos deste trabalho. Outras tecnologias (Combustíveis Derivados de Resíduos, gaseificação e pirólise) serão apenas citadas. A Figura 3.6 abaixo mostra as principais tecnologias, os tipos de combustíveis e as formas de energia que podem ser geradas. Como ilustrado, a energia pode ser recuperada com ou sem processamento primário. O objetivo principal deste processamento é separar os materiais combustíveis dos não combustíveis. O produto desta separação é o Combustível Derivado de Resíduos (CDR).

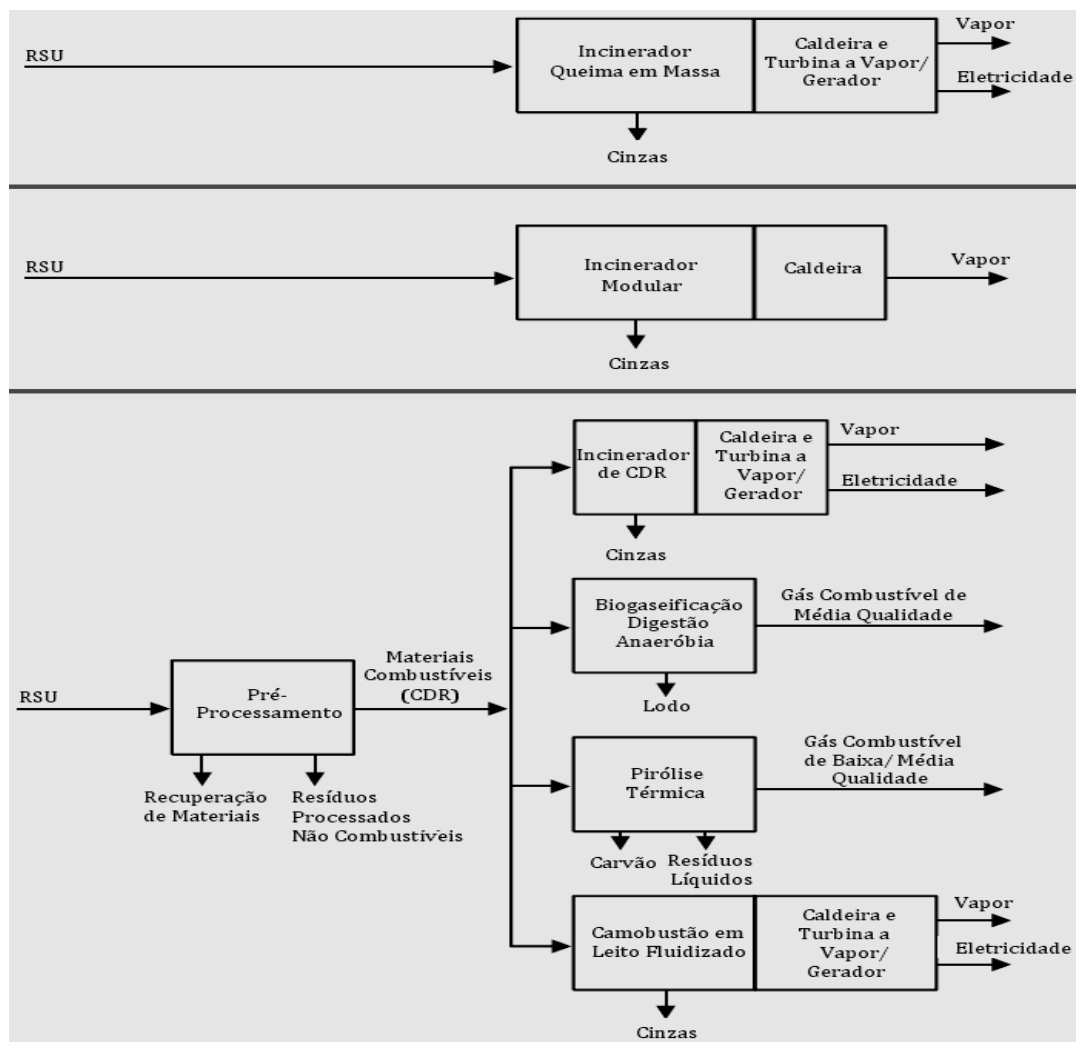


Figura 3.6. Exemplo de Métodos de Recuperação de Energia dos RSU (UNEP, 2005).

A incineração é a tecnologia de tratamento que envolve a destruição do lixo pela queima controlada em altas temperaturas acompanhada da geração de calor. O calor da combustão pode ser convertido em energia (água quente, vapor ou eletricidade). A incineração é usual em grandes cidades, pois reduz a quantidade de lixo a ser enviada a aterros e pode estar localizada em zonas urbanizadas (UNEP, 2005).

A incineração modular consiste em unidades pré-fabricadas formadas por uma fornalha refratária e uma caldeira de recuperação. Esta tecnologia é mais efetiva para pequenas unidades, mas a energia produzida é relativamente menor que outras opções de combustão. Esta é a opção mais flexível, porém, os equipamentos de controle de poluição devem ser levados consideração, em adição ao espaço físico e ao custo da planta (UNEP, 2005).

O principal processo usado em usinas de incineração de RSU, o qual é abordado neste trabalho, é o “*Mass-fired Combustion System*” ou “*Mass Burning System*” (MB), em uma tradução literal: Sistema de Combustão com Queima em Massa. Consiste na queima bruta do lixo sem nenhum tratamento prévio, com exceção da remoção de itens muito grandes, prejudiciais ao processo, detectados por inspeção visual, como, por exemplo, eletrodomésticos. Estes sistemas são desenvolvidos em capacidades variando de 45 a 900 t/dia na Europa (EMPE, 2009).

A incineração dos RSU passou por duras críticas nas décadas de oitenta e noventa devido às altas emissões de poluentes, principalmente de dioxinas. Por esta razão, limites de emissão rigorosos foram aplicados ao setor, o que praticamente impediu a instalação de novas plantas. Entretanto, o recente avanço nas tecnologias de tratamento de efluentes atmosféricos tornou a tecnologia atraente do ponto de vista ambiental e seu uso vem sendo encorajado em boa parte do mundo desenvolvido. Segundo Stehlík (2009), comparando os limites de emissão válidos para incineradores de lixo com outras plantas de combustão, pode-se dizer que os novos sistemas de incineração estão entre as mais limpas e confiáveis fontes de energia sob a forma de calor e eletricidade.

Devido aos impactos causados pelos aterros sanitários, a legislação europeia estipulou que a quantidade de lixo biodegradável aterrado permanentemente em aterros sanitários deve ser reduzida para 75% em 2010, e para 35% em 2020, comparando-se com os níveis de 1995 (Council Directive, 1999). Naturalmente, isto também alavancou o uso da incineração no continente. A Dinamarca foi o primeiro país europeu a banir completamente o uso de aterros



sanitários para massas de lixo passíveis de incineração. Pois foi comprovada como a melhor tecnologia dos pontos de vista econômicos e sociais para o país (RenoSam, 2006).

Nos Estados Unidos, entre 1996 e 2007, a construção de novas plantas de incineração foi completamente paralisada, isto devido a pressões políticas e ambientais. A maior preocupação era a emissão de poluentes na atmosfera. Historicamente, nos EUA o foco primário dos grupos ambientais são as emissões atmosféricas, especialmente dioxinas e metais pesados. Entretanto, a Agência de Proteção Ambiental Americana (USEPA), implementou o regulamento conhecido como “Tecnologia Máxima de Controle Disponível” na década de noventa. De tal modo, as emissões da incineração para energia chegaram a um ponto que a EPA nomeou-a como a mais limpa fonte de energia (Council Directive, 1999). De fato, a regulação resultou na redução de 99% das emissões de metais pesados e 99,9% das de dioxinas e furanos (Psomopoulos, 2009).

A incineração sem controle dos produtos pode resultar em grande fonte de poluição. Por este motivo, o processo de incineração, no Brasil e no mundo, ganhou a fama de poluidor, nocivo à saúde e prejudicial ao meio ambiente. Porém, é reconhecido hoje, por muitos técnicos, que quanto mais se recicla mais a incineração se torna a solução apropriada para os resíduos restantes, tornando o tratamento por incineração um aliado da reciclagem em um programa integrado de gerenciamento dos RSU (Atkins, 1993).

Segundo Reimann (2006), a eficiência elétrica média das plantas de incineração é de 18%, e de 63% para produção de calor. Estas plantas são menos eficientes que plantas convencionais de energia. Isto acontece, principalmente, devido à redução dos limites de pressão e temperatura do vapor, estabelecidos para se evitar problemas de corrosão.

A eficiência de um ciclo Rankine é função dos parâmetros de temperatura e pressão do vapor. Nas turbinas, a eficiência de conversão da energia do vapor em trabalho aumenta com a ampliação destes parâmetros. Entretanto, com temperaturas mais altas, as superfícies de troca de calor na caldeira ficam sujeitas à corrosão de alta temperatura, causada pelas concentrações de compostos de cloro. A concentração destes compostos depende unicamente da composição dos RSU o que varia de região para região (Lee, 2009).

Adicionalmente, o aumento dos padrões regulatórios ambientais requer a adição de equipamentos de controle da poluição. Quanto mais complexo este sistema, maior será sua demanda por componentes que consomem eletricidade, bem como mais energia é necessária para a manutenção de um regime ideal de funcionamento na instalação.

A tecnologia atualmente disponível para projeto de incineradores prevê a geração de até 0,95 MWh/t de RSU processada, sendo que a grande maioria dos sistemas instalados gera de 0,4 a 0,95 MWh/t. Naturalmente esta geração dependerá fortemente do poder calorífico do RSU processado (MENEZES, 2000). De acordo com Zamorano (2005), o calor recuperado pela incineração pode representar cerca de 6 a 7 % da energia consumida pela população que gera o RSU.

A Tabela 3.4 a seguir resume algumas plantas e suas capacidades de processamento e geração de energia.

Tabela 3.4. Exemplos de plantas de tratamento do lixo por incineração com recuperação de energia (ABLP, 2000).

Localização	Capacidade de tratamento [t/dia]	Produção de energia bruta [MW]
Tsurumi, Japan	600	12
Tomida, Nagoya, Japan	450	6
Dickerson, Maryland, EUA	1.800	63
Alexandria, Virginia, EUA	975	22
Isvag, Antuérpia, Bélgica	440	14
Savannah, EUA	690	12
Izmit, Turquia	96	4
UIOM Emmenspitz, Suíça	720	10
Wells, Áustria	190	7

A experiência atual indica que a geração de energia elétrica se torna rentável em instalações com capacidades de processamento acima de 250 t/dia. Abaixo desta capacidade a energia é normalmente aproveitada apenas para uso da própria planta (Menezes *et al.*, 2000). Plantas de incineração possuem alto custo inicial, de operação e manutenção, principalmente devido ao investimento nos equipamentos de tratamento de efluentes. Por este motivo, em sua maioria, as plantas necessitam vender energia para se justificarem economicamente.

Neste trabalho, torna-se importante ponderar as diferenças conceituais existentes entre a incineração dos RSU e as demais fontes renováveis de energia. Entende-se que uma fonte

renovável de energia está associada a um fluxo infinito de produção, já uma fonte não renovável a um fluxo finito. Nestes termos conceituais, pode-se dizer que a incineração não se agrupa como uma tecnologia que faz uso de uma fonte renovável, visto que o recurso da incineração, os RSU, contém em parte materiais derivados do petróleo e outros recursos naturais não renováveis.

### **3.2. Aquecimento Global e Mercado de Emissões.**

O protocolo de Kyoto, em seu artigo 12, define como um de seus mecanismos de flexibilização o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL). Sua proposta consiste em que cada tonelada de CO<sub>2</sub> (unidade padrão de potencial de aquecimento global, GWP, sigla em inglês) deixada de ser emitida ou retirada da atmosfera por um país em desenvolvimento (não pertencente ao Anexo-I<sup>4</sup>) poderá ser negociada no mercado mundial, criando um novo atrativo para redução das emissões globais. As empresas, dos países desenvolvidos (Anexo-I), que não conseguirem (ou não desejarem) reduzir suas emissões poderão comprar as Reduções Certificadas de Emissão (RCEs) de países em desenvolvimento e usá-las para cumprir suas obrigações. Os países em desenvolvimento, por sua vez, deverão utilizar o MDL para promover seu desenvolvimento sustentável (UNFCCC, 2008).

De maneira simples, pode-se dizer em síntese, que o MDL é um mecanismo de investimentos, pelo qual os países desenvolvidos podem estabelecer metas de redução de emissões e de aplicação de recursos financeiros em projetos dentro de países em desenvolvimento (UNFCCC, 2008).

Os projetos de MDL são divididos basicamente nas seguintes categorias:

- Fontes renováveis e alternativas de energia;

---

<sup>4</sup> Nota: são os países que tem metas de redução em relação ao Protocolo de Kyoto. O protocolo divide os países em dois sub-grupos: (1) aqueles países que necessitam diminuir suas emissões e portanto podem tornar-se compradores de créditos provenientes do MDL, como a Alemanha, Japão e Holanda; e, (2) os países que estão em transição econômica e por isso podem ser anfitriões de projetos do tipo Implementação Conjunta (que é outro mecanismo de flexibilização do Protocolo de Kyoto), como a China, Rússia e Brasil.

- Eficiência / conservação de energia;
- Reflorestamento e estabelecimento de novas florestas.

Para a obtenção de créditos de carbono que são designados como as RCEs no caso do MDL, se torna necessário a submissão de um projeto nos trâmites do mecanismo. Primeiramente, este projeto deve estabelecer sua adicionalidade e sua linha de base do projeto, além da metodologia de monitoramento que será utilizada para verificar o cumprimento das metas de redução de emissões e/ou de seqüestro de carbono.

As atividades de um projeto de MDL são consideradas adicionais se as emissões antropogênicas de Gases do Efeito Estufa (GEE) forem menores que as que ocorreriam na ausência do projeto e/ou se o seqüestro de carbono for maior aquele que ocorreria na ausência do projeto. A linha de base de um projeto de MDL é o cenário que representa as emissões antropogênicas de GEE que ocorreriam na ausência do projeto (Figura 3.7).

Quando é realizado o aproveitamento energético da biomassa, uma fonte de energia fóssil pode estar deixando de se utilizar. Como não existe nenhum país independente dos combustíveis fósseis na geração da energia, comumente a parcela deslocada evitará o consumo de combustíveis fósseis, e conseqüentemente, de emissões de gases do efeito estufa.

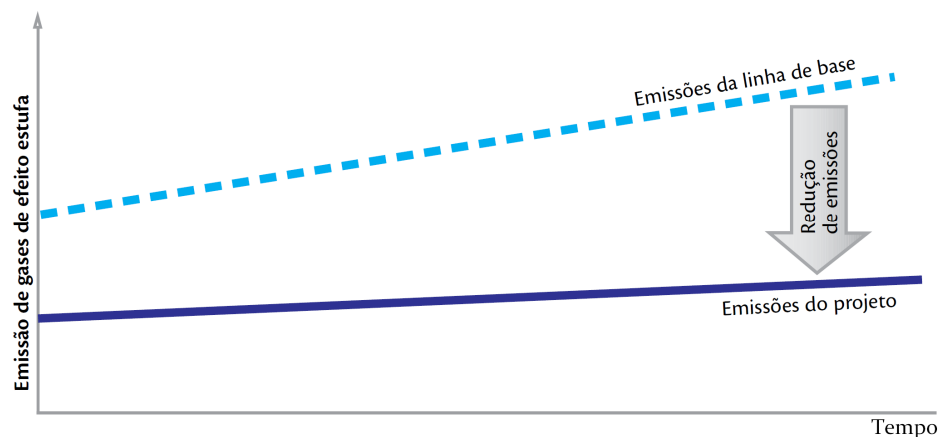


Figura 3.7 – Conceito de Adicionalidade no MDL (CGEE, 2008)

Este mercado alavancou projetos de queima do biogás de aterro e incineração de resíduos nos países não pertencentes ao Anexo-I. No Brasil houve a proliferação de projetos de queima de biogás de aterro com e sem geração de energia envolvida. Já em países como China e Índia, podem-se encontrar, também, muitos projetos de incineração para energia.

Os créditos de carbono, obtidos por projetos de disposição dos RSU, derivam duas vertentes: a destruição ou a prevenção da formação de gás metano, que possui GWP 21 vezes maior que o gás carbônico (considerando-se um horizonte de 100 anos); e a geração de energia na rede livre de CO<sub>2</sub> fóssil por processos de queima de biogás ou incineração dos resíduos. Como já dito, no Brasil, apenas projetos de queima de metano são explorados. Neste trabalho faz-se uma comparação entre as opções no que concerne a capacidade de aquecimento global.

Hoje as metodologias de linha de base aprovadas no âmbito do MDL preveem a utilização de tecnologias de queima do biogás do lixo; tecnologias de compostagem anaeróbica; tecnologias de gaseificação de resíduos para geração de gás de síntese e o seu uso; e tecnologias para e processos de tratamento térmico/mecânico para produzir CDR (UNFCCC, 2010).

Todavia, existem inúmeras metodologias de linha de base aprovadas e muitas podem ser aplicadas ao tratamento dos RSU com ou sem geração de energia. Contudo, as metodologias que mais se encaixam neste tipo de atividade são listadas a seguir (UNFCCC, 2010):

- ACM0001 - Metodologia consolidada para atividades de projetos com gás de aterro;
- AM0025 - Emissões de resíduos orgânicos evitados por meio de processos alternativos de tratamento de resíduos;
- AM0039 - Redução de emissões de metano provenientes de águas residuárias orgânicas;
- AM0053 - Injeção de metano biogênico em uma rede de distribuição de gás natural.

### **3.3. Estado da Geração da Energia com os RSU no Brasil.**

Diferente de outros países, a energia proveniente dos RSU é raramente explorada no Brasil. A União Européia gerou 27.356 GWh elétricos e 35.590 GWh térmicos em 2007 através dos RSU, segundo dados da IEA – Internacional Energy Agency (IEA, 2010). No Japão, a geração a partir do lixo está contemplada na lei nacional de reciclagem e recuperação de energia, lá são produzidas anualmente 50 milhões de toneladas de lixo, deste total 80% são incinerados e o restante é reciclado, a energia é gerada em 190 instalações, de grande escala, que produzem cerca de 1000 MW (Kusuda, 2002).

No Brasil, encontraram-se atualmente sete experiências com aproveitamento de biogás de aterros, a maioria ainda em fase de implementação. A Tabela 3.5 resume as principais iniciativas para geração de energia com a utilização de biogás de aterro no Brasil.

Tabela 3.5. Estado Atual da Geração de energia com RSU no Brasil.

Aterro	Início de Operação	Vida útil	Situação	Recepção de RSU	Capacidade de Geração Instalada	Capacidade de Geração Atual	Créditos de carbono
Aterro Bandeirantes São Paulo, SP	1978	28 anos	Fechado	Recebeu 30 Mton	22 MW	20 MW	6,4 Mton de CO <sub>2</sub> eq.
Aterro São João São Paulo, SP	1992	17 anos	Fechado	Recebeu 27,9 Mton	24,64 MW	21,6 MW	11 Mton de CO <sub>2</sub> eq.
Aterro Essencis Caieiras, SP	2002	60 anos (estimada)	Aberto	6000 ton/dia	Atualmente: • Fornecimento de gás a indústrias locais; • Geração de energia para uso interno; • Iluminação interna utilizando postes a gás.		7 Mton de CO <sub>2</sub> eq. (parcial)
Aterro Novagerar Nova Iguaçu, RJ.	2003	25 anos (estimada)	Aberto	1500 ton/dia.	Previsão para 10 MW de geração de eletricidade, em módulos de geração.		3 Mton de CO <sub>2</sub> eq. (parcial)
Aterro Marca Cariacica, ES	1995	s/ info.	Aberto	700 ton/dia.	Expectativa de capacidade final de 10 MW. Geração em módulos.		4,9 Mton de CO <sub>2</sub> eq. (21 anos)
Aterro Lara Mauá, SP	1987	27 anos (estimada)	Aberto	1500 ton/dia.	Expectativa de capacidade final de 10 MW. Geração em módulos.		s/ info.
Asja BH Belo Horizonte, MG	1975	34 anos	Fechado	4000 ton/dia no final da operação	430 kW (a serem instalados). Apenas para consumo interno até o momento		6,7 Mton de CO <sub>2</sub> eq. (15 anos)

Infelizmente, não existem experiências comerciais em grande escala da incineração combinada com recuperação energética. Até o momento, as aplicações da incineração se restringem ao processamento de resíduos perigosos e de alto risco, industriais, hospitalares e aeroportuários, e pouco tem sido efetivamente realizado no que se refere à reciclagem da energia contida. O único caso brasileiro incineração para energia é o da planta-piloto da USINA VERDE localizada no campus da UFRJ na ilha do fundão, Rio de Janeiro.

A USINA VERDE produz 440 kW de energia elétrica tratando 30 toneladas de lixo diárias, o que resulta em aproximadamente 0,3 MWh/t incinerada, valor baixo comparado aos padrões internacionais, porém, considerável, levando em conta a pequena capacidade da planta e a falta de experiência tecnológica do país (Usina Verde, 2010).

### 3.4. Análise do Ciclo de Vida – ACV

A ACV consiste na reunião e na avaliação das entradas e saídas e dos potenciais impactos ambientais de um sistema de produto por todo seu ciclo de vida. O ciclo de vida compreende os estágios consecutivos e interligados de um sistema de produto, desde a aquisição ou geração por recursos naturais das matérias primas até a disposição final (ISO 14044, 2006). A ISO 14044 (2006) define o termo produto como qualquer bem ou serviço tangível ou intangível. A Figura 3.10 abaixo mostra uma representação esquemática do ciclo de vida de um produto.

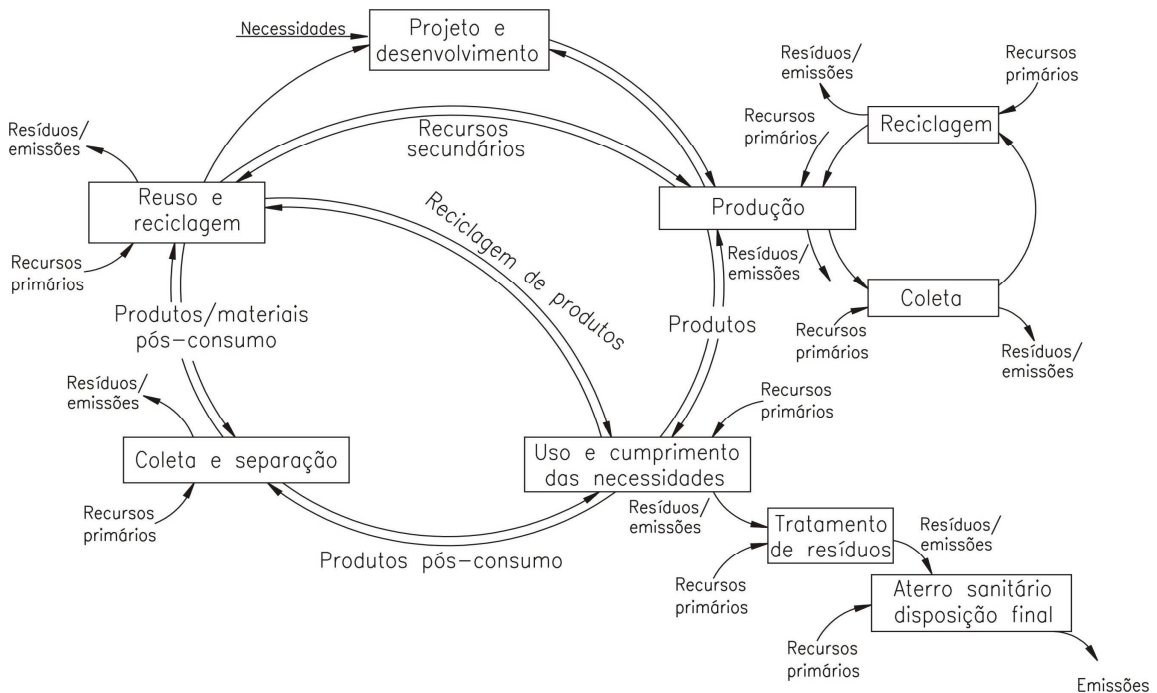


Figura 3.10. Representação esquemática do ciclo de vida de um produto (Rebitzer *et al.*, 2004).

Silva (2005) conceitua a ACV da seguinte maneira: “Ferramenta da gestão ambiental que avalia o desempenho ambiental de produtos ao longo de todo o seu ciclo de vida, desde a

obtenção dos recursos naturais até a disposição final, passando por todos os elos industriais da cadeia produtiva e pela distribuição e uso dos mesmos”.

Silva (2006b) *apud*: Ribeiro (2009) apresenta o conceito de ciclo de vida como: “o conjunto de todas as etapas necessárias para que um produto cumpra sua função, desde a obtenção dos recursos naturais usados na sua fabricação até sua disposição final após o cumprimento da função”.

No passado, os impactos ambientais eram associados essencialmente à produção industrial, como fontes pontuais de diferentes emissões. Na ACV, o problema ambiental é associado ao produto, com suas consequências ambientais sendo avaliadas do “Berço ao Tumulo” (Sundqvist, 1999).

Quando um problema é analisado pela inteligência da ACV, a responsabilidade dos aspectos ambientais<sup>5</sup> fica associada à necessidade do produto, ou seja, a sua função. O cumprimento de determinada função por um bem ou serviço compreende a sua produção, uso e descarte (Ciclo de vida), os quais implicam na extração de recursos bióticos e abióticos escassos, emissões ao ambiente, e na necessidade de outros produtos com seus próprios ciclos de vida e aspectos ambientais, e assim sucessivamente.

Portanto, o enfoque da ferramenta está justamente na função do produto em questão. Isto significa que ela pode ser usada para comparar bens e serviços diferentes, porém que realizam a mesma função. Por exemplo, pode-se usar a técnica de ACV para comparar os aspectos ambientais do ciclo de vida de lâmpadas incandescentes e fluorescentes. Seus ciclos de vida são distintos, entretanto desempenham a mesma função, que é a de iluminar um determinado local por um período de tempo definido.

No caso deste trabalho a função dos serviços analisados é a de dar destinação a uma quantidade definida de massa de RSU gerada em uma cidade, com ou sem geração de um produto secundário, a eletricidade. Sistemas de gestão de RSU são diferentes, mas a função de seus ciclos de vida é a mesma.

---

<sup>5</sup> Correntes de matéria e de energia que entram e emissões atmosféricas, efluentes líquidos, resíduos sólidos e emissões não materiais que saem do sistema de produto (Ribeiro, 2009).



Existem duas normas ISO aplicadas a ACV que são usadas como guia para execução deste trabalho:

- ISO 14.040: Environmental management – Life Cycle Assessment – Principles and framework (ISO 14040, 2006).
- ISO 14.044: Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines (ISO 14044:2006).

As normas acima substituíram as normas ISO 14040:1997, ISO 14041:1998, ISO 14042:2000, e a ISO 14043:2000.

A primeira define os principais termos e descreve os princípios gerais para as etapas da ACV, que são: definição de objetivo e escopo; análise do inventário, avaliação de impactos; e interpretação. A segunda norma explicita os requisitos e as diretrizes para os estudos de ACV e para as quatro etapas da ferramenta.

No Brasil a ACV foi difundida através da internalização das normas da família ISO 14040, editadas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), pelo desenvolvimento de estudos tanto de aplicação como de aprimoramento da ACV para as condições brasileiras, realizados por universidades e centros de pesquisas e pela criação da Associação Brasileira do Ciclo de Vida (ABCV) em 2003 (Rocha, 2009).

As duas normas brasileiras publicadas pela ABNT, em vigor, que dispõem sobre ACV, são as seguintes:

- ABNT NBR ISO 14040:2009 – Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura.
- ABNT NBR ISO 14044:2009 – Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações.

A disposição final dos resíduos é inerente a qualquer ACV de um produto, afinal, a vida de todo o produto se completa no “túmulo”. Este “túmulo” nada mais é que seu destino final, o momento em que ele deixa de executar sua função e gera emissões de massa e energia no ambiente através, por exemplo, de um aterro ou incinerador. Deste modo, conhecer os impactos causados na disposição final é indispensável na maioria das ACVs. Por exemplo, considerando o ciclo de vida de garrafas pet, há diferença entre considerar como tumulo um

sistema de reciclagem ou a disposição inadequada em corpos da água, a qual poderá gerar maiores impactos ao ambiente analisado.

Os praticantes de ACVs tendem a ver o “túmulo” como o momento que um item se torna, ou é percebido como, sem valor e é descartado. O túmulo do resíduo é alcançado quando seu valor é restaurado em energia, material útil, ou quando é transformado em emissões para o ar, água e solo (i.e. CO<sub>2</sub> e chorume), ou em material inerte aterrado (Özeler *et al.* 2006).

Segundo Sundqvist (1999), a ACV de sistemas de gerenciamento de RSU tem duas diferentes aplicações:

- Estudar certos tipos de componentes no lixo. Por exemplo, existem estudos comparando a energia recuperada para embalagens de papel ou de plástico de diferentes métodos de reciclagem de materiais. Nestes casos, apenas parte marginal da massa total de resíduo urbano foi compreendida.
- Estudo de diferentes sistemas de manejo de lixo, por exemplo, comparando aterros sanitários com incineração. Neste caso o estudo compreende toda a massa do lixo.

A estrutura metodológica deste trabalho tem como base os princípios definidas pelas normas ISO citadas anteriormente. As fases são ilustradas na Figura 3.11 abaixo e descritas no próximo capítulo, sobre a metodologia aplicada neste estudo.

A maneira de lidar com o problema difere um pouco do modo que um produto é tratado em uma ACV convencional. Afinal, os aspectos ambientais não estão associados a um produto, mas sim a um sistema como um todo. Entretanto, de modo categórico, a responsabilidade (ou a alocação dos impactos) deve ser atribuída à massa de resíduos que entra no sistema e não ao sistema de tratamento propriamente dito. Este lixo foi gerado por uma necessidade de produtos, por vezes desnecessários, da sociedade. Por este motivo, as políticas de gerenciamento integrado dos RSU devem estar focadas primeiramente na redução, na reutilização, reciclagem e finalmente na disposição final adequada.

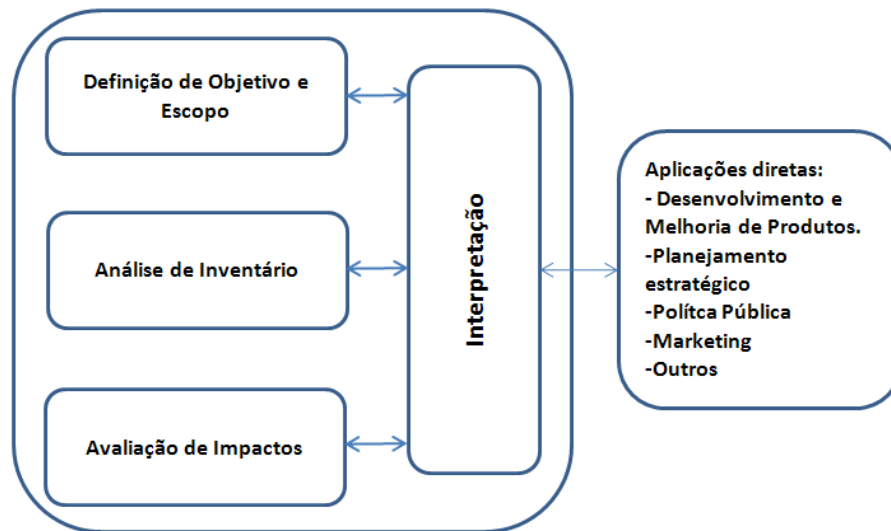


Figura 3.11. Fases da ACV (ISO 14040, 2006)

A ACV tem suas raízes na década de 60, quando cientistas começaram a se preocupar com a depleção dos combustíveis fósseis. Inicialmente ela foi desenvolvida para compreender os impactos do consumo de energia. Alguns anos depois, modelos globais foram usados para prever os efeitos do rápido crescimento populacional nos recursos finitos de matérias-primas e energia. Os resultados, que mostravam uma rápida diminuição dos recursos e suas implicações no clima global, produziram um interesse em cálculos energéticos mais detalhados de processos industriais. Em 1969, o Midwest Research Institute iniciou o estudo da Coca-Cola para determinar qual tipo de envasamento gerava menos emissões para o ambiente e que consumia menor quantidade de matéria prima e energia (Svoboda, 1995).

Quando os resíduos sólidos se tornaram um problema global no final dos anos 80, o método de ACV começou a ser usado para analisar a questão. Em 1990, por exemplo, um estudo de ACV comparou a energia e os impactos ambientais entre as sacolas de papel e as de plásticos usadas em supermercados. Um estudo semelhante comparava fraldas descartáveis e as laváveis de pano (Council for Solid Waste Solutions, 1990).

A partir de 1993, com a criação do Comitê Técnico TC 207 da ISO, em especial o subcomitê SC05, a ISO iniciou o processo de elaboração das normas sobre ACV, dividindo o trabalho entre cinco grupos (Ribeiro, 2009). Em junho de 1997 a primeira norma da ISO sobre ACV (ISO 14040) foi publicada internacionalmente. Em novembro de 2001 é lançada

pela ABNT a tradução da primeira norma da ISO da série 14040 (NBR ISO 14040), fazendo com que empresas e instituições brasileiras passassem a ter interesse pela ACV e utilizassem, desde então, essa ferramenta como uma técnica para avaliação de seus processos produtivos sob o ponto de vista ambiental.

Em novembro de 2004, na cidade de São Paulo, foi realizado o evento “Estratégias para a consolidação da ACV no Brasil” organizado pela ABCV e pelo Instituto EKOS Brasil. Nesse evento, que contou com a participação de 22 membros da indústria, academia, governo e órgãos de consultoria, se deu a criação de um projeto para a construção do banco de dados brasileiro em apoio aos estudos da técnica. O projeto brasileiro envolve três requisitos essenciais: a capacitação de recursos humanos no que se refere à ACV; a disponibilidade de dados genuinamente brasileiros para compor o banco de dados; e o comprometimento de segmentos econômicos (Ribeiro, 2009).

