



INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES
Autarquia Associada à Universidade de São Paulo

**ANÁLISE DE ECOEFICIÊNCIA DE TÉCNICAS PARA TRATAMENTO E
DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

CIBELE DMITRIJEVAS

**Dissertação apresentada como parte
dos requisitos para a obtenção do
Grau de Mestre em Ciências na Área
de Tecnologia Nuclear – Materiais.**

Orientadora:

Profa. Dra. Maria Ap. Faustino Pires

São Paulo

2010

INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES
Autarquia Associada à Universidade de São Paulo

**ANÁLISE DE ECOEFICIÊNCIA DE TÉCNICAS PARA TRATAMENTO E
DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

CIBELE DMITRIJEVAS

**Dissertação apresentada como parte
dos requisitos para a obtenção do
Grau de Mestre em Ciências na Área
de Tecnologia Nuclear – Materiais.**

Orientadora:

Profa. Dra. Maria Ap. Faustino Pires

São Paulo

2010

AGRADECIMENTOS

A Deus pela força e saúde em todos os momentos.

Aos meus pais que sempre deram suporte e incentivo na minha vida acadêmica e profissional.

Ao meu sempre companheiro, Paulo Cesar Salim, pela força, incentivo, vibração e compreensão em todos os momentos.

A Dra. Maria Aparecida Faustino Pires, pela oportunidade, estímulo, tolerância e valiosa orientação.

Ao Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, IPEN-CNEN/SP e ao Centro de Química e Meio Ambiente, CQMA, pela oportunidade de desenvolver este trabalho.

A Sueli Oliveira pela cumplicidade, paciência e revisão do trabalho, além de compartilhar seu enorme conhecimento e experiência, me energizando com novos conceitos, estímulos e idéias.

A todos da Fundação Espaço ECO pelas valiosas contribuições, em especial aos amigos Mariana Miyuki Arakaki, Carolina Maggi Ribeiro e Leonardo Vitoriano da Silva.

A Sonia Chapman e Mabel Minto por abrir as portas da Fundação Espaço ECO para a aplicação da ferramenta e permitir minha participação em reuniões, apresentações, treinamentos e discussões com toda equipe.

A Geórgia Cunha pelo apoio e incentivo no trabalho.

A Essencis Soluções Ambientais (unidades de incineração e aterro sanitário) pelas informações prestadas que puderam viabilizar o trabalho.

Ao amigo Gonçalo Siqueira pela vibração, incentivo e incansáveis ajudas em todos os momentos.

“O valor de todo o conhecimento está no seu vínculo com as nossas necessidades, aspirações e ações; de outra forma, o conhecimento torna-se um simples lastro de memória, capaz apenas - como um navio que navega com demasiado peso - de diminuir a oscilação da vida quotidiana”.

V. O. Kliutchevski (historiador russo)

RESUMO

ANÁLISE DE ECOEFICIÊNCIA DE TÉCNICAS PARA TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

CIBELE DMITRIJEVAS

Os resíduos sólidos urbanos são um dos grandes problemas da sociedade atual. Nesse sentido é necessário discutir soluções para o destino dos resíduos gerados diariamente, cada vez mais em maior quantidade, sendo imperativo avançar na busca de alternativas, não só na busca de novas tecnologias e soluções, como também o aprimoramento das metodologias hoje empregadas para resolver este relevante problema, especialmente nos grande centros urbanos. Esta dissertação expõe o resultado de uma avaliação econômico-ambiental comparativa realizada por meio de uma metodologia desenvolvida pela BASF, entre duas potenciais tecnologias: aterro sanitário e a incineração com recuperação de energia. Para viabilizar o trabalho, as informações utilizadas foram tanto de dados reais – aterro sanitário e incinerador – Essencis Soluções Ambientais S.A., (assumindo algumas premissas) quanto a utilização de dados secundários, utilizando o estudo de Arena et al., 2003. Esta ferramenta de Análise de Ecoeficiência abrange a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), que é uma técnica para avaliar as entradas e saídas de matéria e energia e os impactos ambientais potenciais associados a todas as etapas de extração de recursos e suas transformações, além do uso e disposição final do produto. Os dados obtidos na avaliação ambiental são apresentados segundo as categorias principais, usando um método de ponderação desenvolvido pela BASF e compreendem o consumo de recursos naturais, consumo de recursos energéticos, emissões para o ar, água e solo, potencial de toxicidade humana, acidentes do trabalho, doenças ocupacionais e uso da terra. A avaliação econômica, neste trabalho, levou em consideração os custos envolvidos na operação e manutenção das técnicas de disposição ou tratamento dos resíduos sólidos urbanos. O estudo comparativo considerou a disposição ou tratamento de 7.324.109.000 quilogramas de resíduos sólidos urbanos. Como resultado, a matriz de ecoeficiência aponta que o incinerador é a alternativa que mais se destaca, considerando o perfil ambiental e econômico, dentro das premissas adotadas neste estudo e levando-se em consideração que é uma técnica com aproveitamento de energia.

ABSTRACT

ECO-EFFICIENCY ANALYSIS OF TECHNIQUES FOR DISPOSAL OF URBAN SOLID WASTE

CIBELE DMITRIJEVAS

Municipal solid waste is one of the major problems of modern society. In this sense it is necessary to discuss solutions to the fate of waste generated daily, increasingly in larger amounts, being imperative to advance the search for alternatives, not only in search of new technologies and solutions, as well as the improvement of methodologies currently employed to solve this relevant issue, especially in large urban centers. This paper presents the results of a comparative economic-environmental assessment performed by a method developed by BASF, two potential technologies: landfill and incineration with energy recovery. To facilitate the work, the information used were both real data - landfill and incinerator - Essencis Soluções Ambientais S.A., (assuming some assumptions) and the use of secondary data, using the study of Arena et al., 2003. This Eco-efficiency Analysis tool covers the methodology of Life Cycle Assessment (LCA), which is a technique to evaluate the inputs and outputs of matter and energy and the potential environmental impacts associated with all stages of resource extraction and their transformations, and the use and final disposal of the product. The data in the environmental assessment are presented according to major categories, using a weighting method developed by BASF and understand the consumption of natural resources, consumption of energy resources, air emissions, water and soil, potential for human toxicity, accidents work, occupational diseases and land use. Economic evaluation in this work took into account the costs involved in operation and maintenance of disposal techniques or treatment of waste. The comparative study found the treatment or disposal of 7.324109 billion kilograms of waste. As a result, the array of eco-efficiency indicates that the incinerator is the alternative that stands out, considering the environmental and economic profile, within the assumptions made in this study and taking into account which is a technique with energy recovery.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	OBJETIVOS.....	8
2.1	Objetivo geral	8
2.2	Objetivos específicos	8
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	10
3.1	Sustentabilidade.....	10
3.2	Metodologia de Análise de Ecoeficiência	11
3.3	Avaliação do Ciclo de Vida.....	12
3.3.1	Definição de objetivo e escopo.....	14
3.3.1.1	Função, unidade funcional e fluxos de referência	15
3.3.1.2	Fronteira do sistema.....	16
3.3.1.3	Análise do inventário	16
3.3.1.4	Avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV)	17
3.3.1.5	Interpretação do ciclo de vida.....	18
3.4	Ferramenta para análise de ecoeficiência.....	18
3.4.1.1	Parâmetros e categorias de impacto ambiental	18
3.4.1.2	Consumo de recursos naturais.....	19
3.4.1.3	Consumo de recursos energéticos.....	21
3.4.1.4	Emissões.....	21
3.4.1.4.1	Emissões para o ar	21
3.4.1.4.2	Emissões para a água (efluentes líquidos)	23
3.4.1.4.3	Emissões para o solo (resíduos sólidos)	24
3.4.1.5	Acidentes de trabalho e doenças ocupacionais	25
3.4.1.6	Potencial de toxicidade humana.....	25
3.4.1.7	Uso da terra.....	28
3.4.2	Ponderação, Normalização e Fatores	29
3.4.2.1	Fatores de agregação	30

3.4.2.2	Normalização	30
3.4.3	Impressão Ambiental.....	31
3.4.4	Fatores de relevância.....	32
3.4.5	Fator de Opinião Social.....	33
3.4.6	Vertente Econômica	34
3.4.7	Matriz de Ecoeficiência	35
3.5	Resíduos Sólidos	36
3.5.1	Definição	36
3.5.2	Composição	38
3.6	Tecnologias	39
3.6.1	Aterros Sanitários.....	39
3.6.1.1	Decomposição dos Resíduos.....	40
3.6.1.2	Geração de gases	41
3.6.1.3	Sistema de drenagem e tratamento do Biogás	42
3.6.1.4	Fatores que influenciam a produção do biogás.....	44
3.6.1.5	Geração de chorume.....	45
3.6.1.6	Sistema de drenagem do chorume	46
3.6.2	Incineração com recuperação de energia	46
3.6.3	Processo Térmico por Plasma	51
3.6.4	Compostagem	52
4	JUSTIFICATIVAS	53
5	PARTE EXPERIMENTAL	54
5.1	Definição do objetivo e escopo.....	55
5.2	Definição dos sistemas de produto.....	56
5.3	Definição da unidade funcional	56
5.4	Definição do fluxo de referência	56
5.5	Definição da fronteira geográfica	56

5.6	Definição da fronteira temporal	57
5.7	Definição da fronteira tecnológica.....	57
5.8	Análise do Inventário	58
5.8.1	Coleta de dados - Aterro Sanitário	58
5.8.1.1	Uso da Terra	63
5.8.1.2	Acidentes de Trabalho e Doenças Ocupacionais.....	63
5.8.1.3	Potencial de Toxicidade Humana.....	63
5.8.1.4	Custos	64
5.8.2	Coleta de dados – Incinerador	65
5.8.2.1	Uso da Terra	70
5.8.2.2	Acidentes do Trabalho e Doenças Ocupacionais.....	71
5.8.2.3	Potencial de Toxicidade Humana.....	71
5.8.2.4	Custos	73
5.9	MODELAGEM DAS UNIDADES DE PROCESSO	73
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	75
6.1	CONSUMO DE RECURSOS ENERGÉTICOS	75
6.2	CONSUMO DE RECURSOS NATURAIS.....	76
6.3	EMISSÕES.....	80
6.3.1	EMISSÕES PARA A ÁGUA (EFLUENTES).....	80
6.3.2	EMISSÕES PARA O SOLO (RESÍDUOS SÓLIDOS)	84
6.3.3	EMISSÕES PARA O AR (EMISSÕES ATMOSFÉRICAS).....	86
6.4	POTENCIAL DE TOXICIDADE HUMANA.....	89
6.5	USO DA TERRA	92
6.6	ACIDENTES DO TRABALHO E DOENÇAS OCUPACIONAIS	95
6.7	CUSTOS	95
6.8	IMPRESSÃO AMBIENTAL.....	96

6.9	MATRIZ DE ECOEFICIÊNCIA.....	98
6.10	Análise de Sensibilidade	100
7	CONCLUSÃO	104
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	106

LISTA DE TABELAS

TABELA 1. Variação da composição do RSU no Estado de São Paulo ao longo dos anos.	2
TABELA 2. Fator de ponderação para os recursos naturais.....	20
TABELA 3. Fatores de equivalência para emissões atmosféricas.....	22
TABELA 4. Fator referente ao volume crítico de diluição para cada parâmetro do efluente líquido.....	24
TABELA 5. Pontuação correspondente as Frases R.	27
TABELA 6. Fator de ponderação para o uso da terra.	29
TABELA 7. Resumo dos fatores de equivalência utilizados na metodologia de ecoeficiência para cada categoria de impacto.	30
TABELA 8. Inventário consolidado dos dados de entrada do sistema de produto “Aterro Sanitário”.....	59
TABELA 9. Inventário consolidado dos dados de saída do sistema de produto “Aterro Sanitário”.....	59
TABELA 10. Padrões de lançamento de efluentes nos corpos de água (legislação brasileira – Resolução CONAMA 357/05).....	62
TABELA 11. Acidentes de trabalho ocorridos no aterro sanitário.	63
TABELA 12. Pontuação de toxicidade humana e exposição aos riscos para os dados de entrada e saída do aterro sanitário para a UF definida no estudo.	64
TABELA 13. Composição do RSU (%) considerada no estudo realizado por Arena et al. (2003).....	66
TABELA 14. Inventário consolidado com os dados de entrada do sistema de produto “Incinerador”.	68
TABELA 15. Inventário consolidado com os dados de saída do sistema de produto “Incinerador”.....	69
TABELA 16. Inventário consolidado com os dados de entrada do sistema de produto “Incinerador” relacionados para a Unidade Funcional.	69
TABELA 17. Inventário consolidado com os dados de saída do sistema de produto “Incinerador” relacionados para a Unidade Funcional.	70
TABELA 18. Acidentes de trabalho ocorridos no incinerador.	71
TABELA 19. Pontuação de toxicidade humana e exposição aos riscos para os dados de entrada e saída do incinerador para a UF definida no estudo.....	72

TABELA 20. Modelagem utilizada para o sistema de produto “Aterro Sanitário”..	74
TABELA 21. Modelagem utilizada para o sistema de produto “Incinerador”.....	74
TABELA 22. Consumo de recursos naturais para a alternativa “Aterro Sanitário”.	77
TABELA 23. Consumo de recursos naturais (ponderação = kg x <i>Mik value</i>) para a alternativa “Aterro Sanitário”.	78
TABELA 24. Consumo de recursos naturais para a alternativa “Incinerador”.....	78
TABELA 25. Consumo de recursos naturais (ponderação = kg x <i>Mik value</i>) para a alternativa “Incinerador”.	79
TABELA 26. Quantidade de efluente gerado na alternativa “Aterro Sanitário” com os respectivos parâmetros de emissão.....	81
TABELA 27. Resultados dos volumes críticos de água (L de água/UF) para diluição dos poluentes para a alternativa “Aterro Sanitário”.....	82
TABELA 28. Quantidade de efluente gerado na alternativa “Incinerador” com os respectivos parâmetros.....	82
TABELA 29. Resultados dos volumes críticos de água (L de água/UF) para diluição dos poluentes para a alternativa “Incinerador”.....	83
TABELA 30. Resultados dos parâmetros de emissão para o solo (resíduos sólidos gerados kg/UF) para a alternativa “Aterro Sanitário”.	84
TABELA 31. Resultados dos parâmetros de emissão para o solo (resíduos sólidos gerados kg/UF) para a alternativa “Incinerador”.	85
TABELA 32. Resultados dos parâmetros de emissão para o solo (resíduos municipais kg/UF) para a alternativa “Aterro Sanitário” após a aplicação do fator de ponderação.....	85
TABELA 33. Resultados dos parâmetros de emissão para o solo (resíduos municipais kg/UF) para a alternativa “Incinerador” após a aplicação do fator de ponderação.....	85
TABELA 34. Emissões para o ar referentes à alternativa “Aterro Sanitário”.....	87
TABELA 35. Emissões para o ar por categoria de impacto referentes à alternativa “Aterro Sanitário”.....	87
TABELA 36. Emissões para o ar referentes à alternativa “Incinerador”.....	88
TABELA 37. Emissões para o ar por categoria de impacto referentes à alternativa “Incinerador”.....	88

TABELA 38. Potencial de toxicidade humana (calculado para a UF) para a alternativa “Aterro Sanitário”.....	90
TABELA 39. Potencial de toxicidade humana (calculado para a UF) para a alternativa “Incinerador”.....	91
TABELA 40. Uso da terra (m ² a) para a alternativa “Aterro Sanitário”.....	92
TABELA 41. Uso da terra (m ² a) para a alternativa “Incinerador”.....	93
TABELA 42. Criticidade de consumos das diferentes áreas e seu impacto na avaliação ambiental global (m ² a) para a alternativa “Aterro Sanitário”.....	93
TABELA 43. Criticidade de consumos das diferentes áreas e seu impacto na avaliação ambiental global (m ² a) para a alternativa “Incinerador”.....	94
TABELA 44. Resumo dos resultados obtidos por categoria de impacto para as alternativas “Aterro Sanitário” e “Incinerador”.....	98

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1. Pontuação de toxicidade humana.....	28
FIGURA 2. Exemplificação da Impressão Ambiental – Perfis Ambientais.	32
FIGURA 3. Fatores de relevância adotados na análise de ecoeficiência regionalizados para o Brasil.....	33
FIGURA 4. Fatores de opinião social adotados na análise de ecoeficiência regionalizados para o Brasil.....	34
FIGURA 5. Exemplificação da Matriz de Ecoeficiência.....	36
FIGURA 6. Fluxograma do sistema de produto “Aterro Sanitário”.....	57
FIGURA 7. Fluxograma do sistema de produto “Incinerador”.....	57
FIGURA 8. Consumo de recursos energéticos para as alternativas “aterro sanitário” e “incinerador”.....	76
FIGURA 9. Consumo de recursos naturais, expresso em kg de prata equivalente/UF para as alternativas “aterro sanitário” e “incinerador”.....	80
FIGURA 10. Volume crítico de água para cada unidade de processo das alternativas “aterro sanitário” e “incinerador”.....	84
FIGURA 11. Quantidade (kg) de resíduo municipal equivalente para cada unidade de processo para as alternativas “aterro sanitário” e “incinerador”.....	86
FIGURA 12. Categoria de impacto ambiental para as alternativas “aterro sanitário” e “incinerador”.....	89
FIGURA 13. Potencial de Toxicidade Humana para as alternativas “aterro sanitário” e “incinerador”.....	92
FIGURA 14. Uso da terra para as alternativas “aterro sanitário” e “incinerador”...	94
FIGURA 15. Acidentes do Trabalho e Doenças ocupacionais (normalizado e ponderado) para as alternativas “aterro sanitário” e “incinerador”.....	95
FIGURA 16. Custo em R\$/Unidade Funcional (normalizado) para as alternativas “aterro sanitário” e “incinerador”.....	96
FIGURA 17. Impressão Ambiental encontrada para as alternativas “aterro sanitário” e “incinerador”.....	97
FIGURA 18. Fator de Ponderação para as alternativas “aterro sanitário” e “incinerador”.....	99

FIGURA 19. Matriz de Ecoeficiência para as alternativas “aterro sanitário” e “incinerador” (Caso Base).....	99
FIGURA 20. Matriz de Ecoeficiência para o Cenário I.	100
FIGURA 21. Matriz de Ecoeficiência para o Cenário II.	101
FIGURA 22. Matriz de Ecoeficiência para o Cenário III.	102
FIGURA 23. Matriz de Ecoeficiência para o Cenário IV.....	102
FIGURA 24. Matriz de Ecoeficiência para o Cenário V.....	103

LISTA DE ABREVIATURAS

MiK-Values: Concentração máxima de poluição.

RSU: Resíduo Sólido Urbano.

DQO: Demanda Química de Oxigênio.

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio.

AOX: Organohalogenados Totais.

MPs: Metais Pesados.

HCs: Hidrocarbonetos.

EE: Efeito Estufa.

DCO: Potencial de Destruição da Camada de Ozônio.

FFO: Potencial de Formação Fotoquímica do Ozônio.

CA: Potencial de acidificação – Chuva Ácida.

MSDS: *Material Safety Data Sheet.*

PIB: Produto Interno Bruto.

ACV: Avaliação de Ciclo de Vida.

ICV: Análise de Inventário do Ciclo de Vida.

AICV: Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida.

PCI: Poder Calorífico Inferior.

1 INTRODUÇÃO

Desde o início da história da humanidade, os resíduos ou materiais excedentes de cada processo eram simplesmente descartados no ambiente. As tecnologias de produção e a química envolvida nos produtos foram escolhidas em uma época que se acreditava que as substâncias geradas eram completamente atenuadas pelo solo, ar ou água, quando compradores podiam se dar ao luxo de prestar pouca ou nenhuma atenção aos impactos adversos do que se produzia. O ambiente se encarregava de absorver os resíduos descartados pelo homem e a produção. Lidar com resíduos provenientes da produção de bens e serviços era considerado antieconômico, pois havia espaço suficiente para descartar o pequeno volume e não existia limitação para a utilização de matérias primas e disposição dos resíduos gerados.

Com o aumento da população mundial, o descarte dos resíduos sólidos se tornou cada vez mais problemático e, por conseqüência, o acúmulo destes resíduos, além de disseminar substâncias tóxicas no ambiente, pode influenciar na saúde e na qualidade de vida dos indivíduos (Giannetti et al., 2007; Goleman, 2009).

Segundo Lima (2004) o aumento populacional exige maior incremento na produção de alimentos e bens de consumo direto para atender a esta nova e surpreendente demanda. A tentativa de atender a esta demanda faz com que o homem transforme cada vez mais matérias primas em produtos acabados, gerando, assim, maiores quantidades de resíduos que, dispostos de forma inadequada, podem contribuir significativamente para a degradação da biosfera, em detrimento da qualidade de vida em nosso planeta.

A quantidade e qualidade dos resíduos estão ligadas a inúmeros fatores, variando geograficamente. O número de habitantes, os fatores

climáticos, os hábitos, o poder aquisitivo e o nível educacional da população influenciam diretamente nessa produção de resíduos (Philippi Júnior, 1999).

Na **TAB. 1** é apresentada a evolução da composição do resíduo sólido urbano (RSU) no Estado de São Paulo.

TABELA 1. Variação da composição do RSU no Estado de São Paulo ao longo dos anos.

Tipo de Material	Ano / (%)								
	1927	1947	1965	1969	1972	1989	1990	1993	1998
Papel e papelão	13,4	16,7	16,8	29,2	25,9	17,0	29,6	14,43	18,8
Trapo e couro	1,5	2,7	3,1	3,8	4,3	-	3,0	4,52	3,0
Plástico	-	-	-	1,9	4,3	7,5	9,0	12,08	22,9
Vidro	0,9	1,4	1,5	2,6	2,1	1,5	4,2	1,10	1,5
Metal e lata	1,7	2,2	2,2	7,8	4,2	3,25	5,3	3,24	3,0
Matéria orgânica	82,5	76,0	76,0	52,2	47,6	55,0	47,4	64,43	69,5

Fonte: IPT/CEMPRE, 2000

Segundo CANDIANI (2010), a Essencis Soluções Ambientais S.A., a maior central de tratamento de resíduos da América Latina, recebe atualmente, RSU com composição de aproximadamente, 16% de papel, papelão e tecido, 50% de matéria orgânica, 3% de madeira e 31% de outros (plástico, vidro etc).

De acordo com os dados divulgados pela CETESB, no Estado de São Paulo são produzidas cerca de 28 mil toneladas de RSU. A falta de tratamento ou a disposição final precária desses resíduos podem causar problemas envolvendo aspectos sanitários, ambientais e sociais, tais como a disseminação de doenças, a contaminação do solo e das águas subterrâneas e superficiais, a poluição do ar pelo gás metano e o favorecimento da presença de catadores.

O setor de tratamento e gerenciamento de resíduos e serviços ambientais no Brasil há mais de uma década vem se desenvolvendo, se aprimorando e promovendo a noção da necessidade de práticas gerenciais para a questão dos resíduos no país.

De acordo com Quintanilha (2007), várias pesquisas ou trabalhos de aproveitamento de resíduos vêm sendo desenvolvidos, porém estes processos ainda demorarão a chegar ao mercado. Além disso, algumas inovações são excelentes no desenvolvimento de idéias, mas pecam na viabilidade econômica dos projetos. Uma nova tecnologia somente será viável se os benefícios advindos impactarem de forma positiva nos custos de uma determinada operação ou, ainda, se a legislação impuser mudanças que a viabilizem. Se uma tecnologia nova representa uma melhoria ambiental, mas o seu custo é alto, ela estará fadada ao fracasso. A maior parte do mercado fará o discurso da melhoria contínua, mas optará pela solução de menor custo e que atendam a legislação.

O aterro sanitário é um aprimoramento de uma das técnicas mais antigas utilizadas pelo homem para descarte de seus resíduos, que é o aterramento. É definido como um processo utilizado para a disposição de resíduos sólidos no solo, particularmente o resíduo urbano, que fundamentado em critérios de projeto, operação, manutenção, monitoramento e fechamento, permite uma confinção segura, em termos de controle da poluição ambiental.

Essa técnica consiste basicamente na compactação dos resíduos no solo, na forma de camadas que são periodicamente cobertas com terra ou outro material inerte.

Atualmente, os aterros sanitários vêm sendo severamente criticados porque não têm como objetivo o tratamento ou a reciclagem dos materiais presentes no RSU. De fato, os aterros sanitários constituem-se numa forma de armazenamento de RSU no solo, fato que não pode ser considerado como positivo, uma vez que os espaços úteis a essa técnica tornam-se cada vez mais escassos.

Teoricamente, a maioria desses rejeitos pode ser reciclada. Na prática não é o que ocorre. Os fatores de ordem técnica e econômica inviabilizam grande parte dos processos deixando como alternativa o descarte.

Não se pode desprezar a realidade econômica, na qual nem sempre a comunidade dispõe de recursos suficientes para a implantação e operação de técnicas onerosas para o tratamento de seus resíduos.

O aterro sanitário apresenta algumas vantagens sobre outros processos, dentre as quais podemos destacar:

- Custo de investimento menor que o requerido por outras formas de tratamento de resíduos;
- Operação de menor custo do que o requerido por outras formas de tratamento de resíduos;
- Simplicidade operacional;
- Não requer pessoal altamente especializado;
- Flexibilidade operacional, sendo capaz de operar, mesmo ocorrendo flutuações nas quantidades de resíduos a serem aterradas (CETESB, 1997a).

Outro processo muito utilizado para o gerenciamento de resíduos, a nível mundial, é a incineração, pois é o processo de combustão controlada que transforma os resíduos sólidos em dióxido de carbono, água e outros gases.

Normalmente, a incineração de resíduos sólidos urbanos é utilizada nas cidades em que foram esgotadas todas as outras possibilidades de tratamento e de destinação dos resíduos, por ser um processo dispendioso.

A incineração apresenta algumas vantagens sobre outros processos, as quais devem ser bem exploradas ao se implantar o processo, entre as quais:

- É a forma mais segura, do ponto de vista sanitário, pois destrói bactérias e vírus presentes nos resíduos devido às elevadas temperaturas

atingidas no interior dos incineradores, sendo amplamente utilizado no tratamento de resíduos de serviço de saúde;

- Dispensa a utilização de grandes áreas, necessárias à implantação dos outros processos;
- Reduz a massa e o volume do resíduo a ser descartado;
- Opera independentemente das condições atmosféricas;
- Recupera energia, pois parte da energia contida nos resíduos pode ser recuperada para geração de energia elétrica e/ou vapor;
- Encurta o trajeto dos veículos coletores pela possibilidade de ser instalado em zona central;
- Torna biologicamente inofensivo o resultado sólido do processo, escórias e cinzas, o qual poderá ser aproveitado como material inerte para cobertura diária das celas em aterros sanitários (CETESB, 1997b).

Como apresentado, ambas as técnicas de gerenciamento de RSU apresentam vantagens e desvantagens. Porém, qual o processo ambientalmente mais correto e como quantificar o desempenho ambiental e econômico dessas atividades? A adoção de indicadores de ecoeficiência vem sendo proposta (WBCSD, 2000a; 2000b; 2006) como um instrumento capaz de medir a sustentabilidade, auxiliando o tomador de decisão na busca de soluções de produtos e serviços com menor intensidade de utilização de recursos, redução da emissão de substâncias tóxicas, agregação de valor aos bens e serviços e maximização do uso sustentável de recursos renováveis.

O termo “ecoefficiência” (também encontrado na literatura como: eco-eficiência e eco eficiência) foi apresentado pela primeira vez pelo *World Business Council for Sustainable Development*, sendo definido, posteriormente, em 1995,

como: “*Atinge-se a eco-eficiência por meio da oferta de bens e serviços a preços competitivos que, por um lado, satisfaçam as necessidades humanas e contribuam para a qualidade de vida e, por outro, reduzam progressivamente o impacto ecológico e a intensidade de utilização de recursos ao longo do ciclo de vida, até atingirem um nível que, pelo menos, respeite a capacidade de sustentação estimada para o planeta Terra*” (WBCSD, 2000a).

A Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) designou a ecoeficiência como “a eficiência com a qual os recursos ecológicos são utilizados a serviço das necessidades humanas” e a define como uma relação de uma “saída” (o valor dos produtos e serviços produzidos por uma empresa, setor ou economia, como um todo), dividida pela “entrada” (a soma das pressões ambientais geradas pela empresa, setor ou economia) (OECD, 1998).

A *European Environment Agency* designou que a ecoeficiência é um conceito e uma estratégia que permite uma separação do uso da natureza da atividade econômica, necessária para atender às necessidades humanas, ou seja, prover bem-estar. De acordo com o conceito, essa separação deve ser suficiente para manter o uso da natureza dentro de suas capacidades de sustentação e permitir acesso e uso igualitários às gerações atuais e futuras (EEA, 1999).

Leyen (2008) realizou recentemente um extenso levantamento sobre conceitos, métodos e ferramentas relacionados à ecoeficiência, podendo-se destacar a Pegada Ecológica (*Ecological Footprint*), que visa relacionar os impactos ecológicos da produção econômica; a Produção Mais Limpa (P+L), a Avaliação de Ciclo de Vida, o *Eco-design*, a ecologia industrial, entre outros. Com uma aplicação direta e mais prática desses conceitos relacionados aos seus processos e produtos, várias empresas vêm desenvolvendo instrumentos e metodologias de avaliação de ecoeficiência, como é o caso da BASF, com a ferramenta de Análise de Ecoeficiência, a Sócio-ecoficiência (SEEBalance, patenteado) e a Dow, com o Eco-Compass.

A metodologia de análise de ecoeficiência, desenvolvida pela BASF SE em 1996, com a consultoria Roland Berger, foi aplicada e avaliada em diversos estudos acadêmicos e industriais realizados na Europa, EUA e Brasil. O *software* analisa parâmetros como consumo de água e energia, emissões de poluentes, potencial de toxicidade humana, acidentes de trabalho e doenças ocupacionais e permite associar os impactos ambientais aos custos das alternativas.

No Brasil, duas dissertações de Mestrado foram conduzidas na Escola Politécnica da USP, aplicando a metodologia de análise de ecoeficiência, com os temas: “Análise de Ecoeficiência: Avaliação do Desempenho Econômico-Ambiental do Biodiesel e Petrodiesel” (Vianna, 2006) e “Análise de Ecoeficiência dos Óleos Vegetais oriundos da Soja e Palma visando a produção do Biodiesel” (Marzullo, 2007; 2008). Foi também, conduzido no Centro de Ecoeficiência da América Latina, sediada no Brasil, um estudo de análise de ecoeficiência com o tema “Chemical Biorefinery Perspectives” em parceria com a Universidade de Wageningen, na Holanda (Brehmer, 2008).

Na Braskem, a análise de ecoeficiência foi aplicada nas linhas de resinas termoplásticas. A Votorantim Papel e Celulose (VCP) aplicou a análise de ecoeficiência em suas fábricas, auxiliando a empresa a alcançar a autosuficiência energética na unidade de Jacareí/SP (Vialli, 2007).

Neste trabalho, visando operacionalizar os conceitos de ecoeficiência e aplicá-los aos estudos de tratamento e disposição de resíduos sólidos urbanos (RSU), foi empregada a metodologia de análise de ecoeficiência utilizando-se a ferramenta desenvolvida pela BASF. Foi realizada uma avaliação econômico-ambiental comparativa entre o “sistema de produto” denominado de “aterro sanitário” e o “sistema de produto” denominado “incineração com recuperação de energia”. Este trabalho é o fruto de uma parceria do Centro de Química e Meio Ambiente/Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares CQMA/IPEN-CNEN/SP com o Centro de Ecoeficiência da BASF na América Latina, a Fundação Espaço ECO.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

A proposta principal deste trabalho foi comparar duas potenciais formas de destinação/tratamento de resíduos sólidos urbanos (RSU): aterro sanitário e incineração com recuperação de energia por meio de uma análise de ecoeficiência, utilizando a metodologia desenvolvida pela BASF SE.

2.2 Objetivos específicos

a) Realizar um estudo de caso, comparando as duas potenciais formas de destinação de RSU, aterro sanitário e incineração com recuperação de energia, estabelecendo indicadores de ecoeficiência;

b) Aplicar os conceitos de sustentabilidade e de ecoeficiência utilizando como ferramenta de gestão a metodologia de ecoeficiência desenvolvida pela BASF;

c) Aplicar a ferramenta de análise de ecoeficiência para a comparação de prestação de serviços, ampliando a aplicação da mesma;

d) Proporcionar aos responsáveis pelo gerenciamento dos resíduos urbanos, que tem necessidades e exigências particulares, condições de escolher as tecnologias mais adequadas, com base nas avaliações econômicas e ambientais de cada uma das soluções, durante todo o ciclo de vida;

e) Fornecer subsídios às entidades públicas e privadas sobre os aspectos ambientais e impactos com a implantação de aterros e/ou incineradores, uma vez que este é um assunto em pauta na gestão de um município e onde se percebe muitas dúvidas e receios;

f) Gerar informações para a avaliação de desempenho ambiental de cada alternativa em estudo, fornecendo subsídios aos profissionais para a investigação de soluções e formas de execução menos impactantes.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Sustentabilidade

A noção precisa da importância do fator tempo é fundamental para a gestão da sustentabilidade. Vazamentos de petróleo acontecem em intervalos de dias ou horas. Alguns acidentes ambientais acontecem em frações de segundo, como as reações químicas envolvidas em acidentes industriais semelhantes ao ocorrido em Bhopal, na Índia, em 1984.

Os avanços tecnológicos que o homem foi capaz de conquistar tornaram cada vez mais curto o tempo para que um impacto sobre o meio ambiente e sobre a sociedade seja plenamente sentido. Além disso, alguns processos de degradação atingem tais níveis que não são mais passíveis de serem recuperados e, em alguns casos, a reparação pode até ser viável tecnicamente, mas não economicamente (Almeida, 2002).

O meio tradicional de combate à poluição é o emprego de sistemas de fim de tubo, ou seja, tratamento e disposição final dos resíduos gerados em uma unidade industrial de modo a adequá-los, antes do seu lançamento nos meios ar, água e solo, às exigências previstas na legislação (Giannetti et al., 2007).

A mudança para uma visão de sustentabilidade baseada nos três pilares da ecoeficiência (ambiental, econômica e social), para que uma empresa seja ambientalmente compatível, economicamente rentável e socialmente justa, implica na adoção de modelos de gestão que identifiquem as causas dos problemas ambientais. A estratégia é evitar a necessidade de medidas de caráter corretivo, reduzindo os impactos no meio ambiente, possibilitando a definição de alternativas que sejam viáveis economicamente e que contribuam efetivamente para a melhoria da qualidade de vida na Terra (Kiperstok et al., 2002).

A sociedade contemporânea tem tentado medir a sustentabilidade para dimensionar melhor o problema e criar planos alternativos para as atuais e futuras

gerações. Fixar objetivos e monitorar o desempenho com indicadores é um instrumento de gestão utilizado para medir o progresso da empresa rumo a um futuro mais sustentável. As empresas podem medir o desempenho da ecoeficiência para analisar seu progresso, priorizar as oportunidades de melhoria e, até mesmo, para demonstrar por que razão, em certas áreas, a melhoria é limitada ou mesmo impossível ao nível que algumas “partes interessadas” esperariam (WBCSD, 2000b).

3.2 Metodologia de Análise de Ecoeficiência

Com a finalidade de permitir o reconhecimento adiantado e a detecção sistemática de oportunidades e de riscos econômicos e ambientais em seus negócios presentes e em suas atividades futuras, a indústria química alemã – BASF desenvolveu as metodologias de análise de ecoeficiência e sócio-ecoficiência. A metodologia é aplicada em quatro centros de ecoeficiência no mundo, a saber: Alemanha, Estados Unidos, China e Brasil. No Brasil, o centro é sediado na Fundação Espaço Eco, por meio de uma parceria público-privada, BASF e GTZ (Agência de Cooperação Técnica Internacional do Governo da Alemanha) (ESPAÇO ECO, 2008).

A metodologia de análise de ecoeficiência pode ser considerada como uma classe de técnicas de gestão que visa avaliar o desempenho ambiental de produtos, processos e serviços de forma a integrar uma avaliação econômica. Foi desenvolvida originalmente como uma ferramenta para medição da sustentabilidade de produtos e processos internos da empresa. As alternativas de produtos, processos ou serviços, que cumpram a mesma função desejada pelo cliente, são comparadas. É incluída na análise uma avaliação de cenários potenciais para verificar os desenvolvimentos futuros e avaliar as incertezas. Esta metodologia foi certificada pela TÜV Rheinland Berlin Brandenburg (Organismo Certificador independente, considerado um dos mais importantes do mundo) em 2002. A indisponibilidade de certificação internacional para metodologias de medição de ecoeficiência, fez com que a TÜV Rheinland Berlin Brandenburg desenvolvesse esta certificação como um processo independente de terceira parte. Foram comparados pela TÜV Rheinland Berlin Brandenburg, 22 diferentes

estudos (ferramentas/*softwares*), sendo que a metodologia da BASF apresentou o resultado mais abrangente. Em 2008 foi obtida a extensão da certificação da metodologia para o Brasil pela TÜV Rheinland do Brasil.

O desempenho ambiental é verificado por meio de uma avaliação de ciclo de vida (ACV), complementada por uma avaliação de acidentes do trabalho e doenças ocupacionais e uma avaliação do potencial de toxicidade humana, para cada uma das opções a serem comparadas.

3.3 Avaliação do Ciclo de Vida

Do final da década de 60 ao início da década de 80, com a primeira crise do petróleo, a ACV ganhou um grande destaque em função da busca frenética por alternativas de energia. A ACV despertou o mundo para entender a origem dos recursos usados, para onde irão os produtos fabricados, os resíduos e quais os efeitos para o meio ambiente.

Nesta época vários estudos foram realizados buscando avaliar processos produtivos e racionalizar o consumo de fontes energéticas esgotáveis.

Apesar do principal enfoque desses estudos ter sido a questão energética, alguns deles chegaram a considerar, ainda que de forma tímida vários aspectos ligados à questão ambiental, incluindo estimativas de emissões sólidas, gasosas ou líquidas (Chehebe, 1998).

O primeiro estudo de ACV foi encomendado pela Coca-Cola na década de 60, para a avaliação de diferentes tipos de embalagens e a determinação de qual delas apresentava índices mais adequados de emissão para o meio ambiente e melhor desempenho com relação à preservação de recursos naturais.

A crescente preocupação com os impactos ambientais gerados pela previsão de bens e serviços à sociedade tem sido indutora do desenvolvimento de novas ferramentas e métodos que visam a auxiliar na compreensão, controle e/ou redução desses impactos (Queiroz, 2006).

A avaliação do ciclo de vida (ACV) é uma ferramenta que permite avaliar o impacto ambiental potencial associado a um produto ou atividade durante seu ciclo de vida e também permite compará-los, desde que exerçam a mesma função, particularmente do ponto de vista ambiental. Esta avaliação compreende identificar quais estágios do ciclo de vida têm contribuição mais significativa para o impacto ambiental do processo ou produto estudado, ou seja, contempla desde a extração da matéria-prima até a disposição do produto e seu retorno ao meio ambiente. Empregando a ACV é possível avaliar a implementação de melhorias ou alternativas para produtos, processos ou serviços. Declarações ambientais sobre o produto podem se basear em estudos de ACV, bem como a integração de aspectos ambientais no projeto e desenvolvimento de produtos (Coltro, 2007).

De acordo com a norma ISO 14040:2009, a ACV pode subsidiar:

- A identificação de oportunidades para a melhoria do desempenho ambiental de produtos em diversos pontos de seus ciclos de vida;
- O nível de informação dos tomadores de decisão na indústria e nas organizações governamentais ou não-governamentais;
- A seleção de indicadores de desempenho ambiental relevantes, incluindo técnicas de medição, e
- O marketing (por exemplo, na implementação de um esquema de rotulagem ambiental, na apresentação de uma reivindicação ambiental ou na elaboração de uma declaração ambiental de produto.

Dessa forma, segundo Kiperstok et al. (2002) fazemos uma análise mais ampla, completa, que nos permitirá identificar onde e em que momento determinado produto representa maior risco ambiental, e desse modo identificamos oportunidades que levem as melhorias ambientais, tornando a ACV um instrumento de mudança e não apenas de avaliação.

De acordo com o Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT), em linhas gerais, uma avaliação do ciclo de vida de um produto ou serviço consiste da definição do seu objetivo e escopo, da realização de um levantamento quantificado de dados (inventário) de todas as entradas (materiais, energia e recursos) e saídas (produtos, subprodutos, emissões etc) durante todo o ciclo de vida, da identificação dos impactos ambientais potenciais ao longo do ciclo de vida e da interpretação dos resultados do estudo. A técnica da Avaliação do Ciclo de Vida tem limitações, que devem ser consideradas tanto na elaboração dos estudos quanto no uso dos seus resultados.

Segundo a norma ISO 14044:2009 o escopo de uma ACV, incluindo a fronteira do sistema e o nível de detalhamento, depende do objetivo e do uso pretendido para o estudo. A profundidade e a abrangência da ACV podem variar consideravelmente, dependendo do objetivo do estudo em particular. A fase de análise de inventário do ciclo de vida (ICV) é a segunda fase de uma ACV. Trata-se de um inventário dos dados de entrada/saída associados ao sistema em estudo. Essa fase envolve a coleta dos dados necessários para o alcance dos objetivos do estudo em questão. A fase de avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV) é a terceira fase da ACV. O objetivo da AICV é prover informações adicionais para ajudar na avaliação dos resultados do ICV de um sistema de produto, visando ao melhor entendimento de sua significância ambiental. A interpretação do ciclo de vida é a fase final do procedimento de ACV, na qual os resultados de um ICV e/ou de uma AICV, ou de ambos, são sumarizados e discutidos como base para conclusões, recomendações e tomada de decisão de acordo com a definição de objetivo e escopo.

3.3.1 Definição de objetivo e escopo

A definição do objetivo deve incluir, de forma clara, os propósitos pretendidos, conter todos os aspectos considerados relevantes para direcionar as ações que deverão ser realizadas e o público alvo a quem serão comunicados os resultados.

Com o desenvolvimento do estudo, à medida que se obtém uma maior percepção do trabalho, pode-se reformular a definição do objetivo. Nessa fase, a razão principal para a condução do estudo, sua abrangência e limites, a unidade funcional, a metodologia e os procedimentos considerados necessários para a garantia da qualidade do estudo e que deverão ser adotados são definidos (Chehebe, 1998).

Segundo Aquino et al. (2008), o estudo está sempre atrelado a diversos fatores limitantes, sendo dois deles principais, ou seja, o tempo e os recursos financeiros disponíveis para a sua realização. Quanto mais ampla e mais detalhada a ACV, mais complexa, cara e demorada ela se torna. Estes fatores precisam ser controlados pelos realizadores do estudo, pois podem inclusive acabar inviabilizando a continuidade e conclusão da ACV. Por isso, entre outras atividades, devem ser estabelecidos os objetivos do estudo, os limites da abordagem e a unidade funcional que servirá de referência para o trabalho.

3.3.1.1 Função, unidade funcional e fluxos de referência

O escopo de uma ACV deve especificar claramente as funções (características de desempenho) do sistema em estudo. A partir daí, uma função é selecionada e definida como a unidade funcional do sistema (ISO 14040:2009).

A unidade funcional é uma referência com a qual as entradas e saídas de um sistema serão relacionadas (Aquino et al., 2008). Por exemplo, na função enxugar mãos, são estudados uma toalha de papel e um secador a ar. A unidade funcional selecionada pode ser expressa em termos de um número idêntico de pares de mãos enxugadas por ambos os sistemas. Para cada sistema, é possível determinar o fluxo de referência, por exemplo, respectivamente, a massa média de papel ou o volume médio de ar quente necessários para secar um par de mãos. Para ambos os sistemas, é possível compilar um inventário de entradas e saídas com base nos fluxos de referência. No nível mais simples, no caso da toalha de papel, isto estaria relacionado ao papel consumido. No caso do secador a ar, à massa de ar quente necessária para secar as mãos (ISO 14040:2009).

3.3.1.2 Fronteira do sistema

A fronteira do sistema determina quais processos elementares devem ser incluídos na ACV. Os critérios utilizados na determinação da fronteira do sistema devem ser identificados e explicados.

Os limites da ACV são geralmente apresentados em fluxogramas, que são representações gráficas de todos os processos relevantes envolvidos no ciclo de vida do sistema estudado (Chehebe, 1998).

3.3.1.3 Análise do inventário

O inventário do ciclo de vida de um produto refere-se à coleta de dados e aos procedimentos de cálculos. O desenvolvimento do inventário consiste em identificar e quantificar as interações do ciclo de vida do produto com o meio ambiente, levando-se em consideração as entradas, trocas e saídas de matéria e energia entre o meio ambiente e o sistema em estudo. Em tese, o inventário é semelhante a um balanço contábil-financeiro, só que medido em termos energéticos ou de massa. O inventário, na prática, é difícil e trabalhoso de ser executado por uma série de razões que vão desde a ausência de dados conhecidos e a necessidade de estimá-lo à qualidade do dado disponível (Chehebe, 1998; Queiroz, 2006).

As etapas que compõem a análise de inventário são: coleta de dados, cálculos com os dados e alocação de fluxos e liberações (ISO 14040:2009).

Os dados qualitativos e quantitativos a serem incluídos no inventário devem ser coletados para cada processo elementar incluído na fronteira do sistema. Os dados coletados, sejam eles medidos, calculados ou estimados, são utilizados para quantificar as entradas e saídas de um processo elementar (ISO 14044:2009).

Em seguida à coleta de dados, procedimentos de cálculo, incluindo validação dos dados coletados, a correlação dos dados aos processos

elementares e a correlação dos dados aos fluxos de referência e à unidade funcional, são necessários para gerar os resultados do inventário do sistema definido, para cada processo elementar, referidas à unidade funcional estabelecida para os sistema de produto a ser modelado (ISO 14040:2009).

Situações que requerem critérios de alocação ocorrem em estudos de ACV quando o ciclo de vida de produtos diferentes são 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, gasolina etc (Coltro, 2007).

O termo alocação, de um modo genérico, envolve a idéia ou conceito de dividir. A ACV já prevê a divisão do processo, analisando cada etapa e compartilhando-se os dados com todos os participantes do processo, de forma a alocar as cargas ambientais relevantes de forma adequada (Aquino et al., 2008).

3.3.1.4 Avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV)

Em geral, esse processo envolve associar dados de inventário com categorias de impacto específicas e indicadores de categoria, tentando dessa forma entender tais impactos. A fase de AICV também fornece informações para a fase de interpretação do ciclo de vida (ISO 14040:2009).

A avaliação de impacto é obtida, "traduzindo" as cargas ambientais, a partir dos resultados do inventário, em impactos ambientais, como a acidificação, a destruição da camada de ozônio, o efeito sobre a biodiversidade etc. Por vezes, é mais fácil relacionar os aspectos ambientais com as conseqüências, por exemplo, da acidificação do que com o SO₂ emitido. O objetivo é tornar os resultados mais relevantes em termos ambientais, de fácil compreensão e comunicação (Baumann & Tillman, 2004).

Segundo a norma ISO 14044 (2009), os componentes necessários da AICV incluem, para cada categoria de impacto:

- Identificação do(s) ponto(s) final(is) de categoria;

- Definição do indicador de categoria para dado(s) ponto(s) final(is) de categoria;
- Identificação dos resultados apropriados do ICV que podem ser correlacionados à categoria de impacto, levando em conta o indicador de categoria escolhido e o(s) ponto(s) final(is) identificado(s) para a categoria;
- Identificação do modelo de caracterização e dos fatores de caracterização, os quais indicam quanto uma determinada substância contribui para um determinado problema ambiental comparada a uma substância de referência.

3.3.1.5 Interpretação do ciclo de vida

A interpretação é a fase da ACV na qual os resultados da análise do inventário são combinados com a avaliação de impacto. Ela visa permitir identificar os pontos que precisam ser melhorados na análise, de forma a complementar a análise do ciclo de vida, para a finalidade pretendida. O objetivo da fase de interpretação é analisar os resultados, tirar conclusões, explicar as limitações e fornecer recomendações para um estudo de inventário do ciclo de vida ou uma análise completa do ciclo de vida (Aquino et al., 2008).

3.4 Ferramenta para análise de ecoeficiência

A seguir estão descritas resumidamente as etapas a serem consideradas na análise de ecoeficiência, desenvolvidas e aplicadas neste trabalho:

3.4.1.1 Parâmetros e categorias de impacto ambiental

Os dados obtidos na avaliação ambiental são apresentados segundo seis categorias de impacto, usando um método de ponderação desenvolvido pela BASF. Estes parâmetros são ponderados e combinados para fornecer um único indicador de impacto ambiental. O resultado destas seis categorias de impacto

ambiental é apresentado em um gráfico, chamado “Impressão Ambiental”. Os aspectos econômicos dos produtos, processos ou sistemas em avaliação são representados em um cálculo total do custo, incluindo todos os processos secundários relevantes. A partir dos dados de custo relativo e de impacto ambiental, uma matriz de ecoeficiência é criada. Esta matriz identifica as forças e as fraquezas de um produto ou processo particular.

As oportunidades de melhoria são avaliadas quando da simulação de cenários - parte fundamental do estudo, que auxilia na gestão e tomada de decisões quanto às implementações que possam ser realizadas, quer nos processos, quer nas condições de logística, suprimento, atendimento ao cliente, composição de custos, formulação de preços etc.

3.4.1.2 Consumo de recursos naturais

Na fase de elaboração do inventário, as matérias primas chave consumidas ou produzidas são calculadas em kg/unidade funcional.

Uma vez identificadas as entradas de matérias-primas, energia do processo e outros insumos, consegue-se rastrear de forma qualitativa e quantitativa os recursos naturais consumidos ao longo da cadeia. Estes valores são ponderados pelo fator que reflete o tempo de suprimento e reservas exploráveis das matérias primas.

Saling et al. (2002) descreveu que os recursos naturais individuais são ponderados de acordo com suas reservas exploráveis calculadas estatisticamente pelo *US Geological Survey, Mineral Commodity Summaries* entre outras fontes. Estas fontes estimam por quanto tempo uma determinada reserva de recurso natural ainda continuará a existir ao se assumir que se mantenham os padrões atuais de consumo.

Na **TAB. 2** são listados os fatores de ponderação utilizados neste estudo para os recursos naturais referentes à base disponível no banco de dados da ferramenta. Os recursos naturais, apresentados na **TAB. 2** foram elencados

na metodologia como os mais recorrentes, pois são os recursos básicos de partida para uma ampla gama de produtos (por exemplo, o carvão como matéria-prima para a produção de eletricidade), petróleo, ferro, bauxita etc. Inclusões de recursos naturais poderão ser feitas, sempre que necessário (BASF, 2009). Os fatores correspondentes aos recursos naturais são fornecidos na planilha *MiK-Values* do arquivo *BASF_EEA_Mastersheet.xls* (versão 2.2 de 24/09/2009) . O fator de criticidade do consumo do recurso natural é o produto da quantidade consumida deste recurso pelo fator de ponderação.

TABELA 2. Fator de ponderação para os recursos naturais.

Recurso Natural	Duração reserva mundial (anos)	Reserva mundial (milhões de toneladas)	Fator
Água	100.000	3,67E+07	0,000
Carvão	147	4,79E+05	0,119
Petróleo	41	1,65E+05	0,387
Gás natural	63	1,63E+05	0,311
Linhita	241	1,42E+05	0,171
Urânio	37	2,30E+00	108,401
NaCl	1000	1,80E+07	0,007
Enxofre	9091	6,00E+05	0,014
Fósforo	122	1,80E+04	0,674
Ferro	70	7,10E+04	0,449
Cal	500	1,80E+07	0,011
Bauxita	197	2,50E+04	0,451
Areia	1000	1,80E+07	0,007
Cobre	31	4,90E+02	8,061
Titânio	120	7,30E+02	3,383
Prata	13	2,10E-01	530

Fonte: MiK-Values da planilha BASF_EEA_Mastersheet.xls (versão 2.2 de 24/09/2009)

Para esta categoria de impacto ambiental, consumo de recursos naturais, a substância de referência adotada pela metodologia é a prata, ou seja, a criticidade de consumo de cada recurso natural será expressa comparando-o ao recurso natural prata.

3.4.1.3 Consumo de recursos energéticos

O consumo de energia é determinado para todo o ciclo de vida e descreve o consumo da energia primária.

Sob a categoria de consumo de energia, nenhuma conversão adicional é feita para categorias específicas de impacto. Os consumos calculados de energia primária de todas as alternativas são normalizados, recebendo as alternativas menos favoráveis o valor 1 e as demais alternativas se alinhando em um eixo de 0 a 1, em termos relativos para formar uma classificação. Esta normalização será usada também posteriormente para comparar as alternativas em estudo segundo cada categoria de impacto ambiental.

Os valores individuais são somados para obter o consumo total de energia primária. Os recursos energéticos considerados são: carvão, petróleo, gás natural, linhita (mineral combustível que contém 70% de carvão, apresenta muitas vezes o aspecto de madeira fossilizada e tem valor calorífico três vezes menor que o da hulha), energia nuclear, energia hidráulica, biomassas e outros. As fontes de energia são determinadas em MJ/unidade funcional.

3.4.1.4 Emissões

Os valores de emissão são inicialmente calculados separadamente como emissões ao ar, para a água (efluentes) e para o solo (resíduos sólidos). O cálculo inclui não apenas os valores de saída do sistema de produto, mas também os rejeitos provenientes da obtenção de matérias primas, energia, transporte e demais unidades de processo associadas ao sistema de produto. Os valores individuais são posteriormente agregados através de ponderação, para compor o valor global das emissões.

3.4.1.4.1 Emissões para o ar

Para esta categoria e para efeito do inventário são considerados os seguintes parâmetros: CO₂, SO_x, NO_x, CH₄, NH₃, N₂O, HCl, hidrocarbonetos,

hidrocarbonetos halogenados, entre outros. De acordo com a ferramenta estes gases são agrupados em quatro classes de impactos potenciais, a saber: efeito estufa (EE), potencial de destruição da camada de ozônio (DCO), potencial de formação fotoquímica do ozônio (FFO) e potencial de acidificação – chuva ácida (CA). Após os inventários terem sido preparados e todos os aspectos ambientais mapeados, estes são expressos segundo as categorias de impacto relacionadas. Para a categoria efeito estufa, por exemplo, os aspectos ambientais envolvidos na promoção deste efeito ambiental são CO₂, CH₄, N₂O e hidrocarbonetos halogenados (**TAB. 3**). Estes fatores de equivalência representam, por exemplo, que 1 kg de metano tem o mesmo efeito no aquecimento global do que 25 kg de CO₂, levando em consideração os dados do último relatório sobre mudanças climáticas (IPCC, 2007a; b). Quando informações detalhadas sobre a emissão de substâncias são conhecidas, fatores específicos devem substituir esta tabela de equivalência. Estes fatores são fornecidos na planilha *MiK-Values* do arquivo BASF_EEA_Mastersheet.xls (versão 2.2 de 24/09/2009).

TABELA 3. Fatores de equivalência para emissões atmosféricas.

Emissões atmosféricas	(EE)	(DCO)	(FFO)	(CA)
CO₂ (a)	1	-	-	-
SO_x (b)	-	-	-	1
NO_x (c)	-	-	-	0,7
CH₄ (d)	25	-	0,007	-
Hidrocarbonetos – eteno (e)	-	-	1	-
Hidrocarbonetos halogenados (f)	4.750	1	-	-
NH₃ (g)	-	-	-	1,88
N₂O (h)	298	-	-	-
HCl (i)	-	-	-	0,88

Fonte: MiK-Values do arquivo BASF_EEA_Mastersheet.xls (versão 2.2, de 24/09/2009)

Para cada categoria de impacto ambiental de cada alternativa em estudo, efetua-se o produto entre a quantidade da substância emitida e seu respectivo fator de equivalência. Exemplo:

- **Efeito estufa (EE):** $(a*1) + (d*25) + (f*4.750) + (h*298)$, representado como CO₂ equivalente;
- **Destruição da camada de ozônio (DCO):** $(f*1)$, representada como CFC equivalente;
- **Formação fotoquímica de ozônio (FFO):** $(d*0,007) + (e*1)$, representada como Eteno equivalente;
- **Chuva ácida (CA):** $(b*1) + (c*0,7) + (g*1,88) + (i*0,88)$, representada como SO_x equivalente.

3.4.1.4.2 Emissões para a água (efluentes líquidos)

Para esta categoria e para efeito do inventário são considerados os seguintes parâmetros: DQO (Demanda Química de Oxigênio), DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), N-total (Nitrogênio Total), NH₄⁺, PO₄³⁻, AOX (Organohalogenados Totais), MPs (Metais Pesados), HCs (Hidrocarbonetos), SO₄²⁻ e Cl⁻. O método utilizado é o de volumes críticos de diluição ou limites críticos para descargas em águas superficiais.

Estima-se a quantidade teórica de água necessária para diluir cada um dos poluentes contidos no efluente de forma que este não seja nocivo ao meio ambiente (adequação ao padrão de emissão).

Na **TAB. 4** são apresentados os fatores referentes ao volume crítico de diluição para cada parâmetro avaliado do efluente líquido, segundo a Portaria de Esgotos da Alemanha (Abwasserordnung – AbwV de 27 de março de 1997), entre outras fontes. No Brasil foram mantidos os valores da Portaria Alemã porque se trata, de modo geral, de uma especificação mais restritiva. Sendo esta uma metodologia que compara alternativas, pesos iguais são atribuídos a cada tipo de poluente presente nas diferentes alternativas em estudo.

TABELA 4. Fator referente ao volume crítico de diluição para cada parâmetro do efluente líquido.

PARÂMETROS / FATOR (volume crítico de água) em Litros									
DQO	DBO	N-Total	NH₄⁺	PO₄²⁻	AOX	MPs	HCS	SO₄²⁻	Cl⁻
75	15	13	10	1	1	1	2	1000	1000

Fonte: MiK-Values do arquivo BASF_EEA_Mastersheet.xls (versão 2.2 de 24/09/2009)

O volume crítico de água para cada parâmetro é obtido dividindo a quantidade de poluente contida no efluente gerado, em mg, pelo fator referente ao volume crítico de água (L de água/UF).

3.4.1.4.3 Emissões para o solo (resíduos sólidos)

Segundo a metodologia utilizada pela ferramenta, os resíduos são agrupados nas seguintes categorias, com seus respectivos pesos: Construção civil (0,2); Resíduo de mineração (0,04); Resíduo municipal (1) e Resíduo industrial (5). Os pesos foram definidos com base no custo médio de disposição final dos resíduos que compõem cada categoria, na Europa (resíduo de mineração: 2 EUR/t, resíduo de construção civil: 10 EUR/t, resíduo municipal: 50 EUR/t e resíduo industrial: 250 EUR/t). O valor desta categoria será, portanto, o somatório dos produtos da quantidade de cada um dos tipos de resíduo utilizados no ciclo de vida do produto, pelo peso correspondente.

Ambas as alternativas geram resíduos representados por estas categorias, uma vez que é considerada a fase de mineração para produção de insumos, resíduo químico (especiais), doméstico (o próprio resíduo urbano) etc. Para efeito de comparação entre as alternativas, conforme estabelecido na ferramenta utiliza-se uma categoria de resíduo como referência, sendo este, o resíduo municipal equivalente.