Diferentes tipos de organizações no mundo têm adotado a ACV, os quais a levam a um contínuo desenvolvimento. Seus resultados são utilizados, principalmente, para etiquetagem e certificação de produtos e como insumo a tomada de decisão para os setores públicos e privados. A ACV se tornou uma importante ferramenta para a compreensão dos impactos de suas ações no ambiente e mostra os caminhos a serem tomados para o desenvolvimento de uma cadeia produtiva que visa os ideais da sustentabilidade.

### **3.4.1. Definição do Objetivo e do Escopo**

Segundo a ISO 14044 (2006) os objetivos de uma ACV devem ser declarados sem ambiguidades. Nele os seguintes pontos devem ser esclarecidos: a aplicação pretendida; as razões para conduzir o estudo; o público a que os resultados se destinam; e se os resultados serão usados em análises comparativas declaradas ao público. Segundo a mesma norma, resumidamente, o escopo do estudo deve descrever os itens: função; unidade funcional; fluxo de referência; limites do sistema.

A ACV como ferramenta de gerenciamento de RSU geralmente avalia o desempenho de diferentes cenários para prover resultados quantitativos, que são usados na facilitação da compreensão do problema e na tomada de decisão. Seus objetivos variam dos genéricos, por exemplo, testando a validade da hierarquia do lixo (Reduzir, reutilizar e reciclar

respectivamente), ou específicos, comparando o desempenho ambiental de vários sistemas em uma comunidade particular. Alguns focam em determinar a opção com menor custo ambiental, econômico e energético. Outros usam estudos de caso para examinar as utilidades dos modelos de ACV e revelar as possibilidades e as limitações de ligá-los a informações econômicas (Cleary, 2009).

#### **3.4.1.1. Função, unidade funcional e fluxo de referência.**

Segundo a ISO 14040 (2006), um estudo de ACV deve especificar claramente a função do sistema a ser estudado. A função determina a contribuição objetiva do produto no contexto em que ele está inserido, com definidas características de desempenho.

A unidade funcional é uma medida base do desempenho do sistema de produto, que constitui a referência para a qual as entradas e as saídas são relacionadas. Esta referência é necessária para assegurar que a comparabilidade dos resultados da ACV seja realizada em uma base comum, sendo particularmente crítica quando diferentes sistemas são avaliados.

Por exemplo, na ACV não se compara um quilograma de carvão com um quilograma de óleo combustível ou de lenha para a produção de eletricidade, mas sim o quanto é necessário de cada combustível para a produção de 1 kWh de energia elétrica. Uma atribuição na análise do inventário fornece a estrutura total para os fluxos do sistema que são associados a uma quantidade específica da unidade funcional. Assim, a unidade funcional permite que sistemas diferentes possam ser tratados com funcionalidades equivalentes (Seye, 2003).

A unidade funcional é fundamental para se compreender os resultados da ACV (Rebitzer *et al.* 2004). Também para as ACV's dos RSU, deve-se assegurar que todas as emissões para o ambiente sejam baseadas em entradas idênticas para cada sistema avaliado. As unidades funcionais devem ser associadas igualmente aos produtos gerados durante o tratamento do RSU (i.e. eletricidade, calor e adubo). Normalmente, as unidades funcionais usadas nestes estudos são variantes da tonelada de RSU tratada em um determinado período (Cleary, 2009).

Finalmente, o fluxo de referência é a quantidade de produto necessária para justificar a função na medida estabelecida pela unidade funcional. A Tabela 3.6 apresenta um exemplo claro do estabelecimento de função, unidade funcional e fluxo de referência.

Tabela 3.6. Exemplo de função, unidade funcional e fluxo de referência (SILVA, 2003 *apud*: Ribeiro, 2009).

Produto	Função	Unidade funcional	Desempenho dos produtos	Fluxo de referência
Xícara de plástico	Servir doses de café	1000 doses de café	1 dose / xícara	1000 xícaras
Xícara de porcelana	Servir doses de café	1000 doses de café	100 doses / xícara	10 xícaras

### 3.4.1.2. Definição dos limites do sistema

A definição dos limites do sistema determina as unidades de processo que serão incluídas no interior da ACV. A seleção dos limites deve ser consistente com os objetivos do estudo (ISO 14044, 2006).

Na metodologia ACV, do berço ao túmulo, as entradas em cada processo são consideradas desde o ponto em que são extraídos os recursos da natureza, sendo as saídas seguidas até a descarga final do resíduo no ambiente. Geralmente, este procedimento é impraticável em um trabalho de ACV porque um estudo que se proponha analisar um produto ao longo de todo o seu ciclo de vida poderia acabar se tornando impreciso e pouco conclusivo, em função da indisponibilidade de dados confiáveis para todas as operações envolvidas, tornando-se bastante dispendioso, tanto em termos de custo, quanto de tempo. Por esta razão, as fronteiras devem estar claramente identificadas, considerando os limites em relação ao ambiente e demais sistemas e subsistemas envolvidos, promovendo, conseqüentemente, a delimitação dos processos, fluxos e operações sujeitos à compilação na etapa do inventário, assim como das classes de impactos prioritárias para o contexto da análise (Rocha, 2009).

O estabelecimento das fronteiras do estudo é feito no início da fase de definição do objetivo e escopo. No entanto, a fronteira final do sistema é definida efetivamente somente quando informações suficientes foram coletadas durante a análise de inventário. Assim, se alguma parte do ciclo de vida do produto não foi estudada esta exclusão deve estar bem clara no relatório. Preferencialmente deve-se descrever o sistema técnico com um fluxograma que contém todos os processos elementares incluídos no estudo (Coltro, 2007).

### **3.4.1.2.1. Alocação**

Situações que requerem critérios de alocação ocorrem em estudos de ACV quando os ciclos de vida de produtos diferentes estão interligados. Pode-se citar como exemplos de ciclos de vida interligados a produção de queijo e leite, suco de laranja e ração para gado, óleo diesel e gasolina (Coltro, 2007). A ISO 14044 (2006) define alocação como a divisão dos fluxos de entrada e saída de um processo ou um sistema de produto entre o produto em estudo e um ou mais produtos.

Quando estas situações ocorrem, recomenda-se que a fronteira do sistema seja expandida de modo que os co-produtos sejam incluídos no estudo ou o nível de detalhes do ciclo de vida seja ampliado, o que ajuda na identificação de dados relevantes que são específicos do produto (ISO 14044, 2006).

Se nenhum dos procedimentos for aplicável, deve-se empregar um método de alocação para dividir as cargas ambientais entre os diversos co-produtos. Esta divisão pode ser feita com base em:

- Alocação física, ou seja, todas as alterações quantitativas nos produtos ou em suas funções são correlacionadas com mudanças nos fluxos de entrada e saída do sistema;
- Alocação econômica, isto é, divisão baseada no valor econômico dos produtos obtidos como reflexo de seus preços relativos.
- A alocação econômica tem sido adotada preferencialmente, uma vez que a produção de um produto com alto valor agregado é a motivação principal da sua produção.

### **3.4.4. Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV)**

Dentro da ACV, a elaboração do Inventário do Ciclo de Vida é a etapa mais crítica. O ICV visa listar os dados de emissões de cada sistema de tratamento, realizar balanços energéticos, além de definir entradas e saídas de materiais ou produtos. Dado a importância do inventário, suas limitações refletirão em todo o trabalho.

Em termos conceituais, pode se dizer que o inventário é simplesmente um balanço de massa e energia. Porém, das quatro etapas que constituem a metodologia de um estudo de

ACV, a elaboração do ICV é a mais dispendiosa em termos de tempo e de recursos financeiros (Ribeiro, 2009).

As informações do inventário são caracterizadas por vários elementos, como por exemplo, o ano de coleta de dados, representatividade tecnológica e geográfica e sua precisão, etc. Dessa forma, a exatidão das informações determina diretamente o grau de certeza e confiança dos resultados. O inventário ideal deveria compreender toda complexidade da natureza a ponto de dizer com segurança todos os impactos dos processos tecnológicos sobre o meio ambiente. Porém, a ciência atual está longe de conseguir tal feito, por isso considera-se a ACV como um esboço limitado da realidade (Peereboom et al., 1999).

Estruturalmente o inventário consiste no levantamento das entradas e saídas de materiais e energia definidas no sistema. Após a coleta, os dados devem ser processados em relação à unidade funcional e o fluxo de referência, assim tem-se como resultado, por exemplo, o total de emissões de GEE por tonelada de lixo processada dentro da esfera tecnológica considerada.

Todos os fluxos de saída do sistema e dos subsistemas devem ser seguidos até a sua liberação para o ambiente ou para outros sistemas de produto, não se esquecendo de incluir no sistema todas as operações de transporte. A imposição ou a determinação de fronteiras entre o sistema e o ambiente é tema de controvérsias. Alguns estudos consideram que o ser humano está incluso no meio ambiente, enquanto outros não. Dessa forma, dependendo da delimitação adotada, um efeito na saúde humana pode ou não estar sendo considerada em uma dada avaliação (Seye, 2003).

McDougall *et al.* (2001) *apud*: Reichert (2007), elencou as principais considerações de um ICV para sistemas de gerenciamento de RSU. Nota-se que, devido à importância do ICV, alguns dos propósitos se confundem com a própria ACV, ou seja:

- Prever o desempenho ambiental de um sistema de gerenciamento integrado de resíduos sólidos. Como não estão disponíveis dados para todas as partes do Ciclo de Vida, dados genéricos são frequentemente usados (tipicamente valores médios) e o resultado do inventário não será 100 % exato.
- Ajudar a clarear os objetivos do sistema de gerenciamento de resíduos, permitindo a tomada de decisões sociais e políticas com mais objetividade.



- Permitir a realização de cálculos para diferentes cenários hipotéticos através do uso de modelos computacionais, comparando as cargas ambientais e custos econômicos.
- Proporcionar informação sobre métodos de manejo de resíduos sólidos que possam ser utilizadas em estudos de ICV de produtos e embalagens individuais.
- Proporcionar uma avaliação econômica do sistema de GIRS utilizando os mesmos limites do sistema que o ICV, assegurando, desta maneira, que os dois conjuntos de dados possam ser analisados em paralelo.

### **3.4.5. Avaliação do impacto do Ciclo de Vida (AICV)**

A Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) é a terceira fase da ACV. Seu propósito é prover informações adicionais para auxiliar a compreensão dos resultados do ICV. Os padrões internacionais cobrem dois tipos de estudos: Estudos de ACV e estudos de ICV. Estudos de ICV são similares aos estudos ACV, porém a parte de AICV é excluída (ISO 14040, 2006).

Na AICV trabalham-se os dados do inventário de modo a torná-los compreensíveis ao público ao qual a ACV é destinada, respondendo-se a questão: O que isto significa? Para respondê-la, a AICV usa os resultados do ICV e os divide em categorias de Impacto ambiental. Por exemplo, a emissão de gases que destroem a camada de ozônio (i.e., CFC's) é vinculada a categoria de impacto: depleção da camada de ozônio. Já o consumo de recursos minerais escassos é ligado à categoria depleção de recursos abióticos, e assim sucessivamente.

Para cada categoria de impacto, um indicador é selecionado e seu resultado é calculado. O indicador é a unidade base para a categoria de impacto em questão. Para aquecimento global, por exemplo, temos a massa de CO<sub>2</sub> em termos equivalentes. A reunião dos resultados dos indicadores das categorias selecionadas provê a informação sobre os problemas ambientais associados às entradas e saídas do sistema (Pennington *et al.*, 2004).

Assim, na ACV, os impactos potenciais são definidos como as consequências causadas pelos fluxos de entrada e de saída de um sistema na saúde humana, plantas e animais, ou a disponibilidade futura dos recursos naturais. Em termos de estrutura a AICV é composta por duas classes: elementos obrigatórios e elementos opcionais (Figura 3.12 a seguir).

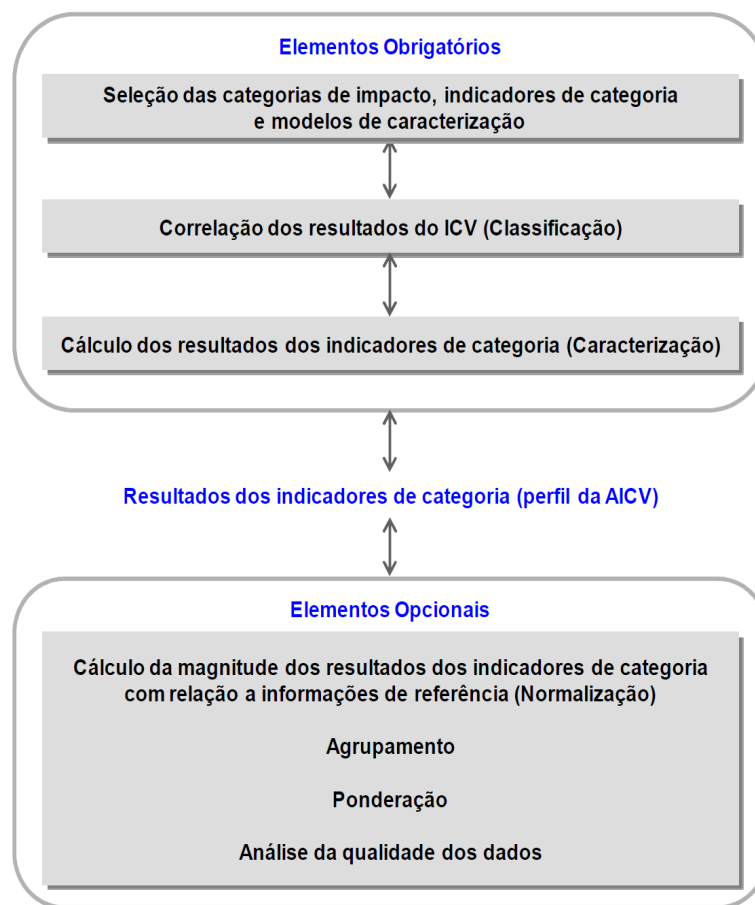


Figura 3.12. Elementos obrigatórios e facultativos da AICV (ISO 14040, 2006).

A ISO 14044 (2006) recomenda que a fase AICV seja planejada para se atingir a meta e o escopo da ACV. Ela deve ser coordenada com as outras fases e as fontes de incerteza devem ser levadas em consideração na apresentação dos resultados.

Abaixo se apresenta um fluxograma exemplificando a metodologia de execução da AICV (Figura 3.13).

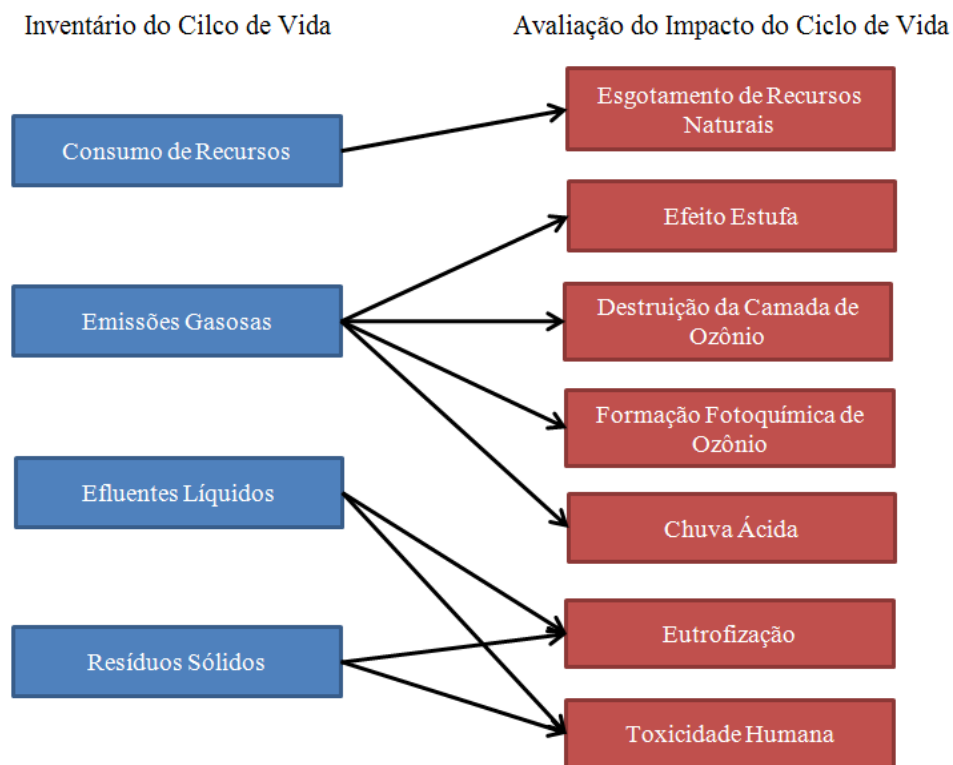


Figura 13.3. Exemplo representativo da metodologia de AICV (Adaptado de Silva, 2006c)

### 3.4.5.1. Seleção, Classificação e Caracterização:

Estes são os elementos principais e obrigatórios de uma AICV. A seleção corresponde à escolha das categorias de impacto (i.e. toxicidade humana, acidificação). Esta escolha deve estar ligada a objetivo e ao escopo do trabalho. As categorias de impacto selecionadas devem refletir o perfil ambiental do sistema em estudo (ISO 14040, 2006).

De acordo com Cleary (2009), a etapa de seleção nas ACVs de RSU nos trabalhos de ACVs de sistemas de GRSU, revisados pelo autor, é normalmente realizada de maneira subjetiva. Embora os trabalhos compreendam comumente categorias como aquecimento global, acidificação, eutrofização de águas superficiais e depleção de recursos.

A etapa de classificação relaciona os aspectos identificados no ICV às categorias de impactos selecionadas. Naturalmente, determinadas substâncias podem atuar simultaneamente em mais de uma categoria. A ISO 14044 (2006) diz que a transferência dos dados do ICV

para as categorias deve considerar os seguintes pontos, salvo disposição em contrário ao objetivo e escopo:

- a) Transferência dos resultados do ICV que são exclusivos a uma categoria de impacto;
- b) Identificação dos resultados do ICV que se relacionam a mais de uma categoria de impacto, incluindo:
  - Distinção entre mecanismos paralelos (i.e. o SO<sub>2</sub> é distribuído entre as categorias de impacto toxicidade humana e acidificação).
  - Transferência para mecanismos em série (i.e. os NO<sub>x</sub> podem ser classificados para ambas as categorias: formação de ozônio de baixa altitude e acidificação)

A Tabela 3.6 a seguir mostra um exemplo de classificação.

Tabela 3.6 – Exemplo de classificação dos impactos ambientais (Yokote, 2003).

Categorias de impacto	Recursos		Emissões				Efluentes		
	Cobre	Petróleo	CO <sub>2</sub>	C <sub>x</sub> H <sub>y</sub>	NO <sub>x</sub>	NH <sub>3</sub>	CFC-12	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>
Esgotamento de recursos energéticos	-	+	-	-	-	-	-	-	-
Esgotamento de recursos materiais	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Mudança climática	-	-	+	-	-	-	+	-	-
Oxidação fotoquímica	-	-	-	+	-	-	-	-	-
Toxicidade humana	-	-	-	-	+	+	-	+	-
Acidificação	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Eutrofização	-	-	-	-	+	+	-	+	+
Degradação da camada de ozônio	-	-	-	-	-	-	+	-	-
Ecotoxicidade aquática	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Finalmente, a caracterização envolve a reunião dos resultados da classificação dentro de cada categoria de impacto e sua conversão para unidades comuns (indicadores de categoria), o que resulta em um único índice numérico por categoria. Enquanto que na classificação relacionamos qualitativamente o inventário com as categorias de impacto, na caracterização relacionamos quantitativamente (Yokote, 2003).

Este passo é realizado mediante ao uso de fatores de caracterização (ou equivalência) (ISO 14044, 2006). Segundo Galdiano (2006), existem diversos modelos ambientais sendo desenvolvidos para este propósito, os quais estabelecem meios de tratar as diferenças locais.

Estes modelos fornecem os fatores de equivalência que indicam quanto determinada substância contribui para o impacto, comparando com a substância de referência.

Diferentes metodologias de AICV foram desenvolvidas: os pesquisadores tem frequentemente atualizado e renovado seus métodos de AICV e então lançado novas versões (por exemplo, a metodologia utilizada neste trabalho a CML 2000, é uma atualização da CML 1992). Em alguns casos diferentes grupos de pesquisadores colaboraram para o desenvolvimento de novas metodologias, por exemplo, a método de avaliação de impacto IMPACT 2002+ foi realizado com base nas metodologias CML 2001 e Eco-Indicator 99 (Pizzol *et al.* 2010).

Como importante questão a ser salientada, tendo em vista a possibilidade de omissão de alguns dados espaciais, temporais, climáticos e até mesmo culturais, não cabe à avaliação de impactos identificar, medir ou predizer impactos reais, assim como possíveis impactos futuros, consistindo, particularmente, em uma comparação relativa entre indicadores ambientais. Os impactos reais caracterizam-se pela possibilidade de ocorrência, implicando em riscos para saúde humana e ecossistemas, enquanto os impactos potenciais vinculam-se a uma série de circunstâncias, nem sempre prováveis (Silva, 2005).

#### **3.4.5.2. Normalização, agrupamento e ponderação.**

A ISO 14040 (2006) define três elementos opcionais na AICV: normalização, agrupamento e ponderação. A normalização emprega informações de referência, enquanto o agrupamento e a ponderação empregam juízo de valores.

A normalização ou cálculo da magnitude tem por finalidade dar um melhor entendimento da grandeza do impacto potencial do sistema produtivo, além de auxiliar na análise de consistência e na comunicação da significância do indicador de impacto (ISO 14044).

O procedimento de normalização é feito pela divisão do resultado indicador de cada categoria de impacto por um valor de referência que pode ser (Ferreira, 2004):

- O total das emissões ou o uso de recursos para uma dada área (global, regional, nacional ou local).

- O total das emissões ou uso de recursos para uma dada área em uma base per capita ou medida similar.

A estrutura matemática da fase de normalização é a seguinte (Heijungs, 1996; *apud*: Ferreira, 2004):

$$N_j = \frac{S_j}{A_j} \quad (3.1)$$

Onde,

$N_j$  - representa o resultado normalizado do impacto na categoria de impacto  $j$ ;

$S_j$  - representa o resultado do impacto na categoria de impacto  $j$ ;

$A_j$  - representa o fator de normalização.

O agrupamento consiste em agregar as categorias de impacto em uma ou mais séries, ordenando em uma base nominal como emissões e recursos ou escala regional e global. Ou então ordenando segundo um determinado critério baseado em um juízo de valor. Pose-se seguir certos critérios para iniciar o agrupamento, baseados na meta e escopo: potencial de ameaça ecológica, reversibilidade do efeito, escala do efeito e preferência ambiental da população (Yokote, 2003).

A ponderação é um elemento opcional da fase de AICV, no qual são atribuídos pesos ou valores relativos aos indicadores normalizados. Estes pesos são fundamentados na sua importância ou relevância percebida. A ponderação é baseada em juízo de valores e não é moderada sobre valores científicos. Diferentes pessoas ou organizações podem ter diferentes preferências e, portanto, atingir resultados distintos (ISO 14044, 2006).

Os indicadores ainda precisam ser trabalhados dentro das realidades onde cada cadeia está instalada. Por exemplo, um sistema de produto instalado ao lado de uma floresta e que queima óleo com alto teor de enxofre provoca o impacto da chuva ácida na região, que é muito mais importante que o Efeito Estufa. O uso de indicadores combinados, e com pesos diferentes, pode se útil apenas para uma determinada região e não para outra. Cada região tem que ser avaliada e os pesos dados a cada indicador, fatalmente, deverão ser diferentes (Silva, 2008).

### **3.4.6. Interpretação dos resultados e avaliação de melhorias**

A interpretação é a fase da ACV onde as demonstrações do ICV e da AICV são combinados. A interpretação deve desenvolver resultados que são consistentes com o objetivo e o escopo, visando alcançar as conclusões e recomendações do trabalho (ISO 14040, 2006).

A fase de interpretação pode envolver o processo iterativo de análise crítica e revisão do escopo da ACV, assim como da natureza e da qualidade dos dados coletados de forma consistente com o objetivo definido. Ela dá condições de relacionar a ACV e outras técnicas de gestão ambiental, enfatizando o tamanho e os limites do estudo em relação aos objetivos e escopo. A norma ISO 14044 (2006) recomendada que a interpretação dos resultados da ACV contenha:

- A identificação dos itens mais significativos, baseado nos resultados de inventário e avaliação de impacto;
- Uma avaliação que considere checagens de integridade, sensibilidade e consistência;
- Conclusões, limitações e recomendações.

As etapas de definição do objetivo e escopo e interpretação dos resultados estruturam o estudo, enquanto que o inventário e a avaliação de impactos produzem informações sobre os sistemas. Os resultados das fases de ICV e AICV devem ser interpretados de acordo com o objetivo e escopo definidos. Além disso, a interpretação deve incluir a checagem da sensibilidade das entradas, saídas e escolhas metodológicas mais significativas a fim de facilitar o entendimento da incerteza dos resultados. A interpretação deve considerar, ainda, se o estudo foi coerente com as demarcações realizadas na etapa de definição de objetivo e escopo e as limitações identificadas em avaliações de qualidade e sensibilidade (PASSUELLO, 2007).





Foi o primeiro aterro em Minas Gerais licenciado pela FEAM (Fundação Estadual do Meio Ambiente), fato de grande relevância na época, o que promoveu a obtenção de fundos do ICMS ecológico para município.

O aterro iniciou suas operações em outubro de 1996, e tem fechamento previsto para 2016. Os sistemas de disposição e tratamento do lixo compreendem o aterro sanitário, lagoas de tratamento de chorume (lagoa anaeróbia, reator anaeróbio de fluxo ascendente e lagoa facultativa), e um pátio de compostagem (ver Figura 4.2). Ele recebe lixo domiciliar e comercial do município e também os restos de poda e capina. Sendo que os resíduos orgânicos da capina e poda de árvores na cidade, dos restaurantes e das empresas que fazem coleta seletiva são transformados em material orgânico no pátio de compostagem.



Figura 4.2. Imagem de satélite do Aterro Sanitário de Betim- MG (coordenadas: 579.786,22 m E; 7.786.474,23 m S, 23K) (Fonte: Google Earth, 2008)

O Sistema de impermeabilização é feito por meio da compactação da argila do solo local, já o sistema de escoamento pluvial, essencial para diminuir a vazão de chorume, consiste em canaletas ao redor das plataformas do aterro. O sistema de coleta de gás é feito com tambores de 200 litros perfurados e preenchidos com pedras de mão, estes são colocados acima do sistema de drenagem de chorume. Não existe aproveitamento do gás de aterro, o

biogás é queimado precariamente logo acima dos tambores que conduzem o gás. A análise realizada no biogás do aterro revelou um teor de 64 % de metano. A FEAM obriga a todos os aterros do estado a apresentar regularmente esta composição.

#### 4.1.1. Propriedades dos RSU e do Biogás

Neste item serão apresentadas as características dos RSU e do Biogás usados neste trabalho. Referentes ao estudo de caso.

A composição gravimétrica dos resíduos sólidos de um aterro mostra o percentual de cada componente em relação à massa total do lixo. É uma informação básica para o monitoramento e avaliação de projetos de recuperação energética do lixo. A obtenção dessa informação é dificultada pela inexistência de procedimentos padrões de amostragem, pela heterogeneidade dos resíduos sólidos e pela forma de disposição desses resíduos ou tipo de aterro, entre outros fatores. A última composição gravimétrica realizada no aterro foi em 2003. Na tentativa de melhorar a qualidade das informações para a execução deste trabalho, uma nova amostragem foi realizada em abril de 2009, obtendo-se os seguintes resultados:

Tabela 4.1. Composição gravimétrica dos RSU de Betim em 2009

Material	kg	%	Material	kg	%
Isopor	0,5	0,5%	Matéria Orgânica	58,9	53,5%
Papel	11,3	10,3%	Vidro	1,6	1,5%
Papelão	1,9	1,7%	Aço	0,5	0,5%
Plástico Duro	10,1	9,2%	Cobre + Fio	0,3	0,3%
Plástico Mole	7,1	6,4%	Alumínio	0,5	0,5%
Tecido	4,8	4,4%	Lata	1,2	1,1%
Papelão	0,9	0,8%	Pneu	1,0	0,9%
Polietileno	0,2	0,2%	Rejeitos	9,2	8,4%
Folha de alumínio	0,1	0,1%	<b>Total Amostra</b>	110,1	100,0%

Outra importante informação do RSU é sua composição elementar aproximada. Para encontrá-la, construiu-se, com informações da Tabela 4.1 e outras referências, a Tabela 4.2 abaixo.

Tabela 4.2. Informações sobre a composição elementar do lixo (referências no rodapé)

Material	Composição (% em massa) <sup>6</sup>	Umidade (% em massa) <sup>7</sup>	Composição Elementar % em massa (Base Seca) <sup>9</sup>					Cinzas	Fração <sup>8</sup> C <sub>fossil</sub>
			C	H	O	N	S		
Restos de Alimentos	21%	60%	48,0%	6,4%	37,6%	2,6%	0,4%	5,0%	0%
Papel	9%	10%	43,4%	6,0%	44,0%	0,3%	0,2%	6,0%	1%
Papelão	2%	10%	44,0%	5,9%	44,6%	0,3%	0,2%	5,0%	1%
Plásticos (Misturados)	16%	0%	60,0%	7,2%	22,8%	0,0%	0,0%	10,0%	100%
Poliestireno (Isopor)	0%	0%	87,1%	8,4%	4,0%	0,2%	0,0%	0,3%	100%
Borracha	1%	16%	70,0%	7,0%	0,0%	1,7%	1,3%	20,0%	20%
Tecidos	4%	10%	55,0%	6,6%	31,2%	4,6%	0,2%	2,5%	20%
Vidro	1%	0%	0,5%	0,1%	0,4%	0,1%	0,0%	98,9%	100%
Metais	2%	0%	4,5%	0,6%	4,3%	0,1%	0,0%	90,5%	100%
Rejeitos	8%	10%	3,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	97,0%	100%

Com estes dados pode-se calcular a composição elementar média dos RSU.

Tabela 4.3. Composição elementar aproximada dos RSU em Betim.

Composição elementar	C	H	O	N	S	Cinzas
% em massa s/ Umidade	28%	4%	18%	0,8%	0,1%	14%
Base seca c/ cinzas	43%	5%	28%	1,2%	0,2%	22%
Base seca s/ cinzas	54%	7%	34%	2%	0,2%	

A Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM) obriga os aterros do estado a apresentar regularmente a porcentagem de metano no biogás produzido pelo aterro. Esse valor, em abril de 2009, foi de 64% em volume. Este dado será usado no restante do trabalho. Infelizmente, não foram disponibilizados dados de outros meses e anos. Sabe-se que este valor não é constante, depende da composição do lixo, da temperatura, umidade e idade de cada célula de lixo.

<sup>6</sup> Em base seca

<sup>7</sup> Fonte: Tchobanoglous (1996)

<sup>8</sup> Porcentagem em massa de carbono de origem fóssil, fonte: IPCC (2006)

<sup>9</sup> Fonte: IPCC (2006)

O potencial de geração de energia está diretamente ligado à quantidade e à qualidade dos resíduos. No lixo de Betim nota-se uma alta porcentagem de materiais de origem orgânica, o que aumenta a capacidade do lixo de gerar biogás, pois estes são os materiais consumidos pelos microorganismos que produzem o gás. O poder calorífico é função da composição de resíduos e principalmente da umidade, a qual interfere negativamente no Poder Calorífico Inferior (PCI).

Os métodos mais usados para se determinar o poder calorífico dos RSU são os modelos matemáticos baseados na composição do lixo, ou os experimentais que utilizam as bombas calorimétricas. Questões sobre o tamanho das amostras usadas nestes experimentos vêm sendo discutidas, juntamente com a aplicabilidade dos modelos matemáticos.

O estudo de Kathiravale (2003) mostrou que os modelos matemáticos baseados na composição gravimétrica do lixo levam a um resultado mais satisfatório. Segundo a pesquisa isto ocorre devido aos tamanhos das amostras que cada método utiliza, amostras de composição gravimétrica utilizam de 200 – 300 kg, já a bomba calorimétrica algumas gramas, o que dificulta a análise de materiais muito heterogêneos como os RSU. Tendo isto em mente, optou-se por utilizar o modelo de Kathiravale (2003). Este modelo leva em consideração as porcentagens em massa dos materiais combustíveis presentes no lixo e seus conteúdos energéticos.

$$PCS = 112.157G_a + 183.683P_a + 288.737PI + 5064.701 \quad (4.1)$$

Onde,

PCS: Poder calorífico superior [kcal/kg]

Ga: Porcentagem em massa de Resíduos de Alimentos [%]

Pa: Porcentagem em massa de Papel [%]

PI: Porcentagem em massa de plásticos [%]

Assim, obtém-se o seguinte valor para o PCS:

$$PCS = 14.610[kJ / kg]$$

Para estabelecer o PCI do lixo deve-se conhecer sua umidade e composição elementar. Métodos experimentais para a determinação da umidade prevêem a secagem em estufa por

24h a 105 °C ou 48h a 75 °C. Para se determinar o PCI do lixo de Betim considerou-se as informações das Tabelas 4.2 e 4.3 e a seguinte equação, retirada de Cortez *et al.* (2008).

$$PCI = [PCS - \lambda(r + 0,009H)(100 - W) / 100] \quad (4.2)$$

Onde,

$\lambda$  = Calor latente da água [2310 kJ/kg]

W = umidade [% em massa]

H = Porcentagem de hidrogênio em base seca nos RSU [%].

Assim, obtém-se o seguinte valor para o PCI:

$$PCI = 7.981 [kJ / kg]$$

O PCI varia significativamente com a umidade. Uma umidade de 60% resultará em um PCI de 4.000 kJ/kg. Portanto, é indispensável em um projeto real ter a noção exata da variação da umidade do lixo durante o ano. A diferença entre PCS e PCI é a energia requerida para evaporar a umidade presente no combustível e a água de formação obtida a partir da oxidação do hidrogênio no combustível (Cortez *et al.*, 2008).