3.4.1.5 Acidentes de trabalho e doenças ocupacionais

Essa categoria representa o impacto dos riscos de acidentes de trabalho (com afastamento ou sem afastamento), acidentes de trabalho fatais e doenças ocupacionais ocorridos em decorrência da atividade principal e das atividades associadas ao longo do ciclo de vida de cada sistema de produto. Para a ponderação desta categoria, diferentes níveis de impacto são devidos a doenças ocupacionais e acidentes ocorridos no processo, o que define diferentes percentuais para cada tipo de ocorrência (doença ou acidente) com relação ao que se observa, nas atividades afins, no país de estudo. Estes dados são fornecidos na planilha *Relevance* do arquivo BASF_EEA_Mastersheet.xls (versão 2.2 de 24/09/2009). As informações que compõem esta base de dados da ferramenta foram extraídas do Anuário Estatístico de Acidentes do Trabalho de 2006, disponibilizados pelo Ministério da Previdência Social.

3.4.1.6 Potencial de toxicidade humana

O potencial de toxicidade humana é determinado de acordo com uma metodologia desenvolvida pela BASF, baseada nas frases R - *Hazardous Materials Regulations (R-Phrases)*. A Frase de Risco, indicada pela letra R, é um sistema de código de riscos para descrição de compostos químicos perigosos. Esta classificação dos produtos químicos (R1; R2; Rn) é obtida nas fichas de segurança ou MSDS (*Material Safety Data Sheet*) para as matérias primas e insumos envolvidos nos processos.

Há ainda a possibilidades de combinações entre frases indicadoras de risco, nos quais os números (precedidos pela letra R) são separados:

- por um hífen (-), quando se trata de indicações distintas, referentes a riscos (R) específicos. Exemplo: (R34-37), ou seja, R34: provoca queimadura e R37: irritante para as vias respiratórias;

- por um traço oblíquo (/), quando se trata de uma indicação combinada, reunindo numa só frase a menção aos riscos específicos. Exemplo: (R36/37/38): Irritante para os olhos, vias aéreas e pele.

A pontuação de cada sistema de produto considera as quantidades de entrada e saída e suas respectivas pontuações individuais de toxicidade, ou seja, foram contabilizadas pontuações toxicológicas, baseadas no princípio das “frases R”, para o uso de insumos referente a cada alternativa, devidamente referenciada à unidade funcional, por meio do fluxo de referência, bem como aos materiais de saída (chorume, emissões atmosféricas e cinzas).

A pontuação adotada para a análise de ecoeficiência corresponde a designar valores de 0 a 1000 pontos para cada um dos sete grupos, nos quais estão divididas as 68 frases, sendo que o maior valor está relacionado ao grupo que contém as frases das substâncias mais tóxicas. Na **TAB. 5** são apresentados os grupos com as respectivas frases constituintes e as pontuações correspondentes.

Na avaliação do potencial de toxicidade humana, existem fatores de ponderação diferenciados para o uso de materiais (perigo para aqueles que os manipulam), para a produção destes materiais (os riscos para a saúde aos quais estão expostas as pessoas que fabricam ou manipulam estes materiais) e também para a fase de disposição final, segundo a técnica escolhida (os riscos para a saúde aos quais estão expostas as pessoas que manipulam estes materiais para reutilizá-los, reciclá-los ou dar-lhes a destinação final adequada).

As matérias primas e os produtos utilizados ou resultantes em cada unidade de processo são classificados de acordo com as frases R. Dessa forma, a metodologia considera a toxicidade efetiva, ou seja, o potencial individual (dado pela pontuação toxicológica de cada insumo/produto) multiplicado pelo fator de exposição do indivíduo (baixa, média ou alta), considerando as pressões de vapor dos materiais (alta, média ou baixa), sua persistência ao longo do tempo, segurança do processo e, adicionalmente, se o sistema em estudo é aberto ou fechado.

Um sistema fechado é definido, de acordo com a metodologia, como um sistema em que não há liberação ou exposição de substâncias ao ambiente, por exemplo, um reator. Um sistema aberto é definido como um sistema em que a exposição da substância ao ambiente é possível, ou seja, um tanque de armazenamento aberto. O sistema parcial é um sistema que está entre um sistema aberto e fechado e pode ser considerado como um sistema fechado que ocasionalmente é aberto, a fim de executar uma determinada tarefa.

TABELA 5. Pontuação correspondente as Frases R.

Grupos	Frases	Pontuação
0	R 1, R 2, R 3, R 4, R 5, R 6, R 7, R 8, R 9, R 10, R 11, R 12, R 19, R 30, R 44, R 50, R 51, R 52, R 53, R 54, R 55, R 56, R 57, R 58, R 59, R 14/15, R 15/29, R 50/53, R 51/53, R 52/53	0
1	R 22, R 36, R 38, R 66, R 67	100
2	R 21, R 22, R 34, R 35, R 37, R 41, R 42, R 43, R 65, R 36/37/38	300
3	R 20, R 24, R 25, R 20/21, R 20/22, R 21/22	400
4	R 23, R 27, R 28, R 29, R 31, R 33, R 39, R 48, R 60, R 62, R 63, R 64, R 68, R 20/21/22, R 23/24, R 23/25, R 23/24/25, R 24/25, R 27/28, R 39/23, R 39/24, R 39/25, R 39/23/24, R 39/23/25, R 39/24/25, R 39/27, R 39/28, R 39/27/28, R 68/20, R 68/21, R 68/22, R 68/20/21, R 68/20/22, R 68/21/22, R 68/20/21/22, R 42/43, R 48/20, R 48/21, R 48/22, R 48/20/21, R 48/20/22, R 48/21/22, R 48/20/21/22, R 48/24, R 48/25, R 48/24/25	550
5	R 26, R 32, R 40, R 45, R 46, R 49, R 61, R 26/27, R 26/28, R 26/27/28, R 39/23/24/25, R 39/26, R 39/26/27, R 39/26/28, R 48/23, R 48/23/24, R 48/23/25, R 48/23/24/25, R 50/53, R 51/53, R 52/53	750
6	R 39/26/27/28	1000

Fonte: Toxicity Potential Model do arquivo BASF_EEA_Mastersheet.xls (versão 2.2 de 24/09/2009)

Para matérias primas e insumos de entrada ou produtos formados nos processos, que não possuam frases R, utiliza-se classificação apresentada na **FIG. 1**, aplicando-se o mesmo cálculo descrito acima.

Para uma unidade de processo com diferentes substâncias com pontuações diferenciadas, a classificação a ser adotada corresponderá a um efeito adicional de uma pontuação acima.

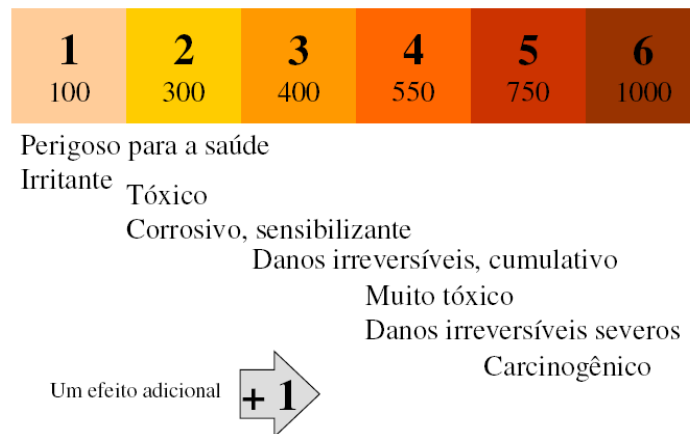


FIGURA 1. Pontuação de toxicidade humana.

A ponderação é diferenciada para as fases de produção, uso e disposição final. Do ponto de vista do consumidor final, a fase de uso é a mais importante e, portanto, tem peso de 70%. A fase de produção tem peso 20% e a disposição tem peso 10%.

3.4.1.7 Uso da terra

A ferramenta de análise de ecoeficiência considera que a área transformada é igual à soma das áreas ocupadas expressa com o sinal negativo. O sinal negativo representa que a área foi ocupada, porém foi modificada e os pesos expressam o esforço (gradação de dificuldade) que cada tipo de área teria em retornar à condição original (Marzullo, 2007).

Na **TAB. 6** estão representadas as classes de superfície, as categorias de avaliação definidas para cada classe, os fatores a elas atribuídos, os quais expressam a distância desta classe em relação à da condição de naturalidade e conseqüentemente a dificuldade de retorno a uma situação próxima à original (ecossistemas inalterados). Estes fatores, multiplicados pelas respectivas superfícies requeridas pelas alternativas em avaliação (para cumprimento da função estabelecida no estudo) conduzem à expressão da criticidade de consumo/ocupação/transformação destas diferentes áreas e seu impacto na avaliação ambiental global das alternativas.

TABELA 6. Fator de ponderação para o uso da terra.

Classificação	Descrição	Peso
0	Área natural – ecossistemas inalterados	0
I	Área que quase não sofreu modificação; é a área mais próxima possível da natureza original	1,0
II	Seminatural ou de bioagricultura	1,5
III	Área com extensão territorial de agricultura convencional ou já modificada pelo homem	2,3
IV	Área selada; é a área de indústrias, aterros e edificação	5,1
V	Área tomada por estradas e rodovias	7,6

Fonte: MiK-Values do arquivo BASF_EEA_Mastersheet.xls (versão 2.2 de 24/09/2009)

3.4.2 Ponderação, Normalização e Fatores

A metodologia de análise de ecoeficiência avalia os custos ambientais e econômicos de forma independente em um primeiro momento, agregando-os quando da construção da matriz de ecoeficiência.

Os impactos ambientais são agregados por categoria de impacto (energia, matéria, emissões, uso da terra, toxicidade e risco).

Para cada categoria de impacto são aplicados os fatores de relevância, seguidos de normalização para obter um índice ambiental único por categoria. O pior caso (por categoria e não por alternativa) é identificado e tomado como referência na fase de normalização (valor 1 ou 100% do impacto, quando comparado com as demais alternativas). Estes fatores de relevância traçam uma relação entre os consumos ou emissões de cada alternativa em estudo com os consumos ou emissões anuais do país determinado na fronteira geográfica.

O primeiro gráfico resultante desta avaliação é a chamada “Impressão Ambiental”.

Em seguida estes resultados são ponderados, levando em consideração os chamados fatores de percepção social, (resultante de pesquisas

de opinião com diferentes públicos). O resultado desta ponderação é agregado ao índice econômico, levando ao gráfico conhecido como “Matriz de Ecoeficiência”.

3.4.2.1 Fatores de agregação

Para algumas categorias de impacto ambiental aplicam-se fatores de equivalência (relacionando diferentes substâncias com uma referência, por exemplo, CO₂ equivalente, Prata equivalente, Resíduo Municipal equivalente). Na **TAB. 7** é apresentado um resumo dos fatores de equivalência utilizados na metodologia de ecoeficiência.

A próxima etapa será a normalização dos valores obtidos no perfil ambiental por categoria, possibilitando assim a visualização do gráfico, denominado “Impressão Ambiental”.

3.4.2.2 Normalização

Segundo Saling et al. (2002), os valores obtidos no perfil ambiental devem ser normalizados por categoria entre as alternativas. A normalização é feita atribuindo-se o valor 1 (ou 100% de impacto) à alternativa com maior valor, calculando-se as demais por linearidade, uma vez que trata-se de metodologia comparativa.

A análise de ecoeficiência fornece informações comparativas e não valores absolutos de ecoeficiência.

TABELA 7. Resumo dos fatores de equivalência utilizados na metodologia de ecoeficiência para cada categoria de impacto.

Categoria de Impacto	Fatores de Equivalência
Vertente econômica	Não se aplica o fator de equivalência.
Consumo de recursos energéticos	Não se aplica o fator de equivalência.
Consumo de recursos naturais	Fator de equivalência, expresso como prata equivalente.

continuação

Emissões para o ar	<ul style="list-style-type: none"> - Efeito Estufa (EE), representado como CO₂ equivalente; - Destruição da Camada de Ozônio (DCO), representado como CFC equivalente; - Formação Fotoquímica de Ozônio (FFO), representado com eteno equivalente; - Chuva Ácida (CA), representada como SO_x equivalente.
Emissões para a água	Ponderação baseada na concentração máxima de emissão expressa em volume crítico de água.
Emissões para o solo	Ponderação baseada na categoria de resíduo municipal expressa em kg de resíduo municipal.
Uso da terra	Não se aplica o fator de equivalência.
Potencial de toxicidade humana	Não se aplica o fator de equivalência.
Acidentes do trabalho e doenças ocupacionais	Não se aplica o fator de equivalência.

3.4.3 Impressão Ambiental

Após a normalização, os valores aritméticos correspondentes são resumidos em um gráfico especial, a impressão ambiental. Esse gráfico representa um quadro dos prós e contras ambientais relativos das alternativas consideradas. A alternativa mais afastada do centro, à qual atribui-se o valor 1, é a alternativa menos favorável na categoria analisada. Portanto, quanto mais próximo do centro estiver localizada a categoria, mais favorável é o perfil ambiental desta alternativa.

Os eixos são mutuamente independentes, de modo que uma alternativa que, por exemplo, tenha um desempenho mais favorável no consumo de energia pode não apresentar um desempenho satisfatório com relação às emissões.

A impressão ambiental permite identificar os impulsionadores de impactos ambientais e possibilita visualizar as categorias que necessitam de melhorias para que o sistema, como um todo, possa ter seus impactos otimizados (FIG. 2)

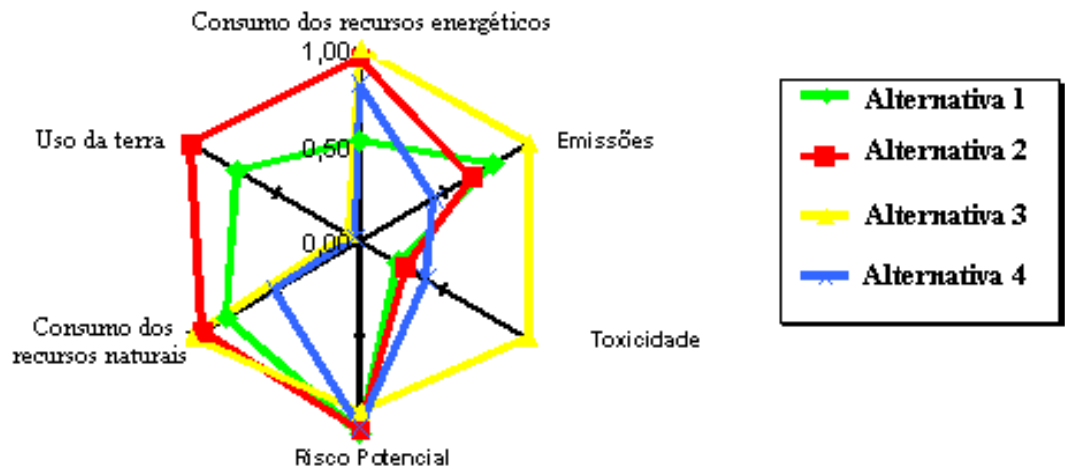


FIGURA 2. Exemplificação da Impressão Ambiental – Perfis Ambientais.

3.4.4 Fatores de relevância

Os fatores de relevância determinam as principais influências das categorias de impacto nos sistemas em estudo. Quanto maiores esses fatores, maior será a importância dessa categoria ambiental para o produto ou processo considerado. Isso impede que emissões/consumos muito pequenos, que sejam, comparativamente, pouco significativos para o sistema em análise sejam avaliados com o mesmo peso que outras emissões/consumos maiores e decisivos. Essas informações podem ser usadas também para questionar de forma crítica os valores e modelos básicos usados, e para determinar as principais oportunidades do sistema.

Conseqüentemente, o sistema dará uma visão das circunstâncias em diferentes análises de forma correta, considerando as particularidades de cada sistema de produto. Quando, por exemplo, são comparados diferentes projetos de unidades de tratamento de água, os efluentes recebem peso distintamente

maior do que o uso da terra. A otimização do desempenho do tratamento deve, portanto, ser preferida em relação à otimização do uso da terra.

Todavia, se diferentes conceitos de revestimento com e sem solvente forem comparados, por exemplo, o potencial de toxicidade humana pode ser o fator dominante e ter uma influência preponderante sobre o resultado geral.

O fator de relevância é calculado dividindo o impacto ambiental da opção mais significativa pelo impacto ambiental total da região/país de estudo.

Na **FIG. 3** são apresentados os fatores de relevância na análise de ecoeficiência regionalizados para o Brasil. Estes fatores são fornecidos na planilha *Relevance* do arquivo BASF_EEA_Mastersheet.xls.

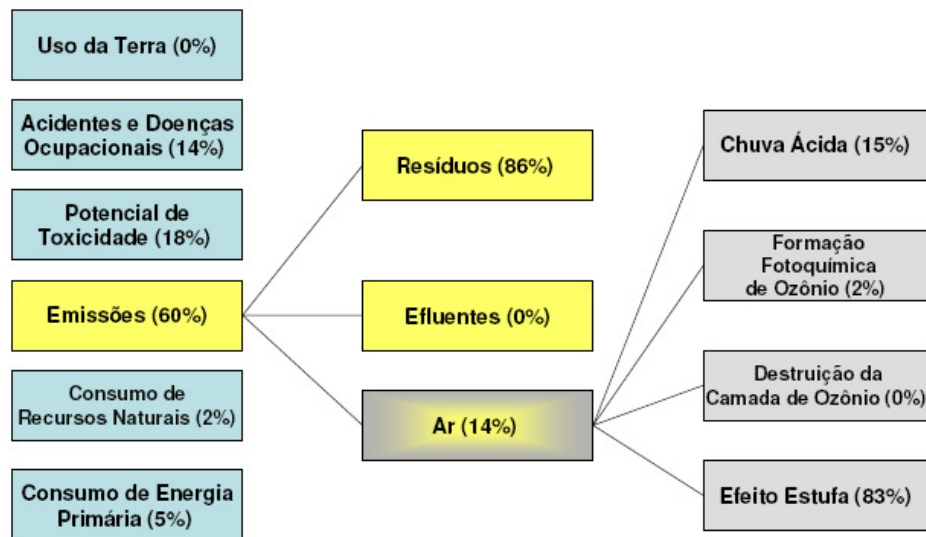


FIGURA 3. Fatores de relevância adotados na análise de ecoeficiência regionalizados para o Brasil.

3.4.5 Fator de Opinião Social

O fator de opinião social corresponde ao quanto a sociedade considera cada impacto ambiental importante. Para obtê-lo, busca-se a opinião pública e de especialistas. De acordo com Saling et al. (2002), os fatores de opinião social são expressos em porcentagem. A ferramenta de análise de ecoeficiência permite

avaliar diferentes ponderações na forma de estudos de sensibilidade, de modo a deduzir a influência da mudança da ponderação no resultado final.

Na **FIG. 4** são apresentados os fatores de opinião social na análise de ecoeficiência regionalizados para o Brasil. Estes fatores são fornecidos na planilha *Relevance* do arquivo BASF_EEA_Mastersheet.xls.

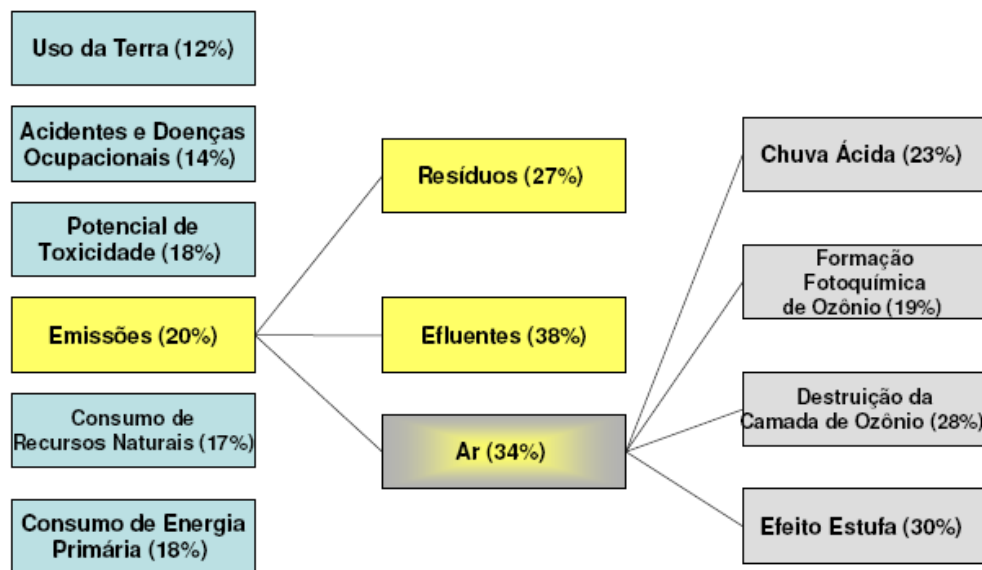


FIGURA 4. Fatores de opinião social adotados na análise de ecoeficiência regionalizados para o Brasil.

De acordo com a **FIG. 4**, no contexto desta pesquisa de opinião social, as emissões têm peso de 20%, porém cabe ressaltar que as emissões são formadas pela geração de efluentes, resíduos sólidos e emissões para o ar, sendo estas formadas pelo efeito estufa (EE), destruição da camada de ozônio (DCO), formação fotoquímica de ozônio (FFO) e chuva ácida (CA).

3.4.6 Vertente Econômica

A questão econômica na ferramenta de análise de ecoeficiência considera o levantamento de custos que ocorrem durante todo o ciclo de vida do produto considerando, portanto, o processo de fabricação, os investimentos em equipamentos e tecnologia e os custos relacionados à sua utilização no futuro.

Segundo Saling et al. (2002) não existe, porém, um método único para esse cálculo, pois este depende do objetivo da análise. Na maioria dos casos, é estimado através do preço de compra, preço de revenda e depreciação para o consumidor final e, quando a comparação ocorre entre processos, utilizam-se métodos de valor presente, depreciação e taxa de retorno para o custo final do produto.

A relevância econômica é calculada dividindo-se o maior custo entre as alternativas pelo produto interno bruto (PIB) da região onde está sendo aplicado o estudo. O PIB utilizado neste estudo levou em consideração o valor de $7,8 \times 10^2$ Bilhões de Reais (IBGE, 2007).

3.4.7 Matriz de Ecoeficiência

O propósito da análise de ecoeficiência é apresentar, de forma clara e acessível, a consolidação dos índices ambientais e econômicos das alternativas, propiciando ao tomador de decisão um sumário de todos os levantamentos dos impactos ambientais e econômicos, ponderados segundo as especificidades de consumos, emissões e características do ambiente natural, social e econômico nos quais estejam inseridas.

Todas as alternativas estudadas são plotadas no gráfico denominado “Matriz de Ecoeficiencia” e são representadas por esferas. Uma vez que a análise de ecoeficiência é uma metodologia de comparação entre alternativas, a cada alteração realizada no perfil de qualquer alternativa, todas as posições na matriz se alteram. Na **FIG. 5** é apresentado um exemplo de Matriz de Ecoeficiência (BASF, 2009).

Os melhores desempenhos ambientais são os das alternativas acima da diagonal. O quadrante superior direito representa a região de mais alta ecoeficiência (menor impacto econômico e ambiental) e a região do quadrante inferior esquerdo é aquela de mais baixa ecoeficiência. Os eixos apresentam-se na matriz com os valores propositalmente invertidos, como forma de comunicação

da performance das alternativas, aumentando à medida que se distanciam da diagonal rumo ao quadrante superior direito.

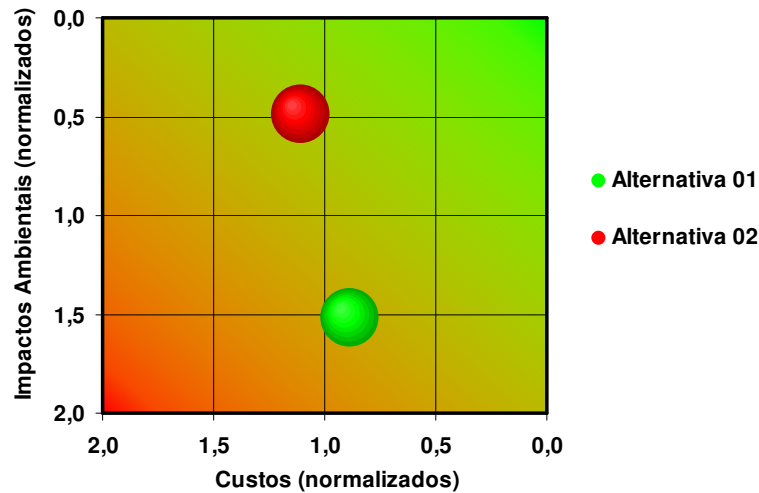


FIGURA 5. Exemplificação da Matriz de Ecoeficiência.

3.5 Resíduos Sólidos

3.5.1 Definição

A idéia usual de resíduo, lixo ou “o que sobra”, decorre da agregação de elementos bem definidos que, quando agrupados, se transformam em uma massa sem valor comercial e com um potencial de agressão ambiental variável segundo a sua composição (Figueiredo, 1995).

Segundo Teixeira (2004), a sociedade foi acostumada a associar esta palavra à sujeira, imundície, restos. Derivada do latim *lix* (cinza), o lixo tecnicamente é conhecido como “Resíduo Sólido Urbano” (RSU). Se até o começo da Revolução Industrial o lixo era composto basicamente de restos e sobras de alimentos, a partir dessa era passou a ser identificado, também, por todo e qualquer material descartado e rejeitado pela sociedade.

Segundo a norma brasileira NBR 10004:2004, resíduos sólidos são resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem

industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

A NBR 10004:2004 define as seguintes classes para os resíduos sólidos:

- Classe I – Perigosos: são aqueles que, em função de suas propriedades físicas, químicas ou infectocontagiosas, podem acarretar em riscos à saúde pública e/ou riscos ao meio ambiente, quanto o resíduo for gerenciado de forma inadequada. Para que um resíduo seja apontado como classe I, ele deve estar contido nos anexos A ou B da NBR 10004 ou apresentar uma ou mais das seguintes características: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade.

- Classe II – Não perigosos.

- Classe IIA – Não Inertes: não se enquadram nas classificações de resíduos classe I (Perigosos) e IIB (Inertes). Podem apresentar propriedades como biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água.

- Classe II B – Inertes: quaisquer resíduos que, quando amostrados de uma forma representativa, segundo a ABNT NBR 10007, e submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou deionizada, à temperatura ambiente, conforme ABNT NBR 10006, não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor, conforme anexo G, da NBR 10004.

Entre os vários tipos de resíduos sólidos, destacam-se os industriais, os sólidos urbanos, os da construção civil, os de serviços de saúde, os portuários

e aeroportuários, os rejeitos e estéreis de mineração e os lodos de estações de tratamento de água e de esgoto.

Denominam-se resíduos sólidos urbanos (RSU) aqueles gerados nas residências, nos estabelecimentos comerciais, nos logradouros públicos e nas diversas atividades desenvolvidas nas cidades, incluindo os resíduos de varrição de ruas e praças (Bosco, 2008).

3.5.2 Composição

Os RSU são geralmente compostos por materiais putrescíveis (resíduos alimentares, resíduos de jardinagem e varrição e demais materiais que apodrecem rapidamente), papéis/papelões, plásticos, madeiras, metais, vidros e outros (entulhos, espumas, solos, couro, borrachas, cinzas, tecidos, óleos, graxas, resíduos industriais não perigosos, etc.) (Bosco, 2008).

A composição dos RSU apresenta uma grande variação de acordo com o nível de desenvolvimento do país, observando-se conteúdo energético maior e umidade menor nos resíduos de países desenvolvidos.

Observou-se que os RSU de bairros com poder aquisitivo menor apresentam teores de material orgânico maiores, constituído principalmente por restos de alimentos, de baixo conteúdo energético. Os bairros com poder aquisitivo mais elevado apresentam porcentagens maiores de papéis e plásticos, de elevado conteúdo energético (IPT/CEMPRE, 2000).

Esta quantidade de RSU não constitui somente um problema de ordem estética, representa uma séria ameaça ao homem. Não menos crítico é o problema de ordem higiênica que o lixo traz consigo. Dada a presença de restos de alimentos, o RSU atrai insetos e ratos que, dada a sua elevada taxa de reprodução, propagam rapidamente estas bactérias patogênicas. Particularmente em períodos de chuva, ocorrem nos depósitos de RSU infiltrações de água que penetram até as águas subterrâneas. Se estas águas de infiltração alcançarem águas superficiais ou profundas, elas contribuirão acentuadamente para a

eutrofização, por causa de seu elevado teor de substâncias minerais (Fellenberg, 1980).

3.6 Tecnologias

3.6.1 Aterros Sanitários

O aterro sanitário é a disposição final de resíduos sólidos urbanos no solo, mediante confinamento em camadas cobertas com material inerte, geralmente solo, segundo normas operacionais específicas, de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança, minimizando os impactos ambientais (IPT/CEMPRE, 2000).

Segundo Brito Filho (2005), o aterro sanitário é a forma de dispor o RSU sobre o solo, compactando-o com trator, reduzindo-o ao menor volume permissível e recobrando-o com camada de terra compactada, na frequência necessária, de modo a ocupar a menor área possível.

As outras formas mais comuns de disposição de RSU são os aterros controlados, nos quais os resíduos são cobertos com material inerte na conclusão de cada jornada de trabalho e, eventualmente compactado, porém sem impermeabilização de base, drenagem e tratamento de chorume e gases. Esta forma de disposição produz poluição, porém localizada, pois a área de disposição é minimizada, restringindo o acesso de catadores, proliferação de vetores e o espalhamento do material no entorno. Os lixões ou vazadouros são descargas a céu aberto, sem quaisquer medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública (Boscov, 2008).

A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB vem, ao longo dos anos, desenvolvendo diversos levantamentos sobre as condições ambientais e sanitárias dos locais de destinação final de resíduos domiciliares nos municípios paulistas que, a partir de 1997, passaram a constituir o Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares.

O Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares de 2008 reflete as condições dos sistemas de disposição e tratamento de resíduos sólidos domiciliares em operação, a partir de dados e informações coletados e consolidados até 2008, em cada um dos 645 municípios do Estado. Os dados apurados permitem expressar as condições ambientais dos locais de disposição de resíduos por meio dos Índices: de Qualidade de Aterro de Resíduos – IQR, de Qualidade de Aterro de Resíduos em Valas – IQR – Valas e de Qualidade de Usinas de Compostagem – IQC, com variação de 0 a 10, e classificá-los em três faixas de enquadramento: inadequada, controlada e adequada.

O IQR médio dos sistemas de disposição final de RSU em operação nos municípios passou de 4,0 em 1997, para 8,0 em 2008. A quantidade de resíduos sólidos dispostos adequadamente passou de 10,9% do total gerado, em 1997, para 84,1% em 2008. Os municípios de maior porte, com população acima de 500.000 habitantes e, portanto, produtores de maiores quantidades de resíduos (60,9%), alcançaram IQR médio de 8,9, com classificação Adequada. Os municípios com população inferior a 100.000 habitantes apresentaram IQR médio de 7,9, com classificação Controlada, confirmando a tese que os municípios de menor porte carecem de uma atuação mais intensa, no que concerne às políticas públicas específicas para o setor e de capacitação dos agentes municipais quanto à gestão dos resíduos.

3.6.1.1 Decomposição dos Resíduos

Um aterro de resíduos sólidos pode ser considerado como um processo de decomposição ou de transformação da matéria orgânica, por ação de microrganismos em substâncias mais estáveis, ou seja, as principais entradas são os resíduos e a água e as principais saídas são os gases e o chorume. A decomposição da matéria orgânica ocorre por dois processos, o primeiro processo é de decomposição aeróbia e ocorre normalmente no período de deposição do resíduo. Após este período, a redução do O₂ presente nos resíduos dá origem ao processo de decomposição anaeróbia (Borba, 2006).

A fase inicial, aeróbia, é geralmente curta, durando de poucas horas a uma semana. O oxigênio e o nitrogênio presentes nos resíduos recém depositados são consumidos, gerando gás carbônico, água e calor. A temperatura conseqüentemente se eleva, chegando a atingir valores próximos de 60°C. Nessa fase, ocorre degradação de 5 a 10% da matéria possível de ser degradada.

Consumido todo o oxigênio livre, o processo de degradação passa a ser anaeróbico. Na decomposição anaeróbica, sem oxigênio e, portanto menos eficiente, os subprodutos são mais complexos como o gás metano e gás sulfídrico. Daí o mau cheiro observado ao redor do RSU. Esta fase pode durar alguns dias ou milhares de anos, dependendo do tipo de material do qual é constituído o RSU (Boscov, 2008).

3.6.1.2 Geração de gases

O gás de aterro é composto por vários gases, alguns presentes em grandes quantidades como o metano e o dióxido de carbono e outros em quantidades em traços. Os gases presentes nos aterros de resíduos incluem o metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂), amônia (NH₃), hidrogênio (H₂), gás sulfídrico (H₂S), nitrogênio (N₂) e oxigênio (O₂) (Borba, 2006).

A composição volumétrica do gás extraído no aterro classe II (sanitário e industrial classe II) deve ser próxima à maioria dos outros aterros: 50 a 58% metano, 35 a 45% gás carbônico, 1 a 5% nitrogênio e 0 a 1% oxigênio. Orgânicos voláteis totais (inclusive benzeno e cloreto vinílico) também são esperados, mas em concentrações muito pequenas (< 1000 ppmv de hexano). São esperados sulfeto de hidrogênio e mercapto de metila em concentrações menores que 500 ppmv (Bernardes Júnior et al., 1999).

De acordo com o Primeiro Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa, que apresenta as estimativas das emissões de metano decorrentes da disposição de resíduos sólidos e do tratamento de águas residuárias no Brasil, para o período de 1990 a 1994, o gás mais importante

produzido no tratamento de RSU é o metano, que pode ser convertido em energia.

O aproveitamento energético de RSU é, de fato, uma alternativa promissora. No município de São Paulo, a geração de energia elétrica nos dois maiores aterros da cidade, Bandeirantes e São João, já é uma realidade. Estão em operação duas termelétricas, com 20 e 24,8 MW de potência instalada, respectivamente. Tomando como referência um fator de capacidade de 80% e tendo em conta o atual consumo médio do consumidor residencial brasileiro, em torno de 150 kWh/mês, a geração de energia nesses dois aterros é suficiente para atender ao consumo de cerca de 170 mil residências, ou o equivalente a uma população entre 500 e 600 mil habitantes (MME/EPE, 2008).

3.6.1.3 Sistema de drenagem e tratamento do Biogás

O sistema de drenagem de biogás tem a função de drenar os gases provenientes da decomposição da matéria orgânica, evitando sua migração através dos meios porosos que constituem o subsolo, podendo se acumular em redes de esgoto, fossas, poços e sob edificações (internas e externas ao aterro sanitário).

A migração do biogás deve ser controlada pela execução de rede de drenagem adequada, colocada em pontos determinados do aterro. Esses drenos atravessam todo o aterro no sentido vertical, desde o sistema de impermeabilização de base até acima do topo da camada de cobertura.

Associados aos drenos verticais, projetam-se drenos horizontais e subverticais que facilitem a drenagem mais eficiente da massa de RSU. Esses drenos podem ser interligados aos sistemas de drenagem de percolados, dependendo da alternativa de solução de tratamento adotada para o aterro sanitário.

Os drenos de biogás nos aterros sanitários são normalmente constituídos por linhas de tubos perfurados, sobrepostos e envoltos por uma

camisa de brita (de espessura igual ao diâmetro do tubo utilizado), atravessando verticalmente a massa de resíduos aterrados, desde a base até a superfície superior, constituindo uma chaminé (IPT/CEMPRE, 2000).

Os gases mais leves do que o ar, como o metano, fluem pela camada de drenagem de gases até os drenos verticais e sobem por estes até a superfície. Os gases mais pesados do que o ar migram para o fundo das células e são coletados junto com o percolado. Ao atingir a superfície do aterro, os gases podem ser queimados em queimadores especiais (*flares*) com controle de emissões, ou utilizados para geração de energia (Boscov, 2008).

Face ao elevado poder calorífico do biogás, em muitos aterros sanitários no mundo, além da sua simples queima, estão sendo implantadas unidades de geração de energia elétrica.

Ao longo do tempo de acumulação do RSU, a produção de biogás é crescente, porém, uma vez cessada a deposição, a produção entra em declínio mais ou menos acentuado dependendo da composição do RSU depositado. O aproveitamento econômico do gás para a geração de energia elétrica fica limitado a um período relativamente pequeno (entre 12 e 18 anos) em relação ao tempo de duração das emissões. Mesmo durante este período, nem todo o gás produzido é aproveitável para a geração em razão de limitação econômica da potência das unidades geradoras.

A implantação de unidades de geração de energia elétrica em aterros sanitários deverá ser precedida de estudo de viabilidade técnica e econômica. Este estudo deverá obrigatoriamente indicar o potencial de geração de biogás no aterro sanitário, em função da quantidade e da composição dos resíduos aterrados e avaliar o custo de geração de energia elétrica comparando-o com o valor cobrado pela concessionária local (MME/EPE, 2008).

3.6.1.4 Fatores que influenciam a produção do biogás

A capacidade de um aterro gerar gás vai depender de muitos fatores, incluindo a composição dos resíduos, umidade de constituição, tamanho das partículas, a idade do resíduo, pH, temperatura, e outros. A decomposição e produção de gás podem ocorrer, teoricamente, por mais de 30 a 100 anos, mas na prática, ocorrem em um nível elevado por um período de tempo bastante curto (Brito Filho *apud* McBean et al., 1995; EMCON, 1998).

Segundo Borba (2006) e Lima (2004), os fatores que afetam a geração de gás são descritos a seguir:

- **Composição do resíduo**

A maioria dos resíduos residenciais e comerciais de um município é biodegradável, o restante consiste tipicamente em materiais inertes tais como: concreto, cinzas, solo, materiais plásticos e outros materiais que não se decompõe. Quanto maior a porcentagem de materiais biodegradáveis, maior a taxa de geração de gases. O RSU destinado aos aterros pode ter uma composição variada ao longo do ano dependendo do clima e dos hábitos de consumo da população local.

- **Umidade e temperatura**

Uma umidade alta (60 a 90 %) pode aumentar a geração de biogás. A construção do aterro com baixa permeabilidade para controle da formação do chorume mantém a umidade do RSU baixa e prejudica a formação de biogás. Em períodos chuvosos é favorecida a entrada de uma carga extra de oxigênio dissolvido na água, o que possibilita um incremento das atividades das bactérias aeróbias e facultativas, levando conseqüentemente a um aumento na temperatura na massa de resíduos em função das atividades exotérmicas dos microorganismos. Desse modo, quanto maior for a temperatura do meio, maior será a atividade microbiológica, e conseqüentemente, maior a taxa de produção de gás. Entretanto, as bactérias metanogênicas têm seu limite máximo de

crescimento a 44 °C, assim, poucos graus acima, podem inibir estes microorganismos, reduzindo significativamente a taxa de degradação da matéria orgânica.

- **Idade do resíduo urbano**

Num aterro sanitário, os resíduos vão sendo depositados ao longo do tempo e os processos de decomposição os afetam de forma diferente, conforme a fase em que se encontram. Resíduos novos possuem maior potencial de geração de metano do que resíduos antigos que, em condições de umidade adequada, já passaram pelos processos de biodegradação.

- **Operação**

Quanto maior a compactação dos resíduos, menor a presença de oxigênio na massa, o que, sob esse aspecto, diminui o processo aeróbio, tendo como consequência uma possível antecipação na produção de metano. Por outro lado a maior compactação diminui a superfície de exposição e dificulta a passagem dos líquidos e gases.

- **Influência de substâncias tóxicas**

O RSU é resultante das atividades diárias do homem, o qual está sempre provocando mudanças em sua vida e hábitos. Este comportamento reflete na composição do RSU, promovendo variações de difícil equacionamento. Desse modo, podemos encontrar substâncias que podem inibir o processo de degradação do RSU, tais como, antibióticos, detergentes, ácidos, óleos, metais etc.

3.6.1.5 Geração de chorume

Chorume, percolato ou lixiviado é o efluente da massa de resíduos resultante da percolação de águas de precipitação e da própria decomposição dos resíduos. Alguns autores denominam chorume especificamente o líquido

gerado na massa de resíduos pela decomposição de matéria sólida, enquanto percolado ou lixiviado seria o fluido produzido pela dissolução do chorume nas águas que percolam pela massa de resíduos, advindas da infiltração de águas pluviais (Bosco, 2008).

3.6.1.6 Sistema de drenagem do chorume

Este sistema de drenagem deve coletar e conduzir o líquido percolado, reduzindo as pressões deste sobre a massa de lixo e, também, minimizando o potencial de migração para o subsolo. Outro motivo para se drenar o percolado é impedir que ele ataque as estruturas do aterro (camada de impermeabilização de base, por exemplo).

Esse sistema poderá ser constituído de drenos de material filtrante com tubo perfurado, direcionando-se os percolados para o tanque de acumulação, de onde serão enviados a um tratamento adequado (IPT/CEMPRE, 2000).

3.6.2 Incineração com recuperação de energia

A reciclagem energética tem estreita relação com a incineração de RSU. Ela é feita a partir de uma instalação de combustão de RSU que difere da usina de incineração porque gera um produto, a energia (eletricidade), que pode ser vendido, resultando em receita para o município (Polleto & Silva).

De acordo com o Plano Nacional de Energia 2030 (EPE, 2007), o aproveitamento dos resíduos sólidos urbanos apresenta diversas vantagens sócio-ambientais e, por isso, há um grande interesse em viabilizar o seu aproveitamento energético. A produção de energia elétrica a partir desses materiais já apresenta alternativas tecnológicas maduras.

Aliás, as tecnologias disponíveis nem são tão recentes assim. São dos anos 80 as primeiras termelétricas implantadas nos Estados Unidos, na Europa e no Japão acionadas por RSU. A incineração é uma das formas adotadas para se produzir energia elétrica com a quase total eliminação da necessidade de aterros

sanitários. Os riscos ambientais associados (emissão de dioxinas e furanos) têm sido progressivamente minimizados com o desenvolvimento, nos últimos anos, de sistemas de filtros capazes de reduzir substancialmente essas emissões. A controvérsia, porém, ainda persiste. Na Alemanha, têm sido concedidos licenciamentos a um número crescente de usinas que utilizam a técnica da incineração. Em contraposição, em países como Suécia, Canadá, Bélgica e Holanda, alguns desses incineradores têm sido fechados.

Os incineradores de RSU têm características próprias, por isso, torna-se difícil adaptar uma instalação ou improvisar um incinerador para queimar RSU. Os principais componentes de uma moderna usina convencional de incineração de RSU são: poço de armazenamento do RSU, grelha móvel, câmara de combustão, sistema de descarga das cinzas, sistema de geração de vapor, depurador de gases, filtros, ventilador e chaminé. Ainda não existem usinas de incineração de RSU com recuperação de energia em escala comercial no Brasil (MME/EPE, 2008).

A primeira cidade brasileira a possuir um incinerador municipal foi Manaus, o qual entrou em operação em 1896, seguido por Belém, que possui um incinerador que entrou em operação em 1900 e foi definitivamente desativado em 1979. Ambos eram de fabricação inglesa.

A primeira instalação de incineração de RSU em São Paulo, no Alto do Araçá, teve seu início de operação em 1913. A capacidade nominal de recebimento de resíduos era de 40 toneladas por dia, tendo todo o seu equipamento sido importado da Inglaterra. O incinerador deixou de operar em 1949 e foi demolido em 1953 (CETESB, 1997b).

No Brasil, 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. Seja devido ao uso de equipamentos já obsoletos ou à operação e manutenção inadequada, o processo de incineração, no Brasil, ganhou o conceito de poluidor, nocivo à saúde e prejudicial ao meio ambiente.

Esta imagem, tão criticada, tem influenciado negativamente nas avaliações tomadas e decisões que envolvem o tratamento do RSU por meio da utilização do incinerador (Andrade & Coltro, 2006).

De acordo com o projeto “Gerenciamento de Resíduos Sólidos – Uma Visão de Futuro”, atualmente a incineração tradicional de resíduos está disponível no mundo inteiro, tecnologicamente madura e atendendo a padrões industriais. Além disso, pode ser combinada com outros processos como a coleta seletiva ou a reciclagem de materiais. A incineração de resíduos resulta em resíduos menos importantes quando comparados a outros métodos de processamento e requer menos espaço em aterros para disposição final das frações não reutilizáveis. Pela sua natureza, a incineração tradicional de resíduos implica em altos custos de investimento e sua tecnologia mais complexa exige pessoal especializado para operação e manutenção. Também só é compatível para resíduos que propiciem autocombustão pela sua composição.

A tecnologia atualmente disponível de projeto de incineradores pode prever a geração de até 0,95 kWh/t processada, sendo que a grande maioria dos sistemas instalados gera de 0,4 a 0,95 kWh/t de capacidade. Naturalmente esta geração dependerá fortemente do poder calorífico do RSU processado (ABLP, 2000).

Embora a classificação segundo o PCI (poder calorífico inferior) não deva ser considerada definitiva para estabelecer a destinação do RSU, considera-se que para $PCI < 1.675$ kcal/kg, a incineração não é tecnicamente viável (além de dificuldades técnicas, exige ainda a adição de combustível auxiliar) e que para $PCI > 2.000$ kcal/kg, a queima bruta (“*mass burning*”) é tecnicamente viável (MME/EPE, 2008).

Porém de acordo com o projeto “Gerenciamento de Resíduos Sólidos – Uma Visão de Futuro”, o requisito básico desse método de tratamento é o valor calorífico do resíduo a ser tratado, de modo que este permita uma combustão auto-sustentada, ou seja, valores caloríficos superiores a 1.433 kcal/kg de RSU.

Resíduo com valor calorífico menor pode ser pré-tratado por secagem, e, então, ser transformado em material próprio para incineração.

A incineração é definida como o processo de redução de peso e volume do lixo através de combustão controlada. Os remanescentes da incineração do lixo são, geralmente, gases como anidrido carbônico (CO_2); anidrido sulfuroso (SO_2); nitrogênio (N_2); gás inerte proveniente do ar utilizado como fonte de oxigênio e do próprio RSU; oxigênio (O_2) proveniente do ar em excesso que não consegue ser completamente queimado; água (H_2O); cinza e escórias que se constituem de metais ferrosos e inertes como vidros e pedras etc (Lima, 2004).

A redução do volume de resíduos depositados em aterro sanitário é uma das principais vantagens da incineração. De fato, a incineração reduz o volume de resíduos depositados entre 85 e 90% do volume original e não impede a recuperação dos metais recicláveis. Outra vantagem é que as cinzas produzidas na incineração podem servir como matéria prima para a produção de cimento do tipo Portland (MME/EPE, 2008).

Porém, devido à presença de alguns elementos nos resíduos sólidos, pode-se formar ou volatilizar compostos, como óxidos de enxofre, óxidos de nitrogênio, ácido clorídrico, cloretos metálicos etc. que, se lançados diretamente para a atmosfera, causam a poluição atmosférica. No caso de ocorrerem problemas operacionais no incinerador, podem-se formar outros poluentes, como monóxido de carbono, fuligem, dioxinas etc (IPT/CEMPRE, 2000).

A poluição atmosférica pela incineração pode ser perfeitamente evitada se for efetuada a queima completa dos componentes combustíveis dos resíduos sólidos a serem tratados, suplementada por uma filtragem eficiente dos gases. (CETESB, 1997b).

As modernas tecnologias de controle de poluição garantem a separação segura dos poluentes e atendem aos limites de emissão fixados pela diretiva da União Européia sobre incineração de resíduos. As tecnologias

aplicadas, que usam processos úmidos, semi úmidos e a seco, atualmente operam sem geração de efluentes. As tendências tecnológicas apontam para métodos a seco mais simples à medida que apresentam a mesma efetividade que os métodos úmidos e requerem menores investimentos em mão-de-obra e manutenção (SMA, 2005).

A USINAVERDE S/A é uma empresa brasileira de capital privado criada em 2001, pioneira, no Brasil, no desenvolvimento de tecnologia e processos para a implantação de Usinas de Tratamento Térmico de resíduos sólidos urbanos com recuperação de energia. O centro tecnológico USINA VERDE está localizado numa área de 5000 m², no campus da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Ilha do Fundão, Rio de Janeiro. O projeto de classificação do Centro Tecnológico USINAVERDE como “Mecanismo de Desenvolvimento Limpo”, por evitar a emissão do metano e por gerar energia alternativa, foi aprovado em 14 de outubro de 2005 pela Comissão Interministerial de Mudança Global do Clima. A comprovação das emissões de CO₂ evitadas pelo CT USINAVERDE foi certificada em outubro de 2007 pelo Bureau Veritas Certification. Desde o mês de setembro de 2005, a Usina Protótipo do CT USINAVERDE vem operando em regime contínuo, tratando 30 toneladas/dia de lixo urbano e gerando 440 kWh que tem sido consumida na própria unidade. Importante observar que, embora se tratando de Usina Protótipo, sua capacidade de tratamento é equivalente à geração dia de lixo urbano de uma comunidade de aproximadamente 50 mil pessoas.

O processo de tratamento térmico e geração de energia a partir dos resíduos urbanos é precedido por criteriosa seleção manual/mecânica de todos os materiais recicláveis – garrafas “pet”, papelão, latas de aço e de alumínio, vidros etc. que são destinados à indústria de reciclagem. Somente são submetidos ao tratamento térmico a matéria orgânica e os resíduos combustíveis não recicláveis (papel e plástico contaminado com matéria orgânica etc), ou seja, exatamente o material que seria destinado ao Aterro.

Os resultados que vêm sendo obtidos encontram-se em perfeita conformidade com as normas ambientais, atendendo os parâmetros estabelecidos pela Resolução CONAMA 316 de 2002.

Segundo Morgado & Ferreira (2006), a incineração não se agrupa como uma tecnologia que faz uso de uma fonte renovável, visto que a fonte primária da incineração é um produto da dinâmica da sociedade. Atualmente, o uso da incineração como recuperação energética está em segundo plano e por causa disso, muitas das barreiras ambientais sobre a incineração ocorrem independentemente de qualquer operação para recuperação de energia. A incineração ainda é muito mais uma opção para a disposição final de resíduos, do que uma fonte de energia renovável.

3.6.3 Processo Térmico por Plasma

Equipamentos de plasma térmico vêm sendo usados mundialmente desde o século XIX em diferentes aplicações, quais sejam: na indústria química, metalúrgica, no tratamento ambiental do resíduo industrial e em projetos experimentais de tratamento do resíduo urbano. A tecnologia provê um calor extremamente alto proveniente de um equipamento elétrico denominado tocha de plasma. No começo do século XX aquecedores de plasma foram usados na indústria química para manufaturar combustível de acetileno a partir de gás natural. Protótipos de pequenos aquecedores de plasma foram construídos durante a década de 1970 e plantas industriais de grande porte foram construídas e comissionadas durante a década de 1980 (Furlan, 2007).

O plasma é uma forma especial de material gasoso que conduz eletricidade. No estado de plasma o gás atinge temperaturas extremamente elevadas que podem variar de 5 000 a 50 000 °C de acordo com as condições de geração. O plasma é gerado pela formação de um arco elétrico, através da passagem de corrente entre o cátodo e ânodo, e a injeção de um gás que é ionizado, e pode ser projetado sobre os resíduos. É uma técnica que gera produtos vitrificados, similares a um mineral de alta dureza e que reduz de forma significativa o volume dos resíduos, podendo ser superior a 99%. Porém exige um

avultado investimento, até porque só pode ser rentabilizada quando acoplada a uma central termoeétrica. O elevado investimento pressupõe a continuada disponibilidade de resíduos a tratar o que pode ser comprometedor para uma estratégia de redução, a médio ou longo prazo, dos mesmos. O volume de gases inicialmente gerado é mais baixo do que na combustão convencional, mas depois da combustão dos gases produzidos, é idêntico ao de outras formas de incineração (Aires et al., 2003).

3.6.4 Compostagem

É um método utilizado para decomposição de material orgânico existente no lixo, sob condições adequadas, de forma a se obter um composto orgânico para utilização na agricultura. Apesar de ser considerado um método de tratamento, a compostagem também pode ser considerada como um processo de destinação do material orgânico presente no RSU. Possibilita enorme redução da quantidade de material a ser disposto no aterro sanitário, para onde vai somente o que for rejeitado no processamento (Brito Filho, 2005).

No Brasil, um país de origem essencialmente agrícola, há pouca tradição na produção de composto orgânico, existindo um número reduzido destes sistemas instalados. Existem quinze mas, dentre eles, somente dois estão em pleno funcionamento: o sistema Beccari e o sistema Dano. As razões pelas quais as usinas foram desativadas são as mais diversas: desde falta de recursos financeiros para manutenção dos sistemas (inviabilidade econômica) até capacitação técnica para operar corretamente esses sistemas (Lima, 2004).

4 JUSTIFICATIVAS

Após a realização de um diagnóstico ambiental e um inventário no Estado de São Paulo sobre incineradores e aterros sanitários foi conduzido este estudo, levando-se em conta:

- A inexistência de incineradores licenciados para tratamento de RSU. Os incineradores implantados e licenciados são específicos para tratamento de resíduos industriais e de serviços de saúde;
- A carência de dados regionais para a alternativa “incinerador” e a importância desta técnica em grandes metrópoles;
- A utilização de aterros sanitários para dispor os RSU por ser a técnica de maior aplicação no mundo.

Assim sendo, a principal justificativa para a elaboração deste trabalho consiste na aplicação de uma metodologia que aborda critérios ambientais para a comparação da melhor tecnologia para disposição e tratamento de RSU, assim como outros elementos importantes a serem considerados para tomada de decisão, tais como: potencial de toxicidade humana, acidentes do trabalho, doenças ocupacionais e custos.

5 PARTE EXPERIMENTAL

O principal interesse deste trabalho está voltado para aprofundar o conhecimento científico quanto à análise de ecoeficiência, comparando duas técnicas para o tratamento e disposição de RSU, aterro sanitário e incinerador com recuperação de energia e servir como base para realizar uma análise crítica de alternativas mais ecoeficientes para os processos em estudo.

Desta forma, para atingir os objetivos, as principais atividades desenvolvidas foram: revisão bibliográfica, estudos de ACV, avaliação de acidentes de trabalho e doenças ocupacionais, potencial de toxicidade humana, avaliação econômica e aplicação da ferramenta de análise de ecoeficiência.

A revisão bibliográfica, abrange a busca pelo entendimento e conhecimento dos assuntos abordados. Inicialmente, procurou-se conhecer a análise de ecoeficiência, metodologia desenvolvida pela BASF, identificando o procedimento de execução, aplicação e interpretação dos resultados. Na execução da análise, o desempenho ambiental é estudado através de uma avaliação de ciclo de vida (ACV), complementada por uma avaliação de acidentes de trabalho, doenças ocupacionais e uma avaliação de toxicidade humana, para cada uma das alternativas estudadas. Nesta etapa foram elaborados os fluxogramas dos sistemas em estudo, de modo que as atividades e/ou processos avaliados estivessem bem definidos, assim como as fronteiras técnicas do mesmo. Então, foi feito um levantamento de dados de entradas e saídas (consumo de recursos naturais e energia, emissões para o ar, água e solo) para todas as etapas incluídas nas fronteiras do estudo de ACV (unidades de processo). Estes dados foram compilados e as cargas ambientais do sistema foram calculadas e relacionadas à unidade funcional. Para viabilizar o trabalho, as informações utilizadas foram tanto de dados reais (primários) – aterro sanitário e incinerador – Essencis Soluções Ambientais S.A. (assumindo algumas premissas) quanto a utilização de dados secundários, utilizando o estudo de Arena et al., 2003. Os dados referentes à vertente ambiental, econômica, acidentes de trabalho, doenças ocupacionais e uso da terra para a alternativa “aterro sanitário”

foram coletados em entrevistas com os responsáveis envolvidos na operação e gerenciamento do aterro sanitário da Essencis, durante visitas realizadas. Os dados de consumo e emissões para a alternativa “incinerador” foram extraídos do estudo realizado por Arena et al. (2003). De acordo com o estudo, estes dados são de concepção de incineradores, não estando ainda em funcionamento, exceto dados de emissões atmosféricas, os quais foram coletados durante visitas técnicas a incineradores em funcionamento desde 2001 no Norte da Itália, em Milão, área (Silla 2) e em Cremona. Conforme Arena et al. (2003), para validação dos dados foram também realizadas visitas em uma planta em Parona, no Norte da Itália. Os dados utilizados de acidentes de trabalho, doenças ocupacionais e uso da terra foram obtidos através de entrevistas com os responsáveis pela operação e gerenciamento da planta de incineração da Essencis Soluções Ambientais S.A., sendo esta licenciada especificamente para tratamento de resíduos industriais.

Para o levantamento de custos, no caso do incinerador, foram adotados valores de literatura.

Por último, a aplicação da ferramenta de ecoeficiência que foi feita na própria Fundação Espaço ECO, localizada em São Bernardo do Campo, com o apoio da equipe de ecoeficiência e, principalmente, pela coordenadora deste departamento.

5.1 Definição do objetivo e escopo

O objetivo específico é comparar o desempenho econômico-ambiental das alternativas “Aterro Sanitário” e “Incinerador com recuperação de energia” nas fases de tratamento e disposição final dos resíduos sólidos urbanos. Estas informações servirão de base para gestores na tomada de decisão sobre os prós e contras de cada alternativa estudada.

5.2 Definição dos sistemas de produto

- Disposição dos RSU em Aterro Sanitário;
- Tratamento dos RSU em Incinerador com Recuperação de Energia.

5.3 Definição da unidade funcional

Estabeleceu-se, como função do sistema de produto, o tratamento e a destinação dos resíduos sólidos urbanos e a unidade funcional adotada, para a qual todos os aspectos ambientais foram normalizados, foi de 7.324.109.000 quilogramas de resíduos sólidos urbanos. Esta quantidade correspondente ao total de RSU depositado no aterro sanitário da Essencis Soluções Ambientais S.A. no período de 2002 a 2008. Optou-se por esta unidade funcional, pelo fato da existência dos dados reais levantados e gerenciados pelo aterro sanitário, evitando assim, elevado número de premissas, inferências e considerações neste trabalho.

5.4 Definição do fluxo de referência

Dados de entrada do sistema de produto disposição de RSU em “Aterro Sanitário” ou tratamento de RSU em “Incinerador com recuperação de energia”, levando-se em consideração, quantidade suficiente para tratamento e disposição de 7.324.109.000 quilogramas de resíduos sólidos urbanos.

5.5 Definição da fronteira geográfica

- **Aterro Sanitário:** Essencis Soluções Ambientais S.A. – Brasil;
- **Incinerador:** em Milão, área (Silla 2), em Cremona e planta de Parona - Itália / Essencis Soluções Ambientais S.A. – Brasil.

5.6 Definição da fronteira temporal

- Aterro Sanitário Essencis Soluções Ambientais S.A. - Brasil: ano de 2002 - 2008;
- Incinerador Essencis Soluções Ambientais S.A. - Brasil: ano de 2002 - 2008;
- Incineradores – Itália: ano de 2003.

5.7 Definição da fronteira tecnológica

A seguir são apresentados os fluxogramas dos sistemas de produto denominados: aterro sanitário e incinerador, (FIG. 6 e FIG. 7), respectivamente.