Um importante fator na incineração dos RSU é a necessidade ou não do uso de combustível auxiliar durante a operação da planta, ou seja, da capacidade do resíduo sustentar a combustão. Esta capacidade é crítica principalmente em países subdesenvolvidos, onde o lixo é rico em matéria orgânica (que contém alta umidade) e algumas porções combustíveis, como papéis e papelões, são retiradas do lixo por catadores informais. Para se ter uma ideia desta capacidade pode-se utilizar o diagrama abaixo (Figura 4.3). Ele mostra graficamente a capacidade energética dos RSU de acordo com as porcentagens de sólidos voláteis (energia química), umidade e cinzas, as duas últimas sem valor energético (UNEP, 2005).

Nota-se que o RSU de Betim está dentro da área de combustão auto-sustentada, com umidade de 35%, cinzas 14% e sólidos voláteis com 51%.

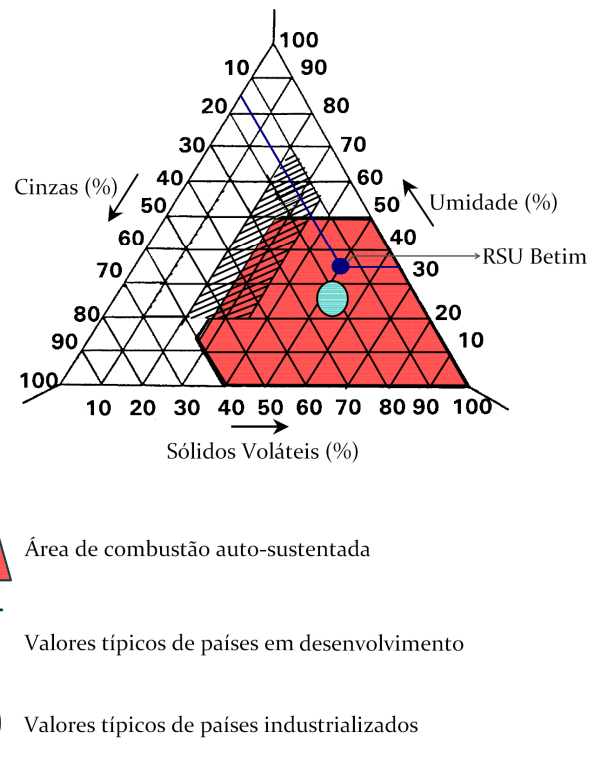


Figura 4.3. Características dos RSU em relação à combustão autossustentada (UNEP, 2005).

Vários métodos podem ser usados para se estimar a produção de metano em um aterro sanitário. Estes métodos variam entre si, não apenas em suas concepções, mas também na quantidade e qualidade dos dados requeridos. Alguns são baseados em produções de gases teóricas, enquanto outros em equações de decaimento de primeira ordem.

Para o cálculo do potencial de geração de biogás no aterro foi utilizada a metodologia sugerida pelo IPCC (1996). Tem-se as seguintes equações:

$$L_o = FMC \cdot COD \cdot COD_f \cdot F \cdot 16/12 \quad (4.3)$$

Onde,

$L_o$ : potencial de geração de metano do resíduo [ $m^3$  biogás/kg RSU]

FCM: fator de correção do metano [%]

COD: fração de carbono degradável [kg C/kg RSU]

COD<sub>f</sub>: fração de DOC dissolvida [kgC/kg RSU]

F: fração de metano no biogás

16/12 : conversão de carbono (C) para metano (CH<sub>4</sub>)

O fator de correção de carbono (FCM) avalia a qualidade do aterramento do lixo e considera o fato do resíduo aterrado de forma inadequada produzir menor quantidade de metano em relação àquele destinado a locais adequados, onde uma maior parte do lixo é decomposta em condições anaeróbias. Os valores recomendados pelo IPCC para este fator estão apresentados na Tabela 4.4.

Tabela 4.4. Fator de correção de metano para as condições do aterro

Tipo de local	FCM
Adequado	1
Inadequado - profundo (> 5m de lixo)	0,8
Inadequado - raso (< 5m de lixo)	0,4

Considerando que ocorreram melhorias no aterro com a instalação do sistema de geração de energia, e também para não subestimar os impactos pelas emissões de biogás, será considerado um FCM de 1 para o aterro. Locais adequados devem ter deposição controlada do lixo contando com material de cobertura, compactação mecânica e nivelamento do terreno (Ensinas, 2003).

O cálculo da quantidade de carbono orgânico degradável (COD), dado pela equação 5.4 abaixo, é baseado na composição do lixo e na quantidade de carbono em cada componente da massa de resíduo como apresentado em IPCC (1996). Na Tabela 5.6 são encontrados os valores de COD para diferentes componentes do lixo.

$$COD = (0,4 \cdot A) + (0,15 \cdot B) + (0,4 \cdot D) + (0,3 \cdot E) \quad (4.4)$$

Sendo:

A: fração de papel e papelão no lixo

B: fração de resíduos de parques e jardins no lixo

C: fração de restos de alimentos no lixo

D: fração de tecidos no lixo

E: fração de madeira no lixo

Tabela 4.5. Teor de carbono orgânico degradável para cada componente do lixo (IPCC, 1996).

Componente	COD [% m/m]
A) Papel e papelão	40
B) Resíduos de parques e jardins	17
C) Restos de alimentos	15
D) Tecidos	40
E) Madeiras	30

A fração de DOC degradável (DOC<sub>f</sub>) indica a fração de carbono que é disponível para a decomposição bioquímica, e pode ser obtida pela equação 4.5 a seguir:

$$COD_f = 0,014 \cdot T + 0,28 \quad (4.5)$$

Sendo: T = temperatura na zona anaeróbia [35 °C].

O restante do carbono é assimilado no material celular dos microorganismos durante a degradação da matéria orgânica. Finalmente, substituindo os valores anteriormente calculados tem-se:  $L_0 = 122,9 \text{ m}^3/\text{Mg}$  de RSU.

A vazão de metano, em  $\text{m}^3\text{CH}_4/\text{ano}$ , pode ser calculada com a equação de decaimento de ordem I. Neste método é considerado a geração de metano por uma quantidade de resíduo depositada em um determinado no durante os anos posteriores. Como a cada ano novas quantidades de resíduos são depositadas, a quantidade de metano gerada em um determinado ano será igual à geração do resíduo depositado no ano T somada às gerações dos resíduos depositados nos anos anteriores, referenciadas no ano T.

$$LFG = k \cdot R_x \cdot L_0 \cdot e^{-k(x-T)} \quad (4.6)$$

Onde:

LFG: Vazão anual de Metano [ $\text{m}^3\text{CH}_4/\text{ano}$ ]

K: constante de decaimento [adimensional];

RX: fluxo de resíduo no ano (t/ano);

X: ano atual;

T: ano de deposição do resíduo no aterro;



$t_{1/2}$  : tempo médio para 50% da decomposição [9 anos].

Para calcular a curva de geração de metano do aterro basta-se fazer à somatória dos resultados da equação 4.6 para cada ano de disposição no aterro. A Tabela 4.6 abaixo mostra a disposição de RSU no aterro ao longo dos anos. A partir de 2007 os dados foram estimados com base na produção de lixo per capita de Betim, 0,13 t/hab.ano, e a taxa de crescimento anual da população em Minas Gerais, 1,46 % (2001-2006).

A Figura 4.4 a seguir, mostra a curva de geração de gases. As curvas de biogás e dióxido de carbono foram determinadas pela equação dos gases perfeitos considerando o volume molar do metano como  $2,37E-02 \text{ m}^3$  por mol, 1,013 bar a pressão ambiente,  $20^\circ\text{C}$  a temperatura ambiente e  $8,21E-05 \text{ m}^3.\text{atm.K}^{-1}.\text{mol}^{-1}$  a constante universal do gases.

Tabela 4.6. Histórico de Deposição no aterro de Betim.

Ano	[t/ano]	Ano	[t/ano]	Ano	[t/ano]	Ano	[t/ano]
1996	2437	2002	48880	2008	56556	2014	61695
1997	26989	2003	45961	2009	57382	2015	62595
1998	35886	2004	47520	2010	58219	2016	63509
1999	39931	2005	50361	2011	59069	Total	1034039
2000	43857	2006	53414	2012	59932		
2001	43297	2007	55742	2013	60807		

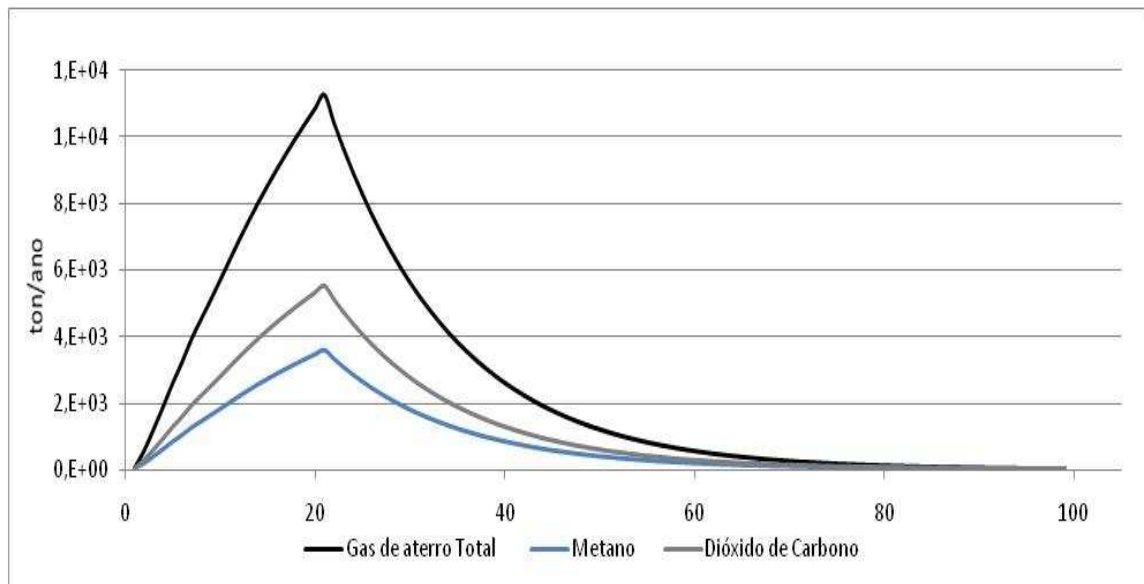


Figura 4.4. Geração de Gases no Aterro Sanitário.

## **4.2. Metodologia de ACV no trabalho**

### **4.2.1 Definição do Objetivo e do Escopo**

Neste estudo, serão estudadas algumas opções de tratamento e disposição final dos RSU com e sem a recuperação de energia. A proposta é analisá-las tecnicamente e ambientalmente, para que os resultados possam ser utilizados em futuros aprimoramentos, e decisões estratégicas de política pública, ou mesmo em investimentos privados.

Para isto, é utilizada a ACV, onde são comparados os aspectos ambientais do ciclo de vida da massa de RSU dentro dos limites dos diferentes sistemas considerados.

Um dos limitantes dos usuários da metodologia de ACV é a capacidade em obter informações sobre a realidade. É difícil conhecer completamente todos os processos naturais ou mesmo obter informações precisas sobre os processos tecnológicos, principalmente no caso deste trabalho, realizado em um país onde a preocupação com os impactos dos RSU no ambiente é incipiente. Tendo isto em mente, preferiu-se estudar os processos comuns de tratamento do lixo com geração de energia, que possuem mais quantidade e qualidade de informações, o que diminui a incerteza sobre os resultados. Estes sistemas foram divididos em 4 cenários, descritos detalhadamente no capítulo seguinte, tendo como base as tecnologias de incineração e de aterros sanitários.

#### **4.2.1.1 Função, unidade funcional e fluxo de referência.**

A função dos sistemas considerados é a de dar destinação final à massa de RSU gerada pela cidade de Betim (MG) no período de 1996 a 2016. A unidade funcional e o fluxo de referência do estudo compreende uma tonelada de lixo urbano com as características apresentadas no Item 4.1. Todos os fluxos de entradas e saídas e os resultados da AICV são calculados com base neste valor.

O estudo é baseado nesta unidade. Assim pretende-se responder a perguntas como: Qual sistema tem maior GWP por tonelada de lixo tratada? Portanto, é realizado um estudo de ACV que responda a esta questão. Desta maneira, é analisado o fluxo de 1 t de RSU ao

atravessar os limites dos sistemas estudados e sair na forma de emissões de massa e energia ao ambiente.

#### **4.2.1.2. Definição dos limites do sistema**

Finnvedenn (2005) faz algumas considerações que devem ser realizadas nas ACVs de sistemas de GRSU. Estas serão amplamente utilizadas neste estudo:

- O lixo tem que ser considerado como entrada no sistema e não como carga a montante.
- No sistema existem diferentes tipos de entradas e saídas desconhecidas e então não incluídas.
- Os aspectos ambientais da fabricação dos equipamentos não são incluídos no estudo. Como regra geral, esses produtos causam um décimo dos impactos quando comparados ao ciclo de vida total.

Os materiais usados na infraestrutura dos cenários (i.e. construção da planta de incineração e aterro sanitário) levam a geração de aspectos ambientais, pois todos eles têm seu próprio ciclo de vida. Esses aspectos são omitidos desta análise pois são considerados pequenos comparativamente aos aspectos primários. De acordo com McDougall et al. (2001) e Cleary (2009), as ACVs de sistemas de GRSU geralmente excluem essas variáveis considerando o explicitado acima, mas principalmente pela dificuldade de se obter os dados de infraestrutura, o que é o caso.

Neste trabalho a análise não é realizada do “berço ao túmulo”, pois se trata de uma análise parcial do ciclo de vida. Pode-se chamá-la de “portão ao túmulo”, onde o portão é a entrada frontal do sistema, aonde chegam os RSU. Deste modo, não serão considerados os aspectos ambientais referentes ao ciclo de vida da produção de cada componente presente na massa de RSU. A exclusão destas variáveis não irá afetar os resultados já que estes são idênticos a todos os cenários considerados, e o objetivo do trabalho é compará-los.

Este tipo de metodologia nem sempre pode ser aplicada. Para estudos que comparam a produção de um novo produto com o seu par reciclado, é imprescindível a noção dos possíveis impactos evitados pela não produção deste novo produto. Deste modo, por exemplo, comparam-se os aspectos ambientais recorrentes do processo de reciclagem de uma folha de

papel, com os aspectos da produção de uma nova folha. No final, seria possível dizer qual produto tem melhor desempenho ambiental, a folha nova ou a folha reciclada. Porém, neste caso, seria preciso conhecer da melhor maneira possível o ciclo de vida da folha de papel.

Abaixo é apresentada a Figura 4.5 para melhor compreensão dos limites considerados neste trabalho.

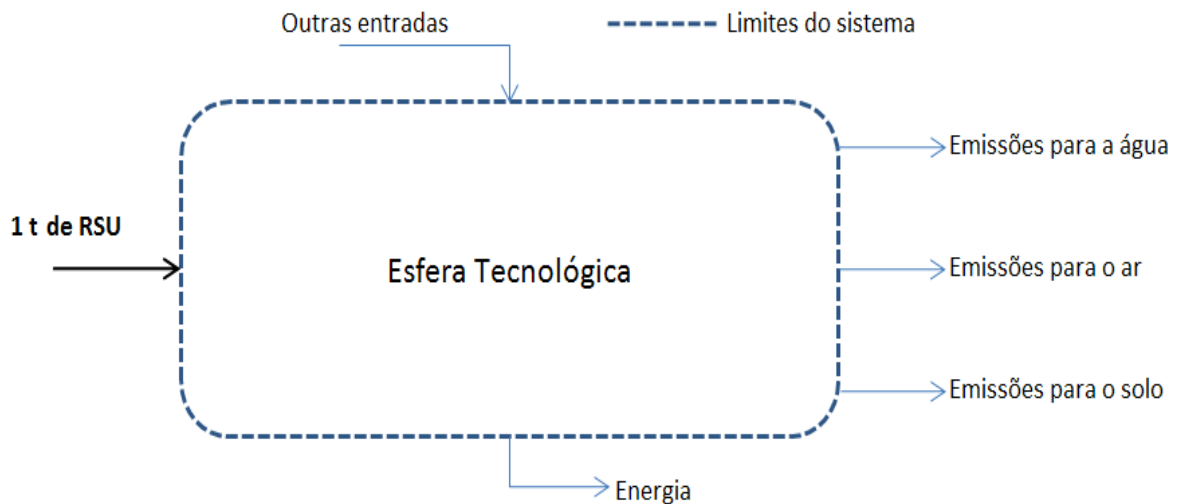


Figura 4.5. Limites dos sistemas considerados no Estudo

A unidade funcional, 1 tonelada de RSU, é estática em todos os sistemas analisados. O que diferencia os quatro cenários considerados é a esfera tecnológica. Quando ela é alterada, estão sendo modificadas as emissões para água, ar e solo. Assim, por exemplo, tem-se diferentes emissões  $SO_x$  por tonelada de lixo no Cenário 1 e no Cenário 2. Isto permite comparações diretas de resultados.

Impactos secundários decorrem dos insumos consumidos pelos sistemas, por exemplo, é necessário solo para cobertura do aterro, a necessidade deste insumo causou impacto em outro local, no caso, a depleção de um recurso natural.

Quando energia é recuperada dos resíduos evita-se o consumo de recursos naturais e a emissão de poluentes pela produção de uma nova quantidade de energia. Por exemplo, a energia gerada evita os impactos que seriam causados pela operação e construção de uma hidroelétrica ou de uma termoelétrica a gás natural. Deste modo, diferente das outras entradas e emissões, a energia é considerada como uma entrada negativa de aspectos ambientais na ACV.

Não serão considerados os impactos do sistema de coleta de lixo, já que, do mesmo modo, são idênticos em todos os cenários. Autores como Björklund (2000, *apud*: Mendes et al., 2003) e Finnveden, 2000, afirmam que o transporte tem importância limitada e não é um assunto chave para as ACVs de sistemas de tratamento de lixo.

Nos Capítulos 5 e 6 a seguir são mostrados com mais detalhes os limites considerados nos cenários abordados pela dissertação.

#### **4.2.2. Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV)**

Devido sua importância e extensão dentro do trabalho, os resultados do ICV para os sistemas considerados serão apresentados nos Capítulos 5 e 6 a seguir.

#### **4.2.3. Avaliação dos Impactos ambientais através do CMLA – 2000.**

Este trabalho usará como metodologia de AICV o CML 2 baseline 2000 v.2.03 (Chain Management by Life Cycle Assessment) que se encontra na base de dados do software Simapro 7.1.8. Este método foi desenvolvido na Universidade de Leiden (Holanda) pelo Centre for Environmental Science of Leiden University, tendo por princípio a utilização de indicadores referenciais. Os dados do inventário são convertidos em resultados na AICV a partir de fatores de caracterização ou equivalência, sendo posteriormente normalizados em relação a uma base de referência, gerando um único indexador dos impactos ambientais por classe de impacto, seguida de um índice ambiental para o sistema. Este método foi desenvolvido em 1992 e posteriormente atualizado em 2000. Os fatores de caracterização e normalização do CML-2000 podem ser encontrados no site: <http://www.cmlca.eu>.

##### **4.2.3.1. Categorias de Impacto selecionadas**

Abaixo, apresenta-se a descrição das categorias de impacto selecionadas para este estudo. Estas categorias estão presentes no CMLA 2000 e são recomendadas para uso em qualquer AICV (Boer, 2007). Estas categorias foram selecionadas de maneira a atingir o objetivo e o escopo deste estudo.

A Equação 4.1 mostra como os resultados (Indicadores) para cada categoria de impacto são calculados a partir dos dados do inventário, usando fatores de caracterização. Estes fatores são tipicamente a saída dos modelos de caracterização e são retirados da literatura, na forma de base de dados, bem como estão disponíveis em ferramentas de suporte à ACV disponíveis (Pennington *et al.*, 2004).

$$\text{Indicadores de categoria} = \sum_s \text{fator(es) de caracterização} \cdot \text{inventário(s) das emissões} \quad (4.7)$$

Onde  $S$  denota uma substância química qualquer emitida ao ambiente. Os dados de emissões do inventário são dados em termos da massa liberada para o ambiente. Os fatores de caracterização da Equação 4.1 expressam linearmente a contribuição de uma substância para uma categoria de impacto.

### **Depleção de Recursos Abióticos**

Esta categoria está relacionada com a extração de minerais e combustíveis fósseis pelas entradas no sistema. O conceito de depleção diz respeito à ideia de que as reservas de um recurso são exauridas pela atividade humana, de modo que o recurso não pode, em longo prazo, servir como recurso. Os impactos diretos da depleção de um recurso são (Ferreira, 2004):

- A redução na oportunidade de as futuras gerações obterem acesso ao recurso.
- A eventual pressão causada nos recursos que o substituem.
- A incapacidade de se prosseguir com atividades que dependem deste recurso.

O fator de caracterização para depleção abiótica é determinado por cada extração de minerais e combustíveis fósseis em kg Sb eq (kg de antimônio equivalente/kg de recurso extraído), baseado na concentração das reservas e na taxa de uso do recurso. Guinée (1995) desenvolveu potenciais de depleção dos recursos abióticos para muitos elementos utilizando o antimônio como elemento de referência. Os aspectos mais importantes na definição do problema de depleção dos recursos abióticos são a sua abundância (reservas) e a sua importância social (produção anual) (Ferreira, 2004).

### **Mudança Climática Global**

Esta categoria refere-se ao aumento da temperatura terrestre causada pelo aumento na concentração de certos gases na atmosfera. Estes gases, conhecidos como os Gases do Efeito

Estufa (GEE), refletem a radiação de ondas longas emitidas pela superfície da Terra, causando o aquecimento da baixa atmosfera. O fator de caracterização, desenvolvido pelo IPCC, é definido em relação ao potencial de aquecimento de um kg de CO<sub>2</sub> em GWP<sub>100</sub>, expresso em quilogramas de CO<sub>2</sub> equivalente por quilogramas de emissão (kg CO<sub>2</sub> eq/kg emissão), o número 100 diz respeito a um período de tempo de 100 anos (GWP<sub>100</sub>), o escopo geográfico é global (Goedkoop, *et al.* 2008).

Horizontes de tempos longos (100 e 5000 anos) são utilizados para o efeito cumulativo, enquanto horizontes de tempo curto (20 anos) traduzem uma indicação dos efeitos de curto prazo das emissões. As incertezas no GWP aumentam com a extensão do horizonte temporal (Graedel e Allenby, 1995).

### **Depleção da camada de Ozônio**

A camada de ozônio é uma camada natural da estratosfera (faixa que se estende entre 15 e 50 km de altitude) que funciona como um filtro, impedindo a passagem de raios ultravioleta provenientes do sol. Com a diminuição da concentração de ozônio na estratosfera, diminui-se a absorção destas radiações por esta camada, aumentando sua incidência sobre os sistemas biológicos a ela sensíveis. Algumas das consequências da destruição da camada de ozônio são: danos ao homem, tais como: catarata, câncer de pele, queimaduras, problemas no sistema imunológico. Além disso, também podem ser registrados danos à natureza como a diminuição da capacidade de realização da fotossíntese, ocasionando a redução no crescimento das plantas (Kiperstok *et al.*, 2002).

O modelo de caracterização leva em conta a emissão de substâncias nocivas à camada estratosférica de ozônio. Foi desenvolvida pelo World Meteorological Organization – WMO, que define o potencial de destruição da camada de ozônio para diferentes gases em relação ao Triclorofluormetano em kg de CFC-11 equivalentes. O escopo geográfico do indicador é global (Goedkoop, *et al.* 2008).

### **Toxicidade Humana**

A toxicidade humana é ocasionada pelas atividades antrópicas que emitem substâncias químicas tóxicas, as quais podem chegar a atingir o ser humano através das rotas de exposição no ambiente. Isto ocorre devido às características das substâncias em combinação com o modo de emissão. As rotas de exposição descritas podem ocorrer através da via aérea ou

então por meio de ingestão de alimentos. A toxicidade humana é causada por substâncias que apresentam características tóxicas, não biodegradáveis e que se concentram nos organismos vivos. A toxicidade humana é um impacto que afeta os seres humanos em escala local, regional e global. Esta categoria abrange os aspectos associados aos efeitos à saúde humana de substâncias tóxicas presentes no ambiente. Vários métodos de caracterização foram desenvolvidos para esta categoria, gerando fatores de caracterização normalmente referidos como Potenciais de Toxicidade Humana (HTP) (Wenzel *et al.*, 1997).

Os fatores de caracterização expressos são calculados pela exposição e efeitos de substâncias tóxicas para um horizonte de tempo infinito. Para cada substância, HTPs são expressos em 1,4-diclorobenzeno equivalentes/kg de emissão (Goedkoop, *et al.* 2008).

### **Acidificação**

Emissões atmosféricas de  $\text{SO}_x$ ,  $\text{NO}_x$  e Compostos orgânicos voláteis (COV's) decorrentes das atividades humanas, conduzem à formação de  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{HNO}_3$ ,  $\text{O}_3$  e  $\text{H}_2\text{O}_2$ , e que conseqüentemente causam aumento na acidez das precipitações. Em alguns lugares da Europa e EUA chegam a se verificar chuvas com pH na faixa de 3,0 (Davis e Cornwell, 1998).

Um dos maiores responsáveis por esse processo é a queima de combustíveis fósseis. Emissões provenientes de vazamentos de combustíveis e outros compostos para a atmosfera contribuem também com este problema. Enquanto os compostos de enxofre têm origem principalmente da presença deste elemento no óleo cru, os  $\text{NO}_x$  são formados principalmente pela oxidação do nitrogênio atmosférico em condições de combustão, que, a princípio, podem ser evitadas ou amenizadas. O uso do petróleo de baixo teor de enxofre reduz este problema. Alternativamente, o enxofre pode ser removido do combustível nas refinarias de formas variadas, inclusive na forma de enxofre elementar (Kiperstok *et al.*, 2002).

O que os poluentes acidificantes têm em comum é a formação de íons  $\text{H}^+$  e o seu potencial de acidificação pode ser medido por sua capacidade de formar tais íons. Assim, defini-se o potencial de acidificação pela quantidade de íons  $\text{H}^+$  produzidos por kg de substância em relação ao  $\text{SO}_2$ .



## **Eutrofização**

A eutrofização abrange todos os impactos potenciais relacionados com níveis excessivamente altos de macronutrientes, dos quais os mais importantes são o nitrogênio e o fósforo. Este excesso de macronutrientes pode causar o acelerado crescimento de biomassa e a mudança da composição das espécies em ecossistemas aquáticos e terrestres. Além disso, altas concentrações de nutrientes podem tornar águas superficiais inadequadas para o uso como água potável.

Em ecossistemas aquáticos, o crescimento elevado de algas promove o desenvolvimento dos consumidores primários e eventualmente de outros elementos da teia alimentar. Isto pode levar a diminuição do oxigênio dissolvido na água, provocando a morte de muitos organismos, deteriorando a qualidade da água e a alteração do ecossistema. Além dos macronutrientes, as emissões de matéria orgânica têm um efeito similar, portanto, também devem ser consideradas dentro desta categoria (Bauer, 2003).

A eutrofização é um fenômeno que pode influenciar ambientes aquáticos e terrestres. Nitrogênio e fósforo são os nutrientes que mais implicam na eutrofização. Potências de eutrofização são expressos em  $\text{PO}_{4-3}$  equivalentes.

### **4.2.3.2. Normalização**

Neste estudo, serão utilizados os fatores de normalização do CML 2000 para o mundo em 1995, pois fatores de normalização locais estão em desenvolvimento. Nele, os resultados de cada categoria de impacto são divididos pela média global de emissão em 1995, gerando um valor adimensional que pode ser usado para comparar as categorias. Por exemplo, se no mundo em 1995 foram geradas  $10^{10}$  t de  $\text{CO}_2$  eq. e se o sistema em estudo emitiu 1000 kg de  $\text{CO}_2$  eq, chega-se ao valor normalizado de  $1 \times 10^{-11}$  [adimensional]. Este tipo de cálculo é realizado para todos os resultados das categorias de impacto.

### **4.2.4. Método de Cálculo**

Existem diversos Softwares para auxílio na realização de ACV's disponíveis no mercado. Este trabalho usará o Simapro 7.1.8, ele é disponibilizado pela empresa Pré-

Consultants (<http://www.pre.nl>). Este software funciona como uma planilha de cálculo que efetua operações matemáticas com matrizes, e consiste em um importante instrumento na AICV.

O programa tem dois componentes principais: uma base de dados de inventário e uma base de dados para ACV (diferentes métodos de avaliação como o CML 2000). Ambas as bases de dados já contêm informações prévias, as quais podem ser expandidas ou modificadas de acordo com as necessidades do usuário. Além disso, podem ser adicionadas mais bases de dados de modo a ter acesso a mais informações ou a informações mais específicas.

## 5. Cenário 1 – Incineração.

### 5.1. Definição dos Limites do Sistema.

A Figura 5.1 mostra os limites do sistema e a estratégia considerada no Cenário 1. Envolve o tratamento de uma tonelada de RSU com as características do Item 4.1 em uma planta de incineração de lixo urbano com geração de energia.

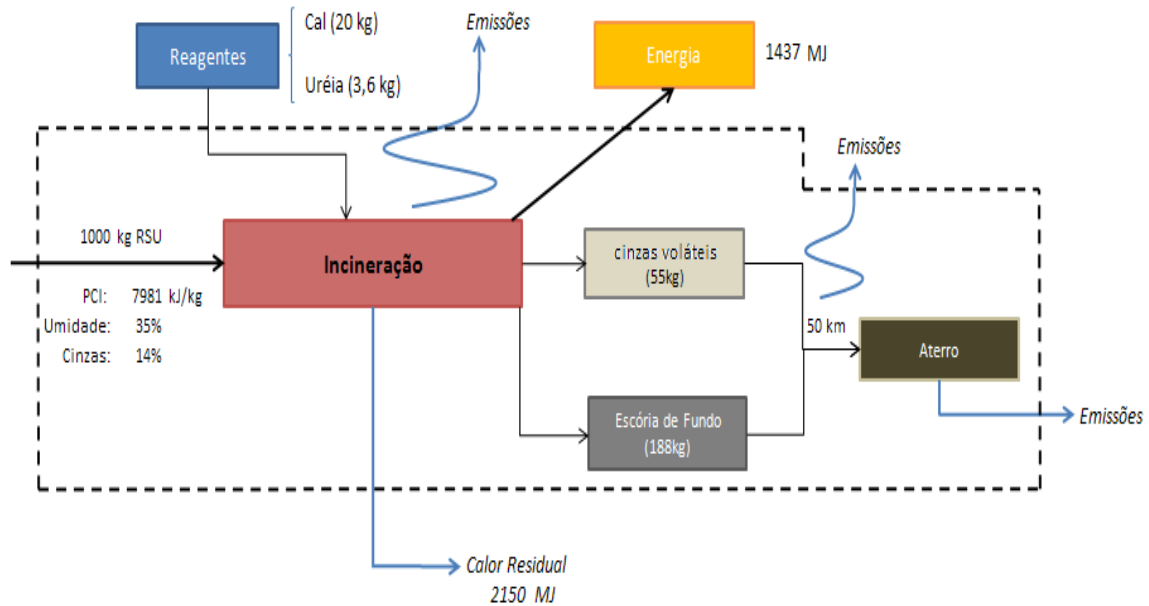


Figura 5.1. Limites do Cenário 1 (Incineração).

Os impactos primários são resultado das emissões da incineração, do aterro de inertes e do transporte dos resíduos até ele. Os impactos secundários são relativos ao consumo de ureia e cal para o tratamento dos gases efluentes e do óleo diesel para o transporte das cinzas voláteis e da escória de fundo até um aterro de inertes, além dos impactos evitados pelo fornecimento de energia ao sistema elétrico brasileiro.

### 5.2. Esfera Tecnológica

O Cenário 1 não é baseado em dados práticos. Os dados utilizados no estudo são resultados de uma revisão da bibliografia sobre o tema considerando o uso das tecnologias comumente aplicadas na incineração dos RSU. A prática da incineração com geração de energia é inexistente no Brasil, fato que limita a realidade do estudo, pois a maior parte das informações é importada para a conjuntura brasileira, o que pode gerar inconsistência nos resultados.

O processo usado é o sistema de combustão com queima em massa. Um dos componentes mais críticos deste dispositivo é o sistema de grelha. Ele desempenha diversas funções, incluindo a movimentação dos resíduos através do sistema, a mistura do resíduo, e a injeção do ar de combustão. A grelha utilizada é a grelha mecânica, ou móvel, a mais utilizada nestas instalações (Tchobanoglous, 1993 e EMPE, 2009). As Figuras 5.2 e 5.3 abaixo representam o fluxograma da planta de incineração.

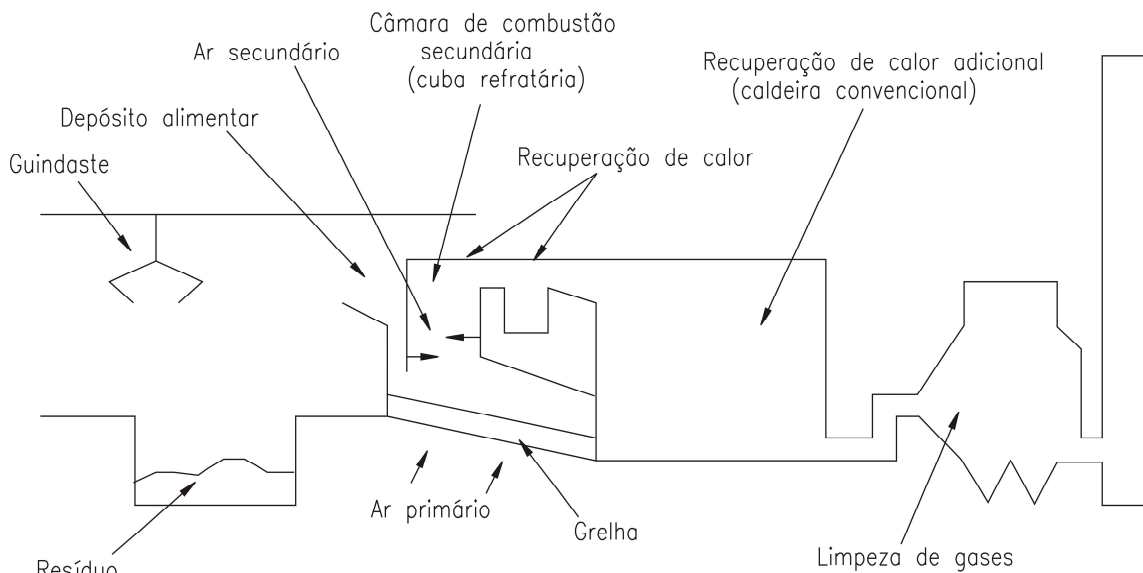


Figura 5.2. Componentes Típicos de um “*Mass Burning System*” (adaptado de EMPE, 2009).

O RSU entra na câmara de combustão através do guindaste alimentador. O resíduo é colocado na grelha móvel, a qual conduz o lixo até o combustor, misturando-o cuidadosamente com o ar quente para assegurar uma combustão efetiva. A grelha é capaz de queimar uma ampla variedade de lixo, o que é importante, pois a composição do lixo varia constantemente. O calor gerado é utilizado em um ciclo Rankine, os gases de exaustão são

conduzidos para o sistema de limpeza de gases e são, posteriormente, emitidos na atmosfera pela chaminé.

Neste trabalho são considerados os usos dos seguintes procedimentos:

1. O resíduo é alimentado diretamente em um combustor de grade com injeção de ar ambiente, integrado a uma caldeira que gera vapor para um Ciclo Rankine.
2. O sistema de controle de emissões inclui um sistema de Redução Seletiva Não Catalítica (RSNC) com ureia para controle de  $\text{NO}_x$ , Secadores Spray (“*Spray dryers Absorbers*”) com cal para remoção de gases ácidos, e finalmente um filtro de mangas para remoção de partículas sólidas.
3. A escória de fundo e as cinzas voláteis são encaminhadas a um aterro sanitário a 50 km da planta em caminhões com 28 toneladas de capacidade.

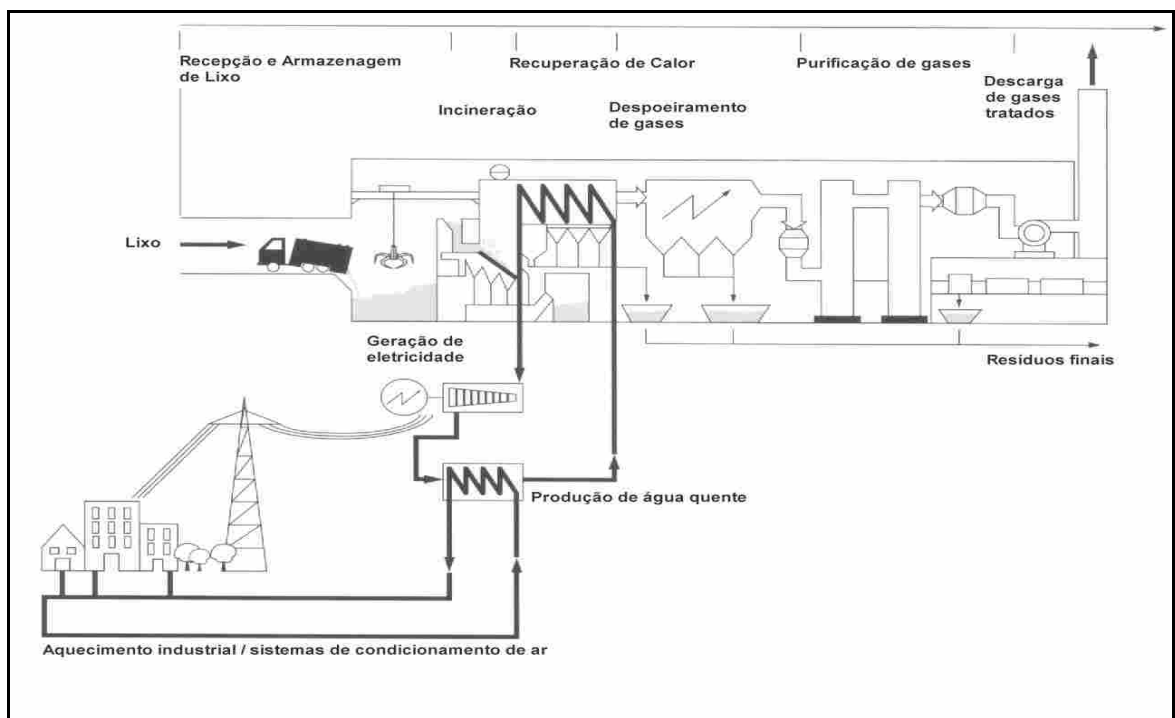


Figura 5.3. Esquema de uma planta de incineração Típica (ABLP, 2000).

A energia do lixo pode ser explorada em diversas formas, as mais comuns são o uso de vapor em processos industriais, água quente para aquecimento distrital e a geração de eletricidade. Na Suécia, por exemplo, a eficiência no aproveitamento da energia é alto devido a um uso eficiente da água quente para aquecimento distrital (Bjarnadóttir, 2002)

A planta de incineração consome energia elétrica principalmente nos ventiladores (No sistema de exaustão de gases) e no guindaste de alimentação. Segundo Gohlke (2007), as plantas de queima em massa construídas atualmente na Europa tem um consumo interno de eletricidade de 120 kWh por tonelada de lixo, usam parâmetros de vapor de 40 Bar e 400°C, com uma eficiência bruta de 22%, resultando em uma eficiência elétrica líquida de 18%. Estes valores serão utilizados neste estudo.

Modernas de incineração atingem valores de eficiência de até 42 %, caso de Bilbao na Espanha (100 bar e 400°C), outro exemplo é a planta de Amsterdã na Holanda com 30%, usando parâmetros de 130 bar e 440°C. As diferenças de eficiência, claro, não se devem apenas às diferenças nos parâmetros de vapor, e sim a tecnologia global de incineração. A planta de Bilbao usa um sistema de ciclo combinado composto por uma turbina a gás movida a gás natural, um incinerador de RSU e uma turbina a vapor que aproveita a energia dos gases de exaustão da turbina a gás e do calor gerado no incinerador. Já a planta de Amsterdam funciona apenas com o incinerador e a turbina a vapor, porem trabalha simbioticamente com uma planta de tratamento de esgoto a qual fornece lodo e biogás para a planta de incineração.

O uso de água quente para aquecimento distrital não será considerado neste estudo, simplesmente por não constituir uma prática usual no Brasil. Também não é considerado o uso de vapor em processos industriais. Este dois procedimentos poderiam melhorar significativamente a eficiência ambiental da planta. Nos países europeus, de clima frio, as ACVs comumente consideram os aspectos ambientais pelo uso evitado de combustíveis fósseis ou biomassa de florestas devido ao aquecimento distrital.

O uso de energia secundária vem das entradas do sistema como calcário, carvão ativado e uréia, descritos no próximo item.

### **5.2.1. Uso de Combustível Auxiliar**

Nenhuma planta de incineração, com as tecnologias usuais, é projetada sem um sistema de controle de temperatura. Esses sistemas são baseados na injeção de combustíveis auxiliares, habitualmente o gás natural e o óleo combustível. Caso ocorram temperaturas abaixo de 800 °C esse sistema de controle entra em funcionamento para garantir a operação

do sistema. Se nem assim a temperatura for atingida a operação deve ser paralisada, para evitar a formação de poluentes perigosos (Tchobanoglous, 1993).

Normalmente, em plantas corretamente planejadas e operadas, o uso de combustível auxiliar é pequeno. Segundo Buekens e Patrick (1985) tipicamente, o lixo municipal pode sustentar a combustão sem o requerimento de combustível auxiliar onde a umidade do lixo encontra-se abaixo dos 60% e o conteúdo de cinzas é menor que 25%. Na Figura 4.3, observou-se que o lixo de Betim pode sustentar sua combustão, por este motivo o uso de combustível auxiliar será descartado. Porém, a composição do lixo não é constante no tempo, e em plantas reais deve-se conhecer da melhor forma possível suas variações.

O uso de combustível auxiliar é indispensável, considerando as tecnologias convencionais, na incineração de resíduos industriais onde as temperaturas na câmara de pós-combustão devem ser mantidas no mínimo a 1100°C, na legislação europeia (para resíduos com alto teor de cloro), e a 1200°C, na brasileira (Norma ABNT NBR 11.175). Este cuidado serve para garantir a destruição completa de poluentes perigosos. A resolução CONAMA 316 de 2002, prevê, no caso da incineração de RSU, uma temperatura mínima de 800 °C e tempo de residência do resíduo não inferior a um segundo.

### **5.3. Entradas no sistema**

Além dos RSU têm-se como entrada no sistema cal e ureia para o tratamento de efluentes e o diesel usado no transporte da escória de fundo. Como saídas tem-se as emissões para ar, solo e água, descritas nos próximos itens, e energia elétrica para o sistema interligado nacional. Neste item serão abordadas as entradas e a energia elétrica.

O óxido de cálcio é consumido para reduzir a concentração de dióxido de enxofre e ácido clorídrico no sistema de tratamento de efluentes. Para uma neutralização estequiométrica, 1 kg de Cl requer 1,4 kg de CaO, para o SO<sub>2</sub> é necessário 1,56 kg. A ureia é usada para a redução de NO<sub>x</sub>, teoricamente o consumo estequiométrico é de 0,85 kg por kg de NO<sub>x</sub> reduzido. Estes números variam consideravelmente devido a complexidade da formação de NO<sub>x</sub> na câmara de combustão. Como o uso e a concentração destes elementos variam com a composição do lixo e a tecnologia utilizada, preferiu-se utilizar os valores médios

apresentados por CONSONNI (2004) que utiliza uma tecnologia semelhante a este projeto. Ver Tabela 5.1.

O ICV da cal foi retirado de YOKOTE (2003), o da energia elétrica de COLTRO (2003), e o da ureia de Silva *et al.* (2006b) *apud*: Rocha (2009).

Quanto ao uso de diesel no transporte para o aterro de inertes, considerou-se o uso de um caminhão com 28 toneladas de capacidade com consumo de 0,327 kg de diesel por km rodado (Spielmann, 2004), com isso chega-se ao consumo de 0,14 kg de diesel para cada tonelada de lixo incinerada. O ICV para a produção do Diesel está descrito no Item 6.3 (Tabela 6.3), as emissões consequentes de sua queima estão na Tabela 6.10.

Tabela 5.1. Consumo de Aditivos no Tratamento de Efluentes Gasosos no Cenário 1.

Aditivo	Quantidade [kg]
Oxido de Cálcio	20
Ureia (40% em solução aquosa)	3,7

Tabela 5.2. ICV para a Ureia, 1 t (SILVA, 2006b *apud*: Rocha, 2009).

Entradas		Emissões Para a Água	
Gás Natural (30.3 MJ por kg)	996 kg	Nitrogênio Total	4,80E-01 kg
Ar	20,1 kg	Sulfatos	9,90E-05 kg
Água	75,4 kg	COT	1,91E-04 kg
Petróleo	412 kg	Sulfatos	1,21E-05 kg
Energia elétrica	36,4 kg	Fluxos finais de Resíduos:	
Energia gás Natural	9,63 kg	Resíduos Catalíticos	2,50E-01 kg
Emissões Para o Ar			
Particulados Totais	2,62 kg		
CO	1,64E-01 kg		
CO <sub>2</sub>	2250 kg		
SO <sub>x</sub>	6,01E-01 kg		
NO <sub>x</sub>	1,56E+00 kg		
Hidrocarbonetos	1,10E-04 kg		
Metano	9,24E-01 kg		
Sulfeto de Hidrogênio	6,29E-04 kg		



Tabela 5.3. ICV para o CaO e a Calcita (1 kg) (YOKOTE, 2003).

ICV do Cal		ICV da Calcita	
<b>Entradas:</b>		<b>Entradas:</b>	
Calcita	2 kg	Calcário	1,14 kg
Energia elétrica	0,05 kWh	Energia Óleo Combustível	2,20E-02 MJ
<b>Emissões Para o Ar:</b>		<b>Emissões Para o Ar</b>	
CO <sub>2</sub>	0,675 kg	Energia Elétrica	1,80E-02 MJ
Particulados Totais	0,12 kg	Particulados Totais	2,50E-02 kg
<b>Fluxo Finais de Resíduos:</b>		<b>Fluxos Finais de Resíduos:</b>	
Resíduo Mineral	0,07 kg	Resíduo Sólido	1,40E-04 kg

Tabela 5.4. ICV para geração e distribuição de energia elétrica no Brasil (1000MJ) (COLTRO, 2003).

Entradas		Emissões para a água	
<b>Recursos energéticos</b>		H <sup>+</sup>	1,70E-07 kg
Energia não especificada	1,58 MJ	DBO	7,00E-05 kg
<b>Recursos Naturais</b>		DQO	1,30E-04 kg
Carvão Mineral	12,84 kg	Cl <sup>-</sup>	6,00E-08 kg
Gás Natural	7,60E-01 kg	COD	5,00E-05 kg
Petróleo	1,21 kg	Cr	1,80E-07 kg
Água	231,44 kg	C <sub>x</sub> H <sub>y</sub>	3,00E-05 kg
<b>Recursos Minerais</b>		Íons metálicos não especificados	1,00E-05 kg
Urânio	1,80E-04 kg	N <sub>total</sub>	4,50E-06 kg
Uso do solo	2,50E-01 kg	Óleos não especificados	1,40E-04 kg
<b>Emissões para o ar</b>		Enxofre	4,50E-07 kg
HCl	3,00E-08 kg	SDT	5,00E-05 kg
CH <sub>4</sub>	5,40E-01 kg	SST	1,00E-04 kg
CO	1,49E-01 kg	Espécies radioativas não especificadas	1,51E+01 kBq
CO <sub>2</sub> fossil	1,34E+01 kg	<b>Resíduos Sólidos</b>	
H <sub>2</sub> O	2,30E+02 kg	Resíduos para aterro inerte	1,34E+01 kg
C <sub>x</sub> H <sub>y</sub>	7,50E-04 kg	Resíduo de processo	1,07E+01 kg
Metais não especificados	1,00E-08 kg		
NH <sub>3</sub>	6,00E-09 kg		
COVNM	7,28E-03 kg		
No <sub>x</sub>	5,75E-01 kg		
N <sub>2</sub> O	1,10E-02 kg		
MO	6,72E-02 kg		
SO <sub>2</sub>	1,17E-01 kg		
Radioatividade para o ar	9,77E+00 kBq		

Na Tabela 5.4 , apresentou-se o ICV para a energia elétrica. Esse inventário será usado não somente para o Cenário 1, mas também para todos os processos que dependem de eletricidade neste trabalho. As informações foram obtidas de Coltro (2003). Apenas os dados de emissão de CO<sub>2</sub> foram atualizados com os dados de emissão médios de 2009 do Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT).

## **5.4. Emissões Para o Ar**

Do conjunto das emissões resultantes da incineração dos resíduos, aquelas emitidas para a atmosfera têm recebido a maioria das atenções de ambientalistas e legisladores. A queima dos RSU produz óxidos de nitrogênio, óxidos de enxofre e traços de poluentes tóxicos como componentes de mercúrio e dioxinas. A variação na composição do RSU influi diretamente sobre os impactos das emissões. Por exemplo, se baterias e pneus são queimados, mais poluentes perigosos serão liberados no ar (USEPA, 2009).

As emissões de uma planta de incineração de resíduos podem ser estimadas por medição direta, balanço de massa, análise do combustível e cálculos de engenharia, ou com uso de fatores de emissão típicos (NPI, 1999). Devido à heterogeneidade dos RSU, o método comumente aplicado é o uso de fatores típicos de emissão por tonelada de resíduo incinerado.

No Brasil, diferentemente de países onde a incineração de RSU é amplamente empregada, como Japão, Coréia, UE e os EUA, não existem fatores de emissão inventariados para a queima de lixo urbano.

Neste trabalho serão utilizados os fatores de emissão de USEPA (1996) devido à compatibilidade das tecnologias usadas neste projeto, descritas no Item 5.2.

Outra opção seria o uso de limites de emissões permitidos pela legislação. Segundo Sundqvist (1999), o uso de limites permitidos de emissão em ACV's de RSU é útil especialmente quando se espera grandes mudanças na operação, composição do lixo ou tecnologia utilizada ao longo do período considerado. Para ACVs usuais de um produto (ou de um componente específico) as emissões relacionadas ao produto ou ao processo relacionado são confiáveis. Entretanto, quando se estudam estas grandes mudanças, as

emissões relacionadas ao processo podem gerar valores superestimados. Assim corre-se o risco de superestimar as emissões.

Tabela 5.5. Emissões atmosféricas no Cenário 1.

Poluente	g/t RSU	Poluente	g/t RSU
MP <sup>10</sup>	31,1	Pb	1,31E-01
As	2,12E-02	NOx	1830
Cd	1,36E-02	SO <sub>2</sub>	277
Cr	1,50E-02	HCl	106
Hg	1,1	Dioxinas/Furanos	33,1 [TEQ µg/t RSU] <sup>11</sup>
Ni	2,58E-02		

Apenas a título de comparação, calcularam-se os valores de emissão permitidos pela legislação brasileira, regulados pela resolução CONAMA 316 de 2002, a qual dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos. Estes valores podem ser observados na Tabela 5.6 abaixo.

Tabela 5.6. Limite de Emissões Atmosféricas para o tratamento Térmico de resíduos na Resolução CONAMA 316 de 2002.

Poluente	[mg/Nm <sup>3</sup> ]	Poluente	[mg/Nm <sup>3</sup> ]	Poluente	[mg/Nm <sup>3</sup> ]	
MP Total	70	<b>Classe III</b>		<b>Classe II</b>		
SOx (SO <sub>2</sub> )	280	Antimônio (Sb)		Arsênio (As)		
NOx (NO <sub>2</sub> )	560	Chumbo (Pb)		Cobalto (Co)	1,4 No total	
CO	123	Cromo (Cr)		Níquel (Ni)		
CCI (HCl)	80	Cianetos (CN)		Telúrio (Te)		
CFI (HF)	5	Cobre (Cu)		Selênio (Se)		
Dioxinas	0,0005	Estanho (Sn)	7,00 No total	<b>Classe I</b>		
		Flúoretos (F)			cádimo (Cd)	0,28 No total
		Manganês (Mn)			Mercurio (Hg)	
		Platina (Pt)			Tálio (Tl)	
		Paládio (Pd)				
		Ródio (Rh)				
		Vanádio (V)				

<sup>10</sup> Material Particulado

<sup>11</sup> Equivalente tóxico, medido em relação ao 2,3,7,8 TCDD (tetracloro-dibenzo-para-dioxina)

Os valores da resolução CONAMA estão em miligramas por normal metro cúbico, porém, as unidades para a elaboração da ACV devem estar em massa por unidade de massa, por exemplo, gramas de emissão por tonelada de lixo incinerado. Portanto, para se estimar os valores de emissão no inventário calculou-se, por balanço de massa, o volume em normais metros cúbicos emitidos pela incineração de uma tonelada de lixo com a composição elementar apresentada na Tabela 5.3 considerando-se um excesso de 7% de O<sub>2</sub> nos gases de escape, condizente com a legislação (CONAMA 316, 2002). Encontrou-se então o valor de 6435 Nm<sup>3</sup>/t. Segundo o IPCC, 2006, uma planta de incineração na Europa emite 5500 Nm<sup>3</sup>/t de RSU incinerado na média.

A Tabela 5.7 apresenta os valores emissão de poluentes gasosos pela incineração de RSU considerando-se que o limite da legislação brasileira seja atingido.

Nota-se que a maioria das emissões da legislação brasileira ultrapassa os valores da UE e da tecnologia considerada neste trabalho. Isto ocorre, pois os limites de emissão europeus e americanos são mais rigorosos que o brasileiro para boa parte dos poluentes. Por exemplo, o limite de SO<sub>x</sub> é cinco vezes menor na UE. Além disso, as plantas modernas de incineração atendem com folga as legislações vigentes na UE na maioria dos compostos emitidos.

Tabela 5.7. Emissões atmosféricas da Incineração de resíduos considerando-se o padrão de emissão da legislação brasileira.

Polunte	g/t RSU	Polunte	g/t RSU	
Cádmio (Cd)	1,8 na soma dos poluentes listados na Classe I	Estanho (Sn)	45,0 na soma dos poluentes listados na Classe III	
Mercúrio (Hg)		Fluoretos (F)		
Tálio (Tl)		Manganês (Mn)		
Arsênio (As)	9,0 na soma dos poluentes listados na Classe II	Platina (Pt)		
Cobalto (Co)		Paládio (Pd)		
Níquel (Ni)		Ródio (Rh)		
Telúrio (Te)		Vanádio (V)		
Selênio (Se)		Antimônio (Sb)		
MP	450	Chumbo (Pb)		
SO <sub>x</sub> (SO <sub>2</sub> )	1802	Cromo (Cr)		
NO <sub>x</sub> (NO <sub>2</sub> )	3604	Cianetos (CN)		
CO	791	Cobre (Cu)		
CCI (HCl)	515			
CFI (HF)	32,2			
Dioxinas	3,2 [µg TEQ/t-1]			

Na Tabela 5.8 abaixo são comparados os fatores de emissão usados neste trabalho, de inventários europeus e alguns dos valores encontrados no uso do limite da legislação CONAMA 316 de 2002.

Tabela 5.8. Comparação das Emissões de Poluentes na Incineração. [g/t-1]

Poluente	Trabalho <sup>12</sup>	UE <sup>13</sup>	CONAMA 316/02
NOx	1830	1800	3604
CO	232	700	791
SOx	277	400	1802
MP	31,1	300	450
PCDD/F [µg TEQ/t- 1]	33,1	50	3,2

Entretanto, a emissão de dioxinas no cenário considerado neste trabalho se mostrou superior ao permitido pela legislação brasileira. Apesar de este limite parecer pequeno frente ao fator de emissão europeu, é condizente com os modernos limites de emissão aplicados as novas plantas de incineração americanas e europeias. Estes números “desatualizados” são consequência dos antigos limites de emissão praticados nestes países. Segundo a EMPE (2006) plantas modernas de incineração com abatimento de partículas mais *scrubber* e injeção de carbono ativado, conseguem atingir níveis de 0,5 µg TEQ/t<sup>-1</sup> incinerada.

Neste trabalho serão considerados os dois casos, um em que a legislação é atendida para as emissões de dioxinas e outro onde ela não é atendida. Esta análise é realizada apenas na categoria de impacto toxicidade humana, a única afetada no caso (ver Item 7.4).

O carbono contido no lixo municipal pode ser tanto de origem fóssil, i.e. plásticos, quanto de origem biológica, i.e. matéria orgânica. Apenas as emissões resultantes da oxidação de carbono fóssil na incineração implicam em contribuição ao efeito estufa. A fração de carbono presente na biomassa do lixo não deve ser contabilizada para o cálculo das emissões de gases do efeito estufa (GEE), pois não são emissões líquidas de CO<sub>2</sub>, já que o carbono

<sup>12</sup> Valores considerados neste projeto USEPA (1996).

<sup>13</sup> EMPE (2009).

emitido foi retirado da atmosfera por processos biológicos durante o crescimento da biomassa que gera a parte orgânica dos RSU (IPCC, 2006).

Assim é preciso determinar a fração biogênica do carbono contido nos RSU. Os métodos mais comuns para determinar a fração biogênica dos RSU são a dissolução seletiva ou a separação manual (CEN 2006a *apud*: MOHN 2008). A dissolução seletiva é baseada na oxidação e dissolução rápida da biomassa em ácido sulfúrico concentrado e peróxido de hidrogênio enquanto a fração fóssil não está se dissolvendo. Entretanto, certos materiais de origem fóssil, como poliuretano são dissolvidos, e outros biogênicos não são, como o carvão de origem vegetal. No método da separação manual, o lixo é separado em várias frações que são atribuídas como fósseis, biogênicas, ou inertes. As emissões de dióxido de carbono podem ser estimadas com mais dados como o total de lixo incinerado, o conteúdo de água, carbono e o fator de oxidação (SABIN *apud*: MOHN 2008)<sup>14</sup>. O fator de oxidação recomendado pelo IPCC (2006) é de 100% para a incineração dos RSU.

No Item 4.1, com as informações sobre a composição dos RSU no aterro de Betim (Tabela 4.2), pode-se calcular a relação entre carbono fóssil e biogênico na massa de resíduo, ver Tabela 5.9 abaixo. Segundo o IPCC (2002), esta fração varia entre 33 e 50%. Para calcular as emissões de CO<sub>2</sub> fóssil e biogênico da queima de uma tonelada de RSU, basta-se multiplicar a massa de cada tipo de carbono presente em uma tonelada de lixo pelo fator de conversão entre C e CO<sub>2</sub>, 44/12 (tabela 5.9).

As emissões ao ar, decorrentes da queima do diesel nos caminhões usados no transporte da escória de fundo e das cinzas voláteis ao aterro sanitário, foram retiradas do relatório MCT (2006), considerando que toda a frota do aterro é composta por veículos fabricados após 1994 (Tabela 5.10).

---

<sup>14</sup> Sabin Guendehou et al., 2006 G.H. Sabin Guendehou, M. Koch, L. Hockstad, R. Pipatti and M. Yamada, Incineration and Open Burning of Waste. In: H.S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara and K. Tanabe, Editors, 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, IGES, Hayama, Japan (2006), p. 26 (Chapter 5). Sabin Guendehou et al., 2006

Tabela 5.9. Relação entre as frações fóssil e biogênica e emissões de CO<sub>2</sub>.

C Biogênico	17%	Base Seca
C Fóssil	11%	
C Total	28%	
C <sub>fóssil</sub> /C <sub>bio</sub>	38%	
CO <sub>2</sub> fóssil	397 kg/t de RSU	
CO <sub>2</sub> Biogênico	642 kg/t de RSU	
CO <sub>2</sub> Total	1039 kg/t de RSU	

Tabela 5.10. Emissões decorrentes do uso de diesel por caminhões (MCT, 2006).

Poluente	g/kg	kg/t lixo
CO	71,18	9,96E-03
HC	17,53	2,45E-03
NO <sub>x</sub>	91,29	1,28E-02
CO <sub>2</sub>	3,29	4,61E-04
CH <sub>4</sub>	0,21	3,00E-05
N <sub>2</sub> O	0,03	3,62E-06
COVNM	17,32	2,42E-03

As outras emissões para o ar são secundárias, decorrentes de entradas no sistema, e já foram mostradas nos ICV's de cada entrada no Item 5.3.

## 5.5. Emissões Para a Água e Para o Solo.

O estágio de incineração, dentro do Cenário 1, está restrito as emissões atmosféricas, pois nas tecnologias consideradas aqui, o descarte de água é evitado. De fato, os gases de exaustão da planta são tratados com reagentes secos. As emissões para água e solo consideradas neste estudo são referentes à disposição da escória de fundo e das cinzas voláteis em um aterro.

Considerando a grande variedade dos componentes no lixo municipal, tanto a composição das cinzas voláteis quanto a escória de fundo será complexa, portanto, irá exibir variações no tempo, o que dificulta quaisquer estimativas de emissões para os corpos de água.

Maior enfoque deve ser dado às cinzas voláteis, onde se espera maior concentração de metais pesados (Sundqvist, 1999).

A presença dos sais solúveis é um importante fator que influencia o tempo de permanência dos metais dentro do aterro. A água da chuva infiltra no aterro e solubiliza os sais com metais pesados ao longo dos anos, os quais são liberados lentamente pela lixívia do aterro ou por infiltrações subterrâneas.

No Brasil não existem estudos sobre tais emissões e uma estimativa analítica só poderia ser realizada com informações detalhadas da composição da escória e das cinzas voláteis. Abaixo são apresentados os dados usados neste estudo, tomados da base Ecoinvent em Doka (2003). A Tabela 5.11 abaixo mostra as emissões do aterro de inertes, onde os resíduos da incineração são finalmente dispostos. Não há emissões atmosféricas nestes aterros. As emissões de longo termo consideram um período de 60.000 anos para água subterrânea, considerando que a falha do sistema de impermeabilização deva ocorrer. Já as emissões de curto termo compreendem um período de 100 anos para água superficial.

Os dados da tabela são referentes a estudos realizados na Suécia. Ressalta-se que as emissões do aterro são dependentes, principalmente do ambiente interno do aterro, com destaque à capacidade dos resíduos tamponarem o pH, às condições oxidantes ou redutoras da massa de resíduos e da pluviometria da região, além das características do lixo (SUNDQVIST, 1999). Pode-se inferir que estes fatores irão variar consideravelmente para um aterro no Brasil ou em outro país, o que gera incerteza nos resultados.

Tabela 5.11. Emissões para água em um aterro de resíduos da incineração de RSU, (Doka, 2003). As emissões para a água subterrânea são a longo termo (60.000 anos).

Poluente	Compartimento	kg/t RSU	Poluente	Compartimento	kg/t RSU
Alumínio	Água subterrânea	5,9E+00	Ferro, íon	Rio	1,3E-04
Alumínio	Rio	9,8E-03	Chumbo	Água subterrânea	2,6E-02
Antimônio	Água subterrânea	1,6E-01	Chumbo	Rio	4,4E-05
Antimônio	Rio	8,7E-02	Magnésio	Água subterrânea	4,1E-01
Arsênio, íon	Água subterrânea	5,0E-12	Magnésio	Rio	6,9E-04
Arsênio, íon	Rio	5,0E-03	Manganês	Água subterrânea	5,3E-03
Bário	Água subterrânea	6,0E-04	Manganês	Rio	8,9E-06
Bário	Rio	9,9E-07	Mercúrio	Água subterrânea	9,8E-04
DBO	Água subterrânea	1,1E+01	Mercúrio	Rio	1,6E-06



Tabela 5.11. Continuação...

Poluente	Compartimento	kg/t RSU	Poluente	Compartimento	kg/t RSU
Arsênio, íon	Rio	5,0E-03	Manganês	Água subterrânea	5,3E-03
Bário	Água subterrânea	6,0E-04	Manganês	Rio	8,9E-06
Bário	Rio	9,9E-07	Mercúrio	Água subterrânea	9,8E-04
DBO	Água subterrânea	1,1E+01	Mercúrio	Rio	1,6E-06
DBO	Rio	1,8E-02	Molibdênio	Água subterrânea	2,1E-05
Boro	Água subterrânea	4,4E-02	Molibdênio	Rio	4,5E-03
Boro	Rio	3,5E-04	Níquel, íon	Água subterrânea	3,5E-02
Bromo	Água subterrânea	4,2E-02	Níquel, íon	Rio	5,8E-05
Bromo	Rio	1,7E-01	Fosfato	Água subterrânea	1,3E+00
Cádmio, íon	Água subterrânea	1,4E-03	Fosfato	Rio	2,2E-03
Cádmio, íon	Rio	2,3E-06	Potássio	Água subterrânea	8,7E+00
Cálcio	Água subterrânea	1,9E+00	Potássio	Rio	3,4E+00
Cálcio	Rio	3,2E-03	Selênio	Água subterrânea	2,4E-03
Cloro	Água subterrânea	1,5E+00	Selênio	Rio	1,3E-03
Cloro	Rio	5,9E-01	Slicon	Água subterrânea	2,2E+01
Chromium VI	Água subterrânea	1,0E-01	Slicon	Rio	5,0E-02
Chromium VI	Rio	3,2E-02	Prata, íon	Água subterrânea	1,9E-04
Cobalto	Água subterrânea	6,1E-04	Prata, íon	Rio	3,2E-07
Cobalto	Rio	1,0E-06	Sódio, íon	Água subterrânea	4,0E+00
DQO	Água subterrânea	3,3E+01	Sódio, íon	Rio	2,4E+00
DQO	Rio	5,5E-02	Sulfato	Água subterrânea	1,9E+01
Copper, íon	Água subterrânea	9,1E-02	Sulfato	Rio	2,2E+00
Copper, íon	Rio	1,5E-04	Tin, íon	Água subterrânea	9,5E-03
COD	Água subterrânea	1,3E+01	Tin, íon	Rio	1,6E-05
COD	Rio	2,2E-02	COT	Água subterrânea	1,3E+01
Fluoride	Água subterrânea	3,1E-01	COT	Rio	2,2E-02
Fluoride	Rio	1,8E-02	Vanádio, íon	Água subterrânea	1,4E-02
Iodide	Água subterrânea	4,2E-13	Vanádio, íon	Rio	4,4E-05
Iodide	Rio	4,2E-06	Zinco	Água subterrânea	2,1E-01
Ferro, íon	Água subterrânea	7,5E-02	Zinco	Rio	3,6E-04

## 6. Cenário 2, 3 e 4 – Aterros Sanitários.

### 6.1. Definição dos Limites do Sistema

Os Cenários 2, 3 e 4, correspondem à alternativa de disposição final do lixo urbano almejada pela política brasileira para substituir os lixões, os aterros sanitários. O Cenário 2, particularmente, enfoca a situação usual nos aterros sanitários brasileiros, emissão do gás de aterro na atmosfera sem tratamento, ou seja, sem o uso de flares ou geração de energia, caso no aterro de Betim. No Cenário 3 é considerada a queima do biogás de aterro em MCI com envio de eletricidade no SIN, no 4 são usadas TG também com geração de eletricidade. Para os Cenários 3 e 4 é considerado a utilização de um sistema de queima em flares usados em caso de falhas, paradas programadas ou para a queima do excesso de biogás (sistema de “Backup”).

A Figura 6.1 abaixo representa os limites do sistema nos Cenários 2, 3 e 4, e suas estratégias. Compreende o tratamento de 1 tonelada de RSU assim como no Cenário 1.