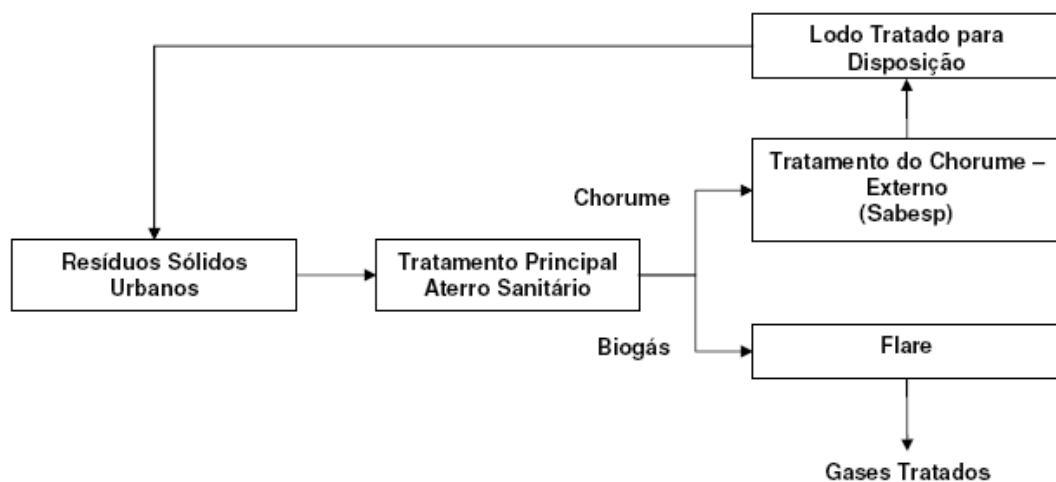


FIGURA 6. Fluxograma do sistema de produto “Aterro Sanitário”.

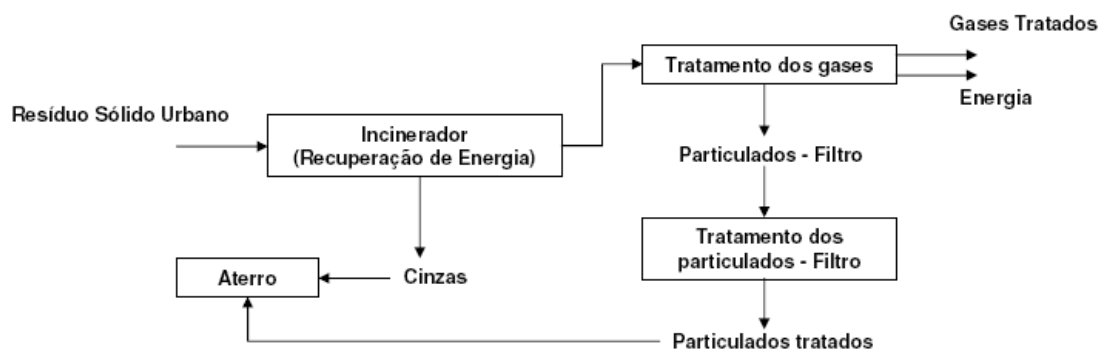


FIGURA 7. Fluxograma do sistema de produto “Incinerador”.

5.8 Análise do Inventário

5.8.1 Coleta de dados - Aterro Sanitário

O estudo de caso foi desenvolvido avaliando-se o aterro sanitário - Essencis Soluções Ambientais S.A., localizado em Caieiras, no Estado de São Paulo. A Essencis é uma empresa especializada em soluções ambientais que atua no tratamento e disposição de resíduos, utilizando as técnicas de aterro, incineração, co-processamento, tratamento de efluentes e manufatura reversa de refrigeradores. Adicionalmente, a empresa presta serviços em consultoria ambiental e análises para caracterização, classificação de resíduos e análise de água conforme a legislação vigente. Foi criada a partir da *joint venture* entre os grupos Camargo Corrêa e o grupo francês Suez em dezembro de 2006. O grupo Solví assumiu a parte da Suez e hoje a Essencis é controlada pelos grupos Camargo Correa e Solví. Sua capacidade de disposição é de 60 milhões de m³ e suas operações tiveram início em setembro de 2002.

O sistema de produto considerado no presente estudo contemplou as unidades de processo: 1) Disposição dos resíduos no aterro sanitário, identificada como a unidade de processo “Tratamento Principal”; 2) Geração e tratamento dos gases, identificados como a unidade de processo “Tratamento dos Gases” e 3) Tratamento do chorume, identificado como a unidade de processo “Tratamento do Chorume”.

Na **TAB. 8** é apresentado o inventário consolidado dos dados de entrada e na **TAB. 9** é apresentado o inventário consolidado dos dados de saída do sistema de produto “Aterro Sanitário”, considerando o período de 2002 a 2008, correlacionando-os com as respectivas unidades de processo.

A decomposição do resíduo orgânico depositado no aterro gera, além do chorume, o biogás (mistura dos gases metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂), nitrogênio (N₂), oxigênio (O₂) e outros). No estudo realizado foram considerados apenas o gás carbônico e o metano, dos quais 45% representam a fração de metano e 55% a fração de gás carbônico, considerando uma eficiência de

captação do biogás no aterro de 65%. Segundo Candiani (2009), estes valores foram referenciados no Documento de Concepção do Projeto, mais conhecido como PDD (*Project Design Document*), validado em 26/07/2004 - versão 00, para obtenção de créditos de carbono.

TABELA 8. Inventário consolidado dos dados de entrada do sistema de produto “Aterro Sanitário”.

ENTRADAS		UNIDADES DE PROCESSO	
Resíduo sólido urbano	7,32E+09	Kg	Tratamento principal
Óleo diesel	1,73E+08	MJ	Tratamento principal
Brita corrida	1,53E+08	Kg	Tratamento principal
Rachão	1,53E+08	Kg	Tratamento principal
Energia	1,87E+06	MJ	Tratamento dos gases
Energia	1,02E+05	MJ	Tratamento do chorume
Chorume	4,20E+05	Kg	Tratamento do chorume

TABELA 9. Inventário consolidado dos dados de saída do sistema de produto “Aterro Sanitário”.

SAÍDAS		UNIDADES DE PROCESSO	
Gases Tratados			
Gás carbônico	2,38E+09	Kg	Tratamento dos gases
Metano	1,62E+08	Kg	Tratamento dos gases
Efluente Tratado			
Chorume	4,20E+05	Kg	Tratamento do chorume
Geração de Produto			
Energia (queima do metano)	3,00E+08	Kg	Tratamento dos gases

O biogás gerado é coletado por meio de tubos horizontais perfurados que são construídos na medida em que o aterro vai se desenvolvendo. O gás da área do aterro sanitário é conduzido a um sistema de coleta principal e encaminhado para o *flare*, cujo principal objetivo é a oxidação térmica (queima) do biogás, convertendo o metano (CH₄) em gás carbônico (CO₂), água e traços de

demais produtos de combustão. O potencial de geração de energia elétrica, considerada neste estudo, foi estimado com base na quantidade de metano captada e convertida em gás carbônico, ou seja, 300.398.330 kg de metano. Considerando o fator de 55,54 para conversão de metano (Kg) em energia (MJ), temos que a quantidade captada de metano, multiplicada pelo fator de conversão, corresponde a $1,67 \times 10^{10}$ MJ de energia.

A queima controlada do biogás ocorre em *flares* enclausurados. O sistema de tratamento é composto basicamente por um conjunto de sopradores e filtros para a remoção de gotículas de condensado e material particulado.

A composição do RSU considerada neste estudo, conforme Candiani (2010) foi:

- 16% papel, papelão e tecido;
- 50% matéria orgânica;
- 3% madeira e
- 31% outros (plástico, vidro etc).

Segundo Ferreira (2007), RSU com matéria orgânica acima de 55%, papel, papelão e jornal acima de 13% e plásticos em geral acima de 15%, a umidade varia de 30% à 85% com maior incidência entre 60% e 75% e o poder calorífico superior varia de 1.100 Kcal/kg a 6.000 Kcal/kg com maior incidência entre 1.800 Kcal/kg e 3.100 Kcal/kg.

O óleo diesel é utilizado para a movimentação dos caminhões no aterro sanitário.

O chorume gerado é coletado e conduzido por um sistema de drenagem até o tanque de estocagem. Este sistema é constituído de drenos de material filtrante (rachão e brita corrida). A brita corrida é a camada de base ou sub-base, composta por produtos resultantes de britagem primária de rocha bruta, enquadrados em uma condição granulométrica contínua que assegura estabilidade às camadas, depois de adequadas operações de espalhamento e

compactação. O rachão pequeno, também conhecido como “gabião” é formado por grandes pedras, em geral usadas em drenos grandes, muros e contenção de barrancos e encostas.

O chorume é encaminhado, por meio de drenos, para um tanque coberto e, posteriormente, enviado via caminhões, para tratamento na estação de tratamento de efluentes de Barueri – SABESP. Segundo Lakates (2009), a energia consumida na estação de tratamento de efluentes em 2008 foi de $7,39 \times 10^7$ kWh, considerando o volume total de efluentes tratados de $3,04 \times 10^8$ m³. Para cálculo do estudo, a quantidade de energia alocada, considerando a geração de chorume no aterro correspondente ao período de 2002 a 2008 foi de $1,02 \times 10^5$ kWh.

O processo de tratamento utiliza lodo ativado convencional e em nível secundário, com grau de eficiência de 90% de remoção de carga orgânica medida em DBO.

O processo de lodos ativados é um tratamento biológico, no qual o esgoto afluente e o lodo ativado (cultura microbiológica na forma de flocos) são intimamente misturados, agitados e aerados (em unidades chamadas tanques de aeração). Nestes tanques, a aeração tem por finalidade proporcionar oxigênio aos microorganismos e evitar a deposição dos flocos bacterianos e os misturar homoganeamente ao efluente. Logo após se separar os lodos ativados do esgoto tratado (por sedimentação em decantadores), o lodo ativado separado pode retornar para o processo ou é retirado para tratamento específico ou destino final, enquanto o sobrenadante do decantador, que é o esgoto tratado está pronto para descarte no corpo receptor (Jordão & Pessoa, 1995).

Após o tratamento dos efluentes pela SABESP, os mesmos são descartados no rio Tietê de acordo com as condições, padrões e exigências dispostos na Resolução CONAMA 357/05.

Na fase de elaboração do inventário de efluentes dos sistemas em estudo (na ausência de uma caracterização química específica para o efluente

tratado a partir do chorume gerado no aterro sanitário), o limite crítico aceitável de cada substância para lançamento no corpo hídrico foi determinado com base nos padrões de lançamento referentes à Resolução CONAMA 357/05, conforme é mostrado na **TAB 10**.

TABELA 10. Padrões de lançamento de efluentes nos corpos de água (legislação brasileira – Resolução CONAMA 357/05).

PARÂMETROS INORGÂNICOS	VALOR MÁXIMO
Arsênio total	0,5 mg/L As
Bário total	5,0 mg/L Ba
Boro total	5,0 mg/L B
Cádmio total	0,2 mg/L Cd
Chumbo total	0,5 mg/L Pb
Cianeto total	0,2 mg/L CN
Cobre dissolvido	1,0 mg/L Cu
Cromo total	0,5 mg/L Cr
Estanho total	4,0 mg/L Sn
Ferro dissolvido	15,0 mg/L Fé
Fluoreto total	10,0 mg/L F
Manganês dissolvido	1,0 mg/L Mn
Mercúrio total	0,01 mg/L Hg
Níquel total	2,0 mg/L Ni
Nitrogênio amoniacal total	20,0 mg/L N
Prata total	0,1 mg/L Ag
Selênio total	0,30 mg/L Se
Sulfeto	1,0 mg/L S
Zinco total	5,0 mg/L Zn
PARÂMETROS ORGÂNICOS	VALOR MÁXIMO
Clorofórmio	1,0 mg/L
Dicloroetano	1,0 mg/L
Fenóis totais	0,5 mg/L C ₆ H ₅ OH
Tetracloroeto de carbono	1,0 mg/L
Tricloroetano	1,0 mg/L

5.8.1.1 Uso da Terra

Para este estudo foi adotada a área de 1.000.000 m² e uma capacidade de disposição de RSU de 63.000.000 toneladas (Zorzi, 2009).

5.8.1.2 Acidentes de Trabalho e Doenças Ocupacionais

Os dados referentes às características de acidentes de trabalho e doenças ocupacionais foram mapeados, por meio de visitas técnicas para identificação das unidades de processo e posterior validação dos dados obtidos por meio da análise de registros, relatórios, laudos técnicos, fichas de segurança, mapas de riscos etc (Zorzi, 2009).

Na **TAB. 11** é apresentado o número de acidentes ocorridos no período de 2002 a 2008 no aterro sanitário. Não foram registrados, neste período, doenças ocupacionais e acidentes fatais decorrentes das atividades do aterro sanitário (Candiani, 2010).

TABELA 11. Acidentes de trabalho ocorridos no aterro sanitário.

Ano	Número de Acidentes	Com afastamento	Sem afastamento
2002	0	0	0
2003	0	0	0
2004	3	2	1
2005	5	2	3
2006	2	2	0
2007	2	1	1
2008	6	4	2
TOTAL		18	

5.8.1.3 Potencial de Toxicidade Humana

Os dados referentes à toxicidade para as pessoas envolvidas nos diferentes processos foram mapeados, considerando as entradas e saídas das unidades de processo. Na **TAB. 12** são apresentadas as informações que foram

consideradas neste estudo e que compõem o cálculo dos valores individuais (por entrada/saída).

TABELA 12. Pontuação de toxidade humana e exposição aos riscos para os dados de entrada e saída do aterro sanitário para a UF definida no estudo.

Unidade de Processo: Tratamento Principal					
Entradas / Saídas	Pontuação	Sistema	Pressão de Vapor	Segurança do processo	Persistência
Óleo diesel	550	Fechado	Alto	Médio	Não persistente
Brita corrida	114	Aberto	Baixo	Médio	Não persistente
Rachão	114	Aberto	Baixo	Médio	Não persistente
RSU	1000	Aberto	Baixo	Médio	Não persistente
Unidade de Processo: Tratamento do Chorume					
Energia	32	Fechado	Baixo	Médio	Não persistente
Chorume	1000	Parcialmente fechado	Baixo	Médio	Não persistente
Unidade de Processo: Tratamento dos Gases					
Emissões (CO ₂ e CH ₄)	0	Aberto	Baixo	Médio	Não persistente
Energia	32	Fechado	Baixo	Médio	Não persistente
Energia (venda)	19	Fechado	Baixo	Médio	Não persistente

5.8.1.4 Custos

Para a alternativa aterro sanitário foi adotado o custo fornecido pela Essencis Soluções Ambientais S.A., sendo este o valor de R\$ 23,08/t RSU (valor referente a março de 2009, contabilizando a queima do biogás que é revertida em créditos de carbono e vendida a países que tem metas de redução de emissão pelos mecanismos definidos no Tratado de Kyoto).

Foram considerados os custos diretos com o aterro sanitário, custo indireto e custo direto com o biogás (queima no *flare*). Estes custos representam mão-de-obra, encargos, serviços de terceiros, impostos, taxas, aluguéis, depreciação, amortização entre outros (Zorzi, 2009).

5.8.2 Coleta de dados – Incinerador

Os dados referentes às características de acidentes de trabalho e doenças ocupacionais, uso da terra e potencial de toxicidade humana foram mapeados, por meio de visitas técnicas para identificação das unidades de processo e posterior validação dos dados obtidos por meio da análise de registros, relatórios, laudos técnicos, fichas de segurança, mapas de riscos etc. O estudo de caso foi desenvolvido avaliando-se o incinerador - Essencis Soluções Ambientais S.A. O incinerador está licenciado para incinerar resíduos industriais e tem uma capacidade de incineração atual de aproximadamente 2.398 toneladas/ano. Foi solicitada à CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental uma ampliação na Licença, onde a expectativa é incinerar aproximadamente 7.000 toneladas/ano. Em linha com seu compromisso com a sustentabilidade, desde 2007, o incinerador da Essencis utiliza para sua operação a própria energia proveniente da queima do resíduo. Assim, contribui para poupar recursos naturais não-renováveis, deixando de utilizar 1.500 toneladas por ano de óleo BPF (Cruto, 2008).

Quase todos os dados usados por Arena et al. (2003) são de concepção de incineradores, não estando ainda em funcionamento, exceto dados de emissões atmosféricas, os quais foram coletados durante visitas técnicas à incineradores em funcionamento desde 2001 no Norte da Itália, em Milão área (Silla 2) e em Cremona. Conforme Arena et al. (2003), para validação dos dados foram também realizadas visitas em uma planta em Parona, no Norte da Itália.

Na **TAB. 13** é apresentada a composição dos RSU considerada no estudo realizado por Arena et al. (2003).

Arena et al. (2003), para a compilação dos dados do inventário referentes à recuperação de energia usaram projetos de plantas de incineração, pois as mesmas não estavam ainda em funcionamento. A planta de referência tem três linhas paralelas, cada uma com uma capacidade de 27 t/h e caracterizada por uma grelha móvel constituída por uma série de barras fixas e móveis onde o combustível sofre a primeira fase da combustão.

TABELA 13. Composição do RSU (%) considerada no estudo realizado por Arena et al. (2003).

Composição	Porcentagem nos RSU (%)
Material orgânico	30,10
Folhas	3,88
Papel e papelão	23,15
Vidro	5,70
Metal	3,25
Madeira	1,75
Plástico	10,76
Têxtil	4,48
Couro	1,76
Outros	15,17

O forno é dividido em três zonas: zona de alimentação, a zona central, onde ocorre a combustão, e a zona final, onde as cinzas são descarregadas. A grelha inclinada em 10° desloca o resíduo através da câmara de combustão, provocando o seu revolvimento e a sua exposição às regiões de alta temperatura. Durante este deslocamento, o material vai se aquecendo e passa por secagem, perda de compostos orgânicos voláteis, combustão do resíduo carbonoso e sai da câmara de combustão, ao fim da grelha, com uma pequena quantidade de material orgânico ainda presente, na forma de carvão.

O ar comburente pré-aquecido introduzido na câmara de incineração sob a grelha é denominado ar primário e aquele introduzido diretamente na fornalha acima da grelha, ar secundário. O ar primário tem a função de resfriar a grelha e auxiliar na secagem e combustão do RSU. O ar secundário é injetado em alta velocidade para criar uma região de elevada turbulência e promover a sua mistura com os gases e vapores combustíveis gerados durante a decomposição térmica do RSU. A temperatura na região sobre a grelha atinge cerca de 1200° C, decompondo os compostos orgânicos.

Os gases de combustão a alta temperatura, ao saírem desta região, trocam calor com as paredes do incinerador e trocadores de calor, gerando vapor,

que é utilizado para gerar energia elétrica. Na combustão dos RSU, além do CO_2 e água, também podem se formar gases corrosivos, como: ácido clorídrico, cloro etc, os quais são enviados para um sistema de limpeza. Este sistema contempla um lavador semi-úmido do tipo *spray dryer* para absorção de gases ácidos, utilizando-se como sorbentes o hidróxido de cálcio e o óxido de cálcio.

Uma das vantagens de utilização do sistema de absorção semi-úmido é que não há a geração de efluentes líquidos. É utilizado também na limpeza dos gases, carvão ativado para o abatimento das emissões de compostos orgânicos não queimados e metais voláteis. Estes leitos retêm metais, dioxinas e furanos, eventualmente formados.

Após a limpeza dos gases no lavador semi-úmido, os gases passam por um filtro de tecido, a fim de reter a fuligem. Em condições controladas de operação, o arraste de fração orgânica é mínimo, pois a maior parte é queimada na região acima da grelha e convertida a CO_2 e água. Quando isto não ocorre, os componentes orgânicos voláteis liberados na grelha podem se polimerizar e formar partículas microscópicas, denominadas de fuligem. Estas partículas, uma vez não consumidas na região de altas temperaturas, passam incólumes pelo incinerador, saindo com os gases de combustão.

Os teores de nitrogênio presentes no RSU geralmente são baixos e a taxa de formação de NO_x não tem sido muito significativa, porém os limites de emissão destes gases, nos países mais desenvolvidos, têm se tornado cada vez mais restritivos, obrigando a introdução de sistema de destruição dos mesmos. O sistema utilizado no estudo de análise de ciclo de vida é conhecido como redução seletiva não catalítica. Neste sistema injeta-se uma pequena quantidade de uréia na corrente gasosa, antes do sistema de limpeza de gases, convertendo o NO_x em nitrogênio e água (EUROPEAN COMMISSION, 2006; Lima, 2004; IPT/CEMPRE, 2000).

Este sistema de produto considerado no presente estudo contemplou as unidades de processo: 1) Combustão, identificada como unidade de processo “Tratamento Principal”; 2) Recuperação de energia e tratamento dos gases, as

quais foram identificadas como a unidade de processo “Tratamento dos Gases” e 3) Tratamento das cinzas geradas no processo, aqui identificada como a unidade de processo “Tratamento das Cinzas”.

Na **TAB. 14** é apresentado o inventário consolidado com os dados de entrada do sistema de produto “incinerador” e na **TAB. 15** é apresentado o inventário consolidado com os dados de saída do sistema de produto “incinerador” com as respectivas unidades de processo. Em ambos os casos, os valores são de acordo com o estudo de Arena et al. (2003).

Com base nos desempenhos ambientais de cada unidade de processo foram estabelecidas as respectivas conversões para a unidade funcional, ou seja, todos os dados de entrada e dados de saída foram relacionados aos 7.324.109.000 quilogramas de RSU.

Na **TAB. 16** é apresentado o inventário consolidado com os dados de entrada do sistema de produto “incinerador” e na **TAB. 17** é apresentado o inventário consolidado com os dados de saída do sistema de produto “Incinerador” com as respectivas unidades de processo e conversões.

TABELA 14. Inventário consolidado com os dados de entrada do sistema de produto “Incinerador”.

ENTRADAS		UNIDADES DE PROCESSO	
Resíduo sólido urbano	1,00E+00	kg	Tratamento principal
Ar	5,60E+00	kg	Tratamento principal
Água	1,58E-01	kg	Tratamento dos gases e Tratamento das cinzas
Óxido de cálcio (CaO)	2,50E-02	kg	Tratamento dos gases
Silicato de sódio (30%)	1,50E-03	kg	Tratamento das cinzas
Carvão ativado	2,50E-03	kg	Tratamento dos gases
Hidróxido de cálcio Ca(OH) ₂	3,20E-03	kg	Tratamento dos gases
Cimento	1,35E-02	kg	Tratamento das cinzas
Uréia	3,00E-03	kg	Tratamento principal
Gás natural	3,60E-02	MJ	Tratamento principal

TABELA 15. Inventário consolidado com os dados de saída do sistema de produto “Incinerador”.

SAÍDAS		UNIDADES DE PROCESSO	
Gases Tratados			
CO ₂	9,53E+02	g	Tratamento dos gases
H ₂ O	3,01E+02	g	
O ₂	5,60E+02	g	
N ₂	4,77E+03	g	
NO _x	1,97E+03	mg	
SO ₂	1,97E+02	mg	
HCl	9,80E+01	mg	
Fuligem	4,90E+01	mg	
Carbono orgânico total	2,00E+00	mg	
CO	9,80E+01	mg	
Dioxinas e Furanos	1,00E-06	mg	
Hg	6,60E-01	mg	
Cd	6,60E-01	mg	
Metais pesados	2,00E+00	mg	
Geração de Resíduos			
Cinzas	1,80E-01	Kg	Tratamento principal
Cinzas tratadas	1,22E-01	kg	Tratamento das cinzas
Geração de Produto			
Geração de energia elétrica	2,42E+00	MJ	Tratamento dos gases

TABELA 16. Inventário consolidado com os dados de entrada do sistema de produto “Incinerador” relacionados para a Unidade Funcional.

ENTRADAS		UNIDADES DE PROCESSO	
Resíduo sólido urbano	7,32E+09	kg	Tratamento principal
Ar	3,17E+10	m ³	Tratamento principal
Água	1,16E+09	kg	Tratamento dos gases e Tratamento das cinzas
Óxido de cálcio (CaO)	1,83E+08	kg	Tratamento dos gases
Silicato de sódio (30%)	1,10E+07	kg	Tratamento das cinzas
Carvão ativado	1,83E+07	kg	Tratamento dos gases
Hidróxido de cálcio Ca(OH) ₂	2,34E+07	kg	Tratamento dos gases
Cimento	9,89E+07	kg	Tratamento das cinzas
Uréia	2,20E+07	kg	Tratamento principal
Gás natural	2,64E+08	MJ	Tratamento principal

TABELA 17. Inventário consolidado com os dados de saída do sistema de produto “Incinerador” relacionados para a Unidade Funcional.

SAÍDAS	UNIDADES DE PROCESSO		
Gases Tratados			
CO ₂	6,98E+12	g	Tratamento dos gases
H ₂ O	2,20E+12	g	
O ₂	4,10E+12	g	
N ₂	3,49E+13	g	
NO _x	1,44E+13	mg	
SO ₂	1,44E+12	mg	
HCl	7,18E+11	mg	
Fuligem	3,59E+11	mg	
Carbono orgânico total	1,46E+10	mg	Tratamento dos gases
CO	7,18E+11	mg	
Dioxinas e Furanos	7,32E+03	mg	
Hg	4,83E+09	mg	
Cd	4,83E+09	mg	
Metais pesados	1,46E+10	mg	
Geração de Resíduos			
Cinzas	1,32E+09	kg	Tratamento principal
Cinzas tratadas	8,94E+08	kg	Tratamento das cinzas
Geração de Produto			
Geração de energia elétrica	1,77E+10	MJ	Tratamento dos gases

5.8.2.1 Uso da Terra

Para o cálculo do uso da terra foram utilizadas as informações fornecidas pelo incinerador de resíduos industriais da Essencis Soluções Ambientais S.A., o qual ocupa uma área de 4.495,73 m² para uma capacidade de 800 Kg/h conforme solicitação da Licença Prévia de Instalação ao Órgão Ambiental CETESB (Cruto, 2008).

5.8.2.2 Acidentes do Trabalho e Doenças Ocupacionais

Os dados referentes às características de acidentes de trabalho e doenças ocupacionais foram mapeados, por meio de visitas técnicas para identificação das unidades de processo e posterior validação dos dados obtidos por meio da análise de registros, relatórios, laudos técnicos, fichas de segurança, mapas de riscos etc (Cruto, 2009).

Na **TAB. 18** é apresentado o número de acidentes ocorridos no período de 2002 a 2008 no incinerador. Não foram registrados, neste período, doenças ocupacionais e acidentes fatais decorrentes das atividades do incinerador (Cruto, 2009).

TABELA 18. Acidentes de trabalho ocorridos no incinerador.

Ano	Número de Acidentes	Com afastamento	Sem afastamento
2002	2	2	0
2003	9	1	8
2004	4	1	3
2005	7	4	3
2006	3	3	0
2007	1	1	0
2008	2	2	0
TOTAL		28	

5.8.2.3 Potencial de Toxicidade Humana

Os dados referentes à toxicidade para as pessoas envolvidas nos diferentes processos foram mapeados, considerando as entradas e saídas das unidades de processo. Na **TAB. 19** são apresentadas as informações que foram consideradas neste estudo e que compõem o cálculo dos valores individuais (por entrada/saída).

TABELA 19. Pontuação de toxicidade humana e exposição aos riscos para os dados de entrada e saída do incinerador para a UF definida no estudo.

Unidade de Processo: Tratamento Principal					
Entradas / Saídas	Pontuação	Sistema	Pressão de Vapor	Segurança do processo	Persistência
Gás natural	0	Fechado	Baixo	Médio	Não persistente
Uréia	1000	Fechado	Baixo	Médio	Não persistente
Cinzas	3	Aberto	Baixo	Médio	Não persistente
Ar	24	Fechado	Baixo	Médio	Não persistente
Unidade de Processo: Tratamento dos Gases					
Energia (venda)	19	Fechado	Baixo	Médio	Não persistente
Água	0	Fechado	Baixo	Médio	Não persistente
Hidróxido de cálcio Ca(OH)_2	527	Fechado	Baixo	Médio	Não persistente
Óxido de cálcio (CaO)	300	Fechado	Baixo	Médio	Não persistente
Carvão ativado	400	Fechado	Baixo	Médio	Não persistente
Dioxinas e furanos	1000	Aberto	Baixo	Médio	Absorvida e reativa
Outros gases	1000	Aberto	Baixo	Médio	Absorvida e reativa
Unidade de Processo: Tratamento das Cinzas					
Água	0	Fechado	Baixo	Médio	Não persistente
Silicato de sódio (30%)	125	Fechado	Baixo	Médio	Não persistente
Cimento	315	Fechado	Baixo	Médio	Não persistente
Cinzas tratadas	3	Fechado	Baixo	Médio	Não persistente

5.8.2.4 Custos

Para cálculo do custo do incinerador foi adotado um dado extraído do Manual de Gerenciamento Integrado (IPT/CEMPRE, 2000), sendo que para um preço de venda de energia elétrica de US\$ 50/MWh (R\$ 89,06/MWh ou R\$ 0,02/MJ), calcula-se que o preço de disposição de RSU fique em torno de US\$ 27,00/t ou R\$ 48,10/t, incluindo a remuneração do capital e o custo de disposição das cinzas geradas em aterros sanitários. Os dados demonstrados são para RSU com PCI (Poder Calorífico Inferior) igual a 7,2 MJ/Kg.

Nota: conversão do dólar paralelo para venda em 23/03/10 de R\$ 1,7813 (Banco Central do Brasil).

5.9 MODELAGEM DAS UNIDADES DE PROCESSO

Com base nos dados do inventário de ciclo de vida (entradas e saídas de matéria e energia) do aterro e do incinerador foram modeladas as unidades de processo correspondentes às várias etapas do ciclo de vida das alternativas em estudo, utilizando-se o banco de dados inglês, *Boustead* (2003) e os módulos construídos com os dados reais, obtidos durante as visitas e entrevistas com os responsáveis pelo gerenciamento do aterro sanitário e incinerador. Na **TAB. 20** é apresentada a modelagem utilizada para o sistema de produto “aterro sanitário” e na **TAB. 21** é apresentada a modelagem utilizada para o sistema de produto “incinerador”.

Os impactos ambientais decorrentes dos aspectos mapeados foram classificados de acordo com as seis categorias de impacto ambiental (compostas por nove parâmetros), conforme a metodologia de análise de ecoeficiência.

TABELA 20. Modelagem utilizada para o sistema de produto “Aterro Sanitário”.