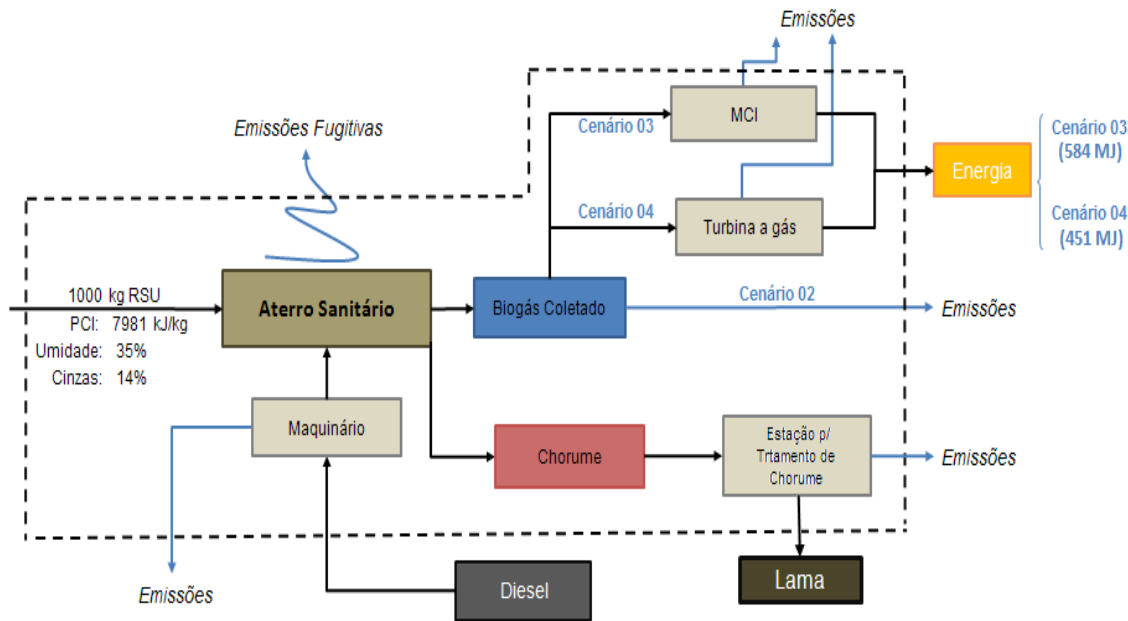


Figura 6.1. Limites dos Sistemas nos Cenários 2, 3 e 4, Aterro Sanitário.

Os impactos primários correspondem às emissões dos gases oriundos do aterro, de sua queima nos grupos geradores ou nos flares, da queima do diesel pelo maquinário, e do

chorume emitido para os corpos aquáticos. Os impactos secundários advêm do uso de diesel, do lodo resultante da estação de tratamento (que é levado a um incinerador), e pelos impactos evitados devido ao fornecimento de energia ao sistema elétrico brasileiro. Os cenários diferem somente no destino final do biogás coletado e na capacidade de geração de energia.

As emissões da maioria dos métodos de tratamento do lixo podem ser consideradas instantâneas, ou seja, elas ocorrem após um curto período de tempo, considerando-se o momento da entrada do lixo no sistema. Por exemplo, o tempo de residência dos resíduos em uma planta de incineração é cerca de 30 minutos. Entretanto, o lixo que é colocado hoje em um aterro irá gerar emissões por milhares de anos. Isto é um problema quando se deseja comparar alternativas de disposição do lixo. Se fosse considerado um período infinito de tempo, todo o lixo depositado no aterro seria emitido ao meio ambiente (Doka, 2003).

Depois de certo período de tempo, considera-se que o aterro entra em um período relativamente estável onde as reações são influenciadas apenas por fatores externos como pluviosidade, difusão de oxigênio, etc. (Obersteiner *et al*, 2007). Considera-se que após este período as emissões diminuem consideravelmente em relação aos períodos iniciais. Porém, o estado atual de conhecimento sobre este sistema e seus impactos não permite qualquer hipótese precisa. Contudo, sabe-se que a maior parte das emissões para a água ocorre após a fase metânica do aterro, 100 anos após seu fechamento.

A Figura 6.2 a seguir mostra os períodos de tempo recomendados por Doka (2007). Ainda não existe clareza científica sobre a natureza destas fases, estas são apenas hipóteses usadas para modelagem de emissões (Doka, 2007).

- Fase Metânica: há grande produção de biogás (e metano) devido à decomposição da Matéria orgânica.
- Fase Carbônica: a produção de biogás é insignificante. Predomina a lavagem do material carbônico restante (plásticos e outros).
- Fase Pós-Carbônica: O aterro perde a capacidade de tamponar o pH e se torna ácido o que leva a maior solubilização dos metais.

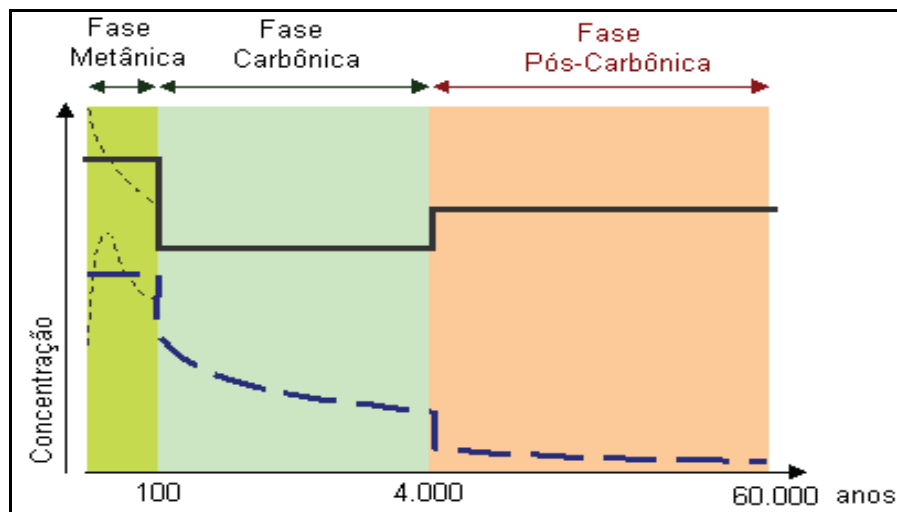


Figura 6.2. Modelo esquemático da variação da concentração de compostos químicos da lixívia em um aterro sanitário. A linha de cima (Preta) corresponde a uma modelagem linear e a de baixo (azul) a uma modelagem exponencial (Doka, 2007) (sem escala).

A SECAT<sup>15</sup> recomenda que as emissões devam integrar um período infinito de tempo, o que é inviável neste caso, e se isso não for possível, um intervalo de tempo de 100 anos deve ser aplicado. Na base Ecoinvent, as emissões de longo termo são definidas como as que ocorrem em um período de 60 000 anos, tempo estimado até a próxima glaciação, e as de curto termo em um período de 100 anos.

Neste trabalho, considerou-se um período de curto termo de 100 anos, para emissões ao ar e chorume para corpos de águas superficiais, e um período de longo termo de 60 000 anos para emissões da lixívia em água subterrânea, considerando que a quebra do sistema de impermeabilização deva ocorrer neste tempo. Quanto às emissões da queima e uso do diesel considerou-se o período de funcionamento do aterro, 20 anos. A incineração da lama ocorre durante 100 anos, e a energia enviada ao sistema, 32 anos para MCI e 29 anos para TG (estes valores são calculados nos Item a seguir).

---

<sup>15</sup> Society of Environmental Toxicology and Chemistry, [www.setac.org](http://www.setac.org). No Brasil, Sociedade Brasileira de Ecotoxicologia, SETAC – Brasil, [www.setacbrasil.org.br](http://www.setacbrasil.org.br).

## 6.2. Esfera Tecnológica

A tecnologia de disposição considerada neste estudo é semelhante à usada no aterro de Betim, porém nos Cenários 3 e 4, onde há geração de energia, retiraram-se informações da bibliografia de projetos semelhantes no Brasil e no exterior. Além disso, incluiu-se a incineração do lodo resultante do tratamento do chorume. A tecnologia usada no aterro encontra-se no Item 4.1.

A energia recuperada de aterros, assim como na incineração, pode ser explorada na forma de calor ou eletricidade. Neste trabalho, a energia será explorada apenas na forma de eletricidade fornecida ao sistema elétrico brasileiro. Porém, em outros países existem casos de emprego da cogeração com a produção conjunta de eletricidade, calor para aquecimento distrital, vapor para processos industriais ou mesmo o uso do biogás como combustível automotivo.

O principal componente energético do biogás é o metano ( $\text{CH}_4$ ). No caso, considerando a porcentagem de 64% em volume. É comum considerar apenas a energia recuperada do metano, já que a participação dos outros componentes é sutil. Com as equações de decaimento apresentadas no Capítulo 4 elaboraram-se as curvas de geração de biogás,  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  para o aterro em um período de 100 anos (ver Figura 6.2).

Considerando a proporção de metano no biogás, a eficiência do sistema de captação de gases (75%), o PCI de 50 MJ/kg para o metano, e as eficiências dos grupos geradores (33% e 28%, para MCI e turbinas, respectivamente)<sup>16</sup>, pode-se construir as curvas de potência disponível no aterro.

---

<sup>16</sup> Dados de BOVE, 2005. Considerando a eficiência média das tecnologias tipicamente aplicadas nos EUA.

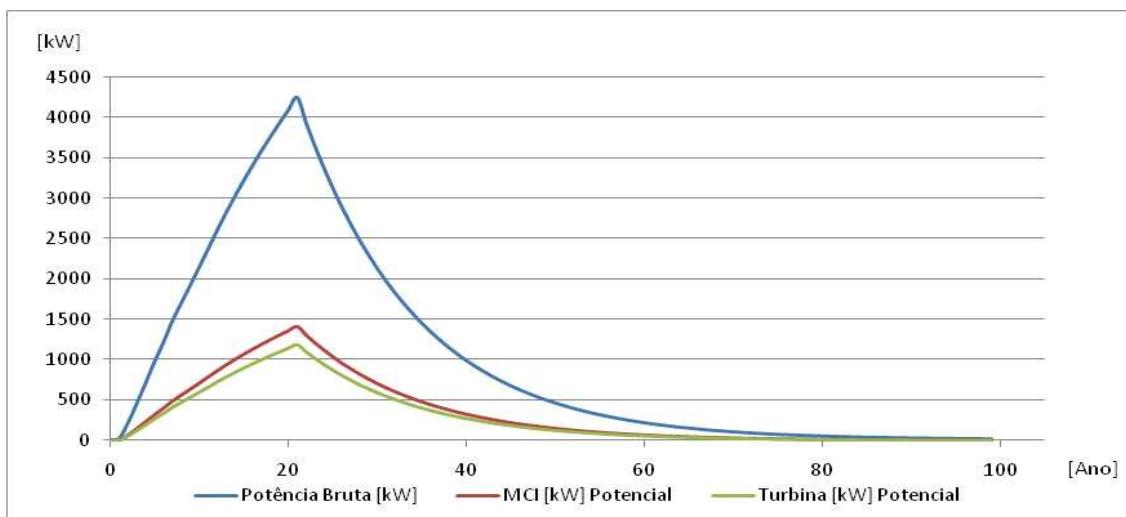


Figura 6.3. Curvas de Capacidade de Geração de Energia no Aterro Sanitário.

Como observado, a capacidade de geração não é constante ao longo dos anos e, obviamente, não existem equipamentos capazes de operar em uma faixa tão ampla de potência. A solução normalmente aplicada é o uso de módulos de geração que são instalados ou desinstalados de acordo com a variação na produção de biogás. Segundo a USEPA (2009) MCI são aplicados quando o volume de gás é capaz de gerar 800 kW elétricos no mínimo e TG 3 MW.

Visto à baixa capacidade de geração do aterro em estudo, foram considerados módulos de 300 kW com vida útil de oito anos nas duas situações para que as tecnologias possam ser comparadas adequadamente, independentemente do tamanho do estudo de caso abordado.

Em uma situação real, provavelmente, não seria economicamente viável gerar energia no aterro. Também, dificilmente serão encontrados módulos comerciais deste porte para TG, o que de qualquer modo seria economicamente proibitivo.

Entretanto, dentro do escopo deste inventário, o tamanho do aterro ou sua capacidade de geração influenciam pouco nos resultados, pois este inventário é composto por dados médios de emissão, os quais não refletem a dimensão do aterro estudado. A diferença entre as tecnologias em estudo que interferem de maneira significativa no ICV dos cenários são: a eficiência elétrica das tecnologias, ou seja, sua capacidade de geração de eletricidade através do biogás gerado pelo aterro; a capacidade de destruição dos poluentes presentes no biogás (e.g. CFCs); a geração de gases poluentes pós-combustão (e.g. NO<sub>x</sub> e CO); e a porcentagem

de biogás gerado pelo aterro que a tecnologia conseguirá queimar ao longo do período estudado, o que será visto a seguir.

Nos dois cenários tentou-se arranjar os módulos de maneira a se aproveitar ao máximo o biogás produzido pela unidade. As Tabelas 6.1 e 6.2 e as Figuras 6.4 e 6.5 a seguir ilustram a instalação dos módulos geradores nos cenários 3 e 4, respectivamente

Tabela 6.1. Módulos geradores de TG instalados no Cenário 4.

Módulos TG	Potencia [kW]	Início da Operação	Fim da Operação
Módulo 1	300	2002	2009
Módulo 2	300	2007	2014
Módulo 3	300	2010	2017
Módulo 4	300	2012	2019
Módulo 5	300	2015	2022
Módulo 6	300	2018	2025
Módulo 7	300	2023	2030

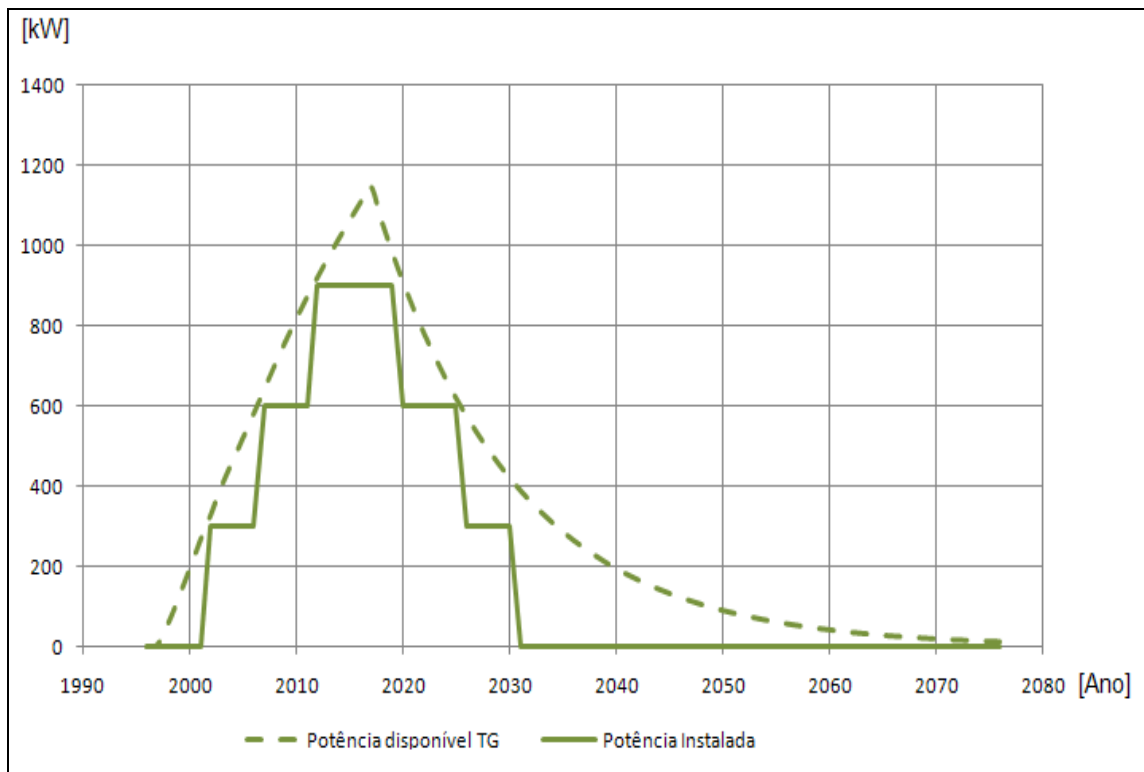


Figura 6.4. Uso de Módulos Geradores de TG no Aterro Sanitário.

Tabela 6.2. Módulos geradores de MCI instalados no Cenário 3.

Módulos MCI	Potencia [kW]	Início da Operação	Fim da Operação
Módulo 1	300	2001	2008
Módulo 2	300	2005	2012
Módulo 3	300	2009	2016
Módulo 4	300	2010	2017
Módulo 5	300	2013	2020
Módulo 6	300	2015	2022
Módulo 7	300	2017	2024
Módulo 8	300	2021	2028
Módulo 9	300	2025	2032

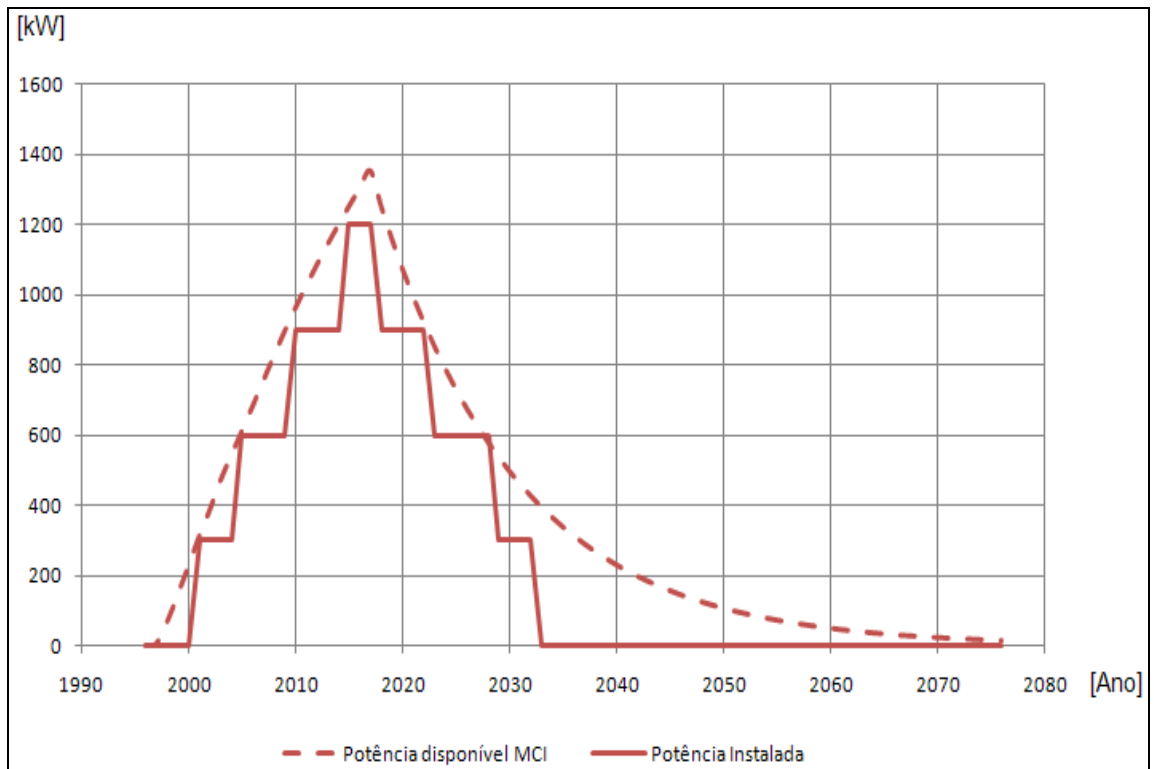


Figura 6.5. Uso de Módulos Geradores de MCI no Aterro Sanitário.

A diferença na geração de energia se deve à maior eficiência dos MCI ao trabalhar com biogás, o que possibilitou o uso de dois módulos adicionais de geração. Segundo a USEPA, 2009, estes motores são projetados para operar com até 50% de carga parcial sem problemas, já as TG conhecidamente perdem boa parte da eficiência em cargas parciais. Contudo, neste trabalho não se considera variações momentâneas na produção de metano do aterro, o que



mitiga esta desvantagem das turbinas. Outra dificuldade ao se trabalhar com TG é a necessidade de um bom sistema de limpeza dos gases, pois as pás da turbina são sensíveis à corrosão dos gases ácidos formados na queima do biogás (USEPA, 2009).

Calculando as áreas nas Figuras 6.5 e 6.6, e considerando 8000 horas de operação anual dos sistemas, tem-se que o aproveitamento do sistema com MCI é de 62% em relação ao biogás captado (75%), já para as TG esse valor cai para 56%. A parte não captada durante os 100 anos de operação é destinada aos Flares.

O aterro tem consumo interno de energia elétrica, segundo informações dos gestores do mesmo, de 2.500 kWh mensais, este consumo é consequência da iluminação interna e externa, chuveiro para os funcionários, geladeiras entre outros. Além deste, existe o consumo de energia do sistema de sucção do biogás, cerca de 0,02 kWh/m<sup>3</sup> de biogás produzido segundo a USEPA (2008). Os dados sobre a geração de eletricidade no aterro para os Cenários 3 e 4 são apresentados no anexo I.

Em um período de 100 anos, período considerado para desativação total do empreendimento, o aterro receberá 1.034.038 toneladas de lixo e irá gerar 604.498 TJ líquidos de energia com MCI ou 466.418 TJ com turbinas à gás. Assim tem-se uma geração específica de 584 MJ por tonelada depositada usando MCI, e 451 MJ/t usando TG.

### **6.3. Entradas no sistema**

As entradas no sistema são o uso do diesel e solo para cobertura da massa de lixo. As emissões secundárias da produção do diesel serão reportadas neste item, porém também são usadas no inventário do Cenário 1 (incineração).

De acordo com dados fornecidos pelo gestor do aterro, são necessário 0,24 kg de diesel para cada tonelada de lixo. O diesel é utilizado nos Cenários 2, 3 e 4 para a compactação do lixo do aterro. No Cenário 1 ele é usado nos caminhões que levam a escória de fundo ao aterro de inertes.

As informações do ICV do diesel consumido no Brasil foram retiradas de Borges (2004) e encontram-se na Tabela 6.3 abaixo. As emissões para o ar, resultantes da queima do diesel estão no Item 5.3 (Tabela 5.10).

Outra entrada no sistema é a cobertura de solo para o aterro. Segundo Sundqvist, 1999, são usados 0,125 m<sup>3</sup> por tonelada de lixo depositada no aterro, esse solo é considerado uma depleção de recursos naturais na AICV.

Tabela 6.3. Inventário Ciclo de vida para o Diesel. (Borges, 2004)

Parâmetros	Quant./ kg de Diesel	Parâmetros	Quant./ kg de Diesel
<b>Emissões para o ar</b>		<b>Entradas</b>	
RCHO	7,35E-08 kg	Energia	2,57 MJ
NH <sub>3</sub>	3,68E-08 kg	Bauxita	3,19E-04 kg
CH <sub>4</sub>	4,00E-06 kg	Petróleo Bruto	1,04 kg
CO	2,68E-04 kg	Gás Natural	4,41E-02 kg
CO <sub>2</sub>	2,30E-01 kg	Água	7,36E-03 kg
C <sub>x</sub> H <sub>x</sub>	1,56E-03 kg		
C <sub>x</sub> H <sub>y</sub> alifático	5,17E-04 kg	<b>Emissões para a água</b>	
MP	2,00E-06 kg	DBO	1,10E-08 kg
H <sub>2</sub>	1,99E-04 kg	Cl <sup>-</sup>	4,22E-06 kg
H <sub>2</sub> S	6,81E-06 kg	DQO	2,32E-06 kg
HCl	2,31E-06 kg	Petróleo	3,05E-05 kg
Metais não especificados	7,75E-06 kg	C <sub>x</sub> H <sub>y</sub> alifático	4,35E-07 kg
C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> S	2,30E-06 kg	COD	2,33E-05 kg
N <sub>2</sub> O	8,82E-08 kg	Íons Metálicos	3,98E-06 kg
COVNM	2,03E-04 kg	Na <sup>+</sup>	3,00E-06 kg
NO <sub>x</sub>	3,13E-03 kg	Óleo	1,53E-06 kg
SO <sub>2</sub>	1,32E-03 kg	C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH	7,75E-07 kg
Fuligem	2,04E-06 kg	SST	1,10E-08 kg
SO <sub>x</sub>	4,95E-05 kg	<b>Resíduos Sólidos</b>	
COV	3,77E-06 kg	Resíduos Minerais	8,83E-04 kg
		Resíduos de óleo	3,00E-04 kg
		Resíduos sólidos não inertes	2,87E-06 kg
		Escória	7,79E-06 kg

## 6.4. Emissões Para o Ar

Tipicamente, as emissões gasosas de um aterro contêm, além dos compostos predominantes, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, Componentes Orgânicos Voláteis Não Metânicos (CONVM<sup>17</sup>). A fração de COVNM frequentemente possui poluentes orgânicos perigosos, GEE, e compostos associados com a destruição da camada de ozônio (USEPA, 2008). Outras emissões são referentes à combustão do biogás que ocorre nos equipamentos de controle (Motores, turbinas e Flares). Estes incluem majoritariamente CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, HCl, dioxinas e material particulado (MP).

As emissões do aterro são divididas em emissões controladas e emissões não controladas. As emissões não controladas são decorrentes da ineficiência do sistema de captação de gases, estimado em 75% nos Cenários 3 e 4, e portanto, 25% do biogás produzido é emitido diretamente na atmosfera sem tratamento nestes cenários. As emissões controladas são consequência da queima do biogás nos sistemas de controle. No Cenário 1 considerou-se todas as emissões do aterro como não controladas, já que não há queima do biogás.

### 6.4.1. Emissões Não controladas

Como visto no Item 3.1, os aterros sanitários não são células herméticas, possuem vazamentos significativos pela porosidade do material de cobertura, por rachaduras e pelo sistema de escoamento de chorume. Sabe-se que aterros mal operados e com camadas finas e porosas de argila, podem facilmente apresentar eficiências de coleta abaixo dos 50% (USEPA, 2008). No aterro de Betim observou-se lixo exposto na cobertura do aterro, indicativo da aplicação de camadas finas de argila, além de um precário sistema de coleta já descrito no Item 4.1. Contudo, no Cenário 2 a eficiência de coleta não é importante, já que

---

<sup>17</sup> É um termo genérico para uma grande variedade de compostos quimicamente diferentes, por exemplo, benzeno, etanol, formaldeído. Essencialmente, os COVNM são Componentes Orgânicos Voláteis – VOCs excluindo-se o metano.

todo o biogás acaba emitido na atmosfera. Nos Cenários 3 e 4, será considerada uma eficiência de 75%, média normalmente usada em projetos de aterro, assumindo que melhoras na operação do aterro ocorram devido à implantação do sistema de geração de energia.

As emissões foram calculadas com o programa desenvolvido pela USEPA, o Landgem 3.02<sup>18</sup>. O método usado pelo programa para calcular as emissões é o mesmo descrito no Capítulo 4, ou seja, ele utiliza as equações de Decaimento de Primeira Ordem I. Mendes (2005) comparou quatro métodos usados para se estimar a produção de gases de aterro e concluiu que o Método de Decaimento de Primeira Ordem I é o mais completo e o que mais se aproxima da realidade, pois leva em consideração a emissão de gás metano em longos períodos de tempo, considerando vários fatores que influenciam a taxa de geração deste.

Apesar de o Landgem ser um programa estadunidense, os resultados das emissões de metano e dióxido de carbono podem ser trazidos para realidade brasileira, pois são usadas como entradas no programa as informações apresentadas no Capítulo 4. Porém, as emissões de outros compostos são resultados de estudos realizados nos EUA, portanto pode haver certa discrepância em relação à situação brasileira. Por exemplo, os fatores de emissão de COVNM são de 600 ppm em volume, este valor é uma média de análises efetuadas nos EUA.

Como dito no Item 6.1, será considerado um período de emissão de 100 anos. A Figura 6.7 abaixo mostra o comportamento da emissão dos gases de aterro resultantes da disposição de uma tonelada de lixo, no ano 1, e ao longo do período considerado.

Observa-se o pico de emissão logo após a disposição da tonelada e um decréscimo contínuo nos anos subseqüentes. No sexagésimo ano já se tem 99% das emissões totais do período. No centésimo ano as emissões estão na ordem de  $10^{-5}$  Mg/ano.

A tabela 6.7 mostra os valores de emissão para o Cenário 1, referentes à disposição de uma tonelada de aterro levando em conta um período de 100 anos. Essas emissões também são usadas para calcular as emissões controladas e não controladas nos Cenários 3 e 4.

---

<sup>18</sup> Disponível em: <http://www.epa.gov/ttnecat1/products.html>

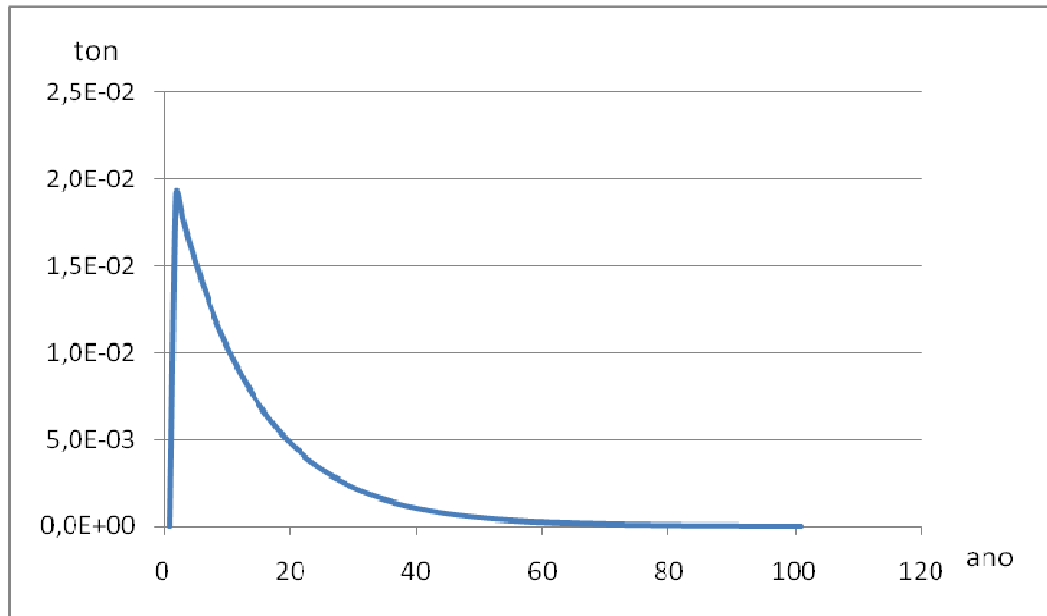


Figura 6.6. Comportamento de emissões gasosas na disposição de 1 tonelada de lixo em um aterro sanitário.

#### 6.4.2. Emissões Controladas

Emissões de gases de aterro são tipicamente controladas pela instalação de sistemas de coleta e destruição dos gases. Os gases coletados são queimados em MCI, Flares, TG ou caldeiras.

Os sistemas de controle não possuem eficiências de 100% na destruição dos poluentes, e cada sistema possui eficiências distintas. Além disso, cada sistema possui emissões secundárias de poluentes, ou seja, emissões decorrentes da queima do biogás. O biogás possui na sua composição compostos com enxofre, cloro e carbono, portanto, sua queima ocasiona a emissão de compostos como  $\text{SO}_2$ ,  $\text{HCl}$  e  $\text{CO}_2$  biogênico adicional.

A eficiência de destruição dos poluentes é usada para estimar as emissões controladas. Além disso, utiliza-se fatores de emissão para estimar as emissões secundárias. A Tabela 6.4 mostra os valores de eficiência típicos dos sistemas de controle usados neste trabalho.

Tabela 6.4. Eficiência dos sistemas de controle de gases de aterro. (USEPA, 2008)

Sistema de Controle	Eficiência
Flare	99,7%
MCI	97,2%
TG	94,4%

Para definir as emissões de cada cenário serão utilizadas as seguintes equações<sup>19</sup>:

$$E_t = E_{nc} \cdot (1 - \eta_{cl}) + E_c + E_q \quad (6.1)$$

Onde:

$E_t$ : Emissões totais no cenário [kg]

$E_{nc}$ : Emissões não controladas [kg]

$\eta_{cl}$ : Eficiência do sistema de coleta [%]

$E_c$ : Emissões controladas [kg]

$E_q$ : Emissões secundárias, inerentes do sistema de controle [kg]

As emissões controladas são função da eficiência do sistema de controle, e da porcentagem que é enviada ao grupo gerador ou aos flares.

$$E_c = E_{nc} \cdot \eta_{cl} \cdot [G \cdot (1 - \eta_G) + (1 - G) \cdot (1 - \eta_F)] \quad (6.2)$$

Onde:

$E_c$ : Emissões controladas [kg]

$E_{nc}$ : Emissões não controladas [kg]

$\eta_{cl}$ : Eficiência do sistema de coleta [%]

$G$ : Porcentagem de gases enviada ao grupo gerador (62% para MCI e 56% pra TG)

$\eta_G$ : Eficiência de destruição no grupo gerador [%]

$\eta_F$ : Eficiência de destruição no flare [%]

<sup>19</sup> Equações adaptadas de USEPA (2008).

Tabela 6.5. Fatores de emissão médios para poluentes secundários nos equipamentos de controle (Adaptado de USEPA, 2008).

Sistema de Controle	Poluente	Valor	Unidade
Flare	NO <sub>x</sub>	19,3	µg/kJ
	CO	22,54	µg/kJ
	MP	7,28	µg/kJ
	Dioxinas/Furanos	0,205	pg TEQ/kJ
MCI	NO <sub>x</sub>	1077	µg/kJ
	CO	784,2	µg/kJ
	MP	21,5	µg/kJ
Turbina a gás	NO <sub>x</sub>	152,9	µg/kJ
	CO	393,2	µg/kJ
	MP	38,23	µg/kJ

As emissões secundárias dependem do equipamento utilizado. Acima foi apresentada a Tabela 6.5 com as emissões típicas de NO<sub>x</sub>, MP e CO para cada equipamento usado neste trabalho (para o uso do biogás). As emissões da turbina a gás e do MCI estão em massa por kJ produzido pelo sistema, já as emissões do flare estão em massa por kJ de CH<sub>4</sub> que entra no equipamento. As emissões de dioxinas e furanos para MCI e TG não foram reportadas pela USEPA (2008), pois estavam abaixo do que os equipamentos de medição conseguem medir, a saber, 1,77 E-6 kg/106 m<sup>3</sup> de CH<sub>4</sub>.

As emissões controladas de CO<sub>2</sub> ocorrem quando o CH<sub>4</sub> é queimado. Emissões de HCl, e SO<sub>2</sub> ocorrem quando moléculas de enxofre e cloro presentes no biogás reagem nas câmaras de combustão dos sistemas de Controle. As seguintes equações foram utilizadas para calcular as emissões destes compostos (USEPA, 2008):

$$E_{SO_2} = n_S \cdot \eta_{cl} \cdot 2 \quad (6.3)$$

$$E_{CO_2} = n_{CH_4} \cdot \eta_{cl} \cdot 2,75 \quad (6.4)$$

$$E_{HCl} = n_{Cl} \cdot \eta_{cl} \cdot 1,03 \cdot [G \cdot (1 - \eta_G) + (1 - G) \cdot (1 - \eta_F)] \quad (6.5)$$

Onde:

E: Emissões Controladas [kg]

n: massa do elemento no biogás [kg]

$\eta_{cl}$ : Eficiência do sistema de coleta [kg]

G: Porcentagem de gases enviada ao grupo gerador [73% para MCI e 61% pra TG]

$\eta_G$ : Eficiência de destruição do grupo gerador [%]

$\eta_F$ : Eficiência de destruição do flare [%]

Os números 2, 2,75 e 1,03 dizem respeito a relação entre as massas moleculares do C e CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> e S, e HCl e Cl<sup>-</sup>, respectivamente.

As emissões ao ar, decorrentes da utilização do diesel no maquinário usado pela compactação do lixo, também foram retiradas do relatório MCT (2006), assim como no Item 5.4.

Tabela 6.6. Emissões resultantes da utilização do diesel nos Cenários 2,3 e 4. (\*MCT, 2006)

Poluente	g/kg	kg/t lixo
CO	71,18	1,71E-02
HC	17,53	4,22E-03
NO <sub>x</sub>	91,29	2,20E-02
CO <sub>2</sub>	3,29	7,93E-04
CH <sub>4</sub>	0,21	5,16E-05
N <sub>2</sub> O	0,03	6,23E-06
COVNM	17,32	4,10E-03

A Tabela 6.7 mostra os resultados das emissões deste trabalho para o ar nos Cenários 1, 2 e 3, deste trabalho.

Tabela 6.7. Emissões para o Ar nos Cenários 1, 2, e 3. Enc = Emissões Não controladas, Ec= Emissões Controladas.

Poluentes	Cenário 02		Cenário 03 - MCI		Cenário 04 - TG		Unidade
	Enc	Enc	Ec	Enc	Ec		
Metano	8,22E-02	2,06E-02	3,08E-05	2,06E-02	3,08E-05	Mg	
CO <sub>2</sub>	1,27E-01	1,27E-01	1,70E-01	1,27E-01	1,70E-01	Mg	
COVNM	4,14E-04	1,04E-04	5,75E-06	1,04E-04	1,01E-05	Mg	
SO <sub>2</sub>	0,00E+00	0,00E+00	9,83E+00	0,00E+00	9,83E+00	kg	



Tabela 6.7. Continuação...

Poluentes	Cenário 02	Cenário 03 - MCI		Cenário 04 - TG		Unidade
	Enc	Enc	Ec	Enc	Ec	
NOx	0,00E+00	0,00E+00	6,51E-01	0,00E+00	9,51E-02	kg
CO	0,00E+00	0,00E+00	4,84E-01	0,00E+00	2,08E-01	kg
MP	0,00E+00	0,00E+00	2,11E-02	0,00E+00	2,71E-02	kg
Dioxinas/Furanos	0,00E+00	0,00E+00	2,40E-07	0,00E+00	2,78E-07	kg TEQ
HCl	0,00E+00	0,00E+00	2,97E+02	0,00E+00	5,25E+02	g
1,1,2,2-tetracloroetano	1,48E-06	3,70E-07	2,05E-08	3,70E-07	3,62E-08	Mg
1,1-Dicloroetano	1,90E-06	4,76E-07	2,64E-08	4,76E-07	4,66E-08	Mg
1,1-Dicloroeteno	1,55E-07	3,88E-08	2,15E-09	3,88E-08	3,81E-09	Mg
1,2-Dicloroetano	3,25E-07	8,12E-08	4,51E-09	8,12E-08	7,96E-09	Mg
1,2-Dicloropropano	1,63E-07	4,07E-08	2,26E-09	4,07E-08	3,99E-09	Mg
Bromodichlorometano	4,07E-06	1,02E-06	5,64E-08	1,02E-06	9,97E-08	Mg
Clorobenzeno	2,25E-07	5,63E-08	3,13E-09	5,63E-08	5,52E-09	Mg
Clorodifluorometano	9,00E-07	2,25E-07	1,25E-08	2,25E-07	2,21E-08	Mg
Cloroetano	6,72E-07	1,68E-07	9,32E-09	1,68E-07	1,65E-08	Mg
Cloroformio	2,87E-08	7,17E-09	3,98E-10	7,17E-09	7,03E-10	Mg
Clorometano	2,25E-07	5,63E-08	3,13E-09	5,63E-08	5,52E-09	Mg
Diclorobenzeno	4,85E-07	1,21E-07	6,73E-09	1,21E-07	1,19E-08	Mg
Diclorodifluorometano	2,47E-07	6,18E-08	3,43E-09	6,18E-08	6,06E-09	Mg
Dichlorofluoromethane	1,55E-05	3,87E-06	2,15E-07	3,87E-06	3,80E-07	Mg
Diclorometano	2,14E-06	5,36E-07	2,97E-08	5,36E-07	5,25E-08	Mg
Tricloroetileno	9,52E-06	2,38E-06	1,32E-07	2,38E-06	2,33E-07	Mg
Dibromo etileno	2,95E-06	7,37E-07	4,09E-08	7,37E-07	7,22E-08	Mg
Fluortriclorometano	1,50E-09	3,76E-10	2,09E-11	3,76E-10	3,69E-11	Mg
tetraclorocarbono	8,36E-07	2,09E-07	1,16E-08	2,09E-07	2,05E-08	Mg
Mercúrio (total)	4,93E-09	1,23E-09	6,84E-11	1,23E-09	1,21E-10	Mg
Sulfeto de hidrogênio	4,66E-10	1,16E-10	3,49E-10	1,16E-10	3,49E-10	Mg
Monóxido de Carbono	9,82E-06	2,46E-06	1,36E-07	2,46E-06	2,41E-07	Mg
2-Propanol	3,14E-05	7,85E-06	4,36E-07	7,85E-06	7,70E-07	Mg
Acetona	2,41E-05	6,02E-06	3,34E-07	6,02E-06	5,90E-07	Mg
Benzeno	3,26E-06	8,14E-07	4,52E-08	8,14E-07	7,98E-08	Mg
acrilonitrilo	1,19E-06	2,97E-07	1,65E-08	2,97E-07	2,91E-08	Mg
Tolueno	2,68E-06	6,69E-07	3,71E-08	6,69E-07	6,56E-08	Mg
Xilenos	2,88E-05	7,19E-06	3,99E-07	7,19E-06	7,05E-07	Mg
Butano	1,02E-05	2,55E-06	1,42E-07	2,55E-06	2,50E-07	Mg
Dissulfeto de carbono	2,33E-06	5,82E-07	3,23E-08	5,82E-07	5,70E-08	Mg
Sulfeto de Carbonila	3,54E-07	8,84E-08	4,91E-09	8,84E-08	8,67E-09	Mg
Dimetil sulfeto	2,36E-07	5,89E-08	3,27E-09	5,89E-08	5,78E-09	Mg
Etanol	3,88E-06	9,70E-07	5,38E-08	9,70E-07	9,51E-08	Mg
etanotiol	9,96E-06	2,49E-06	1,38E-07	2,49E-06	2,44E-07	Mg
Etil-benzeno	1,14E-06	2,86E-07	1,59E-08	2,86E-07	2,80E-08	Mg
Hexano	3,91E-06	9,78E-07	5,43E-08	9,78E-07	9,58E-08	Mg

Tabela 6.7. Continuação...

Poluentes	Cenário 02		Cenário 03 - MCI		Cenário 04 - TG		Unidade
	Enc	Enc	Ec	Enc	Ec		
Butanona	4,55E-06	1,14E-06	6,32E-08	1,14E-06	1,12E-07	Mg	
Isohexano	4,10E-06	1,02E-06	5,69E-08	1,02E-06	1,00E-07	Mg	
Metilmercaptana	1,52E-06	3,81E-07	2,11E-08	3,81E-07	3,74E-08	Mg	
Pentano	9,63E-07	2,41E-07	1,34E-08	2,41E-07	2,36E-08	Mg	
Etano	1,91E-06	4,77E-07	2,65E-08	4,77E-07	4,67E-08	Mg	
Tetracloroetileno	2,14E-04	5,36E-05	2,97E-06	5,36E-05	5,25E-06	Mg	
Propano	4,91E-06	1,23E-06	6,82E-08	1,23E-06	1,20E-07	Mg	
t-1,2-Dicloroetano	3,88E-06	9,71E-07	5,39E-08	9,71E-07	9,52E-08	Mg	
Cloreto de vinila	2,17E-06	5,43E-07	3,02E-08	5,43E-07	5,33E-08	Mg	
Vinyl chloride - HAP/VOC	3,65E-06	9,13E-07	5,07E-08	9,13E-07	8,95E-08	Mg	

Como não existem inventários brasileiros para as emissões de curto e longo termo, tive-se de considerar as emissões resultantes da incineração da lama residual da estação de tratamento de chorume. A informações são da Base Econinvent (Doka, 2003).

Tabela 6.8. Emissões da incineração da lama da estação de tratamento de chorume (Doka, 2003).

Poluente	t/t lixo	Poluente	t/t lixo
Alumínio	1,45E-07	CO <sub>2</sub>	2,05E-04
Amônia	1,41E-06	CO	3,3E-6
Antimônio	6,36E-12	Cromo	1,23E-14
Arsênio	8,46E-12	cobalto	1,82E-15
Bário	1,03E-08	Cobre	1,59E-12
Boro	4,25E-07	Cianeto	3,95E-08
Cadmo	3,81E-12	N <sub>2</sub> O	3,88E-06
CO <sub>2</sub> bio	4,50E-03		

## 6.5. Emissões Para Água e Para o Solo

Para inventariar as emissões de lixívia foram coletados dados reais de sua composição no aterro de Betim. Devido às normas ambientais, todo aterro no estado de MG deve realizar análises frequentes do chorume e dos corpos da água adjacentes a bacia hidrográfica do aterro. Porém, as emissões de chorume variam significativamente ao longo dos anos, e para se

realizar um estudo apropriado deve-se conhecer essa variação no curto termo (100 anos), e longo termo (60.000 anos).

Para isto, deve-se conhecer com profundidade a composição química do lixo e as condições físicas e químicas no interior do aterro. Com estes dados, aplicam-se modelos matemáticos para prever as emissões de chorume (SUNDQVIST, 1999). Assim sendo, devido à falta deste tipo de informação recorreu-se à base de dados Ecoinvent (Doka, 2003).

A lixívia contém quantidades significantes de poluentes retirados da massa de lixo. A dinâmica temporal destas emissões é de difícil predição, mas são governadas por parâmetros como pH, potencial de redução, composição química e mineralógica do lixo. Usualmente, os aterros desenvolvem uma fase estável, logo após uma fase de ajuste. Durante esta fase inicial as emissões são altas e necessitem ser constantemente monitoradas. O valor do pH no aterro depende da capacidade do lixo de tamponar o pH do aterro, que é diminuída por:

- Água da chuva contendo gases ácidos ( $\text{HCO}_3$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_2$ , HF, etc.);
- os ácidos produzidos pela degradação do lixo e;
- a lavagem de materiais alcalinos.

Assim que a capacidade de neutralização é usada, o que pode demorar décadas ou séculos após o fechamento do aterro, o pH cai bruscamente e o aterro se torna ácido. Essa mudança leva ao aumento na solubilidade de fases antes estáveis contendo metais pesados, resultando no aumento de emissões de poluentes (Ver Figura 6.2).

Estudos indicam que o potencial de poluição remanescente em um aterro cem anos após seu fechamento é significativo (e.g. Zimmermann et al. 1996, Sundqvist et al. 1997, Hellweg 2000, Doka et al. 2002)<sup>20</sup>. Especialistas neste campo geralmente concordam que, em relação às emissões de longo termo, os aterros não podem ser considerados sistemas estáveis, mesmo se eventos catastróficos forem descartados (Leuenberger 1999, Sabbas et al. 1998, Huber et al. 1996, Lechner 2001)18. Os sistemas de impermeabilização deterioram com o tempo e

---

<sup>20</sup> *apud*: Doka (2007)

possuem um período funcional limitado. Em outras palavras apenas uma pequena parte das substâncias perigosas será lançada ao meio ambiente após cem anos (Doka, 2007).

Na Tabela 6.9 abaixo se apresenta os dados de emissões para a água nos cenários 2, 3 e 4. As emissões são idênticas nas três situações estudadas. As emissões de curto termo, 100 anos, têm como compartimento as águas fluviais, já as de longo termo têm como destino as águas subterrâneas considerando a falha do sistema de impermeabilização.

Tabela. 6.9. Emissão para a água nos Cenários 2, 3 e 4 (Doka, 2003).

Poluente	Compartimento	kg/t	Poluente	Compartimento	kg/t
Alumínio	Água subterrânea	1,2E+01	Chumbo	Água subterrânea	5,0E-01
Alumínio	Rio	5,8E-03	Chumbo	Rio	1,9E-05
Antimônio, íon	Água subterrânea	6,3E-01	Magnésio	Água subterrânea	3,0E+00
Antimônio, íon	Rio	7,6E-01	Magnésio	Rio	3,7E-01
Antimônio	Água subterrânea	2,3E-03	Manganês	Água subterrânea	2,5E-01
Antimônio	Rio	8,8E-05	Manganês	Rio	3,0E-03
Arsênio, íon	Água subterrânea	6,0E-04	Mercúrio	Água subterrânea	1,4E-03
Arsênio, íon	Rio	2,7E-05	Mercúrio	rio	9,5E-07
Bário	Água subterrânea	1,5E-01	Molibdênio	Água subterrânea	7,7E-04
Bário	Rio	6,6E-04	Molibdênio	Rio	3,3E-05
DBO	Água subterrânea	1,9E+01	Níquel, íon	Água subterrânea	1,1E-01
DBO	Rio	3,3E-01	Níquel, íon	Rio	2,3E-04
Boro	Água subterrânea	2,3E-03	Nitrato	Água subterrânea	6,8E-02
Boro	Rio	4,2E-03	Nitrato	Rio	2,8E+00
Brometo	Água subterrânea	1,2E-02	Nitrito	Água subterrânea	3,4E-02
Brometo	Rio	1,7E-03	Nitrito	Rio	1,6E-02
Cadmo íon	Água subterrânea	1,2E-02	Nitrogênio	Rio	2,1E-02
Cadmo íon	Rio	7,1E-05	Nitrogênio	Água subterrânea	1,0E+00
Cálcio, íon	Água subterrânea	1,4E+01	Fosfato	Água subterrânea	1,9E-02
Cálcio, íon	Rio	2,8E-01	Fosfato	Rio	1,5E-02
Cloro	Água subterrânea	5,6E+00	Potássio, íon	Água subterrânea	1,6E+00
Cloro	Rio	1,3E+00	Potássio, íon	Rio	4,3E-01
Cromo VI	Água subterrânea	1,4E-03	Selênio	Água subterrânea	9,0E-05
Cromo VI	Rio	1,8E-04	Selênio	Rio	4,1E-06
Cromo, íon	Rio	5,3E-07	Silício	Água subterrânea	9,4E-01
Cobalto	Água subterrânea	1,3E-03	Silício	Rio	1,3E-02
Cobalto	Rio	5,9E-05	Prata, íon	Água subterrânea	7,1E-04
DQO	Água subterrânea	7,8E+01	Sódio, íon	Água subterrânea	4,1E+00
DQO	Rio	1,0E+00	Sódio, íon	Rio	1,1E+00
Cobre, íon	Água subterrânea	1,2E+00	Sulfato	Água subterrânea	2,9E+00

Tabela. 6.9. Continuação...

Poluente	Compartimento	kg/t	Poluente	Compartimento	kg/t
Cobre, íon	Rio	7,6E-05	Sulfato	Rio	2,9E-01
COD	Água subterrânea	7,1E+01	Estanho, íon	Água subterrânea	7,3E-02
COD	Rio	2,5E-01	Estanho, íon	Rio	5,7E-06
Fluoreto	Água subterrânea	5,0E-02	COT	Água subterrânea	7,1E+01
Fluoreto	Rio	1,1E-03	COT	Rio	2,6E-01
Calor Residual	Água subterrânea	1,1E+04	Vanádio	Água subterrânea	2,7E-03
Calor Residual	Rio	1,1E+04	Vanádio	Rio	9,3E-05
Sulfeto de hidrogênio	Água subterrânea	7,5E-02	Zinco	Água subterrânea	1,1E+00
Iodeto	Água subterrânea	3,8E-06	Zinco	Rio	7,1E-04
Iodeto	Rio	8,2E-06	Ferro, íon	Água subterrânea	2,1E+00
			Ferro, íon	Rio	1,6E-02

## 7. Resultados da AICV

Os resultados da caracterização por unidade funcional (1 Tonelada de RSU), para cada categoria de impacto, serão apresentados separadamente a seguir.

### 7.1. Depleção de Recursos Abióticos

A Figura 7.1 mostra os resultados da AICV para a categoria de impacto Depleção Abiótica.

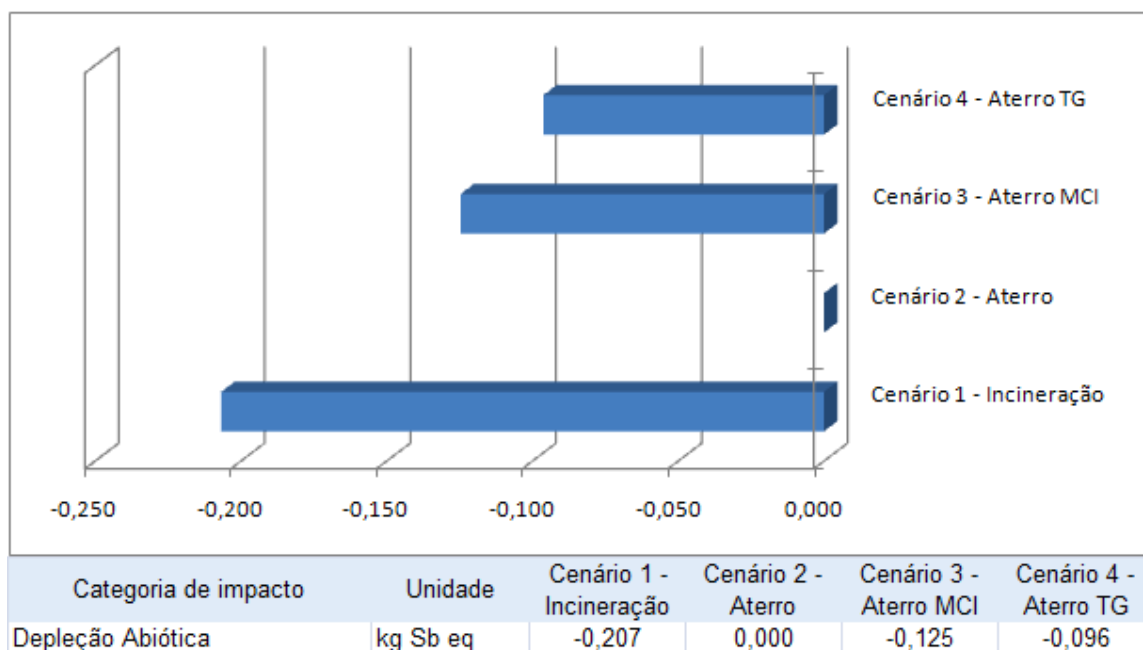


Figura 7.1. Resultados da AICV para Depleção Abiótica.

Os Cenários 1,2 e 4 apresentam valores negativos. Valores negativos na AICV são indicativos de impactos potenciais positivos ao ambiente. A razão destes aspectos ambientais positivos é a geração de energia elétrica para o SIN, a qual evita o consumo de recursos naturais para a geração de eletricidade, tais como: carvão, gás natural e petróleo. O Cenário 2, porém, não gera energia, e tem um pequeno resultado negativo (5,6 E-6 kg Sb eq) devido ao uso de diesel no maquinário que realiza a compactação do lixo no aterro.

## 7.2. Potencial de Aquecimento Global

A Figura 7.2 mostra os resultados da AICV para a categoria de impacto Potencial de Aquecimento Global.

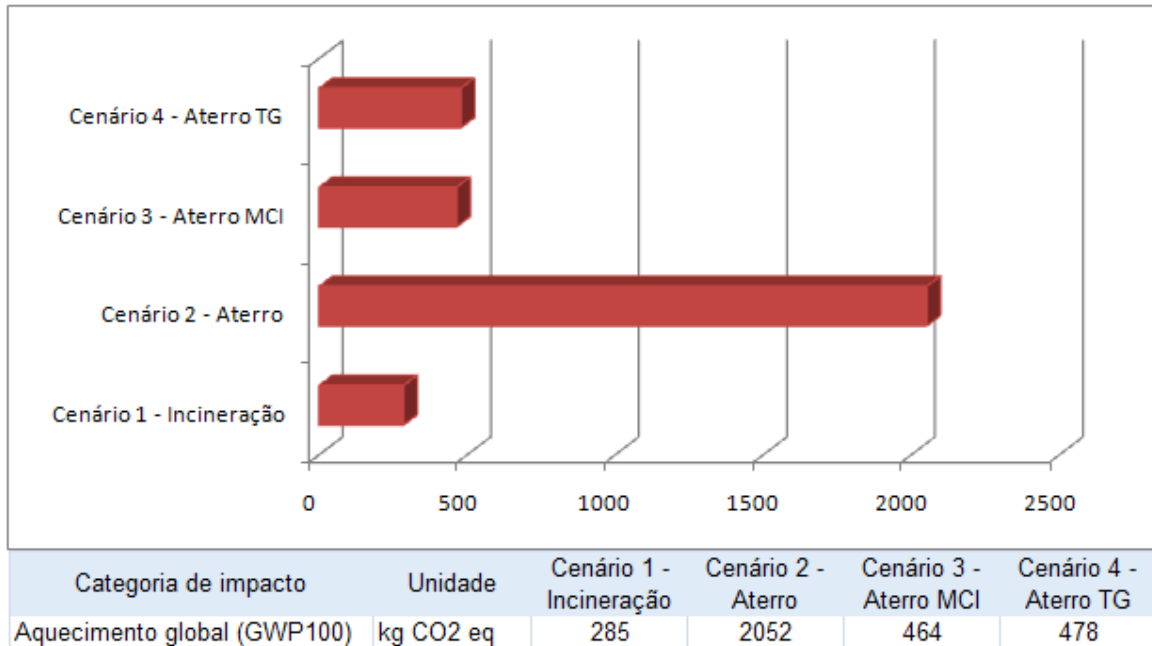


Figura 7.2. Resultados da AICV para Aquecimento Global.

O principal poluente, para esta categoria de impacto, é o CH<sub>4</sub>. As emissões não controladas deste gás no Cenário 2 são responsáveis por 92% do indicador, o restante é devido a outras emissões, principalmente o CFC-12, com 7,7%, o qual possui potencial de aquecimento 10.600 vezes maior que o CO<sub>2</sub>. Apesar de nos Cenários 3 e 4 ocorrer a destruição do metano e dos outros compostos, parte ainda é liberado na atmosfera pelas emissões fugitivas do aterro, o que resulta em potenciais de impacto maiores que no Cenário 1. A diferença entre os Cenário 3 e 4 se deve majoritariamente ao envio de energia para a rede, que é maior com o uso de MCI.

No Cenário 1 (incineração) não há emissões de metano e CFC-12, assim o potencial de impacto é diminuído em 86% em relação ao Cenário 2. As emissões deste cenário são resultado da queima da parte fósil do lixo, as quais são compensadas parcialmente devido ao envio de energia para a rede, em cerca de 30% em relação ao Cenário 2.

### 7.3. Depleção da Camada de Ozônio

A Figura 7.3 mostra os resultados da AICV para a categoria de impacto Depleção da Camada de Ozônio.

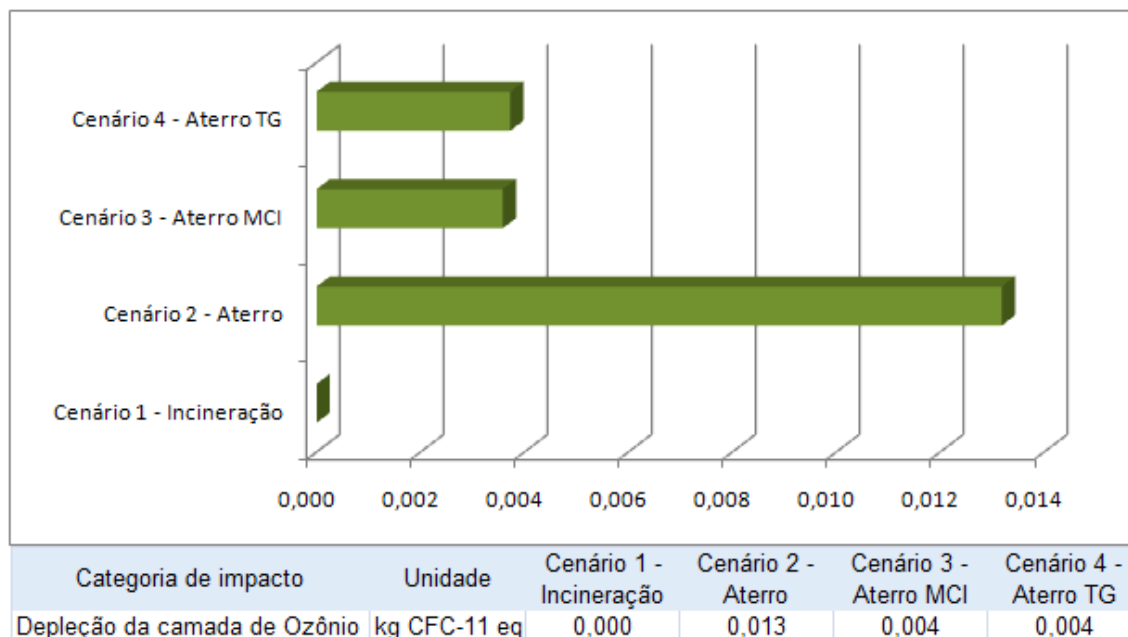


Figura 7.3. Resultados da AICV para Depleção da Camada de Ozônio.

No Cenário 1 não há emissões de compostos prejudiciais a camada de ozônio. Nos Cenários 2, 3 e 4 o principal poluente, para a categoria de impacto, é o CFC-12 responsável por 93% do indicador nos três cenários.

Realmente, o CFC-12 emitido por aterros é significativo. Segundo Hodson *et al*, (2009), no Reino Unido, as emissões de CFC-12 de aterros, são responsáveis por 6% do total de emissões de substâncias causadoras da destruição da camada de ozônio no país. Estas emissões são consequência de certos produtos aterrados como, por exemplo: latas de aerossóis, espumas de poliuretano de células fechadas (usadas em isolamento térmico), e espumas de plástico mole (usados em colchões e mobília).

Como a eficiência de destruição dos compostos é maior com o uso de MCI do que com TG, 97,2% e 94,4%, respectivamente, ocorre uma menor emissão no Cenário 3, porém a diferença nos resultados é pequena, cerca de 4% ou 1,4 E-4 kg de CFC-11 eq.



## 7.4. Toxicidade Humana

A Figura 7.4 mostra os resultados da AICV para a categoria de impacto Toxicidade Humana.

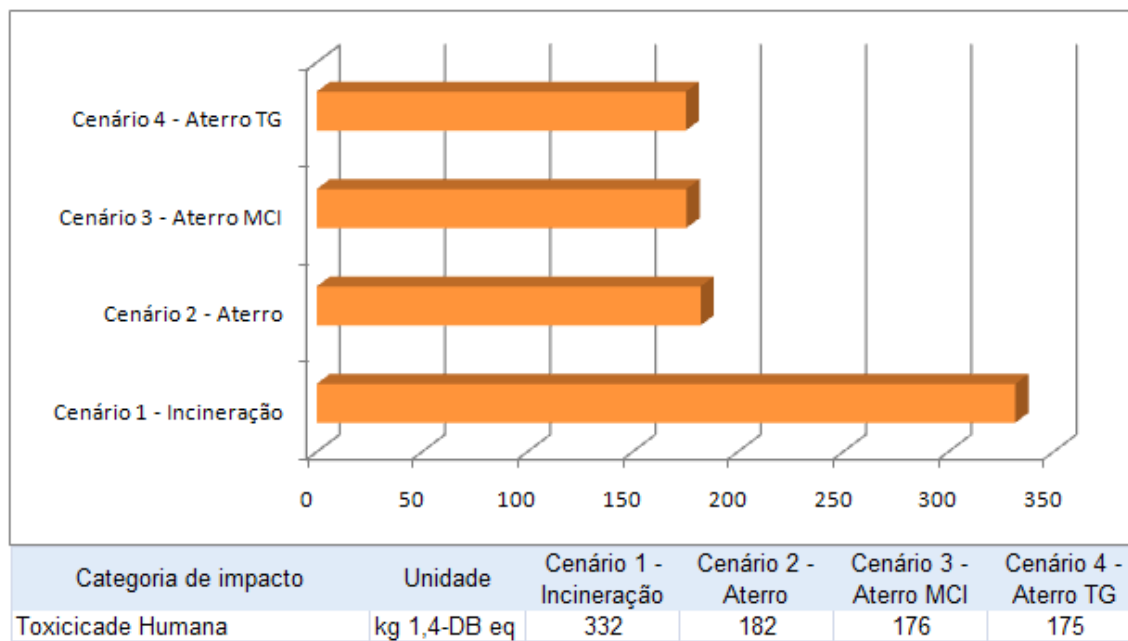


Figura 7.4. Resultados da AICV para Toxicidade Humana.

Muitos compostos emitidos nos cenários avaliados interferem nesta categoria de impacto. O principal nos três casos de aterro é a emissão de Bário para a água, responsável por aproximadamente 53% do impacto nestes cenários e 28% na incineração. A diferença entre o Cenário 1 e os demais se deve, principalmente, a emissão de dioxinas para o ar durante a incineração, que é 134 vezes maior em relação aos cenários de aterro.

Porém, mesmo que as emissões de dioxinas fossem colocadas de acordo com os limites da legislação brasileira (ver Item 5.3), o Cenário 1 ainda teria pior resultado que os outros cenários, ainda que o impacto seja diminuído em cerca de 17%, para 274 kg-DB eq com esta consideração. Isto ocorre, ainda ocorrem altas emissões de compostos tóxicos no aterro de inertes, onde as emissões de antimônio para água são seis vezes maiores que nos aterros comuns, as de selênio três vezes e a de molibdênio duas vezes.

As emissões para a água do aterro de inertes são responsáveis por 73% do impacto no Cenário 1, o restante fica a cargo das emissões para o ar de dioxinas (20%), mercúrio (2%), arsênio (2%) e hexaclorobenzeno – HCB (2%).

A diferença entre os Cenários 2,3 e 4 é pequena. A causa desta diferença é a destruição diferenciada, pelos equipamentos de controle, de compostos tóxicos emitidos para o ar nos Cenários 3 e 4, principalmente o acrilonitrilo e o benzeno.

## 7.5. Acidificação

A Figura 7.5 mostra os resultados da AICV para a categoria de impacto Acidificação.

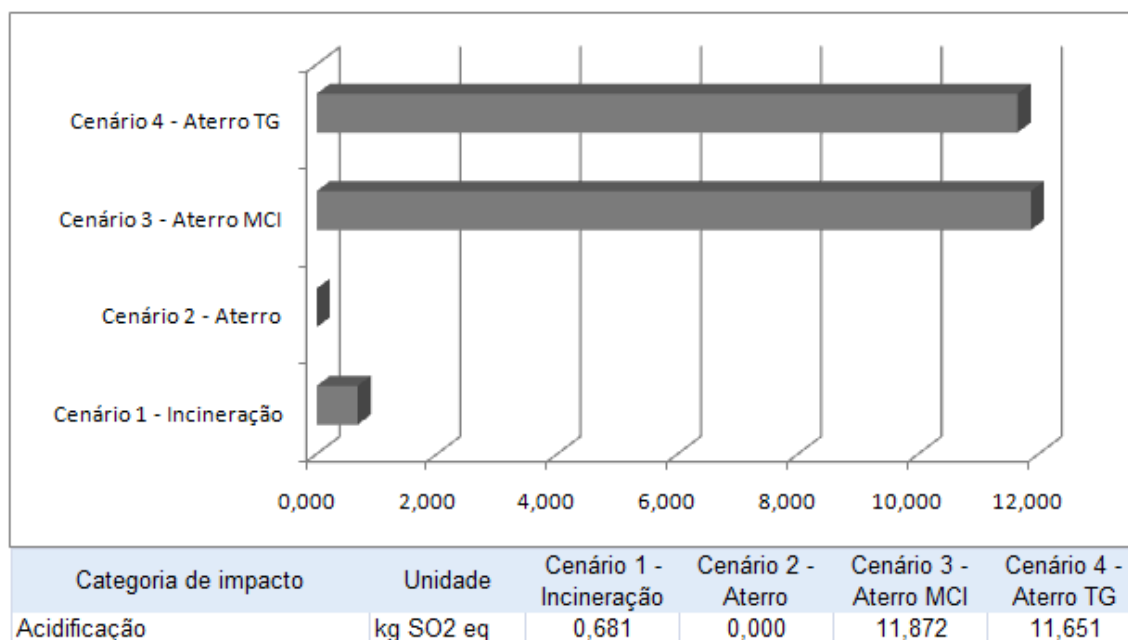


Figura 7.5. Resultados da AICV para Acidificação.