ENTRADA	Módulo Boustead	Fonte / Ano
Óleo diesel	Diesel use BR	The Boustead Model - 1999
Brita corrida	Aggregate Quarrying BR	The Boustead Model – 1999 Regionalizado FEE - 2007
Rachão	Aggregate Quarrying BR	The Boustead Model – 1999 Regionalizado FEE - 2007
RSU	Solid waste – municipal solid waste	The Boustead Model - 2000
Energia	Electricity use BR	Regionalizado FEE - 2007 Anel – 2004 (Fração importada – 7,6%) Anel – 2007 (Fração nacional – 92,4%)
SAÍDA	Módulo Boustead	Fonte / Ano
Gás carbônico	Carbon dioxide emission	Essencis Soluções Ambientais - 2009
Metano	Methane emission	Essencis Soluções Ambientais - 2009
Chorume	Sewage treatment emissions BR	CONAMA 357/2005
Energia (venda)	Methane burning	The Boustead Model Regionalizado FEE - 2009

TABELA 21. Modelagem utilizada para o sistema de produto “Incinerador”.

ENTRADA	Módulo Boustead	Fonte / Ano
Ar	Compressed air production BR	The Boustead Model Regionalizado FEE - 2004
Água	Water production BR	The Boustead Model Regionalizado FEE - 2007
Óxido de cálcio	Calcium oxide production BR	The Boustead Model Regionalizado FEE - 2008
Silicato de sódio 30%	Sodium silicate (water glass / production)	The Boustead Model Regionalizado FEE - 2009
Carvão ativado	Activated carbon BR	The Boustead Model Regionalizado FEE - 2009
Hidróxido de cálcio	Calcium hydroxide production 92% BR	The Boustead Model Regionalizado FEE - 2008
Cimento	Ciment (mean wet & dry)	The Boustead Model - 1996
Uréia	Urea production	The Boustead Model Regionalizado FEE - 2007
Gás natural	Natural gas use	The Boustead Model Regionalizado FEE - 2008
SAÍDA	Módulo Boustead	Fonte / Ano
Cinzas	Solid waste – slags & ash	The Boustead Model Regionalizado FEE - 2000
Emissões para o ar	Burn emission (incin) BR	Arena et al. - 2003
Energia (venda)	Domestic waste burning (1Kg)	Arena et al. - 2003

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após a análise do inventário do ciclo de vida das alternativas, dos acidentes de trabalho e doenças ocupacionais observados, da avaliação do potencial de toxicidade humana (segundo metodologia BASF) e dos custos, aplicando-se a ferramenta de análise de ecoeficiência, têm-se assim, os resultados consolidados nas respectivas categorias de impactos ambientais e a avaliação econômica correspondente.

6.1 CONSUMO DE RECURSOS ENERGÉTICOS

O aterro sanitário consumiu $2,44 \times 10^8$ MJ, considerando as unidades de processos, “Tratamento Principal” e “Tratamento do Chorume”. Na unidade de processo “Tratamento dos Gases”, o valor final do inventário foi de um saldo negativo de $1,67 \times 10^{10}$ MJ, o que significa dizer que nesta unidade foi consumida energia, porém, uma vez que ocorre geração de energia com a coleta e aproveitamento energético do biogás, os valores totais de consumo são compensados por esta energia liberada, levando a um crédito ambiental de $1,64 \times 10^{10}$ MJ.

O mesmo se aplicou para o incinerador nas unidades de processo “Tratamento Principal” e “Tratamento das Cinzas”, onde houve um consumo de $2,65 \times 10^{10}$ MJ. A unidade de “Tratamento dos Gases” também consumiu energia, porém a quantidade de energia liberada na queima dos resíduos foi da ordem de $4,18 \times 10^{10}$ MJ.

Os valores negativos observados no gráfico apresentado na **FIG. 8** representam um crédito ambiental (excedente de energia gerada pelo sistema de produto que pode ser usada quer para uso no próprio sistema de produto - o que pouparia a compra de energia de fonte externa - ou comercialização para outros fins).

Ao comparar o aterro sanitário com o incinerador, podemos observar que o aterro sanitário apresentou, no balanço geral, um crédito ambiental de $1,64 \times 10^{10}$ MJ, enquanto o incinerador apresentou um crédito ambiental de $1,54 \times 10^{10}$ MJ para o cumprimento da mesma função especificada neste estudo.

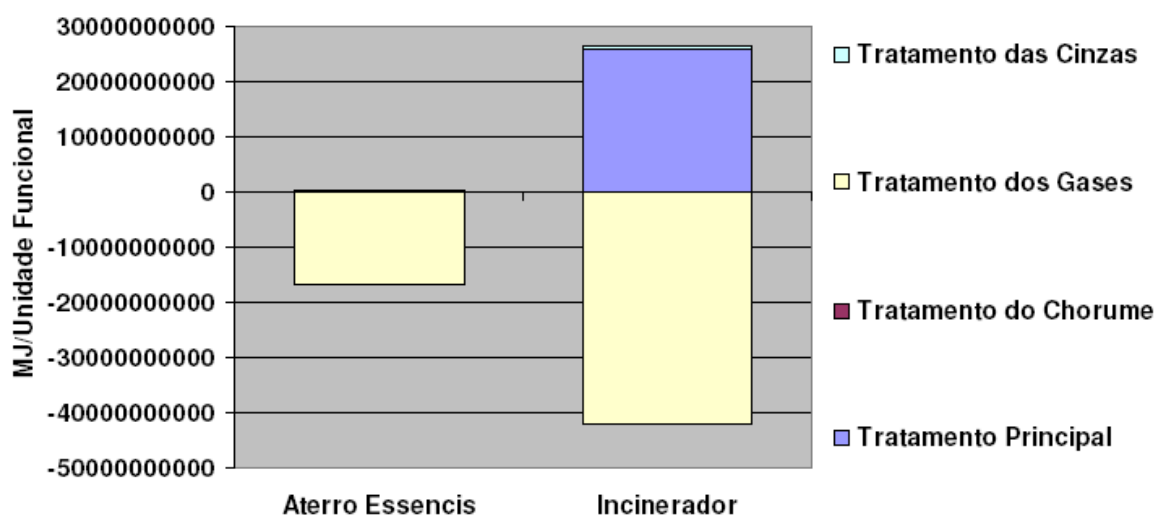


FIGURA 8. Consumo de recursos energéticos para as alternativas “aterro sanitário” e “incinerador”.

6.2 CONSUMO DE RECURSOS NATURAIS

Na **TAB. 22** são apresentados os resultados consolidados por unidade de processo, os quais foram obtidos para cada recurso natural consumido. Observando-se os dados, o maior consumo foi o da água na unidade de processo “Tratamento Principal” da alternativa “aterro sanitário”, particularmente na produção de brita e rachão. Outro recurso natural de elevado consumo foi o petróleo, particularmente consumido ao longo do ciclo de vida do óleo diesel para movimentação dos caminhões no aterro.

Na unidade de processo “Tratamento do Chorume” da alternativa “aterro sanitário”, o petróleo e o gás natural foram os recursos naturais mais consumidos em função da produção e uso de energia elétrica.

A partir dos resultados expressos na **TAB. 22**, a metodologia de análise de ecoeficiência pondera a criticidade do uso de cada recurso natural, por

meio da multiplicação da quantidade utilizada pelo seu respectivo fator de ponderação.

TABELA 22. Consumo de recursos naturais para a alternativa “Aterro Sanitário”.

Recursos Naturais	Unidade	Tratamento Principal	Tratamento do Chorume	Tratamento dos Gases
Água	kg	6,01E+08	7,53E+00	1,38E+02
Carvão	kg	6,63E+03	2,23E+02	4,08E+03
Petróleo	kg	5,39E+06	6,06E+02	1,11E+04
Gás natural	kg	1,30E+05	1,05E+03	1,92E+04
Linhita	kg	5,91E-01	2,55E-04	4,66E-03
Urânio	kg	3,99E-01	1,46E-02	2,67E-01
NaCl	kg	1,96E+01	8,48E-03	1,55E-01
Enxofre	kg	3,78E+00	1,63E-03	2,98E-02
Fósforo	kg	1,86E-06	8,02E-10	1,47E-08
Ferro	kg	9,76E+02	4,21E-01	7,70E+00
Cal	kg	2,04E+02	8,81E-02	1,61E+00
Bauxita	kg	4,08E+00	1,76E-03	3,22E-02
Areia	kg	1,84E-02	7,93E-06	1,45E-04
Cobre	kg	4,10E-04	1,77E-07	3,23E-06
Titânio	kg	9,40E-27	4,06E-30	7,42E-29

Na **TAB. 23** são apresentados os respectivos resultados finais, após a aplicação do fator de ponderação.

Após a aplicação do fator de ponderação, pode-se observar que o recurso natural de maior impacto ambiental foi o petróleo, pois seu fator de ponderação corresponde a 0,387, enquanto a água, após a aplicação do fator de ponderação, deixou de ser representativa em termos de criticidade de consumo, pois o seu fator de ponderação tende a zero (0,001).

Para a alternativa “incinerador”, na **TAB. 24** é apresentado o consumo dos recursos naturais em cada unidade de processo, nos quais se destacam água, cal e gás natural. O consumo de água, na unidade de processo, “Tratamento Principal”, foi proveniente da cadeia de extração/processamento da matéria prima uréia e o gás natural decorrente do seu uso nesta unidade.

TABELA 23. Consumo de recursos naturais (ponderação = kg x *Mik value*) para a alternativa “Aterro Sanitário”.

Recursos Naturais	Tratamento Principal	Tratamento do	Tratamento dos
		Chorume	Gases
Água	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Carvão	7,91E+02	2,66E+01	4,86E+02
Petróleo	2,09E+06	2,35E+02	4,29E+03
Gás natural	4,03E+04	3,27E+02	5,97E+03
Linhita	1,01E-01	4,36E-05	7,97E-04
Urânio	4,33E+01	1,58E+00	2,89E+01
NaCl	1,46E-01	6,32E-05	1,15E-03
Enxofre	5,12E-02	2,21E-05	4,04E-04
Fósforo	1,25E-06	5,40E-10	9,87E-09
Ferro	4,38E+02	1,89E-01	3,45E+00
Cal	2,15E+00	9,28E-04	1,70E-02
Bauxita	1,84E+00	7,95E-04	1,45E-02
Areia	1,37E-04	5,91E-08	1,08E-06
Cobre	3,30E-03	1,43E-06	2,61E-05
Titânio	3,18E-26	1,37E-29	2,51E-28

TABELA 24. Consumo de recursos naturais para a alternativa “Incinerador”.

Recursos naturais	Unidade	Tratamento	Tratamento dos	Tratamento das
		Principal	Gases	Cinzas
Água	kg	1,43E+08	1,59E+09	3,79E+08
Carvão	kg	2,13E+07	2,90E+05	1,86E+07
Petróleo	kg	5,81E+07	5,57E+06	1,87E+06
Gás natural	kg	1,20E+08	1,24E+07	1,31E+06
Linhita	kg	1,28E+04	3,25E+04	5,97E+06
Urânio	kg	1,39E+03	1,20E+01	1,45E+02
NaCl	kg	3,76E+04	4,02E+03	2,66E+06
Enxofre	kg	4,43E+03	9,93E+02	2,34E+02
Fósforo	kg	1,54E-02	1,15E-02	3,54E-03
Ferro	kg	5,04E+04	1,95E+05	5,98E+04
Cal	kg	1,87E+04	4,31E+08	1,28E+08
Bauxita	kg	2,11E+02	8,25E+02	2,50E+02
Areia	kg	1,14E+00	2,14E+03	1,72E+07
Cobre	kg	1,69E-02	4,60E-04	2,28E-05
Titânio	kg	4,86E-25	1,88E-24	5,78E-25

Na unidade de processo “Tratamento dos Gases”, o consumo do recurso natural cal está associado aos consumos das matérias primas, CaO e Ca(OH)₂. Na unidade “Tratamento das Cinzas”, a cal e a água estão associadas com o perfil ambiental do cimento.

Após a aplicação do fator de ponderação pode-se observar, conforme apresentado na **TAB. 25**, que os recursos naturais mais significativos foram gás natural, carvão, cal e petróleo. O consumo de gás natural, na unidade de processo “Tratamento Principal”, está associado ao perfil ambiental de produção e uso do ar comprimido e na unidade de processo “Tratamento dos Gases”, está associado ao perfil ambiental de produção e uso do CaO. A água não foi considerada significativa, pois seu respectivo fator de ponderação tende a zero (0,001). O consumo de petróleo, na unidade de processo “Tratamento Principal”, refere-se ao perfil ambiental da produção e uso do ar comprimido. O carvão que se destaca na unidade de processo “Tratamento das Cinzas”, refere-se à extração e processamento do cimento.

TABELA 25. Consumo de recursos naturais (ponderação = kg x *Mik value*) para a alternativa “Incinerador”.

Recursos naturais	Tratamento Principal	Tratamento dos Gases	Tratamento das Cinzas
Água	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Carvão	2,54E+06	3,45E+04	2,22E+06
Petróleo	2,25E+07	2,16E+06	7,23E+05
Gás natural	3,72E+07	3,85E+06	4,07E+05
Linhita	2,19E+03	5,55E+03	1,02E+06
Urânio	1,51E+05	1,30E+03	1,57E+04
NaCl	2,80E+02	3,00E+01	1,98E+04
Enxofre	6,00E+01	1,34E+01	3,17E+00
Fósforo	1,04E-02	7,72E-03	2,38E-03
Ferro	2,26E+04	8,75E+04	2,68E+04
Cal	1,97E+02	4,54E+06	1,35E+06
Bauxita	9,51E+01	3,72E+02	1,13E+02
Areia	8,46E-03	1,60E+01	1,28E+05
Cobre	1,36E-01	3,71E-03	1,84E-04
Titânio	1,65E-24	6,36E-24	1,96E-24

Para efeito de comparação entre as alternativas, conforme estabelecido pela metodologia de análise de ecoeficiência, utiliza-se, assim como

realizado para emissões atmosféricas e resíduos sólidos o conceito de equivalência a uma base conhecida. Para facilitar a comunicação da importância ambiental relativa de cada insumo foi tomado como referência um metal bastante conhecido e amplamente utilizado, a prata. Comparando as duas alternativas, aterro sanitário e incinerador, pode-se observar no gráfico, representado pela **FIG. 9**, que o incinerador é mais intensivo no consumo de recursos naturais do que o aterro sanitário.

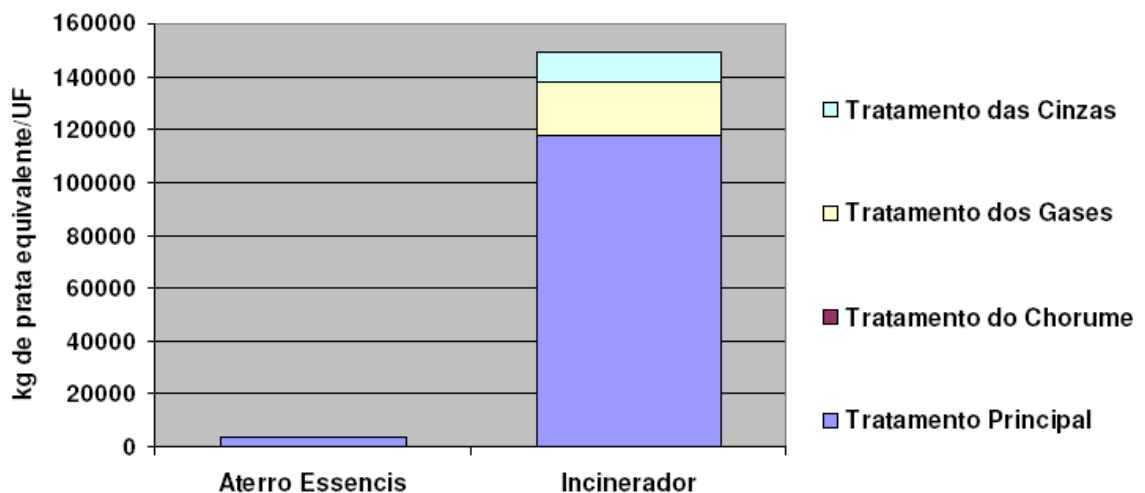


FIGURA 9. Consumo de recursos naturais, expresso em kg de prata equivalente/UF para as alternativas “aterro sanitário” e “incinerador”.

6.3 EMISSÕES

6.3.1 EMISSÕES PARA A ÁGUA (EFLUENTES)

Na **TAB. 26** é apresentada a quantidade de efluente gerado em cada unidade de processo referente à alternativa “aterro sanitário” e os respectivos parâmetros de emissão.

Na unidade de processo “Tratamento Principal”, o parâmetro mais significativo foi o HC, proveniente do ciclo de vida do óleo diesel utilizado para movimentação dos caminhões no aterro sanitário. Na unidade de processo “Tratamento do Chorume”, os parâmetros DBO e HC foram os mais significativos, ambos provenientes da geração de chorume pelo aterro sanitário. Na unidade de processo “Tratamento dos Gases”, os parâmetros DQO, HC e Cl⁻ foram os mais

significativos, sendo estes provenientes dos perfis ambientais de geração e uso da energia elétrica consumida no aterro sanitário para a operação de captação do biogás.

TABELA 26. Quantidade de efluente gerado na alternativa “Aterro Sanitário” com os respectivos parâmetros de emissão.

Parâmetros	Unidade	Tratamento	Tratamento do	Tratamento dos
		Principal	Chorume	Gases
DQO	mg	1,53E+06	4,87E+03	8,90E+04
DBO	mg	4,50E+05	2,52E+07	2,51E+04
N-total	mg N	2,65E+04	4,53E+04	6,97E+02
NH ₄ como N	mg N	2,35E+05	6,53E+06	1,33E+04
PO ₄ como P	mg P	4,04E+05	4,57E+01	8,34E+02
AOX	mg	1,19E+01	5,16E-03	9,43E-02
Metais pesados	mg	3,07E+02	6,09E+06	8,11E+00
HC	mg	2,08E+07	2,29E+07	4,35E+04
SO ₄	mg	1,56E+05	6,75E+01	1,23E+03
Cl ⁻	mg	1,53E+06	4,87E+03	8,90E+04

De acordo com a ferramenta de análise de ecoeficiência, calcula-se a quantidade teórica de água necessária para diluir cada um dos poluentes contidos no efluente, de forma que este atinja concentrações tais, nas quais o efluente não seja nocivo ao meio ambiente. Posteriormente, estes volumes críticos individuais são somados, para se encontrar o total comparativo em termos de volume crítico de diluição para a classe de efluentes líquidos.

Na **TAB. 27** são apresentados os volumes críticos de água para diluição dos poluentes, após o cálculo considerando a quantidade de efluente gerado em mg (**TAB. 26**) pelo limite crítico aceitável de cada substância, determinado com base nos padrões de lançamento.

Na **TAB. 28** é apresentada a quantidade de efluente gerado em cada unidade de processo referente a alternativa “incinerador” e os respectivos parâmetros.

TABELA 27. Resultados dos volumes críticos de água (L de água/UF) para diluição dos poluentes para a alternativa “Aterro Sanitário”.

Parâmetros	Tratamento Principal	Tratamento dos Gases	Tratamento das Cinzas
DQO	2,04E+04	6,49E+01	1,19E+03
DBO	3,00E+04	1,68E+06	1,67E+03
N-total	2,04E+03	3,48E+03	5,36E+01
NH ₄ como N	2,35E+04	6,53E+05	1,33E+03
PO ₄ como P	4,04E+05	4,57E+01	8,34E+02
AOX	1,19E+01	5,16E-03	9,43E-02
Metais pesados	3,07E+02	6,09E+06	8,11E+00
HC	1,04E+07	1,14E+07	2,17E+04
SO ₄	1,56E+02	6,75E-02	1,23E+00
Cl ⁻	7,83E+02	2,59E+00	4,73E+01
TOTAL	1,09E+07	1,99E+07	2,69E+04

TABELA 28. Quantidade de efluente gerado na alternativa “Incinerador” com os respectivos parâmetros.

Parâmetros	Unidade	Tratamento Principal	Tratamento dos Gases	Tratamento das Cinzas
DQO	mg	4,76E+08	2,12E+08	1,37E+09
DBO	mg	1,34E+08	4,47E+07	7,41E+07
N-total	mg N	3,92E+06	3,48E+06	4,12E+08
NH ₄ como N	mg N	6,99E+07	1,26E+07	1,29E+09
PO ₄ como P	mg P	4,39E+06	3,66E+05	1,18E+04
AOX	mg	4,97E+02	1,35E+01	7,07E-01
Metais pesados	mg	5,95E+04	2,25E+05	6,91E+04
HC	mg	2,37E+08	1,04E+08	1,53E+08
SO ₄	mg	6,95E+07	1,64E+08	7,15E+06
Cl ⁻	mg	4,90E+08	1,59E+09	2,67E+09

Na unidade de processo “Tratamento Principal”, os parâmetros mais significativos foram o DQO e o Cl⁻, proveniente do perfil ambiental do ar comprimido. Na unidade de processo “Tratamento dos Gases”, os parâmetros DQO e Cl⁻ foram os mais significativos, provenientes dos perfis ambientais do CaO e Ca(OH)₂. Na unidade de processo “Tratamento das Cinzas”, os parâmetros

DQO, HC e Cl⁻ foram os mais significativos, sendo estes provenientes do perfil ambiental de produção e uso do cimento.

Na **TAB. 29** são apresentados os volumes críticos de água para diluição dos poluentes, após o cálculo considerando a quantidade de efluente gerado em mg (**TAB. 28**) pelo limite crítico aceitável de cada substância, determinado com base nos padrões de lançamento.

TABELA 29. Resultados dos volumes críticos de água (L de água/UF) para diluição dos poluentes para a alternativa “Incinerador”.

Parâmetros	Tratamento Principal	Tratamento dos Gases	Tratamento das Cinzas
DQO	6,35E+06	2,83E+06	1,82E+07
DBO	8,93E+06	2,98E+06	4,94E+06
N-total	3,02E+05	2,68E+05	3,17E+07
NH ₄ como N	6,99E+06	1,26E+06	1,29E+08
PO ₄ como P	4,39E+06	3,66E+05	1,18E+04
AOX	4,97E+02	1,35E+01	7,07E-01
Metais pesados	5,95E+04	2,25E+05	6,91E+04
HC	1,19E+08	5,20E+07	7,67E+07
SO ₄	6,95E+04	1,64E+05	7,15E+03
Cl ⁻	4,90E+05	1,59E+06	2,67E+06
TOTAL	1,46E+08	6,17E+07	2,63E+08

De acordo com o gráfico representado na **FIG. 10**, as unidades de processo “Tratamento das Cinzas” e “Tratamento Principal” referentes à alternativa “incinerador” são as responsáveis pela maior geração de poluentes em quantidades superiores à capacidade de absorção pelo meio ambiente, necessitando, desta forma, um volume mais expressivo de água, para atendimento aos padrões de emissão.

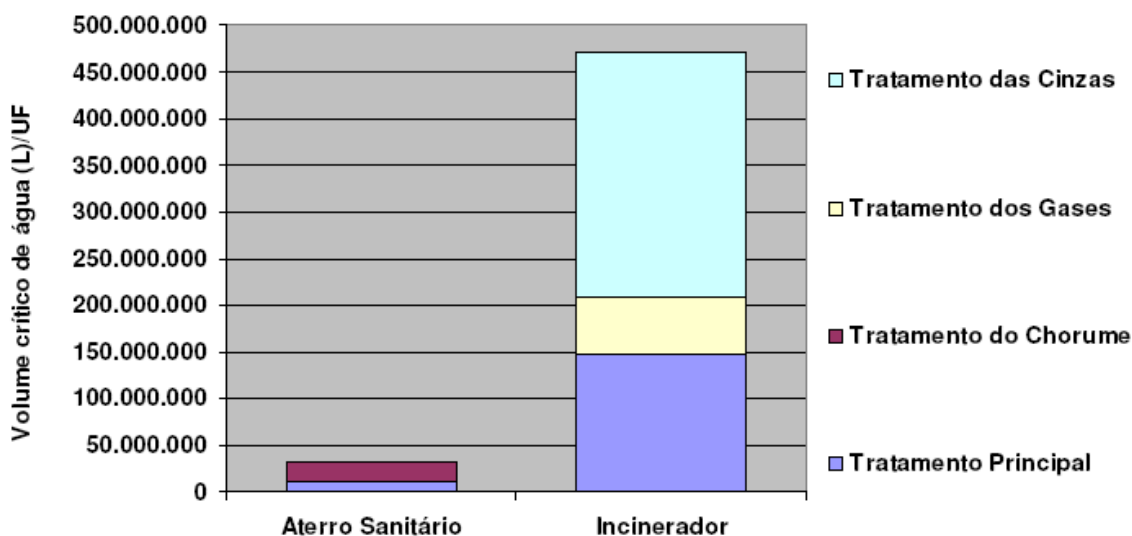


FIGURA 10. Volume crítico de água para cada unidade de processo das alternativas “aterro sanitário” e “incinerador”.

6.3.2 EMISSÕES PARA O SOLO (RESÍDUOS SÓLIDOS)

Os resíduos sólidos gerados ao longo do ciclo de vida foram agrupados em quatro categorias: Construção Civil, Resíduo de Mineração, Resíduo Municipal e Resíduo Industrial, conforme apresentados na **TAB. 30** para a alternativa “aterro sanitário” e na **TAB. 31** para a alternativa “incinerador”.

TABELA 30. Resultados dos parâmetros de emissão para o solo (resíduos sólidos gerados kg/UF) para a alternativa “Aterro Sanitário”.

Categoria de Resíduos	Unidade	Tratamento Principal	Tratamento do Chorume	Tratamento dos Gases
Municipal	kg	7,32E+09	1,05E+02	1,91E+03
Industrial	kg	1,97E+05	2,21E+01	4,04E+02
Construção civil	kg	2,89E-04	1,25E-07	2,28E-06
Mineração	kg	2,29E+08	4,43E+01	8,11E+02

Após a distribuição dos resíduos em cada categoria, estabelecida pela metodologia de análise de ecoeficiência, é aplicado o fator de ponderação específico, sendo seu resultado apresentado na **TAB. 32** para a alternativa “aterro sanitário” e na **TAB. 33** para a alternativa “incinerador”.

TABELA 31. Resultados dos parâmetros de emissão para o solo (resíduos sólidos gerados kg/UF) para a alternativa “Incinerador”.

Categorias de resíduos	Unidade	Tratamento Principal	Tratamento dos Gases	Tratamento das Cinzas
Municipal	kg	1,33E+09	1,42E+05	8,95E+08
Industrial	kg	2,12E+06	2,67E+07	2,13E+04
Construção civil	kg	1,81E-02	8,02E-02	2,47E-02
Mineração	kg	4,25E+06	1,16E+08	2,61E+07

TABELA 32. Resultados dos parâmetros de emissão para o solo (resíduos municipais kg/UF) para a alternativa “Aterro Sanitário” após a aplicação do fator de ponderação.

Categoria de Resíduos	Tratamento Principal	Tratamento do Chorume	Tratamento dos Gases
Municipal	7,32E+09	1,05E+02	1,91E+03
Industrial	9,83E+05	1,11E+02	2,02E+03
Construção civil	5,79E-05	2,50E-08	4,57E-07
Mineração	9,17E+06	1,77E+00	3,24E+01
TOTAL	7,33E+09	2,17E+02	3,97E+03

TABELA 33. Resultados dos parâmetros de emissão para o solo (resíduos municipais kg/UF) para a alternativa “Incinerador” após a aplicação do fator de ponderação.

Categorias de resíduos	Tratamento Principal	Tratamento dos Gases	Tratamento das Cinzas
Municipal	1,33E+09	1,42E+05	8,95E+08
Industrial	1,06E+07	1,33E+08	1,07E+05
Construção civil	3,61E-03	1,60E-02	4,94E-03
Mineração	1,70E+05	4,63E+06	1,04E+06
TOTAL	1,34E+09	1,38E+08	8,96E+08

Após a aplicação do fator de ponderação, observa-se no gráfico representado pela **FIG. 11**, que a maior emissão de resíduo para a alternativa “aterro sanitário” foi gerada na unidade de processo “Tratamento Principal”,

particularmente pelos resíduos dispostos de acordo com as premissas estabelecidas na análise do inventário.

Para a alternativa “incinerador”, observa-se que as unidades de processo “Tratamento Principal” e “Tratamento das Cinzas” geram resíduos, porém em quantidades inferiores ao sistema de produto “aterro sanitário”. Estes resíduos correspondem as cinzas geradas.

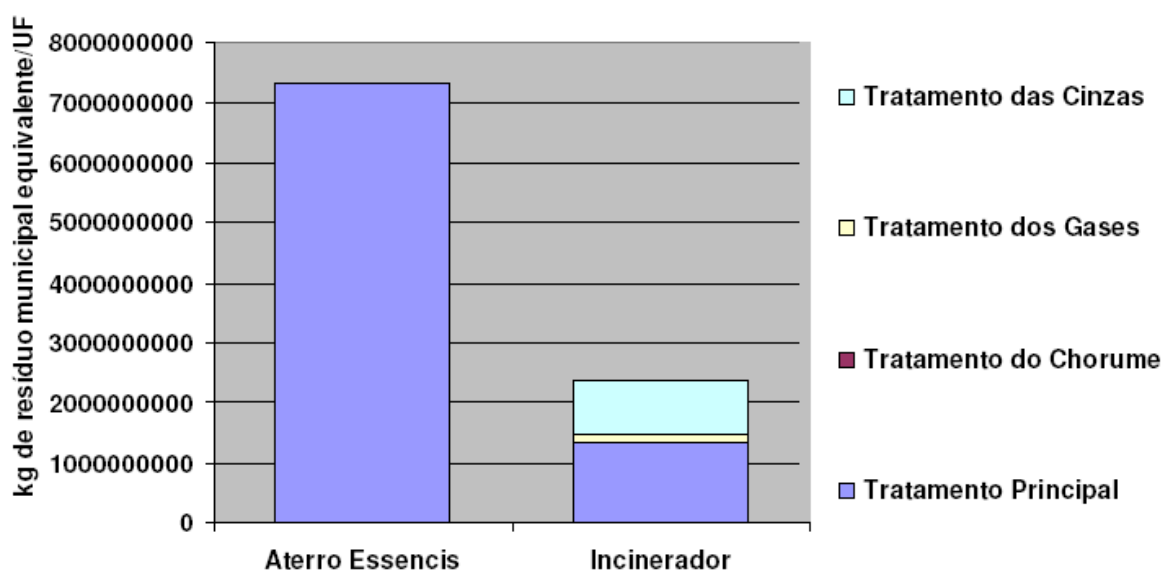


FIGURA 11. Quantidade (kg) de resíduo municipal equivalente para cada unidade de processo para as alternativas “aterro sanitário” e “incinerador”.