O gás de aterro possui alto teor de compostos com enxofre. Nos Cenários 3 e 4, a queima destes compostos nos equipamentos de controle geram emissões de SO<sub>2</sub>, poluente responsável por praticamente a totalidade do resultado do indicador nos Cenários 3 e 4. A diferença entre os Cenários 3 e 4 se deve as menores emissões de NO<sub>x</sub> das TG. Estes resultados podem ser diminuídos em grande parte pela instalação de equipamento de remoção do enxofre do biogás, não considerados neste estudo.

O resultado no Cenário 2 se deve apenas ao uso de diesel no maquinário de compactação, o que é ínfimo comparado às emissões da queima do biogás e do lixo nos outros cenários. No Cenário 1 os impactos são decorrentes da formação de SO<sub>x</sub> e NO<sub>x</sub> na incineração, 61% e 39% de contribuição para a categoria, respectivamente.

## 7.6. Eutrofização

A Figura 7.6 mostra os resultados da AICV para a categoria de impacto Eutrofização.

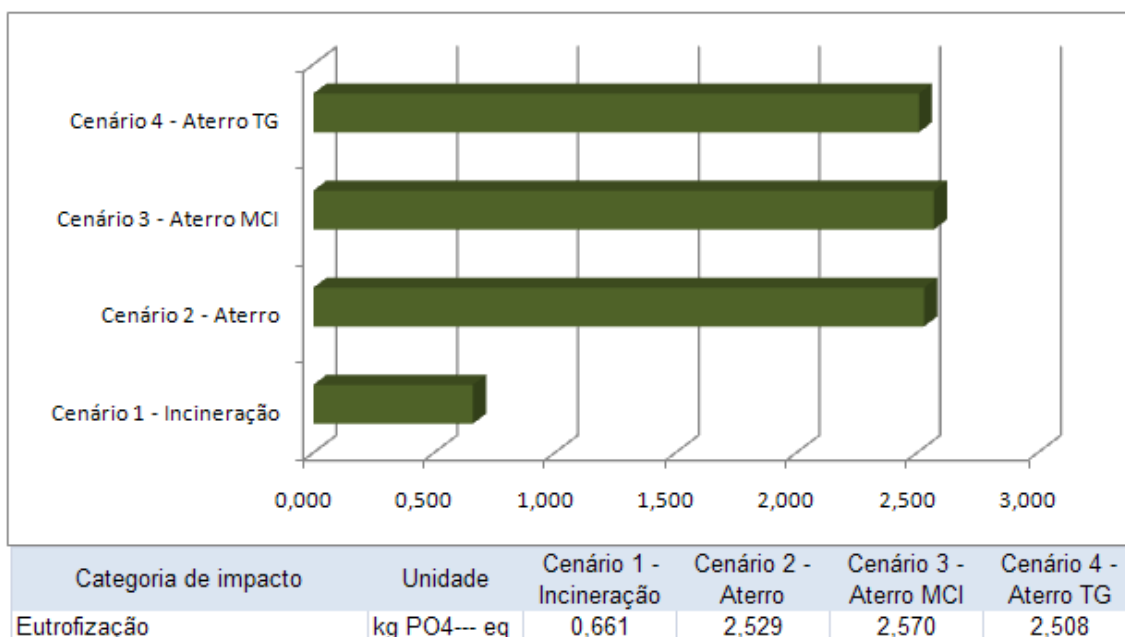


Figura 7.6. Resultados da AICV para Eutrofização.

A diferença entre os cenários de aterro e a incineração se deve a diferença entre as emissões para a água, mais especificamente a alta DQO e as emissões de íons de amônia, nitrato e fosfato nos Cenários 2, 3 e 4. Isto decorre da maior carga orgânica dos aterros comuns, em comparação aos aterros de inertes.

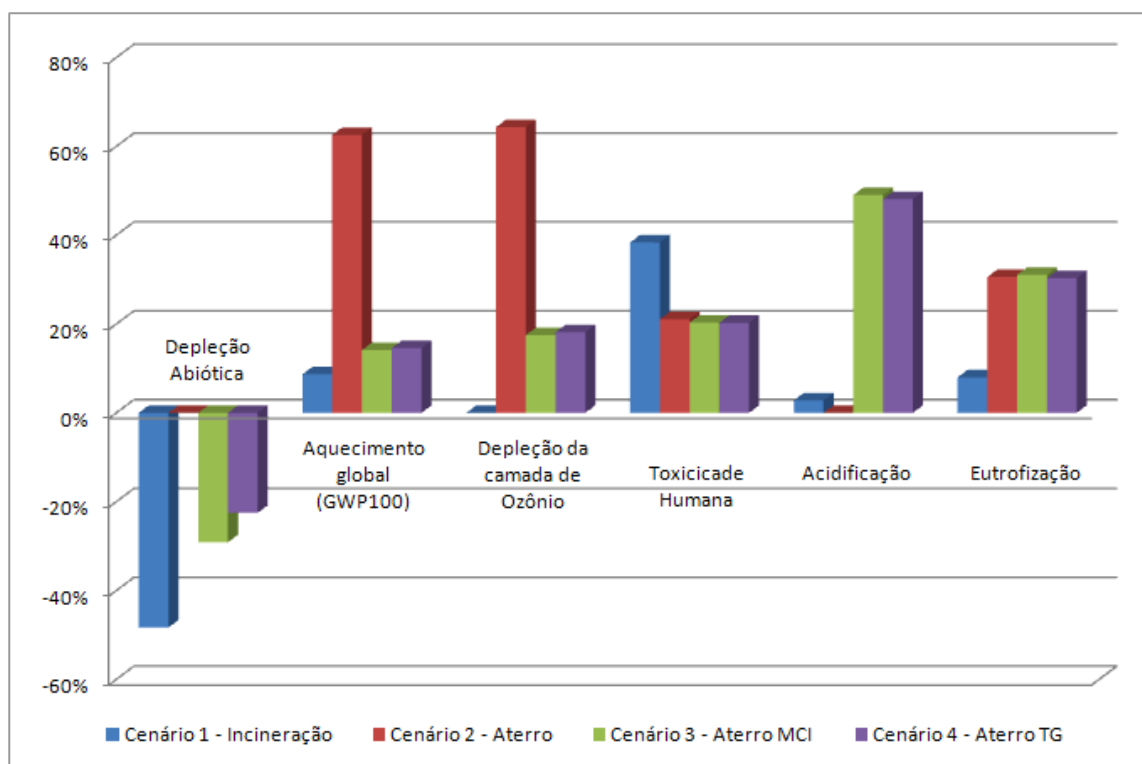
Nos cenários de aterro os principais contribuintes para a categoria são a DQO (69%) íons de amônia (18%) e nitrato (11%). As diferenças entre estes cenários são decorrentes exclusivamente das emissões de óxidos de nitrogênio para o ar, devido às diferenças de geração deste poluente pelas TG e MCI.

## 7.7. Análise Comparativa

A Tabela 7.1 e a Figura 7.7 resumem os resultados da AICV obtidos pela caracterização do inventário utilizando as categorias selecionadas do CML 2000, apresentadas anteriormente.

Tabela 7.1. Resultados da caracterização na AICV.

Categoria de impacto	Unidade	Cenário 1 Incineração	Cenário 2 Aterro	Cenário 3 Aterro MCI	Cenário 4 Aterro TG
Depleção Abiótica	kg Sb eq	-0,207	0,000	-0,125	-0,096
Aquecimento global (GWP100)	kg CO2 eq	285	2052	464	478
depleção da camada de Ozônio	kg CFC-11 eq	0,000	0,013	0,004	0,004
Toxicidade Humana	kg 1,4-DB eq	332	182	176	175
Acidificação	kg SO2 eq	0,681	0,000	11,872	11,651
Eutrofização	kg PO4--- eq	0,661	2,529	2,570	2,508



Categoria de impacto	Cenário 1 - Incineração	Cenário 2 - Aterro	Cenário 3 - Aterro MCI	Cenário 4 - Aterro TG
Depleção Abiótica	-48%	0%	-29%	-23%
Aquecimento global (GWP100)	9%	63%	14%	15%
Depleção da camada de Ozônio	0%	64%	17%	18%
Toxicidade Humana	38%	21%	20%	20%
Acidificação	3%	0%	49%	48%
Eutrofização	8%	31%	31%	30%

Figura 7.7. Resultados da caracterização na AICV.

As porcentagens mostradas na Tabela da Figura 7.7 mostram a relação do indicador considerado para o cenário e a soma do indicador de todos os cenários na categoria considerada.

Os resultados evidenciam que a incineração, com geração de energia, é preferível em relação a aterros sanitários, com ou sem geração de energia, em cinco das seis categorias de impacto ambiental avaliadas, são elas: depleção abiótica, aquecimento global, depleção da camada de ozônio, acidificação e eutrofização. A incineração não foi superior apenas na categoria toxicidade humana, e na categoria acidificação, onde os resultados do indicador são maiores apenas que o aterro sem geração de energia (Cenário 2).

Os MCI são mais eficientes e versáteis para geração de energia com biogás de aterros sanitários, portanto, durante seu ciclo de vida, produzem mais energia que as TG, o que atenuou seus resultados negativos nas categorias estudadas. Além disso, sua taxa de destruição dos compostos perigosos é maior que nas TG. Porém, não foram observadas diferenças consideráveis entre a utilização de TG ou MCI no que concerne a impactos ambientais.

Os MCI foram superiores as TG em três categorias: depleção abiótica, aquecimento global e depleção da camada de ozônio. Nos dois primeiros o motivo foi à maior geração de energia elétrica, e no último a maior eficiência de destruição de poluentes. Porém, as TG se mostraram melhores nas categorias: acidificação e eutrofização; em razão da menor emissão de óxidos de nitrogênio.

A opção com piores resultados foi o Cenário 2, o qual exemplifica a situação atual no aterro. O cenário foi superior apenas na categoria acidificação, pela não formação de óxidos de enxofre e nitrogênio devido à queima do biogás. Na categoria toxicidade humana foi melhor em cerca de 50% que a incineração, porém, ainda inferior aos cenários de aterro com geração de energia.

Como resultado final, procede-se a uma análise normalizada dos resultados com o fatores de normalização do CML 2000 para o mundo em 1995. Os resultados são apresentados na Tabela 7.2 e na Figura 7.8 mostradas a seguir.

Tabela 7.2. Normalização dos resultados dos indicadores, por categoria de impacto, na ra AICV através do CML 2000.

Categoria de impacto	Cenário 1 Incineração	Cenário 2 Aterro	Cenário 3 Aterro MCI	Cenário 4 Aterro TG
Depleção Abiótica	-1,3E-15	3,6E-20	-8,0E-16	-6,2E-16
Aquecimento global	6,9E-15	4,9E-14	1,1E-14	1,2E-14
Depleção da camada de Ozônio	0,0E+00	2,6E-14	7,0E-15	7,2E-15
Toxicidade Humana	5,8E-15	3,2E-15	3,1E-15	3,1E-15
Acidificação	2,1E-15	3,7E-20	3,7E-14	3,6E-14
Eutrofização	5,0E-15	1,9E-14	1,9E-14	1,9E-14

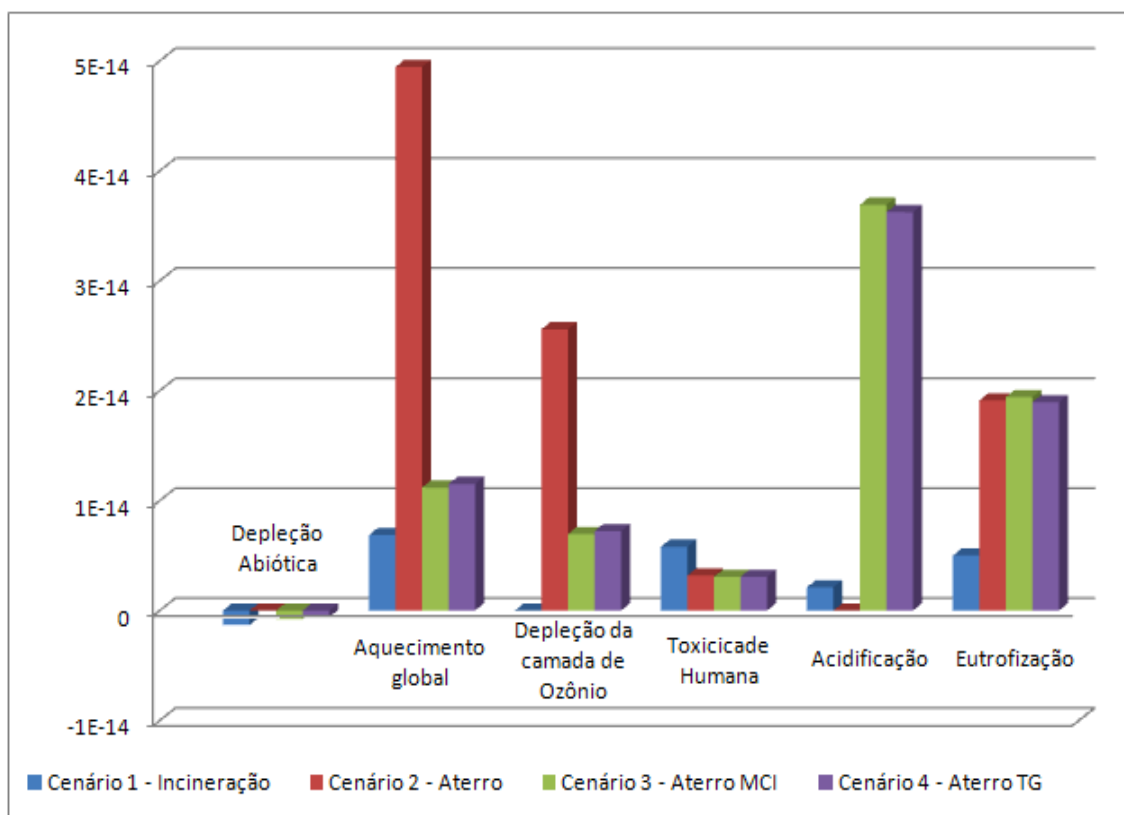


Figura 7.8. Normalização por categoria de impacto dos resultados dos indicadores na AICV

A normalização sugere que os impactos de maior magnitude, em escala global, são respectivamente o aquecimento global no Cenário 2, a acidificação nos Cenários 3 e 4, a depleção da camada de ozônio no Cenário 2, seguida da eutrofização nos cenários de aterro sanitário. Os impactos ambientais nas categorias aquecimento global e depleção da camada de ozônio foram substancialmente diminuídos pela incineração ou pela queima do biogás de aterro nos grupos geradores. Os resultados da categoria acidificação mostram novamente a importância do uso dos equipamentos para a limpeza dos gases de aterro para remoção de

compostos de enxofre e cloro antes de sua queima nos motores e nas turbinas. A capacidade de eutrofização foi significativamente diminuída com a incineração.

Os resultados somados da normalização, mostradas na Figura 7.9 a seguir também devem ser analisados com cautela, como foi explicado, a normalização é uma etapa opcional na ACV devido sua subjetividade e imprecisão científica. Não se pode dizer, por exemplo, que a acidificação é mais ou menos importante que qualquer outra categoria de impacto, pois os impactos são relativos ao ambiente que se pretende estudar. Por exemplo, a eutrofização não é um impacto significativo em um deserto onde águas superficiais e subterrâneas estão a quilômetros de distância.

Porém, é sempre atraente, poder comparar as categorias ajustadas matematicamente a uma base comum. Com isso pode ser ter, ao menos, uma noção da melhor ou pior opção analisada na ACV.

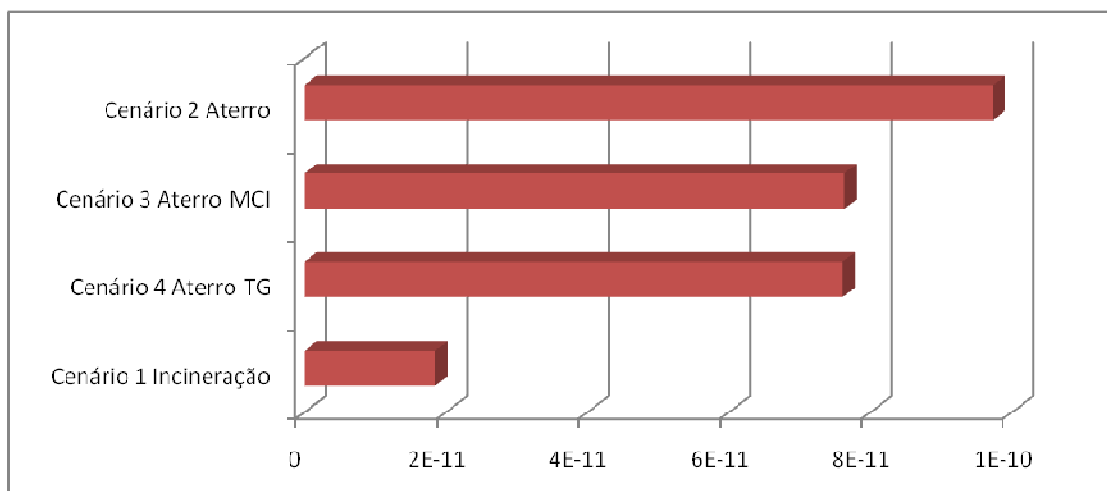


Figura 7.9. Resultados Somados da Normalização na AICV.

Os resultados indicam que a pior opção é a situação atual do aterro de Betim, exemplificada no Cenário 2. A geração de energia com o uso do biogás nos Cenários 3 e 4 diminuiu consideravelmente os impactos em relação ao Cenário 2, porém, não houve diferença significativa pela aplicação de TG ou MCI. A incineração dos resíduos se mostrou a melhor opção tecnológica do ponto de vista ambiental.

A diferença entre a incineração e os cenários de aterro com recuperação de energia se deve aos menores impactos ambientais da incineração em relação aos aterros nas categorias

estudadas. Como já explicado, a incineração foi superior em cinco das seis categorias aqui compreendidas.



## 8. Conclusões

Este estudo objetivou a utilização da ferramenta de ACV para avaliar as opções de disposição final de RSU com e sem geração de energia no contexto brasileiro. Os cálculos do inventário assim como o balanço de energia foram realizados em uma perspectiva de ciclo de vida.

Os resultados mostram que o modelo de gerenciamento do lixo urbano, que precariamente tentou-se implantar no Brasil, é o com pior desempenho do ponto de vista ambiental, mesmo não se propondo a estudar e comparar algo revolucionário em questões tecnológicas. Os países europeus estabeleceram políticas para erradicar os aterros sanitários do continente e focam seus esforços na implementação da “hierarquia do lixo”, portanto, na diminuição de resíduos, na recuperação e na reciclagem dos materiais e da energia nele contido. Os aterros geram um fardo incalculável as futuras gerações e devem ser considerados como ultima opção para dispor os resíduos.

Nas décadas de 80 e 90 a incineração foi coibida nível mundial devido aos impactos ambientais decorrentes de suas emissões de efluentes atmosféricos. Desta maneira, limites rigorosos de emissão foram estipulados ao setor o que a tornou uma tecnologia proibitiva. Porém, à volta por cima se deu através do desenvolvimento dos modernos sistemas de controle de poluição atmosférica, que a tornaram atrativa do ponto de vista ambiental.

Por estes motivos, é preciso repensar a mentalidade em relação à incineração dos resíduos no Brasil. Durante a execução deste trabalho raras referências brasileiras sobre o assunto foram encontradas na literatura, e o pouco que se viu consiste em críticas fundadas nos antigos dogmas da incineração.

Os aterros sanitários foram desenvolvidos exatamente para resolver os problemas sanitários, deste modo, sua implantação, tira o lixo das ruas, evita a proliferação dos vetores de doenças, impede a entrada dos catadores, e limita a contaminação das águas ao menos por um curto período de tempo. No entanto, na esfera ambiental, estes sistemas não passam de uma medida paliativa de curto prazo. Pois ainda, toneladas de recursos escassos e energia são aterrados, e deixa-se espólio ambiental às futuras gerações.

A recuperação energética dos resíduos mostrou-se substancial para diminuir os impactos da disposição e tratamento do lixo urbano no contexto brasileiro. No futuro é necessário

investigar opções mais avançadas para gerar energia com os RSU, incluindo sistemas de reciclagem e recuperação de materiais.

Durante a execução deste trabalho a Política Nacional dos Resíduos Sólidos foi sancionada pelo presidente da república, após 20 anos da entrega de seu texto original. Esta política prevê o uso da ACV para contabilizar os aspectos ambientais dos ciclos de vida de produtos, porém não torna seu uso obrigatório. Caberão as políticas estaduais e as agências ambientais dos estados reconhecerem sua importância e efetivar sua utilização como instrumento para construção de uma sociedade mais parecida com os ideias da sustentabilidade.

A ACV é uma ferramenta importante e poderosa para a avaliação e análise dos aspectos ambientais de sistemas de disposição e tratamento dos resíduos e deve ser encorajada pela política brasileira. A única dificuldade para sua aplicação encontra-se no fato da não disponibilidade de um consistente banco de dados brasileiro para a construção do ICV, o que limita a qualidade de seus resultados no contexto brasileiro.

Para resultados mais sólidos e conclusivos é imprescindível a melhoria dos dados do inventário do ciclo de vida, e para isto é imprescindível à coleta de dados mais precisos das emissões e da composição dos RSU, o que só será possível, com o amadurecimento tecnológico e ambiental do país em relação ao lixo urbano e seu gerenciamento. Por isso, este trabalho não é um estudo conclusivo para as opções estudadas, deve-se estar ciente de suas limitações. A ACV é um processo iterativo, o qual deve ser suprido constantemente à medida que novas informações são obtidas. Assim, deve-se ver este trabalho como um estudo preliminar, para o caso brasileiro, que deve ser aprimorado à medida da maturidade científica e ambiental do país. A ACV é recente no Brasil. Precisam-se conhecer melhor nossos processos produtivos e seus impactos no meio ambiente, para que estas informações subsidiem decisões políticas e estratégicas

Deve ser salientado que os resultados da ACV podem ser alterados com a mudança nas esferas tecnológicas consideradas e/ou pela modificação dos limites dos sistemas estudados. Estes resultados são válidos apenas dentro destes limites e para as informações do inventário do ciclo de vida deste trabalho.

Neste estudo, as opções de gerenciamento do lixo foram investigadas de um ponto de vista exclusivamente ambiental. Por esta razão, ele deve ser auxiliado por outras ferramentas de decisão que considerem os impactos sociais e econômicos do gerenciamento dos RSU.

## 9. Referências Bibliográficas

- ABLP, VII Seminário Nacional de Resíduos Sólidos e Limpeza Pública, Curitiba, 2000
- Assies, J. State of Art: Life-Cycle Assessment. Leiden: SETAC Europe, p. 1–20, 1992.
- Atkins, Gerald. “Integrating material and energy recycling”, *Wastes Management*, Set. 1993.
- Banco Mundial, “Manual para la preparacion de Proyectos de generacion de energia a Partir de gas de rellenos sanitarios em America latina y el Caribe”, Abril, 2004
- Banco Mundial, 2004. Handbook for the Preparation of Landfill Gas to Energy Projects in Latin America and the Caribbean. World Bank – ESMAP (Energy Sector Management Assistance Programme). Prepared by: Conestoga-Rovers & Associates 651 Colby Drive Waterloo, Ontario N2V 1C2. January 2004
- Banco Mundial. Relatório ambiental de geração de energia: planta de minimização de gases efeito estufa e aproveitamento energético do biogas gerado no lixão de Marambaia e no aterro sanitário de Adrianópolis – Nova Iguaçu – RJ – Brasil. Nova Gerar, 2003
- BAUER, P. E. Metodologia e Procedimentos para a Consideração Ambiental no Projeto de Processos Químicos. 2003. 309 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química), Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Química, Campinas, 2003.
- BIRGEMER, H.G. & CRUTZEN, P.J. The production of methane from solid wastes. *Journal of geophysical research*, v. 92, n° D2, pp 2181-2187. 1987.
- Bjarnadóttir H. J. et al. Guidelines for the use of LCA in the waste management sector. Finland nt techn report 517. Published by Nordtest, Internet: [www.nordtest.org](http://www.nordtest.org). 2002
- Bjorklund , A. Finnveden, G. Recycling revisited—life cycle comparisons of global warming impact and total energy use of waste management strategies *Resources. Conservation and Recycling* 44 (2005) 309–317
- CHEHEBE, J. R. Análise do ciclo de vida de produtos: ferramenta gerencial da ISO 14000. São Paulo: Qualitymark, 1998.
- Cherubini F. et al. Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration. doi:10.1016/j. Energy, 2009.

- Cleary J. Life cycle assessments of municipal solid waste management systems: A comparative analysis of selected peer-reviewed literature. *Environment International* 35 (2009) 1256–1266. Volume 35, Issue 8, November 2009, Pages 1256-1266
- COLTRO, L.; GARCIA, E. E. C.; QUEIROZ, G. C. Life Cycle Inventory for Electric Energy System in Brazil. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 8, n. 5, pp. 290–296, 2003.
- Coltro, L.; Mourad, A. L.; Garcia, E. E. C.; Queiroz, G. C.; Gatti, J. B.; Jaime. S. B. M. *Avaliação do Ciclo de Vida como Instrumento de Gestão*. 2007 CETEA/ITAL, Campinas, Brasil
- Consonni S., Giugliano, M., Grosso M., “Alternative strategies for energy recovery from municipal solid waste – Part A: Mass and energy balances”, *Waste Management* 25, pg. 123–135. 2005.
- Copius Peereboom, E., R. Kleijn, S. Lemkowitz and S. Lundie. Influence of inventory data sets on life cycle assessment results. A case study on PVC. *Journal of Industrial Ecology* 2:3 (1999), 109-130.
- Cortez L. A. B., Lora E. E. S. Gómez E. O. *Biomassa Para Energia*. Campinas, SP: Editora da UNICAMP, 2008
- Council Directive 1999/31/EC of the European parliament and of the council of 26 April 1999 on the landfilling of waste. *Official Journal of the European Communities* 1999;L182:1–19.
- Council for Solid Waste Solutions. "Resource and Environmental Profile Analysis of Polyethylene and Unbleached Paper Grocery Sacks." CSWS (800-243-5790), Washington, DC, June 1990.
- CRA – Conestoga-Rovers & Associates (for Waste Treatment Division, Hazardous Waste Branch), *Guidance Document for Landfill Gas Management*, (Environment Canada, Ottawa, 1996)
- Davis, M.L.; Cornwell, D.A. *Introduction to environmental engineering*. 3 ed. Boston-Mass: WCB McGraw-Hill, 1998.
- Doka G. *Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services*. ecoinvent report No. 13, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, December 2007.

Doka G. Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Final report ecoinvent 2000. Volume: 13. Swiss Centre for LCI, EMPA-SG. Dübendorf, CH. 2003

EMEP - European Monitoring and Evaluation Programme. Air pollutant emission inventory guidebook 2006, Technical guidance to prepare national emission inventories, No 11/2006. Published by EEA - European environmental Agency. 2006

EMEP - European Monitoring and Evaluation Programme. Air pollutant emission inventory guidebook 2009, Technical guidance to prepare national emission inventories, No 9/2009. Published by EEA - European environmental Agency. 2009

Ensinas A. V., “Estudo da Geração de Biogás no Aterro Sanitário Delta em Campinas – SP”, Tese (Mestrado). Faculdade de Engenharia Mecânica, UNICAMP. Campinas, 2003.

ENVIRONMENT CANADA – Information Technology (IT) and Telecommunications (Telecom) Waste in Canada, 2001.

Environment International

Fava, J.A.; Denison, R.; Jones, B.; Curran, M.A.; Vigon, B.; Selkes, S.; Barnum, J. (eds.). A technical framework for life-cycle assessment. Washington: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), 1991. 156 p.

Ferreira, J. C. S. Poluição do Meio Ambiente: a problemática do lixo na cidade de Jataí – Goiás. XXIII Congresso de Educação do Sudeste Goiano, UFG, ISSN 1982-0186, 2007.

Ferreira, J.V.R. Análise do ciclo de vida dos produtos. Gestão Ambiental. Lisboa: Instituto Politécnico de Viseu, 2004. 80 p.

Finnveden G. et al. Life Cycle Assessments of Energy from Solid Waste, APPENDIX 5. Stockholms universitet / systemekologiochfoa. September 2000

Finnveden, G. Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems. Resources, Conservation and Recycling 26 (1999) 173–187

Finnveden, G., Johansson, J., Lind, P., Moberg, A., 2005. Life cycle assessment of energy from solid waste-part 1: general methodology and results. Journal of Cleaner Production, 13, pp. 213-229.

GALDIANO, G. P. Inventário do Ciclo de Vida do Papel Offset Produzido no Brasil. 2006. 232 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2006.

Global Greenhouse, 2010 <http://www.global-greenhouse-warming.com/landfill-gas.html>

Goedkoop M., Oele M., “SimaPro 6 – Introduction to LCA with SimaPro”, Product Ecologic consultant. User Manual. 2004.

Goedkoop, M.; Oele, M.; Schryver, A.; Vieira, M. 2008. SimaPro Database Manual Methods library. PRe Consultants, Netherlands.

Gohlke O. & Martin J. Drivers for innovation in waste-to-energy Technology. Waste Management & Research ISSN 0734–242X. Waste Manage Res 2007: 25: 214–219. 2007

Google Earth. Imagem de Satélite captada em 31 de maio de 2008. Site: <http://earth.google.com>. Acesso em 21/11/2008

Guinée, J.B.; Gorrée, M.; Heijuns, R.; Hupes, G.; Kleijn, R.; De Koning, L.; Wegener Sleeswijk, A.; Suh, S. Udo de Haes, H.A.; De Bruijn, H.; Van Duin, R.; Huijbrets, M.A.J. Handbook on Life Cycle Assessment. Operacional Guide to the ISO Standards. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2002.

Harrison et al. A life cycle inventory model of municipal solid waste combustion. Journal of Air & Waste Management Vol. 50 June 2000 pag. 993 – 1003.

HEIJUNGS, R. GUINÉE, J. E HUPPES, G. Impact Categories for Natural Resources and Land Use. Leiden, Netherlands: CML-Centre of Environmental Science, Leiden University, 1997.

Heijungs, R., (1996b). Definitions of Terms and Symbols. Em de Haes, H. (Ed.). Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment, (pp.31-38). Brussels, Belgium: SETAC-Europe.

Hodson E. L. et al. The municipal solid waste landfill as a source of ozone-depleting substances in the United States and United Kingdom. Atmos. Chem. Phys. Discuss., 9, 22803–22831, 2009.

Hsien H. Khoo. Life cycle impact assessment of various waste conversion technologies. Waste Management Volume 29, Issue 6, June 2009, Pages 1892-1900

Huijbregts, M.A.J. Priority Assessment of Toxic Substances in the frame of LCA. Development and application of the multi-media fate, exposure and effect model USES-LCA. IVAM Environmental Science, Universit of Amsterdam, 1999.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (29 de agosto de 2008). Estimativas de população para 1º de julho de 2009, enviadas para o TCU em 29/10/2009. <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2009/default.shtm>. Página visitada em 1 de julho de 2010.

IBGE. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000. Rio de Janeiro: IBGE, 2002.

IBGE. Pesquisa nacional de saneamento básico. Rio de Janeiro: IBGE, 1989.

ICLEI - Brasil - Governos Locais pela Sustentabilidade Manual para aproveitamento do biogás: volume um, aterros sanitários. ICLEI - Governos Locais pela Sustentabilidade, Secretariado para América Latina e Caribe, Escritório de projetos no Brasil, São Paulo, 2009.

IEA – International energy Agency. Task 37: Energy from biological conversion of organic waste. Biogas Production and Utilisation. IEA Bioenergy. 2003, disponível em: <http://www.iea-biogas.net>

IEA, 2010. International Energy Agency. Renewables and Waste in European Union - 27 in 2007. Site: [http://www.iea.org/stats/renewdata.asp?COUNTRY\\_CODE=30](http://www.iea.org/stats/renewdata.asp?COUNTRY_CODE=30). Acesso em 27/07/2010

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Workbook. (Volume 2). 1996a

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories - Emissions from Waste Incineration. 1996b

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan. 2006

ISO 14040:2006 – Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework. Genebra, 2006. 20p.



- KATHIRAVALE S., Yunus M. N. M., K. Sopian, A. H. Samsuddin and R. A. Rahman. Modeling the heating value of Municipal Solid Waste. Fuel Volume 82, Issue 9, June 2003, Pages 1119-1125
- Kiperstok, A.; Coelho, A.; Torres, E.A.; Meira, C.C.; Bradley, S.P.; Rosen, M. Prevenção da Poluição: Tecnologias e Gestão Ambiental. CNI/SENAI, Brasília, 2002.
- Lee, S. HighTemperature Corrosion Phenomena in Waste to Energy Boilers. Work submitted in partial fulfilment of the Requirements for the degree of Doctor of Philosophy in the Graduate School of Arts and Sciences Columbia University, 2009
- Liang, K.; Pirnie M. Regulatory Impacts of Biogas-fired Internal Combustion Engines Air, Water & Energy: Sustainability for Wastewater Treatment Plants. California Water Environment Association Santa Ana River Basin Section June 11, 2009
- McDougall F, White P, Franke M, Hindle P. Integrated solid waste management: a life cycle inventory. 2nd ed.UK: Blackwell Publishing; 2001.
- McDougall, F.R.; White, P.R.; Franke, M. and Hindle, P. 2001. Integrated Solid Waste Management: A Life Cycle Inventory. 2nd edition. Pub BlackWeel Science Ltd., Osney Mead, Oxford England OX2 OEL.
- MCT, Ministério da ciência e Tecnologia. Emissões de gases do efeito estufa no setor energético por fontes móveis. Programa de planejamento energético da COPPE-PPE, Rio de janeiro, RJ, 2006
- Mendes, M. R.; Aramaki, T.; Hanaki, K; Comparison oh the environmental impact of incineration and lanffilling in São Paulo City as determined by LCA. Ver. Waste Management Volume 23, Issue 5, 2003, Pages 403-409
- Menezes R. A. A., Gerlach J. L., Menezes M. A, “Estado Atual da Incineração no Brasil”, VII Seminário Nacional de Resíduos Sólidos e Limpeza Pública, ABLP – Associação Brasileira de Limpeza Pública. 3 a 7 de Abril de 2000, Parque Barigui – Curitiba.
- MOHN J. et al. Determination of biogenic and fossil CO<sub>2</sub> emitted by waste incineration based on CO<sub>2</sub> and mass balances. Bioresource Technology, Volume 99, Issue 14, Pages 6471-6479, September 2008.

Moran M. J. e Shapiro H. N. Princípios de Termodinâmica Para Engenharia. 4º edição, LTC Livros Técnicos e Científicos S. A. 2002

MURPHY, M. L. Waste-to-Energy Technology. Encyclopedia of Energy, Volume 6. r 2004 Elsevier Inc. All rights reserved.

NBR ISO 14044 - Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida, São Paulo: ABNT, Novembro 2006. 10p.

NPI, National Pollutant Inventory. Emission Estimation Technique Manual for Sewage Sludge and Biomedical Waste Incineration. Australian Government Department of the Environment, Water, Heritage and the Arts. First published in February 1999

Obersteiner G. et al. Landfill Modeling in LCA – A contribution based on empirical data. Waste Management Volume 27, Issue 8, Pages S58-S74 Life Cycle Assessment in Waste Management, 2007

Peerboom, E.; Kleijn, R.; Lemkowitz, S.; Lundie, S. Influence of inventory data sets on life-cycle assessment results: A case study on PVC. Journal of Industrial Ecology, v. 2, n. 3, p. 109–130, 1999.

Pennington, D.W.; Potting, J.; Finnveden, G.; Lindeijer, E.; Jolliet, O.; Rydberg, T.; Rebitzer, G. Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice. Environment International. 30, 721–739, 2004.

Pizzol, M.; Christensen, P.; Schmidt, J.; Thomsen, M. Impacts of “metals” on human health: a comparison between nine different methodologies for Life Cycle Impact Assessment (LCIA). Journal of Cleaner Production xxx (2010) 1-11.

Psomopoulos C.S.; Bourka A.; Themelis N.J. Waste-to-energy: A review of the status and benefits in USA. Waste Management 29 (2009) 1718–1724 journal homepage: [www.elsevier.com/locate/wasman](http://www.elsevier.com/locate/wasman)

Rebitzer G, Ekvall T, Frischknecht R, Hunkeler D, Norris G, Rydberg T, et al. Life cycle assessment part 1: framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. Environ Int 2004;30(5):701–20.

Rebitzer, G.; Ekvall, T.; Frischknecht, D.; Hunkeler, D.; Norris, G.; Rydberg, T.; Schmidt, W.P.; Suh, S.; Weidema, B.P., Pennington, D.W. Part 1: Framework, goal and scope

definition, inventory analysis, and applications. *Environment International*, v. 30, p. 701–720, 2004.

Reimann DO. Result of specific data for energy, efficiency rates and coefficients, plant efficiency factors and NCV of 97 European W-t-E plants and determination of the main energy results; Updated July 2006. Bamberg, Germany.

RenoSam. The most efficient waste management system in Europe: Waste-to-energy in Denmark. Prepared for RenoSam by: Rambøll. Copyright © RenoSam and Rambøll 2006. <http://viewer.zmags.com/showmag.php?mid=wsdps>

Ribeiro P.H. Contribuição ao banco de dados brasileiro para apoio a avaliação do ciclo de vida: fertilizantes nitrogenados. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Química. São Paulo, 2009.

Rocha M. H. Uso da análise do ciclo de vida para a comparação do desempenho ambiental de quatro alternativas para tratamento da vinhaça. Dissertação de mestrado. Instituto de Engenharia Mecânica, programa de pós-graduação em Engenharia Mecânica. Universidade Federal de Itajubá. Itajubá, Maio de 2009

SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos – 2007. Secretaria Nacional de Informações sobre Saneamento – Brasília: MCIDADES.SNSA, 2009.

SCS Engineers. Comparative analysis of landfill gas utilization technologies. File No. 0293066, SCS Engineers, Washington, DC, 1997.

SCS Engineers. Comparative analysis of landfill gas utilization technologies. File 0293066, SCS Engineers, Washington, DC, 1997. Apud Bore, 2006

SETAC. Society of Environmental Toxicology and Chemistry. A Technical Framework for Life-Cycle Assessment. Em Fava, J., Denison, R., Jones, B., Curran, M., Vigon, B., Selke, S. e Barnum, J. (Eds.). Workshop report from the Smugglers Notch. Vermont, USA, 1991.

Seye, O. Análise do Ciclo de Vida Aplicada ao Processo Produtivo de Cerâmica Estrutural Tendo Como Insumo Energético Capim Elefante (*Pennisetum Purpureum* Schaum). 2003. 167 f. Tese (Doutorado em Planejamento de Sistemas Energéticos), Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Mecânica, 2003.

SILVA, J. G. Análise do Ciclo de Vida de Tijolos Prensados de Escória de Alto-Forno. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo - CT UFES. Vitória – ES, 2005

SILVA, G. A. Impacto da Avaliação do Ciclo de Vida na Competitividade da Indústria Brasileira: Panorama da Avaliação do Ciclo de Vida. In: Seminário: Impacto da Avaliação do Ciclo de Vida na Competitividade da Indústria Brasileira. São Paulo, 2005. . Disponível em: [http://acv.ibict.br/publicacoes/anais/gil\\_anderi\\_1.pdf](http://acv.ibict.br/publicacoes/anais/gil_anderi_1.pdf). Acesso em 17 jul. 2009.

SILVA, G. A.; KULAY, L. A. Avaliação do ciclo de vida. In: JÚNIOR, A. V.; DEMAJOROVIC, J. (Org.) Modelos e ferramentas de gestão ambiental: desafios e perspectivas para as organizações. São Paulo: Editora Senac, 2006. p. 313 – 336.

SILVA, G.A. Disciplina AQ – 012: Análise de Ciclo de Vida de Processos Industriais. Módulo de Gestão e Tecnologias Ambientais – Programa de Educação Continuada em Engenharia – PECE. Universidade de São Paulo. São Paulo, 2003 [notas de aula].

SILVA, G.A.; RIBEIRO, P.H.; KULAY, L.A. Avaliação do Desempenho Ambiental dos Fertilizantes Químicos no Brasil. In: XVI Congresso Brasileiro de Engenharia Química, 2006, Santos. Anais. São Paulo, 2006. 12 p.

SILVA, J. G. Análise do Ciclo de Vida de Tijolos Prensados de Escória de Alto-forno. 2005. 257 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.

SILVA, P. G. S. Inovação Ambiental na Gestão de Embalagens de Bebidas em Portugal. 2002. 159 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Gestão de Tecnologia) – Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa. 2002.

Spielmann M., Kägi T., Stadler P., Tietje O. (2004) Life Cycle Inventories of Transport Services. Final reportecoinvent 2000. Volume: 14. Swiss Centre for LCI, UNS. Dübendorf, CH.

Stehlík P. Contribution to advances in waste-to-energy technologies. Journal of Cleaner Production Volume 17, Issue 10, July 2009, Pages 919-931

Sundqvist J. O. Life cycles assessments and solid waste Guidelines for solid waste treatment and disposal in LCA, Final Report. AFR-REPORT 279, Print: Swedish Environmental Protection Agency. ISSN 1102-6944. Stockholm, 1999.

Svoboda, S. Note on Life Cycle Analysis. Prepared by, manager of the University of Michigan Corporate Environmental Management Program (CEMP). LCA Note, March 1995

TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H. & VINIL, S. Integrated solid waste management. Engineering principles and management issues. Irwin MacGraw-Hill. 1993.

Themelis, N.J., 2003. An overview of the global waste-to-energy industry. Waste Manage. World 3, 40–47.

Tibor, T.; Feldman, I. ISO 14000: A Guide to the New Environmental Management Standards. Chicago: Irwin Professional Publishing, 1996. 230 p.

U.S. Environmental Protection Agency. "Project Technology Options." LFG Energy Project Development Handbook. 9. Web. 26 Nov. 2009. <<http://www.epa.gov/lmop/res/handbook.htm>>. Sept. 2009

UNEP. United Nations Environment Programme. Solid Waste Management, Volume 1. ISBN: 92-807-2676-5. Copyright United Nations Environment Programme, (2005).

UNFCCC – United Nations Framework Convention on Climate Change. Kyoto protocol reference manual on accounting of emissions and assigned amount. 2008 [http://unfccc.int/essential\\_background/background\\_publications\\_htmlpdf/items/2625.php](http://unfccc.int/essential_background/background_publications_htmlpdf/items/2625.php)

USEPA, United States Environment Protection Agency. Air Emissions from Municipal Solid Waste Landfills – Background Information for Proposed Standards and Guidelines. Emission Standards Division. March 1991. EPA-450/3-90-011a.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. AP 42, Fifth Edition, Volume I, Chapter 2: Solid Waste Disposal. 2.1 Refuse Combustion, Final Section - Supplement B, October 1996

USEPA, United States Environmental Protection Agency. AP 42, Fifth Edition, Volume I, Chapter 2: Solid Waste Disposal, 2.4 Municipal Solid Waste Landfills, Draft Section - October 2008.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. AP 42, Fifth Edition, Volume I, Chapter 2: Solid Waste Disposal, Background Document - Background Information Document for Updating AP42, September 2009.

Usina Verde, 2010. <http://www.usinaverde.com.br> (Acesso em 20/05/2010)

Vale, C. S. Custos ambientais, sociais e econômicos da escolha inadequada de local para a disposição final dos resíduos sólidos urbanos: o caso da cidade de juiz de fora. Dissertação de Mestrado. Programa de pós-graduação em ciência ambiental. Universidade Federal Fluminense Niterói, 2007.

Vehlow, J. State of the art of incineration technologies, Proceedings of the Venice 2006 biomass and waste to energy symposium IWWG – International Waste Working Group & CISA – Environmental Sanitary Engineering Center, Venice, Italy, November 29–December 1 (2006).

Wenzel. H.; Hauschild, M.; Alting L. Environmental assessment of products. Bontou/Dordrecht/London: Kluwer Academic Publishers. v.1 e 2. 1997.

Yokote, A.Y. Inventário do Ciclo de Vida da Distribuição de Energia Elétrica no Brasil. 2003. 369 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), Universidade de São Paulo, Escola Politécnica, São Paulo, 2003.

ZAMORANO M., Pérez J. I. P., Pavés I. A., Ridao A. R. Study of the energy potential of the biogas produced by an urban waste landfill in Southern Spain. Renewable and Sustainable Energy Reviews Volume 11, Issue 5, June 2007, Pages 909-922

# Anexo I

Balço Eléctrico no Cenário 3 (Aterro com MCI)

Ano	RSU [t]	Produção de Metano [t/ano]	Emissões de Metano [m <sup>3</sup> médios/h]	Potência Bruta Biogás de aterro [kW]	Consumo de Energia no Aterro [MWh]	kW max	kW Instalado	MWh.ano líquido
1996	2437	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,00E+01	0,00E+00	0,00E+00	-3,00E+01
1997	26989	1,43E+01	2,42E+00	1,70E+01	3,00E+01	5,62E+00	0,00E+00	-3,00E+01
1998	35886	1,72E+02	2,91E+01	2,04E+02	3,00E+01	6,75E+01	0,00E+00	-3,00E+01
1999	39931	3,70E+02	6,26E+01	4,40E+02	4,10E+01	1,45E+02	0,00E+00	-4,10E+01
2000	43857	5,78E+02	9,76E+01	6,87E+02	4,71E+01	2,27E+02	0,00E+00	-4,71E+01
2001	43297	7,93E+02	1,34E+02	9,43E+02	5,35E+01	3,11E+02	3,00E+02	2,35E+03
2002	48880	9,88E+02	1,67E+02	1,18E+03	5,93E+01	3,88E+02	3,00E+02	2,34E+03
2003	45961	1,20E+03	2,03E+02	1,43E+03	6,56E+01	4,72E+02	3,00E+02	2,33E+03
2004	47520	1,38E+03	2,34E+02	1,65E+03	7,10E+01	5,43E+02	3,00E+02	2,33E+03
2005	50361	1,56E+03	2,64E+02	1,86E+03	7,62E+01	6,12E+02	6,00E+02	4,72E+03
2006	53414	1,74E+03	2,94E+02	2,07E+03	8,15E+01	6,83E+02	6,00E+02	4,72E+03
2007	55742	1,93E+03	3,25E+02	2,29E+03	8,70E+01	7,56E+02	6,00E+02	4,71E+03
2008	56556	2,11E+03	3,57E+02	2,51E+03	9,25E+01	8,28E+02	6,00E+02	4,71E+03
2009	57382	2,29E+03	3,87E+02	2,72E+03	9,77E+01	8,97E+02	6,00E+02	4,70E+03
2010	58219	2,45E+03	4,15E+02	2,92E+03	1,03E+02	9,63E+02	9,00E+02	7,10E+03
2011	59069	2,62E+03	4,42E+02	3,11E+03	1,07E+02	1,03E+03	9,00E+02	7,09E+03
2012	59932	2,77E+03	4,68E+02	3,29E+03	1,12E+02	1,09E+03	9,00E+02	7,09E+03
2013	60807	2,92E+03	4,93E+02	3,47E+03	1,16E+02	1,14E+03	9,00E+02	7,08E+03
2014	61695	3,06E+03	5,17E+02	3,64E+03	1,21E+02	1,20E+03	9,00E+02	7,08E+03
2015	62595	3,19E+03	5,40E+02	3,80E+03	1,25E+02	1,25E+03	1,20E+03	9,48E+03
2016	63509	3,32E+03	5,62E+02	3,95E+03	1,28E+02	1,30E+03	1,20E+03	9,47E+03
2017	0	3,45E+03	5,83E+02	4,10E+03	1,32E+02	1,35E+03	1,20E+03	9,47E+03
2018	0	3,20E+03	5,40E+02	3,80E+03	1,25E+02	1,25E+03	9,00E+02	7,08E+03
2019	0	2,96E+03	5,00E+02	3,52E+03	1,18E+02	1,16E+03	9,00E+02	7,08E+03
2020	0	2,74E+03	4,63E+02	3,26E+03	1,11E+02	1,08E+03	9,00E+02	7,09E+03
2021	0	2,54E+03	4,29E+02	3,02E+03	1,05E+02	9,95E+02	9,00E+02	7,09E+03
2022	0	2,35E+03	3,97E+02	2,79E+03	9,95E+01	9,22E+02	9,00E+02	7,10E+03
2023	0	2,17E+03	3,67E+02	2,59E+03	9,44E+01	8,53E+02	6,00E+02	4,71E+03
2024	0	2,01E+03	3,40E+02	2,39E+03	8,96E+01	7,90E+02	6,00E+02	4,71E+03
2025	0	1,86E+03	3,15E+02	2,22E+03	8,52E+01	7,31E+02	6,00E+02	4,71E+03
2026	0	1,73E+03	2,92E+02	2,05E+03	8,11E+01	6,77E+02	6,00E+02	4,72E+03
2027	0	1,60E+03	2,70E+02	1,90E+03	7,73E+01	6,27E+02	6,00E+02	4,72E+03
2028	0	1,48E+03	2,50E+02	1,76E+03	7,38E+01	5,81E+02	6,00E+02	4,57E+03
2029	0	1,37E+03	2,32E+02	1,63E+03	7,06E+01	5,38E+02	3,00E+02	2,33E+03
2030	0	1,27E+03	2,14E+02	1,51E+03	6,76E+01	4,98E+02	3,00E+02	2,33E+03
2031	0	1,17E+03	1,98E+02	1,40E+03	6,48E+01	4,61E+02	3,00E+02	2,34E+03
2032	0	1,09E+03	1,84E+02	1,29E+03	6,22E+01	4,27E+02	3,00E+02	2,34E+03
2033	0	1,01E+03	1,70E+02	1,20E+03	5,98E+01	3,95E+02	0,00E+00	-5,98E+01
2034	0	9,32E+02	1,58E+02	1,11E+03	5,76E+01	3,66E+02	0,00E+00	-5,76E+01
2035	0	8,63E+02	1,46E+02	1,03E+03	5,56E+01	3,39E+02	0,00E+00	-5,56E+01
2036	0	7,99E+02	1,35E+02	9,50E+02	5,37E+01	3,14E+02	0,00E+00	-5,37E+01

Balanco Elétrico no Cenário 3 (Aterro com MCI) Continuação...

Ano	RSU [t]	Produção de Metano [t/ano]	Emissões de Metano [m <sup>3</sup> médios/h]	Potência Bruta Biogás de aterro [kW]	Consumo de Energia no Aterro	kW max	kW Instalado	MWh.ano líquido
2037	0	7,40E+02	1,25E+02	8,80E+02	5,19E+01	2,90E+02	0,00E+00	-5,19E+01
2038	0	6,85E+02	1,16E+02	8,14E+02	5,03E+01	2,69E+02	0,00E+00	-5,03E+01
2039	0	6,34E+02	1,07E+02	7,54E+02	4,88E+01	2,49E+02	0,00E+00	-4,88E+01
2040	0	5,87E+02	9,92E+01	6,98E+02	4,74E+01	2,30E+02	0,00E+00	-4,74E+01
2041	0	5,44E+02	9,19E+01	6,46E+02	4,61E+01	2,13E+02	0,00E+00	-4,61E+01
2042	0	5,03E+02	8,51E+01	5,99E+02	4,49E+01	1,98E+02	0,00E+00	-4,49E+01
2043	0	4,66E+02	7,88E+01	5,54E+02	4,38E+01	1,83E+02	0,00E+00	-4,38E+01
2044	0	4,31E+02	7,29E+01	5,13E+02	4,28E+01	1,69E+02	0,00E+00	-4,28E+01
2045	0	3,99E+02	6,75E+01	4,75E+02	4,18E+01	1,57E+02	0,00E+00	-4,18E+01
2046	0	3,70E+02	6,25E+01	4,40E+02	4,10E+01	1,45E+02	0,00E+00	-4,10E+01
2047	0	3,42E+02	5,79E+01	4,07E+02	4,01E+01	1,34E+02	0,00E+00	-4,01E+01
2048	0	3,17E+02	5,36E+01	3,77E+02	3,94E+01	1,24E+02	0,00E+00	-3,94E+01
2049	0	2,94E+02	4,96E+01	3,49E+02	3,87E+01	1,15E+02	0,00E+00	-3,87E+01
2050	0	2,72E+02	4,59E+01	3,23E+02	3,80E+01	1,07E+02	0,00E+00	-3,80E+01
2051	0	2,52E+02	4,25E+01	2,99E+02	3,75E+01	9,88E+01	0,00E+00	-3,75E+01
2052	0	2,33E+02	3,94E+01	2,77E+02	3,69E+01	9,14E+01	0,00E+00	-3,69E+01
2053	0	2,16E+02	3,65E+01	2,57E+02	3,64E+01	8,47E+01	0,00E+00	-3,64E+01
2054	0	2,00E+02	3,38E+01	2,38E+02	3,59E+01	7,84E+01	0,00E+00	-3,59E+01
2055	0	1,85E+02	3,13E+01	2,20E+02	3,55E+01	7,26E+01	0,00E+00	-3,55E+01
2056	0	1,71E+02	2,89E+01	2,04E+02	3,51E+01	6,72E+01	0,00E+00	-3,51E+01
2057	0	1,59E+02	2,68E+01	1,89E+02	3,47E+01	6,22E+01	0,00E+00	-3,47E+01
2058	0	1,47E+02	2,48E+01	1,75E+02	3,43E+01	5,76E+01	0,00E+00	-3,43E+01
2059	0	1,36E+02	2,30E+01	1,62E+02	3,40E+01	5,33E+01	0,00E+00	-3,40E+01
2060	0	1,26E+02	2,13E+01	1,50E+02	3,37E+01	4,94E+01	0,00E+00	-3,37E+01
2061	0	1,17E+02	1,97E+01	1,39E+02	3,34E+01	4,57E+01	0,00E+00	-3,34E+01
2062	0	1,08E+02	1,82E+01	1,28E+02	3,32E+01	4,23E+01	0,00E+00	-3,32E+01
2063	0	9,99E+01	1,69E+01	1,19E+02	3,30E+01	3,92E+01	0,00E+00	-3,30E+01
2064	0	9,25E+01	1,56E+01	1,10E+02	3,27E+01	3,63E+01	0,00E+00	-3,27E+01
2065	0	8,56E+01	1,45E+01	1,02E+02	3,25E+01	3,36E+01	0,00E+00	-3,25E+01
2066	0	7,93E+01	1,34E+01	9,43E+01	3,23E+01	3,11E+01	0,00E+00	-3,23E+01
2067	0	7,34E+01	1,24E+01	8,73E+01	3,22E+01	2,88E+01	0,00E+00	-3,22E+01
2068	0	6,80E+01	1,15E+01	8,08E+01	3,20E+01	2,67E+01	0,00E+00	-3,20E+01
2069	0	6,29E+01	1,06E+01	7,48E+01	3,19E+01	2,47E+01	0,00E+00	-3,19E+01
2070	0	5,83E+01	9,84E+00	6,93E+01	3,17E+01	2,29E+01	0,00E+00	-3,17E+01
2071	0	5,39E+01	9,11E+00	6,41E+01	3,16E+01	2,12E+01	0,00E+00	-3,16E+01
2072	0	4,99E+01	8,44E+00	5,94E+01	3,15E+01	1,96E+01	0,00E+00	-3,15E+01
2073	0	4,62E+01	7,81E+00	5,50E+01	3,14E+01	1,81E+01	0,00E+00	-3,14E+01
2074	0	4,28E+01	7,23E+00	5,09E+01	3,13E+01	1,68E+01	0,00E+00	-3,13E+01
2075	0	3,96E+01	6,70E+00	4,71E+01	3,12E+01	1,56E+01	0,00E+00	-3,12E+01
2076	0	3,67E+01	6,20E+00	4,36E+01	3,11E+01	1,44E+01	0,00E+00	-3,11E+01



Balanco Elétrico no Cenário 4 (Aterros com TG)								
Ano	Lixo [t]	Produção de Metano [t/ano]	Emissões de Metano [m <sup>3</sup> médios/h]	Potência Bruta Biogás de aterro [kW]	Consumo de Energia no Aterro [MWh]	kW max	kW Instalado	MWh.ano líquido
1996	2437	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,00E+01	0,00E+00	0,00E+00	-3,00E+01
1997	26989	1,43E+01	2,42E+00	1,70E+01	3,00E+01	4,77E+00	0,00E+00	-3,00E+01
1998	35886	1,72E+02	2,91E+01	2,04E+02	3,00E+01	5,73E+01	0,00E+00	-3,00E+01
1999	39931	3,70E+02	6,26E+01	4,40E+02	4,10E+01	1,23E+02	0,00E+00	-4,10E+01
2000	43857	5,78E+02	9,76E+01	6,87E+02	4,71E+01	1,92E+02	0,00E+00	-4,71E+01
2001	43297	7,93E+02	1,34E+02	9,43E+02	5,35E+01	2,64E+02	0,00E+00	-5,35E+01
2002	48880	9,88E+02	1,67E+02	1,18E+03	5,93E+01	3,29E+02	3,00E+02	2,34E+03
2003	45961	1,20E+03	2,03E+02	1,43E+03	6,56E+01	4,00E+02	3,00E+02	2,33E+03
2004	47520	1,38E+03	2,34E+02	1,65E+03	7,10E+01	4,61E+02	3,00E+02	2,33E+03
2005	50361	1,56E+03	2,64E+02	1,86E+03	7,62E+01	5,20E+02	3,00E+02	2,32E+03
2006	53414	1,74E+03	2,94E+02	2,07E+03	8,15E+01	5,80E+02	3,00E+02	2,32E+03
2007	55742	1,93E+03	3,25E+02	2,29E+03	8,70E+01	6,41E+02	6,00E+02	4,71E+03
2008	56556	2,11E+03	3,57E+02	2,51E+03	9,25E+01	7,03E+02	6,00E+02	4,71E+03
2009	57382	2,29E+03	3,87E+02	2,72E+03	9,77E+01	7,61E+02	6,00E+02	4,70E+03
2010	58219	2,45E+03	4,15E+02	2,92E+03	1,03E+02	8,17E+02	6,00E+02	4,70E+03
2011	59069	2,62E+03	4,42E+02	3,11E+03	1,07E+02	8,71E+02	6,00E+02	4,69E+03
2012	59932	2,77E+03	4,68E+02	3,29E+03	1,12E+02	9,22E+02	9,00E+02	7,09E+03
2013	60807	2,92E+03	4,93E+02	3,47E+03	1,16E+02	9,71E+02	9,00E+02	7,08E+03
2014	61695	3,06E+03	5,17E+02	3,64E+03	1,21E+02	1,02E+03	9,00E+02	7,08E+03
2015	62595	3,19E+03	5,40E+02	3,80E+03	1,25E+02	1,06E+03	9,00E+02	7,08E+03
2016	63509	3,32E+03	5,62E+02	3,95E+03	1,28E+02	1,11E+03	9,00E+02	7,07E+03
2017	0	3,45E+03	5,83E+02	4,10E+03	1,32E+02	1,15E+03	9,00E+02	7,07E+03
2018	0	3,20E+03	5,40E+02	3,80E+03	1,25E+02	1,06E+03	9,00E+02	7,08E+03
2019	0	2,96E+03	5,00E+02	3,52E+03	1,18E+02	9,85E+02	9,00E+02	7,08E+03
2020	0	2,74E+03	4,63E+02	3,26E+03	1,11E+02	9,12E+02	6,00E+02	4,69E+03
2021	0	2,54E+03	4,29E+02	3,02E+03	1,05E+02	8,45E+02	6,00E+02	4,69E+03
2022	0	2,35E+03	3,97E+02	2,79E+03	9,95E+01	7,82E+02	6,00E+02	4,70E+03
2023	0	2,17E+03	3,67E+02	2,59E+03	9,44E+01	7,24E+02	6,00E+02	4,71E+03
2024	0	2,01E+03	3,40E+02	2,39E+03	8,96E+01	6,70E+02	6,00E+02	4,71E+03
2025	0	1,86E+03	3,15E+02	2,22E+03	8,52E+01	6,21E+02	6,00E+02	4,71E+03
2026	0	1,73E+03	2,92E+02	2,05E+03	8,11E+01	5,75E+02	3,00E+02	2,32E+03
2027	0	1,60E+03	2,70E+02	1,90E+03	7,73E+01	5,32E+02	3,00E+02	2,32E+03
2028	0	1,48E+03	2,50E+02	1,76E+03	7,38E+01	4,93E+02	3,00E+02	2,33E+03
2029	0	1,37E+03	2,32E+02	1,63E+03	7,06E+01	4,56E+02	3,00E+02	2,33E+03
2030	0	1,27E+03	2,14E+02	1,51E+03	6,76E+01	4,22E+02	3,00E+02	2,33E+03
2031	0	1,17E+03	1,98E+02	1,40E+03	6,48E+01	3,91E+02	0,00E+00	-6,48E+01
2032	0	1,09E+03	1,84E+02	1,29E+03	6,22E+01	3,62E+02	0,00E+00	-6,22E+01
2033	0	1,01E+03	1,70E+02	1,20E+03	5,98E+01	3,35E+02	0,00E+00	-5,98E+01
2034	0	9,32E+02	1,58E+02	1,11E+03	5,76E+01	3,10E+02	0,00E+00	-5,76E+01
2035	0	8,63E+02	1,46E+02	1,03E+03	5,56E+01	2,87E+02	0,00E+00	-5,56E+01

Balanco Elétrico no Cenário 4 (Aterros com TG) Continuação...								
Ano	Lixo [t]	Produção de Metano [t/ano]	Emissões de Metano [m <sup>3</sup> médios/h]	Potência Bruta Biogás de aterro [kW]	Consumo de Energia no Aterro [MWh]	kW max	kW Instalado	MWh.ano líquido
2036	0	7,99E+02	1,35E+02	9,50E+02	5,37E+01	2,66E+02	0,00E+00	-5,37E+01
2037	0	7,40E+02	1,25E+02	8,80E+02	5,19E+01	2,46E+02	0,00E+00	-5,19E+01
2038	0	6,85E+02	1,16E+02	8,14E+02	5,03E+01	2,28E+02	0,00E+00	-5,03E+01
2039	0	6,34E+02	1,07E+02	7,54E+02	4,88E+01	2,11E+02	0,00E+00	-4,88E+01
2040	0	5,87E+02	9,92E+01	6,98E+02	4,74E+01	1,95E+02	0,00E+00	-4,74E+01
2041	0	5,44E+02	9,19E+01	6,46E+02	4,61E+01	1,81E+02	0,00E+00	-4,61E+01
2042	0	5,03E+02	8,51E+01	5,99E+02	4,49E+01	1,68E+02	0,00E+00	-4,49E+01
2043	0	4,66E+02	7,88E+01	5,54E+02	4,38E+01	1,55E+02	0,00E+00	-4,38E+01
2044	0	4,31E+02	7,29E+01	5,13E+02	4,28E+01	1,44E+02	0,00E+00	-4,28E+01
2045	0	3,99E+02	6,75E+01	4,75E+02	4,18E+01	1,33E+02	0,00E+00	-4,18E+01
2046	0	3,70E+02	6,25E+01	4,40E+02	4,10E+01	1,23E+02	0,00E+00	-4,10E+01
2047	0	3,42E+02	5,79E+01	4,07E+02	4,01E+01	1,14E+02	0,00E+00	-4,01E+01
2048	0	3,17E+02	5,36E+01	3,77E+02	3,94E+01	1,06E+02	0,00E+00	-3,94E+01
2049	0	2,94E+02	4,96E+01	3,49E+02	3,87E+01	9,77E+01	0,00E+00	-3,87E+01
2050	0	2,72E+02	4,59E+01	3,23E+02	3,80E+01	9,05E+01	0,00E+00	-3,80E+01
2051	0	2,52E+02	4,25E+01	2,99E+02	3,75E+01	8,38E+01	0,00E+00	-3,75E+01
2052	0	2,33E+02	3,94E+01	2,77E+02	3,69E+01	7,76E+01	0,00E+00	-3,69E+01
2053	0	2,16E+02	3,65E+01	2,57E+02	3,64E+01	7,18E+01	0,00E+00	-3,64E+01
2054	0	2,00E+02	3,38E+01	2,38E+02	3,59E+01	6,65E+01	0,00E+00	-3,59E+01
2055	0	1,85E+02	3,13E+01	2,20E+02	3,55E+01	6,16E+01	0,00E+00	-3,55E+01
2056	0	1,71E+02	2,89E+01	2,04E+02	3,51E+01	5,70E+01	0,00E+00	-3,51E+01
2057	0	1,59E+02	2,68E+01	1,89E+02	3,47E+01	5,28E+01	0,00E+00	-3,47E+01
2058	0	1,47E+02	2,48E+01	1,75E+02	3,43E+01	4,89E+01	0,00E+00	-3,43E+01
2059	0	1,36E+02	2,30E+01	1,62E+02	3,40E+01	4,52E+01	0,00E+00	-3,40E+01
2060	0	1,26E+02	2,13E+01	1,50E+02	3,37E+01	4,19E+01	0,00E+00	-3,37E+01
2061	0	1,17E+02	1,97E+01	1,39E+02	3,34E+01	3,88E+01	0,00E+00	-3,34E+01
2062	0	1,08E+02	1,82E+01	1,28E+02	3,32E+01	3,59E+01	0,00E+00	-3,32E+01
2063	0	9,99E+01	1,69E+01	1,19E+02	3,30E+01	3,33E+01	0,00E+00	-3,30E+01
2064	0	9,25E+01	1,56E+01	1,10E+02	3,27E+01	3,08E+01	0,00E+00	-3,27E+01
2065	0	8,56E+01	1,45E+01	1,02E+02	3,25E+01	2,85E+01	0,00E+00	-3,25E+01
2066	0	7,93E+01	1,34E+01	9,43E+01	3,23E+01	2,64E+01	0,00E+00	-3,23E+01
2067	0	7,34E+01	1,24E+01	8,73E+01	3,22E+01	2,44E+01	0,00E+00	-3,22E+01
2068	0	6,80E+01	1,15E+01	8,08E+01	3,20E+01	2,26E+01	0,00E+00	-3,20E+01
2069	0	6,29E+01	1,06E+01	7,48E+01	3,19E+01	2,09E+01	0,00E+00	-3,19E+01
2070	0	5,83E+01	9,84E+00	6,93E+01	3,17E+01	1,94E+01	0,00E+00	-3,17E+01
2071	0	5,39E+01	9,11E+00	6,41E+01	3,16E+01	1,80E+01	0,00E+00	-3,16E+01
2072	0	4,99E+01	8,44E+00	5,94E+01	3,15E+01	1,66E+01	0,00E+00	-3,15E+01
2073	0	4,62E+01	7,81E+00	5,50E+01	3,14E+01	1,54E+01	0,00E+00	-3,14E+01
2074	0	4,28E+01	7,23E+00	5,09E+01	3,13E+01	1,43E+01	0,00E+00	-3,13E+01
2075	0	3,96E+01	6,70E+00	4,71E+01	3,12E+01	1,32E+01	0,00E+00	-3,12E+01
2076	0	3,67E+01	6,20E+00	4,36E+01	3,11E+01	1,22E+01	0,00E+00	-3,11E+01