6.3.3 EMISSÕES PARA O AR (EMISSÕES ATMOSFÉRICAS)

No caso do aterro sanitário, o parâmetro de maior emissão foi o CO₂, conforme apresentado na **TAB. 34**. Na etapa “Tratamento Principal”, observando-se o ciclo de vida do óleo diesel foi possível identificá-lo como o principal responsável por esta emissão. Na etapa “Tratamento do Chorume”, o principal responsável pela emissão de CO₂ foi o consumo de energia no tratamento utilizado. Na etapa “Tratamento dos Gases”, as emissões para o ar (CH₄ e CO₂) foram as mais significativas.

TABELA 34. Emissões para o ar referentes à alternativa “Aterro Sanitário”.

Emissões para o ar	Unidade	Tratamento	Tratamento do	Tratamento dos
		Principal	Chorume	Gases
CO ₂	mg	1,69E+13	3,34E+09	2,38E+15
SO _x	mg	9,83E+10	2,19E+07	4,01E+08
NO _x	mg	1,66E+11	2,35E+07	4,30E+08
CH ₄	mg	4,91E+10	4,00E+07	1,62E+14
Hidrocarbonetos	mg	3,25E+10	3,38E+06	6,18E+07
Hidrocarbonetos halogenados	mg	1,31E+02	5,64E-02	1,03E+00
NH ₃	mg	1,15E+03	9,51E-01	1,74E+01
N ₂ O	mg	1,13E+01	4,89E-03	8,94E-02
HCl	mg	3,88E+06	1,38E+05	2,52E+06

TABELA 35. Emissões para o ar por categoria de impacto referentes à alternativa “Aterro Sanitário”.

Emissões para o ar	Unidade	Tratamento Principal	Tratamento do Chorume	Tratamento dos Gases
EE	mg CO ₂ equivalente	1,82E+13	4,34E+09	6,43E+15
CA	mg SO _x equivalente	2,15E+11	3,85E+07	7,04E+08
DCO	mg CFC equivalente	1,31E+02	5,64E-02	1,03E+00
FFO	mg Eteno equivalente	3,29E+10	3,66E+06	1,13E+12

Para o incinerador, o CO₂ também foi o aspecto ambiental mais significativo, conforme demonstrado na **TAB. 36**, particularmente devido aos perfis ambientais da uréia e do gás natural (entradas da unidade de processo “Tratamento Principal”), assim como a sua própria emissão, mesmo após tratamento. Na etapa “Tratamento das Cinzas”, o cimento foi a matéria prima que mais contribuiu para a emissão de CO₂, devido ao seu perfil ambiental.

De acordo com a ferramenta de análise de ecoeficiência, estas emissões são agrupadas em quatro categorias de impacto, conforme demonstrado na **TAB. 37**.

TABELA 36. Emissões para o ar referentes à alternativa “Incinerador”.

Emissões para o ar	Unidade	Tratamento Principal	Tratamento dos Gases	Tratamento das Cinzas
CO ₂	mg	3,61E+14	7,14E+15	1,33E+14
SO _x	mg	2,10E+12	1,59E+12	8,09E+11
NO _x	mg	2,30E+12	1,47E+13	2,51E+11
CH ₄	mg	4,43E+12	4,71E+11	6,36E+10
Hidrocarbonetos	mg	3,24E+11	4,55E+10	1,07E+10
Hidrocarbonetos halogenados	mg	5,72E+03	4,69E+03	1,41E+03
NH ₃	mg	1,31E+07	1,03E+04	2,53E+03
N ₂ O	mg	1,12E+03	6,34E+03	1,03E+03
HCl	mg	1,32E+10	7,18E+11	1,05E+10

TABELA 37. Emissões para o ar por categoria de impacto referentes à alternativa “Incinerador”.

Emissões para o ar	Unidade	Tratamento Principal	Tratamento dos Gases	Tratamento das Cinzas
EE	mg CO ₂ equivalente	4,72E+14	7,15E+15	1,35E+14
CA	mg SO _x equivalente	3,72E+12	1,25E+13	9,94E+11
DCO	mg CFC equivalente	5,72E+03	4,69E+03	1,41E+03
FFO	mg Eteno equivalente	3,55E+11	4,88E+10	1,12E+10

Após a normalização, observa-se no gráfico representado pela **FIG. 12**, que a unidade de processo “Tratamento dos Gases”, promoveu uma maior contribuição para o **Efeito Estufa (EE)**, tanto no aterro sanitário quanto no incinerador. O consumo de óxido de cálcio contribuiu para a categoria **Chuva Ácida (CA)**, na alternativa “incinerador”. A emissão de metano proveniente da unidade de processo “Tratamento Principal”, na alternativa “aterro sanitário” foi a principal responsável pela contribuição para a **Formação Fotoquímica de Ozônio (FFO)** e o ciclo de vida do ar comprimido é o que contribuiu para esta categoria na unidade de processo, “Tratamento Principal”, na alternativa “incinerador”.

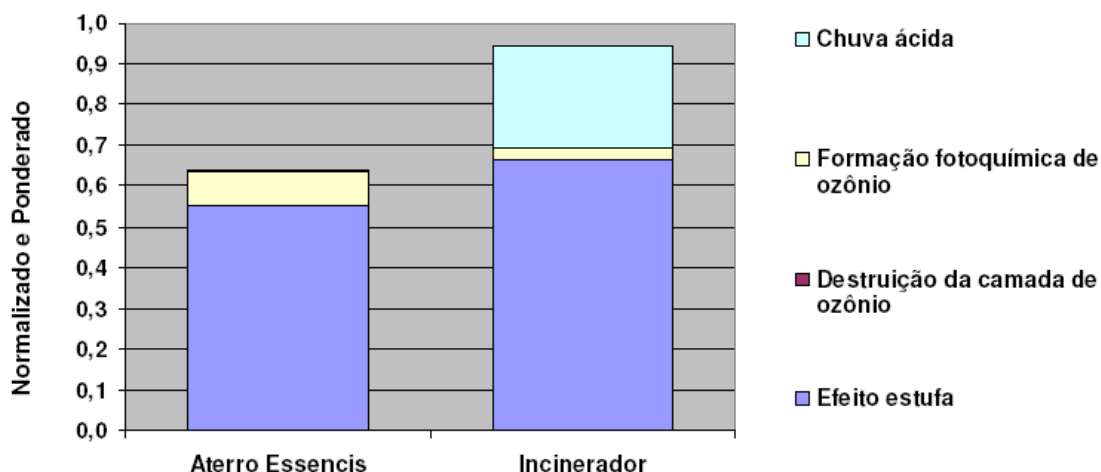


FIGURA 12. Categoria de impacto ambiental para as alternativas “aterro sanitário” e “incinerador”.

6.4 POTENCIAL DE TOXICIDADE HUMANA

Na **TAB. 38** é apresentado o potencial de toxicidade humana para a alternativa “aterro sanitário”, após o cálculo, considerando a toxicidade efetiva, ou seja, o potencial individual (dado pela pontuação toxicológica de cada insumo/produto) multiplicado pelo fator de exposição do indivíduo (baixa, média ou alta), considerando as pressões de vapor dos materiais, sua persistência ao longo do tempo, segurança do processo e, adicionalmente, se o sistema em estudo é aberto ou fechado.

De acordo com os dados obtidos, observa-se que a unidade de processo “Tratamento Principal” do sistema de produto “aterro sanitário” foi a unidade que mais contribuiu para o potencial de toxicidade humana em função do uso do óleo diesel e a disposição do RSU.

Na **TAB. 39** é apresentado o potencial de toxicidade humana para a alternativa “incinerador”, após o cálculo, considerando a toxicidade efetiva, ou seja, o potencial individual (dado pela pontuação toxicológica de cada insumo/produto) multiplicado pelo fator de exposição do indivíduo (baixa, média ou alta), considerando as pressões de vapor dos materiais, sua persistência ao

longo do tempo, segurança do processo e, adicionalmente, se o sistema em estudo é aberto ou fechado.

TABELA 38. Potencial de toxicidade humana (calculado para a UF) para a alternativa “Aterro Sanitário”.

Entradas / Saídas	Potencial de Toxicidade Humana	Unidade de processo
Óleo diesel	9,51E+09	Tratamento principal – Fase produção
Brita corrida	1,73E+09	Tratamento principal – Fase produção
Rachão	1,73E+09	Tratamento principal – Fase produção
RSU	2,20E+12	Tratamento principal – Fase disposição
TOTAL		2,21E+12
Energia	3,31E+06	Tratamento do chorume - Fase produção
Chorume	4,20E+08	Tratamento do chorume - Fase disposição
TOTAL		423.175.855
Emissões (CO ₂ e CH ₄)	0,00E+00	Tratamento dos gases - Fase disposição
Energia	6,06E+06	Tratamento dos gases - Fase produção
Energia (venda)	-5,71E+09	Tratamento dos gases - Fase disposição
TOTAL		-5,70E+09
TOTAL DO SISTEMA DE PRODUTO = 2,20E+12		

De acordo com os dados apresentados na **TAB. 39** verificou-se que o ar comprimido foi a entrada que apresentou o maior potencial de toxicidade humana referente a unidade de processo “Tratamento Principal”. A pontuação de potencial de toxicidade humana para produção de 1 kg de ar comprimido, embora seja de apenas 24 pontos (sendo que o ar responde por uma pontuação igual a zero e a energia elétrica, na quantidade requerida para sua produção, por uma pontuação igual a 24 pontos), tenha condições de exposição controladas e grau de segurança médio, é exponencializada pela quantidade expressiva utilizada no sistema de produto ($3,17 \times 10^{10}$ m³ de ar comprimido/UF).

TABELA 39. Potencial de toxicidade humana (calculado para a UF) para a alternativa “Incinerador”.

Entradas / Saídas	Potencial de Toxicidade Humana	Unidade de processo
Gás natural	0,00E+00	Tratamento principal – Fase produção
Uréia	2,20E+09	Tratamento principal – Fase produção
Cinzas	4,48E+09	Tratamento principal – Fase disposição
Ar comprimido	7,74E+10	Tratamento principal – Fase produção
TOTAL		8,41E+10
Energia (venda)	-3,31E+11	Tratamento dos gases – Fase disposição
Água	0,00E+00	Tratamento dos gases - Fase produção
Óxido de cálcio	5,49E+09	Tratamento dos gases – Fase produção
Hidróxido de cálcio	1,24E+09	Tratamento dos gases – Fase produção
Carvão ativado	7,32E+08	Tratamento dos gases – Fase produção
Emissões para o ar	7,00E+00	Tratamento dos gases – Fase disposição (Dioxinas e Furanos)
Emissões para o ar	1,77E+10	Tratamento dos gases – Fase disposição (Outros Gases)
TOTAL		-3,06E+11
Silicato de sódio	1,37E+08	Tratamento das cinzas – Fase produção
Cimento	3,11E+09	Tratamento das cinzas – Fase produção
Cinzas geradas	3,04E+09	Tratamento das cinzas – Fase disposição
TOTAL		6,28E+09
TOTAL DO SISTEMA DE PRODUTO = -2,15E+11		

Comparando-se os dados da **TAB. 38** com os dados da **TAB. 39** observa-se que o incinerador apresenta um maior potencial de toxicidade humana que o aterro sanitário. Porém na unidade de processo “Tratamento dos Gases”, em função da quantidade de energia liberada na queima dos resíduos e, assumindo que a energia gerada evitará a compra de energia de outras fontes externas ao sistema, teremos, por consequência, um potencial de toxicidade humana evitado, proporcional a esta energia economizada. O valor negativo observado na **TAB. 39** refere-se a este crédito ambiental (assumindo potencial de toxicidade humana como uma das seis categorias de impacto ambiental da metodologia). Desta forma, o incinerador passa a ser a alternativa mais eficiente

no contexto desta categoria de impacto, conforme o gráfico representado pela **FIG. 13**.

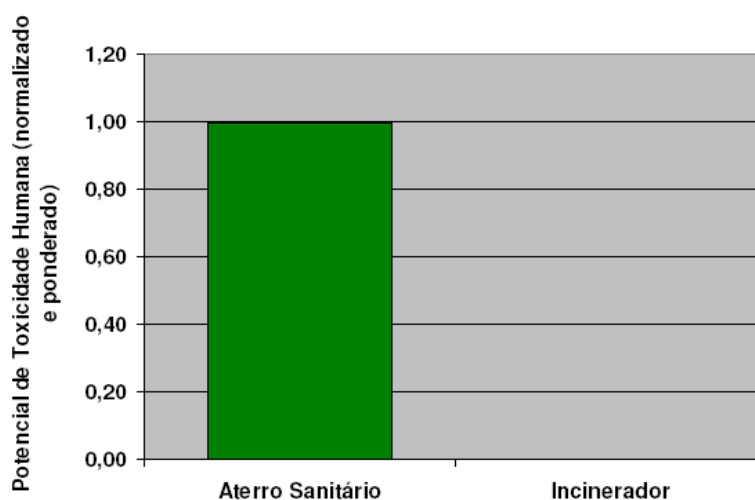


FIGURA 13. Potencial de Toxicidade Humana para as alternativas “aterro sanitário” e “incinerador”.

6.5 USO DA TERRA

Na **TAB. 40** é apresentado o uso da terra para a alternativa “aterro sanitário”, na qual podemos observar que a unidade de processo “Tratamento Principal” demonstrou-se mais significativa em virtude do uso do óleo diesel e da disposição, propriamente dita, dos RSU.

TABELA 40. Uso da terra (m²a) para a alternativa “Aterro Sanitário”.

Uso da Terra (Classificação)	Tratamento Principal	Tratamento do Chorume	Tratamento dos Gases	Uso da Terra - Aterro Sanitário
I	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
II	-4,87E+08	-1,34E+05	-2,45E+06	-1,16E+05
III	3,79E+08	1,31E+05	2,39E+06	0,00E+00
IV	6,92E+07	2,91E+03	5,32E+04	1,16E+05
V	3,90E+07	2,47E+02	4,52E+03	0,00E+00

Na **TAB. 41** é apresentado o uso da terra para a alternativa “incinerador”, na qual podemos observar que a unidade de processo “Tratamento Principal” demonstrou-se mais significativa em virtude do uso do gás natural.

TABELA 41. Uso da terra (m²a) para a alternativa “Incinerador”.

Uso da Terra (Classificação)	Tratamento Principal	Tratamento dos Gases	Tratamento das Cinzas	Uso da Terra - Incinerador
I	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
II	-3,05E+08	-2,72E+06	-1,28E+06	-4,70E+06
III	2,42E+08	1,64E+06	8,35E+05	0,00E+00
IV	6,23E+07	9,11E+05	1,15E+05	4,70E+06
V	1,18E+06	1,66E+05	3,33E+05	0,00E+00

Na **TAB. 42** são apresentados os resultados obtidos da multiplicação das superfícies requeridas (m²a), para cumprimento da função estabelecida no estudo para a alternativa “aterro sanitário” pelos fatores de ponderação. Estes fatores expressam a distância da categoria de uso da terra resultante da ocupação em relação à condição de naturalidade e conseqüentemente a dificuldade de retorno a uma situação próxima à original. Este resultado conduz à expressão da criticidade de consumo/ocupação/transformação destas diferentes áreas e seu impacto na avaliação ambiental global. Na **TAB. 43** é apresentada a criticidade de consumo destas diferentes áreas e seu impacto na avaliação ambiental global para a alternativa “incinerador”.

TABELA 42. Criticidade de consumos das diferentes áreas e seu impacto na avaliação ambiental global (m²a) para a alternativa “Aterro Sanitário”.

Uso da Terra (Classificação)	Tratamento Principal	Tratamento do Chorume	Tratamento dos Gases	Uso da Terra - Aterro Sanitário
I	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
II	-7,31E+08	-2,01E+05	-3,67E+06	-1,74E+05
III	8,53E+08	2,94E+05	5,38E+06	0,00E+00
IV	3,50E+08	1,47E+04	2,69E+05	5,89E+05
V	2,97E+08	1,88E+03	3,43E+04	0,00E+00
TOTAL	7,69E+08	1,10E+05	2,01E+06	4,14E+05

TABELA 43. Criticidade de consumos das diferentes áreas e seu impacto na avaliação ambiental global (m^2a) para a alternativa “Incinerador”.

Uso da Terra (Classificação)	Tratamento Principal	Tratamento dos Gases	Tratamento das Cinzas	Uso da Terra - Incinerador
I	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
II	-4,58E+08	-4,08E+06	-1,92E+06	-7,05E+06
III	5,44E+08	3,70E+06	1,88E+06	0,00E+00
IV	3,16E+08	4,61E+06	5,82E+05	2,38E+07
V	8,97E+06	1,26E+06	2,53E+06	0,00E+00
TOTAL	4,11E+08	5,50E+06	3,07E+06	1,67E+07

O gráfico representado pela **FIG. 14** mostra o somatório das áreas ocupadas por todas as entradas e saídas envolvidas no ciclo de vida de cada alternativa, multiplicado pelos seus respectivos fatores de ponderação.

Ao comparar a área ocupada pelo aterro sanitário com a área ocupada pelo incinerador, o valor de uso da terra do aterro sanitário é mais expressivo, sendo esta uma das principais desvantagens apontadas pelas literaturas quando da utilização desta técnica para o gerenciamento dos RSU.

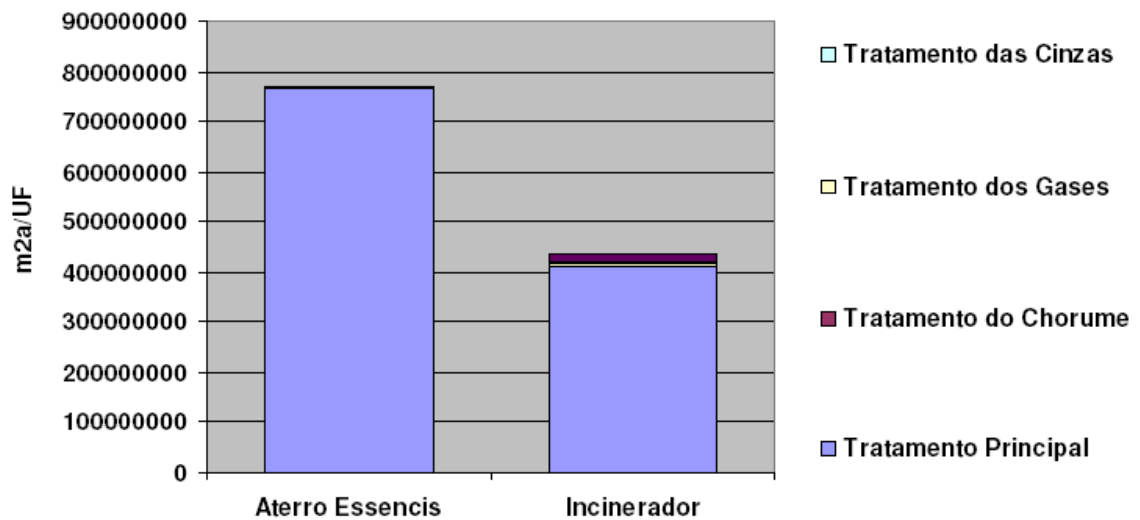


FIGURA 14. Uso da terra para as alternativas “aterro sanitário” e “incinerador”.

6.6 ACIDENTES DO TRABALHO E DOENÇAS OCUPACIONAIS

De acordo com o gráfico representado pela **FIG. 15**, observa-se que o incinerador é mais expressivo nesta categoria, se comparado com o aterro sanitário. Este resultado está atrelado ao número de acidentes de trabalho ter sido maior na unidade de processo “Tratamento Principal” para o sistema de produto “incinerador” do que na unidade de processo “Tratamento Principal” do sistema de produto “aterro sanitário”. O número de acidentes de trabalho contabilizado neste estudo para a alternativa “aterro sanitário” foi de 18 e o número de acidentes de trabalho para o incinerador, adotado neste estudo, foi de 28. Registro de doenças ocupacionais e acidentes fatais não foram relatados em nenhum dos sistemas.

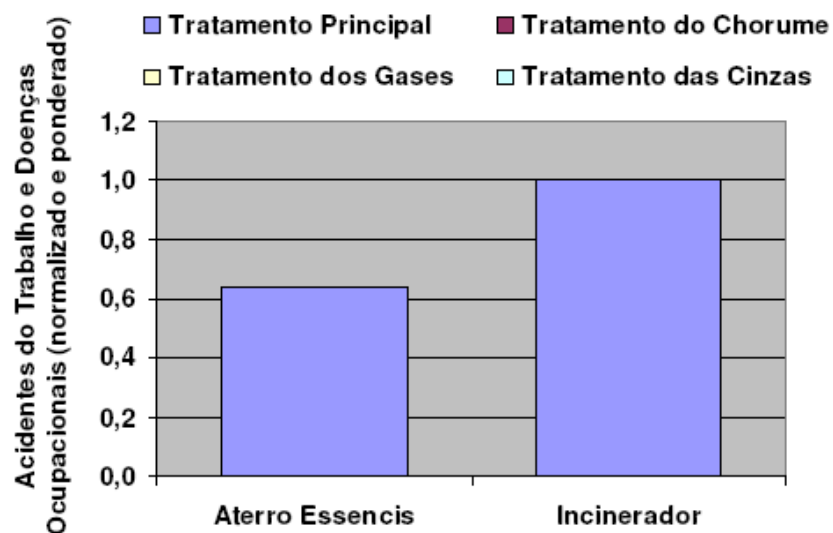


FIGURA 15. Acidentes do Trabalho e Doenças ocupacionais (normalizado e ponderado) para as alternativas “aterro sanitário” e “incinerador”.

6.7 CUSTOS

Conforme demonstra o gráfico representado pela **FIG. 16**, o custo total do incinerador é maior que o do aterro sanitário, mesmo considerando o potencial de venda de energia. Porém, vale ressaltar que o custo do aterro sanitário está considerando tanto a receita obtida com a queima do biogás (que é revertida em

créditos de carbono) quanto a premissa de uma possível venda de energia, a partir do metano captado.

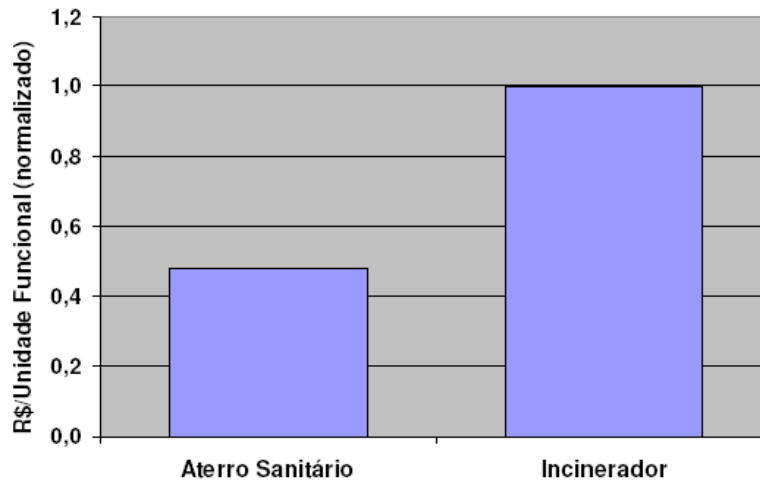


FIGURA 16. Custo em R\$/Unidade Funcional (normalizado) para as alternativas “aterro sanitário” e “incinerador”.

6.8 IMPRESSÃO AMBIENTAL

Com as seis categorias determinadas e normalizadas para cada uma das alternativas, foi possível determinar o gráfico de impressão ambiental, representado na **FIG. 17**. Neste gráfico, quanto mais afastado do centro encontrasse o valor da categoria de efeito ambiental, maior é o impacto desta sobre o meio ambiente e a sociedade. Sendo assim, pode-se observar que a alternativa “incinerador” é mais favorável nas categorias uso da terra, emissões e potencial de toxicidade humana e o aterro sanitário é mais favorável nas categorias consumo de recursos naturais, acidentes de trabalho e doenças ocupacionais e consumo de recursos energéticos.



Categorias de Impacto/Alternativas	Aterro Sanitário	Incinerador
Consumo de Recursos Energéticos	0,94	1,00
Emissões	1,00	0,61
Potencial de Toxicidade Humana	1,00	0,00
Acidentes de Trabalho e Doenças Ocupacionais	0,64	1,00
Consumo de Recursos Naturais	0,03	1,00
Uso da Terra	1,00	0,56

FIGURA 17. Impressão Ambiental encontrada para as alternativas “aterro sanitário” e “incinerador”.

De acordo com os resultados obtidos no estudo de ACV realizado por Arena et al. (2003), demonstrados na **TAB. 44**, podemos observar que a alternativa “incinerador” se apresentou ser mais favorável nas categorias de impacto: consumo de recursos energéticos, efeito estufa, emissões atmosféricas (compostos orgânicos) e chuva ácida, enquanto que, a alternativa “aterro sanitário”, se apresentou ser mais favorável nas categorias de impacto: consumo de água, emissões atmosféricas (particulados) e emissões para a água (sólidos suspensos). Arena et al. (2003) também concluíram que para auxiliar o processo de decisão na escolha entre as alternativas, é necessário, além destes resultados obtidos com a ACV, acrescentar estudos de viabilidade técnica e avaliação econômica.

TABELA 44. Resumo dos resultados obtidos por categoria de impacto para as alternativas “Aterro Sanitário” e “Incinerador”.

Categorias de Impacto/Alternativas	Aterro Sanitário	Incinerador
Consumo de Recursos Energéticos (MJ/kg RSU)	-0,67	-6,35
Consumo de Água (g/kg RSU)	-16,2	124,7
Efeito Estufa (CO ₂ -equivalente) (kg/kg RSU)	0,49	0,046
Emissões Atmosféricas (compostos orgânicos) (g/kg RSU)	2,96	-2,24
Emissões Atmosféricas (particulados) (g/kg RSU)	-0,04	0,39
Chuva Ácida (SO ₂ -equivalente) (kg/kg RSU)	-0,44	-4,6
Emissões para Água (sólidos suspensos) (g/kg RSU)	0,03	6,79

Fonte: Arena et al. (2003)

Mendes et al. (2004) compararam os impactos ambientais do aterro sanitário e incinerador, no Estado de São Paulo, concluindo que o uso da tecnologia de incineração no lugar do aterro sanitário diminuiria o impacto ambiental global e, ao mesmo tempo, produziram energia para diversas aplicações. Este estudo levou em consideração o consumo de energia, emissões para o ar (CO₂, CH₄, N₂O, NO₂, SO₂, H₂S, HCl, HF e NH₃) e emissões para a água (N-total e P-total). Essas emissões foram agrupadas em três categorias de impacto ambiental, sendo: Potencial de Aquecimento Global, Potencial de Acidificação e Potencial de Nutrição. De acordo com os resultados obtidos neste estudo de ACV, a disposição dos RSU em aterros, prática atual de gestão em São Paulo, apresentou o maior impacto ambiental quando comparada com o tratamento dos RSU por meio de incineração. Porém, a incineração com o descarte de cinzas em um aterro, resultou nos menores valores para todas as categorias de impacto avaliadas. No cenário de incineração, com o aproveitamento das cinzas para a produção de tijolos, resultou em um maior impacto ambiental devido o aumento no consumo de energia.

6.9 MATRIZ DE ECOEFICIÊNCIA

Após a determinação do fator de relevância e do fator social para cada categoria, calculou-se a raiz quadrada do fator social multiplicado pelo fator de relevância, obtendo-se o fator de ponderação, conforme apresentado na **FIG. 18**.

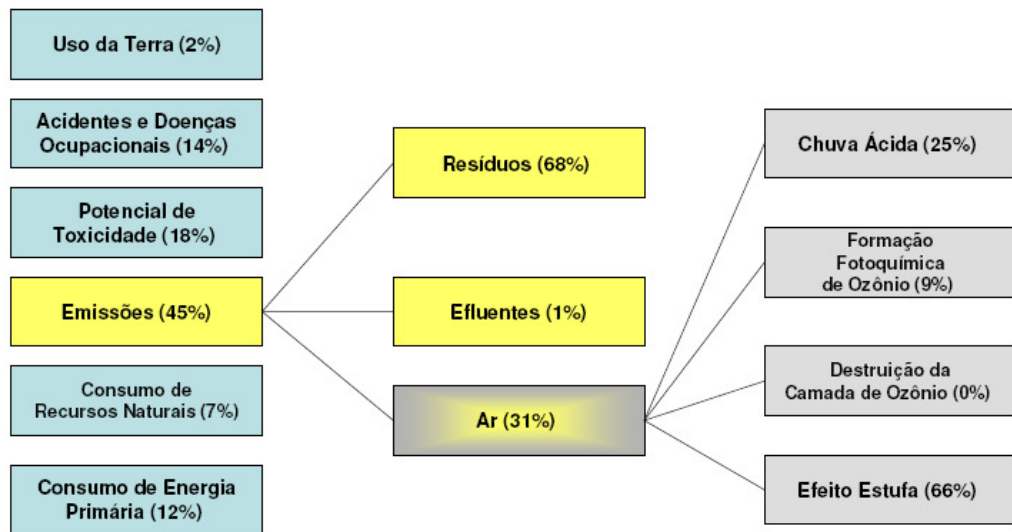


FIGURA 18. Fator de Ponderação para as alternativas “aterro sanitário” e “incinerador”.

Após esta ponderação e agregando ao indicador ambiental o indicador econômico (que leva em conta os impactos econômicos dos sistemas de produto em relação ao PIB do país em estudo), a Matriz de Ecoeficiência é obtida demonstrando a alternativa mais ecoeficiente dentre aquelas em comparação.

A **FIG. 19** apresenta a Matriz de Ecoeficiência para as alternativas “aterro sanitário” e “incinerador” (Caso Base).

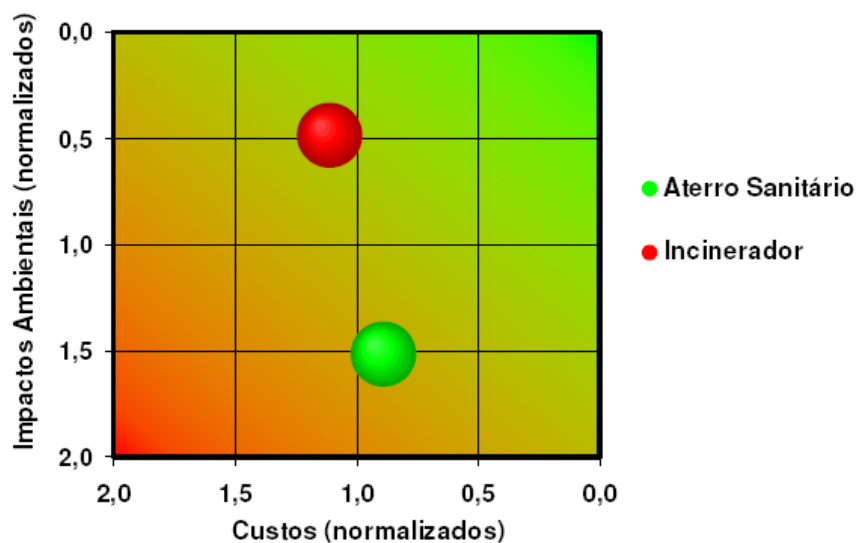


FIGURA 19. Matriz de Ecoeficiência para as alternativas “aterro sanitário” e “incinerador” (Caso Base).

De acordo com a Matriz de Ecoeficiência (**FIG.19**), a alternativa “incinerador com recuperação de energia” foi a alternativa mais ecoeficiente, ou seja, menor impacto ambiental e econômico ao comparar com a alternativa “aterro sanitário”.

6.10 Análise de Sensibilidade

Para uma análise mais completa, foram ainda estabelecidos cinco cenários.

No cenário I não foi considerado o potencial de venda de energia, ou seja, $1,67 \times 10^{10}$ MJ. Em função desta premissa foi assumido um incremento no custo de R\$ 12,00/t de RSU que representa a não comercialização da quantidade equivalente de energia, referente à alternativa “aterro sanitário”.

O custo considerado foi de R\$ 35,08/t. Neste cenário, pode-se observar um aumento da distância entre as alternativas, caracterizando um resultado ainda melhor para o incinerador na vertente ambiental comparado ao caso base, conforme podemos visualizar na Matriz de Ecoeficiência representada pela **FIG.20**.

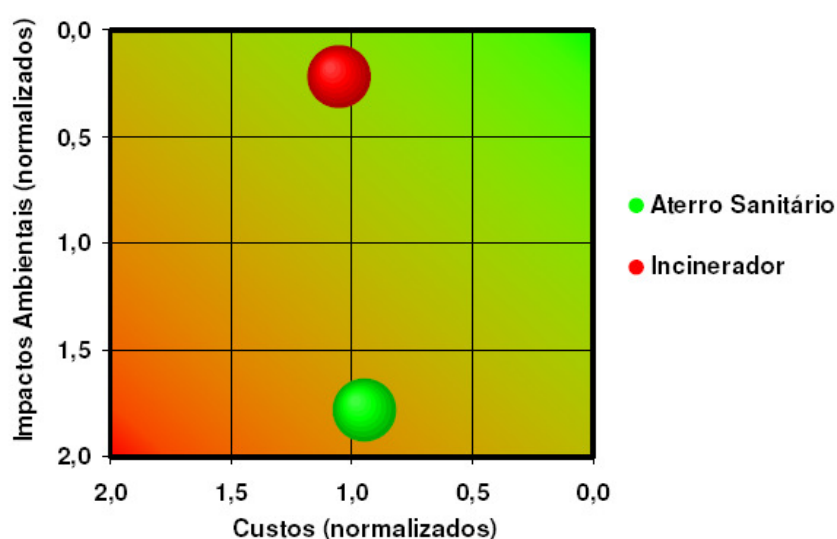


FIGURA 20. Matriz de Ecoeficiência para o Cenário I.

No Cenário II não foi considerado o potencial de recuperação de energia para posterior venda, ou seja, $1,77 \times 10^{10}$ MJ, referente à alternativa “incinerador”. De acordo com o projeto “Gerenciamento de Resíduos Sólidos – Uma Visão de Futuro”, as receitas advindas da recuperação de energia compreendem cerca de 12 a 22 €/t (R\$ 29,35/t a R\$ 53,81/t). O custo considerado neste cenário foi de R\$ 77,45/t, composto pelo custo do cenário base, ou seja, R\$ 48,10/t, mais o incremento de R\$ 29,35/t (melhor caso). Com base na Matriz de Ecoeficiência, representada pela **FIG. 21** podemos observar que a recuperação de energia é fundamental para a obtenção do resultado do incinerador como melhor alternativa neste estudo pois, caso contrário, o aterro sanitário passa a ser a alternativa mais ecoeficiente.

Nota: conversão do Euro para venda em 26/03/10 de R\$ 2,4462 (Banco Central do Brasil).

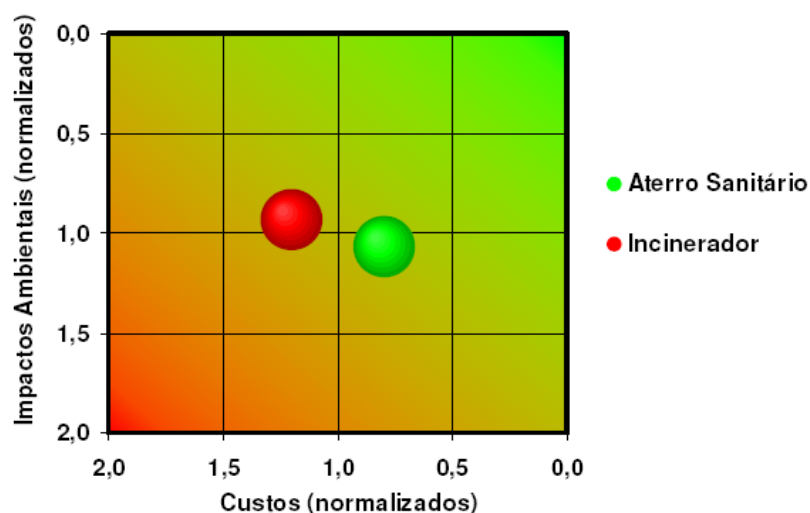


FIGURA 21. Matriz de Ecoeficiência para o Cenário II.

No Cenário III foi considerado que 50% (matéria orgânica) dos RSU foram depositados no aterro sanitário, os outros 50% foram reciclados (papel, papelão, tecido, madeira, vidro, plástico etc.). De acordo com a Matriz de Ecoeficiência, representada pela **FIG. 22**, podemos observar que o aterro sanitário e o incinerador são igualmente ecoeficientes. Há uma discreta vantagem ambiental para a alternativa “incinerador” em detrimento do seu desempenho econômico menos favorável.

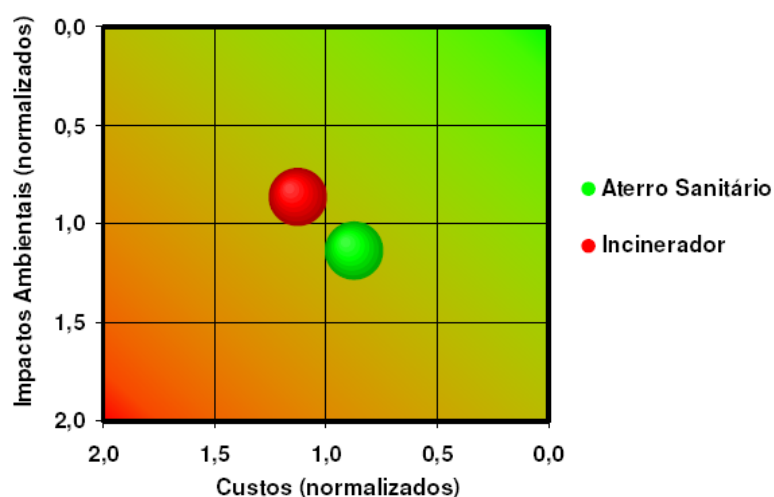


FIGURA 22. Matriz de Ecoeficiência para o Cenário III.

No cenário IV foi considerada uma eficiência de 75% na coleta e tratamento do biogás, sendo que este dado não promoveu uma mudança significativa no cenário se comparado com o Caso Base, que considera 65% de eficiência, conforme podemos observar na Matriz de Ecoeficiência representada pela **FIG. 23**. Considerando que a ponderação final dos impactos ambientais (100%) aponta para apenas 45% devidos às emissões totais (das quais apenas 31% representam emissões atmosféricas), este incremento de 10% na coleta e tratamento do biogás, embora contribua para um melhor desempenho ambiental da alternativa não é decisivo para defini-la como melhor opção entre as alternativas estudadas.

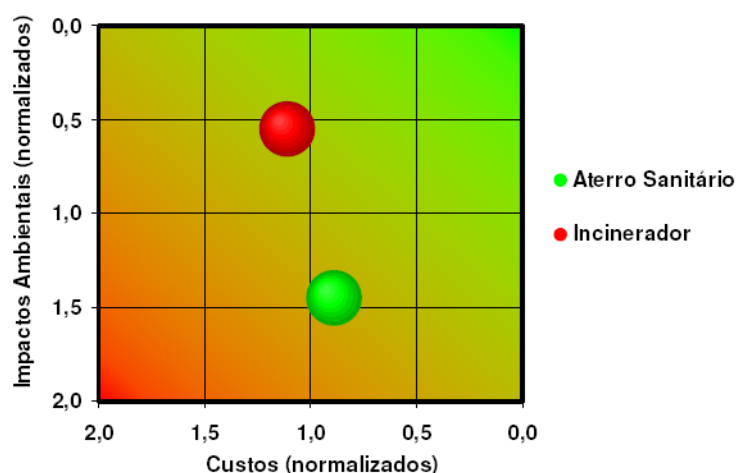


FIGURA 23. Matriz de Ecoeficiência para o Cenário IV.

No cenário V foi considerada a regionalização dos pesos utilizados para a categoria “emissões para o solo – resíduos sólidos” considerando um custo médio de disposição final dos resíduos que compõem cada categoria, no Brasil (Zorzi, 2009), sendo:

- Resíduo de mineração: R\$ 2,00/t (peso 2);
- Resíduo de construção civil: R\$ 1,25/t (peso 1,25);
- Resíduo urbano: R\$ 40,00/t (peso 1);
- Resíduo industrial: R\$ 200,00/t (peso 5).

Após a aplicação destes pesos pode-se observar, de acordo com o gráfico representado pela **FIG. 24** que não houve alteração nos resultados obtidos se comparado com o custo médio de disposição final dos resíduos que compõem cada categoria, na Europa (**FIG. 19**).

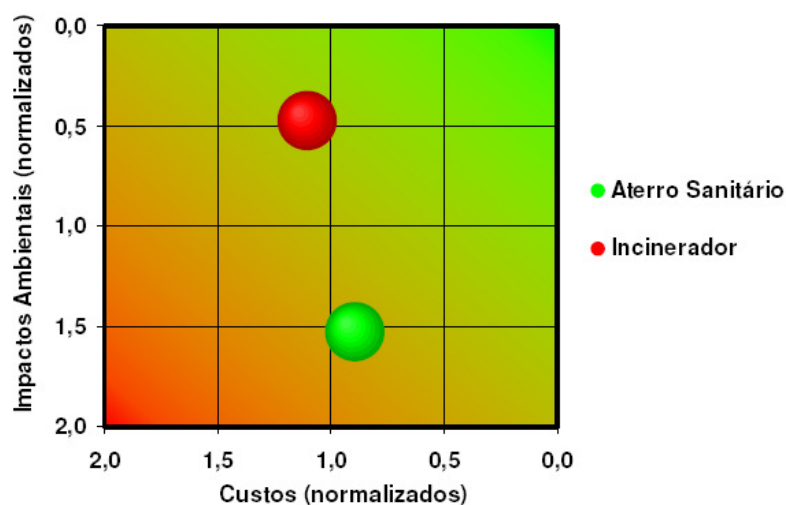


FIGURA 24. Matriz de Ecoeficiência para o Cenário V.

7 CONCLUSÃO

O estudo demonstrou que todos os objetivos foram atingidos, pois as alternativas foram comparadas por meio da aplicação da análise de ecoeficiência, obtendo-se resultados que poderão auxiliar os tomadores de decisão na escolha da melhor prática. Estes resultados também poderão ser utilizados pelos gestores das tecnologias estudadas, possibilitando assim, sua atuação em diferentes etapas do processo que levam a resultados mais relevantes em determinadas categorias de impacto ambiental.

A análise de ecoeficiência demonstrou que o incinerador com recuperação de energia é a alternativa mais ecoeficiente, levando-se em consideração o desempenho ambiental e econômico. Apesar do aterro sanitário apresentar melhor desempenho ambiental nas categorias de impacto, consumo de recursos naturais, acidentes de trabalho, doenças ocupacionais e consumo de recursos energéticos, este desempenho não foi suficiente para torná-lo a opção mais vantajosa, assumindo as premissas adotadas neste estudo.

A vantagem do incinerador com recuperação de energia na categoria “emissões” é justificada, principalmente, pelo fato da emissão de resíduos sólidos ser muito significativa para o aterro sanitário, representando 68% das emissões totais, que correspondem a 45% do impacto global do sistema de produto em estudo.

Para a categoria potencial de toxicidade humana, o incinerador se apresentou mais favorável, uma vez que o aterro sanitário, para sua operação, utiliza óleo diesel, sendo este um insumo com pontuação de toxicidade elevada de acordo com a metodologia de avaliação aplicada. Além disso, a quantidade de energia liberada na queima dos resíduos, no incinerador, é muito significativa e, assumindo que a energia gerada evitará a compra de energia de outras fontes externas ao sistema, tem-se como consequência um potencial de toxicidade humano evitado, contribuindo assim para o resultado positivo desta categoria.

Sob a ótica da avaliação econômica, ainda que o aterro sanitário tenha se apresentado como a opção mais favorável, este desempenho foi pouco expressivo frente ao quesito ambiental, não sendo este o fator determinante para o resultado desta comparação.

Porém, mesmo o incinerador com recuperação de energia ter se apresentado, neste estudo, como a alternativa mais ecoeficiente, a utilização do aterro sanitário também é essencial, principalmente para a disposição das cinzas geradas no incinerador. Portanto, em uma avaliação global, o gerenciamento integrado de resíduos, associando diversas técnicas (como, por exemplo, separação, reciclagem, aterro sanitário etc) é primordial e pode promover uma contribuição para a proteção dos recursos naturais, tanto à utilização direta dos insumos requeridos nos processos, como também, ao uso e transformação da terra para a realização das atividades de coleta, tratamento e disposição dos resíduos.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABLP - Associação Brasileira de Limpeza Pública. ***Estágio Atual da Incineração no Brasil***. In: VII Seminário Nacional de Resíduos Sólidos e Limpeza Pública. 3-7 abr., 2000, Parque Barigui, Curitiba.

AIRES, R. D.; LOPES, T. A.; BARROS, R. M.; CONEGLIAN, C. M. R.; SOBRINHO, G. D.; TONSO, S.; PELEGRINI, R. ***Pirólise***. In: III Fórum de Estudos Contábeis. 2003, Rio Claro, São Paulo.

ALMEIDA, F. ***O Bom Negócio da Sustentabilidade***. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 2002.

ANDRADE, J. P. B. O.; COLTRO, L. A incineração de resíduos sólidos. ***Revista Banas Qualidade Gestão, Processos e Meio Ambiente***, São Paulo, v. 174, p. 107, nov. 2006.

AQUINO, A. R. A.; ALMEIDA, J. R.; ABREU, I. ***Análise de Sistemas de Gestão Ambiental***. Rio de Janeiro: Thex, 2008.

ARENA, U.; MASTELLONE, M. L.; PERUGINI, F. The environmental performance of alternative solid waste management options: a life cycle assessment study. ***Chemical Engineering Journal***, 96, 207-222, 2003.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ***Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Princípios e Estrutura***. Rio de Janeiro: ABNT, 2009. (NBR ISO 14040).

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ***Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Requisitos e Orientações***. Rio de Janeiro: ABNT, 2009. (NBR ISO 14044).

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Classificação de Resíduos Sólidos**. Rio de Janeiro: ABNT, 2004. (NBR ISO 10004).

BASF website, sections “**Sustainability - What is eco-efficiency?**”. Disponível em: <http://corporate.basf.com/en/sustainability/oekoeffizienz/wasist.htm>. Acesso em: 03 mar. 2009.

BASF – Fundação Espaço ECO. **Metodologias de Ecoeficiência**. Estudo realizado pela TÜV Anlagentechnik em setembro de 2001. Exclusivo de circulação interna da BASF.

BASF – Fundação Espaço ECO. **BASF’s Eco-Efficiency Analysis Methodology. Validation and Verification of Eco-efficiency Analyses, Part A**. Validação e verificação da Análise de Ecoeficiência realizada pela National Science Foundation (NSF) em maio de 2009. Exclusivo de circulação interna da BASF.

BAUMANN, H.; TILLMAN, A. M. **The hitch hiker’s Guide to LCA – An orientation in life cycle assessment methodology and application**. Sweden, 2004.

BERNARDES JÚNIOR, M.; SABAGG, M. A. F.; FERRARI, A. A. P. **Aspectos Tecnológicos de Projetos de Aterros de Resíduos Sólidos**. In: RESID’99: Seminário sobre Resíduos Sólidos, 30 set. 1999, São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia - ABGE, 1999.

BORBA, S. M. P. **Análise de Modelos de Geração de Gases em Aterros Sanitários: Estudo de Caso**. 2006. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Rio de Janeiro.

BOSCOV, M. E. G. **Geotecnia Ambiental**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução n° 357 de 17/03/2005**, Brasília, DF, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 20 set., 2009.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Empresa de pesquisa energética – EPE. **Avaliação preliminar do aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos de Campo Grande, MS**. Rio de Janeiro: nov. 2008. (Série recursos energéticos - nota técnica den 06/08). Disponível em: http://www.epe.gov.br/mercado/Documents/S%C3%A9rie%20Estudos%20de%20Energia/20081208_1.pdf. Acesso em 15 mar. 2010.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. EPE - Empresa de Pesquisa Energética. **Plano Nacional de Energia 2030**. Rio de Janeiro, 2007. Disponível em: http://www.epe.gov.br/PNE/20080111_1.pdf. Acesso em 15 mar. 2010.

BRASIL. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Contas Nacionais Trimestrais – Indicadores de Volume e Valores Correntes**, 2007. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=1226&id_pagina=1.

BRASIL. Ministério da Previdência Social. **Anuário Estatístico de Acidentes do Trabalho – AEAT 2006**, Brasília - http://www.previdenciasocial.gov.br/arquivos/office/3_090519-153718-038.pdf. Acesso em 10 jan. 2010.

BRASIL. SMA – Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, Saúde Pública e Proteção do Consumidor da Baviera. **Projeto Gerenciamento de Resíduos Sólidos – Uma Visão de Futuro**. São Paulo, 2005.

BREHME, B. ***Chemical Biorefinery Perspectives: the Valorisation of Functionalised chemicals from biomass resources compared to the conventional fossil fuel production route.*** 2008. Dissertação apresentada no “Wageningen Institut for environment and climate research”, Holanda.

BRITO FILHO, L.F. ***Estudo de Gases em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos.*** 2005. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

Boustead Consulting Limited: Banco de Dados. ***The Boustead Model – Version 5.0.11***, 2003. Exclusivo de circulação interna da BASF.

CANDIANI, Giovano. Analista Ambiental da Essencis Soluções Ambientais S.A. ***Comunicação Pessoal.*** 2010.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento de São Paulo. ***Resíduos Sólidos – Resíduos urbanos e de serviços de saúde.*** Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/residuos/urbanos_saude.asp. Acesso em: 30 jul. 2009.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento de São Paulo. ***Procedimentos para implantação de aterros sanitários em valas.*** São Paulo: CETESB, 1997a.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento de São Paulo. ***Lixo - Incineração.*** São Paulo: CETESB, 1997b.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento de São Paulo. ***Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares 2008.*** Disponível em <http://www.cetesb.sp.gov.br/>. Acesso em 10 jan. 2010.

CHEHEBE, J. R. B. **Análise do ciclo de vida de produtos** - Ferramenta gerencial da ISO 14000. Rio de Janeiro: Qualitymark, 1998.

COLTRO, L. **Avaliação do Ciclo de Vida como Instrumento de Gestão**. Campinas: CETEA/ITAL, 2007.

CRUTO, T. Assistente de QSMA da Essencis Soluções Ambientais S.A. **Comunicação Pessoal**. 2008.

EEA - European Environment Agency. **Making sustainability accountable: Eco-efficiency, resource productivity and innovation**. Topic report, Copenhagen, 1999. Disponível em: [http://reports.eea.europa.eu/Topic report No 111999/en/topic 11 1999.pdf](http://reports.eea.europa.eu/Topic_report_No_111999/en/topic_11_1999.pdf). Acesso em: 12 fev. 2010.

ESSENCIS SOLUÇÕES AMBIENTAIS. Disponível em: <http://www.essencis.com.br/>. Acesso em: 16/04/2009.

EUROPEAN COMMISSION. **Integrated Pollution Prevention and Control. Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration**, 2006.

FELLENBERG, G. **Introdução aos Problemas da Poluição Ambiental**. São Paulo: Pedagógica e Universitária Ltda., 1980.

FERREIRA, J. A. U. C. G. **Gestão dos Resíduos Sólidos na Cidade de São Paulo**. In: Seminário na FIESP debate aproveitamento energético de resíduos sólidos urbanos, São Paulo, 2007. Disponível em: CETESB, <http://www.cetesb.sp.gov.br/noticentro/2007/10/ure.pdf>. Acesso em 12 maio 2009.

FIGUEIREDO, P. J. M. **A sociedade do lixo – Os resíduos, a questão energética e a crise ambiental**. Piracicaba: Unimep, 1995.

FREITAS, F. Supervisor de Biogás da Essencis Soluções Ambientais S.A. **Comunicação Pessoal**. 2010.

FUNDAÇÃO ESPAÇO ECO. **Ecoeficiência**. Disponível em: <http://www.espacoeco.com.br/>. Acesso em: 10 nov. 2008.

FURLAN, W. **Modelo de Decisão para Escolha de Tecnologia para o Tratamento de Resíduos Sólidos no Âmbito de um Município**. 2007. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, São Paulo.

GIANNETTI, B.F.; ALMEIDA, C.M.V.B; BONILHA, S.H. A ecologia industrial dentro do contexto empresarial. **Revista Banas Qualidade**, São Paulo, v. 177, p. 76, set. 2007.

GOLEMAN, D. **Inteligência Ecológica. O impacto do que consumimos e as mudanças que podem melhorar o planeta**. Tradução de Ana Beatriz Rodrigues. Rio de Janeiro: Elsevier, 2009. Título original: Ecological Intelligence.

IBICT - Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia. **Porque ACV**. Disponível em : http://acv.ibict.br/sobre/oquee.htm/document_view. Acesso em 15 abr. 2009.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2007a. Disponível em: <http://www.ipcc.ch/ipccreports/ar4-wg3.htm>. Acesso em: 10 nov. 2008.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. ***Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.*** Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2007b. Disponível em: <http://www.ipcc.ch/ipccreports/ar4-wg1.htm>. Acesso em: 10 nov. 2008.

IPT – Instituto de Pesquisas Tecnológicas / CEMPRES – Compromisso Empresarial para Reciclagem. ***Lixo Municipal. Manual de Gerenciamento Integrado.*** 2.ed. São Paulo: IPT/CEMPRES, 2000.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. ***Tratamento de Esgotos Domésticos.*** 3.ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária – ABES, 1995.

KIPERSTOK, A.; COELHO, A.; TORRES, E. A.; MEIRA, C. C.; BRADLEY, S. P.; ROSEN, M. ***Tecnologias e Gestão Ambiental - Prevenção da Poluição.*** Brasília: SENAI/DN, 2002.

LAKATES, Salete. Departamento de Planejamento, Controladoria e Desenvolvimento Operacional – SABESP. ***Comunicação Pessoal.*** 2009.

LEYEN, B. ***Eco-Eficiência na exploração e produção de petróleo e gás em regiões de florestas tropicais úmidas: o caso da Petrobrás na Amazônia.*** 2008. Dissertação (Mestrado) - COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

LIMA, L.M.Q. ***Lixo - Tratamento e Biorremediação.*** 3.ed. São Paulo: Hemus, 2004.

MARZULLO, R. C. M. ***A importância da metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida para a Sustentabilidade do setor minero-metalúrgico.*** In: 63º Congresso Anual da ABM, Associação Brasileira da Indústria Mineral-Metalúrgica, Santos/SP, jul. 2008.

MARZULLO, R. C. M. **Análise de Ecoeficiência dos Óleos Vegetais Oriundos da Soja e Palma, Visando a Produção de Biodiesel**. 2007. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo.

MENDES, M. R.; ARAMAKI, T.; HANAKI, K. Comparison of the environmental impact of incineration and landfilling in São Paulo City as determined by LCA. **Resources, Conservation and Recycling**. 41, 47–63, 2004.

MORGADO, T. C.; FERREIRA, O. M. **Incineração de Resíduos Sólidos Urbanos, Aproveitamento na Co-Geração de Energia. Estudo para a Região Metropolitana de Goiânia**. 2006. Disponível em: <http://www.ucg.br/ucg/prope/cpgss/ArquivosUpload,.pdf>. Acesso em 01 mar. 2010.

OECD - Organisation for Economic Co-operation and Development. Eco-Efficiency in Transport. In: **Workshop Report and Background Paper**, Paris, 1998. Disponível em: [http://www.oilis.oecd.org/oilis/1998doc.nsf/LinkTo/NT00000FB6/\\$FILE/02E89754.PDF](http://www.oilis.oecd.org/oilis/1998doc.nsf/LinkTo/NT00000FB6/$FILE/02E89754.PDF). Acesso em: 19 fev. 2009.

PHILIPPI JÚNIOR, A. **Agenda 21 e Resíduos Sólidos**. In: RESID'99: Seminário sobre Resíduos Sólidos, 30 set. 1999, São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia - ABGE, 1999.

POLETTI, J. A.; SILVA, C. L. **Influência da Separação de Resíduos Sólidos Urbanos para fins de Reciclagem no Processo de Incineração com Geração de Energia**. In: 8º CONGRESSO IBEROAMERICANO DE ENGENHARIA MECANICA, 23-25 out., 2007, Cusco, Peru.

QUEIROZ, M. A. Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) minimiza os impactos ambientais da indústria. **Revista Banas Qualidade – Gestão, Processos e Meio Ambiente**, São Paulo, v. 169, p. 88, jun. 2006.

QUINTANILHA, L. Conscientização do setor produtivo estimula o desenvolvimento das empresas de tratamento de resíduos. **Revista Meio Ambiente Industrial**, São Paulo, v. 69, p. 35, set./out. 2007.

SALING, P.; KICHERER, A.; KRÄMER, B. D.; WITTLINGER, R.; ZOMBIK, W.; SCHMIDT, I.; SCHROTT, W.; SCHMIDT, S. **Eco-efficiency analysis by BASF: The Method** – Int J LCA, 2002 (OnlineFirst).

TEIXEIRA, A. C. Lixo ou rejeitos reaproveitáveis? **Revista Eco 21**, Rio de Janeiro, v. 87, 2004. Disponível em: <http://www.eco21.com.br/textos/textos.asp?ID=636>. Acesso em 15 ago. 2009.

VIALLI, A., Empresas adotam sistema “ecoeficiente”. **Jornal O Estado de São Paulo**, São Paulo, 01 ago. 2007. Disponível em: <http://www.estado.com.br/editorias/2007/08/15/eco-1.93.4.20070815.45.1.xml> Acesso em: 15 maio 2009.

VIANNA, F. C. **Análise de Ecoeficiência: Avaliação do Desempenho Econômico-Ambiental do Biodiesel e Petrodiesel**. 2006. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo.

VIEIRA, S. M. M.; SILVA, J. W. **Primeiro Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa - Relatórios de Referência - Emissões de Metano no Tratamento e na Disposição de Resíduos**. CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento de São Paulo, 2006. Disponível em: http://homologa.ambiente.sp.gov.br/proclima/publicacoes/relatorios_referencias/tratamento_de_residuos/15.pdf. Acesso em 09 fev. 2010.

WBCSD - World Business Council for Sustainable Development. **Eco-efficiency Learning Module**, 2006. Disponível em: http://www.wbcd.ch/web/publications/ee_module.pdf. Acesso em: 12 fev. 2010.

WBCSD - World Business Council for Sustainable Development. ***Eco-efficiency: Creating more value with less impact***. Verfaillie, H.A., Bidwell, R., June 2000a. Disponível em:

http://www.wbcsd.ch/web/publications/eco_efficiency_creating_more_value.pdf.

Acesso em: 13 set. 2009.

WBCSD - World Business Council for Sustainable Development. ***Measuring eco-efficiency: a guide to reporting company performance***.

Verfaillie, H.A., Bidwell, R., June 2000b. Disponível em: http://www.wbcsd.ch/web/publications/measuring_eco_efficiency.pdf.

Acesso em: 12 fev. 2010.

ZORZI, F. Engenheiro de processos e Supervisor da Essencis Soluções Ambientais S.A., ***Comunicação Pessoal***, 2009.