

**Instituto COPPEAD de Administração, Universidade Federal do Rio  
de Janeiro – UFRJ**

**Philipp Daniel Hauser**

**Criação de valor e desenvolvimento sustentável: uma avaliação da  
incineração de resíduos sólidos municipais em projetos  
enquadráveis no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo do  
Protocolo de Quioto**

A dissertação foi submetida ao corpo docente do Instituto COPPEAD de Administração, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ no dia 12 de abril 2006, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Ciências (M.Sc.).

Orientador: Prof. Celso Funcia Lemme, Ph.D.

Co-orientador: Prof. Carlos Eduardo Frickman Young

**Rio de Janeiro  
2006**

Este trabalho acadêmico foi desenvolvido com o objetivo de prover conhecimento para a sociedade brasileira. Os resultados podem ser usados e distribuídos livremente, desde que devidamente citados. O autor agradece eventuais sugestões e críticas que visem melhorar o trabalho ou que complementem os resultados obtidos.

## **Agradecimentos**

Antes e acima de tudo agradeço aos meus pais que sempre me apoiaram, tanto nestes tempos de mestrado quanto no longo caminho que me trouxe até aqui. E agradeço aos meus grandes amigos que me deram base no meu mundo velho e me acolheram no meu mundo novo.

Também quero agradecer aos que têm contribuído de forma direta para este trabalho. O professor Celso Lemme tem o mérito de incentivar e disciplinar a minha inspiração. Luiz Malta, da companhia Usinaverde, me deu apoio competente e ágil, o que foi fundamental para a realização deste trabalho. Alexandre Davignon, do Instituto Coppe, foi decisivo na escolha do caso e lhe agradeço de ter-me introduzido à Usinaverde. Também agradeço ao professor Carlos Young pelas orientações e dicas práticas que viabilizaram a minha relação com a teoria neoclássica. Graziela tem o mérito de ter questionado as minhas conclusões precipitadas e agregou a sua heterodoxia. Cristina me ajudou para atender os requisitos da UFRJ e traduziu meu trabalho do inglês para o português e Cristinês deu formato na última hora. Também agradeço aos outros professores e funcionários do Coppead e do IE que contribuíram para que a minha passagem pela UFRJ fosse proveitosa e agradável.

E, por último, agradeço aos meus colegas de mestrado e aos meus amigos pela boa companhia, os risos e o apoio nestes tempos de estudante no Rio de Janeiro.

## Epígrafe

“...ÀS VEZES É SÓ RESTO, E ÀS VEZES VEM TAMBÉM DESCUIDO. RESTO E DESCUIDO. QUEM REVELOU O HOMEM COMO ÚNICO CONDICIONAL ENSINOU ELE A CONSERVAR AS COISAS, E CONSERVAR AS COISAS É PROTEGER, LAVAR, LIMPAR E USAR MAIS O QUANDO PODE. VOCÊ TEM UMA CAMISA, VOCÊ ESTÁ VESTIDO, VOCÊ ESTÁ SUADO, VOCÊ NÃO VAI TIRAR A SUA CAMISA E JOGAR FORA, VOCÊ NÃO PODE FAZER ISSO. QUEM REVELOU O HOMEM COMO ÚNICO CONDICIONAL NÃO ENSINOU TRAIR, NÃO ENSINOU HUMILHAR, NÃO ENSINOU TIRAR; ENSINOU AJUDAR. MISÉRIA NÃO, MAS AS REGRAS SIM. ECONOMIZAR AS COISAS É MARAVILHOSO, PORQUE QUEM ECONOMIZA TEM. ENTÃO AS PESSOAS TÊM QUE PRESTAR ATENÇÃO NO QUE ELES USAM, NO QUE ELES TÊM, PORQUE FICAR SEM É MUITO RUIM. O TROCADILO FEZ NUMA TAL MANEIRA QUE, QUANTO MENOS AS PESSOAS TÊM, MAIS ELES MENOSPRESAM, MAIS ELES JOGAM FORA.”

Estamira (catadora de lixo do Jardim Gramacho)

## Resumo

HAUSER, Philipp Daniel. **Criação de valor e desenvolvimento sustentável:** uma avaliação da incineração de resíduos sólidos municipais em projetos enquadráveis no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo do Protocolo de Quioto. Rio de Janeiro, 2006. Dissertação (Mestrado em Administração)—Instituto Coppead de Pós-graduação em Administração, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006

O presente estudo analisa a incineração de Resíduos Sólidos Municipais (RSM) com reaproveitamento energético como oportunidade de criação de valor para empreendedores e contribuição para a solução dos problemas da gestão de resíduos sólidos no Brasil e a proteção do clima. O estudo é baseado na instalação protótipo Centro Tecnológico Usinaverde, desenvolvida e operada pela empresa Usinaverde e estudada em cooperação com o Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pesquisa e Pós-Graduação em Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro. A tecnologia tem o potencial de reduzir as emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) e tais projetos são elegíveis no quadro dos critérios do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) definido pelo Protocolo de Quioto. A análise financeira baseia-se no modelo do fluxo de caixa descontado e chega à conclusão de que, mesmo considerando-se as receitas provenientes do tratamento do lixo, da venda de energia elétrica e de créditos de carbono, o projeto é questionável do ponto de vista de um investidor privado. Como complemento da análise financeira, é feita uma avaliação econômica na forma de uma análise de custos e benefícios (ACB), comparando o projeto com os lixões, uma prática reconhecidamente nociva e comum no Brasil. Conclui-se que o projeto de incineração de lixo com recuperação energética incrementa o bem-estar da sociedade ao substituir os lixões, resultado respaldado por julgamentos qualitativos que visam avaliar critérios de sustentabilidade que não são passíveis de serem avaliados na ACB. Chega-se à conclusão final de que o projeto é capaz de trazer significativos benefícios para a sociedade, mas, para ser atrativo para um investidor privado, depende de preços diferenciados. Considerando os benefícios para a sociedade atual e futura, conclui-se que estes preços diferenciados são justificados e que, em médio prazo, os crescentes custos monetários e externos do tratamento de lixo e da produção de energia elétrica tendem a elevar os atuais preços de mercado ao nível considerado adequado.

## Abstract

HAUSER, Philipp Daniel. **Criação de valor e desenvolvimento sustentável:** uma avaliação da incineração de resíduos sólidos municipais em projetos enquadráveis no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo do Protocolo de Quioto. Rio de Janeiro, 2006. Dissertação (Mestrado em Administração)—Instituto Coppead de Pós-graduação em Administração, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006

The present study analysis the incineration of municipal solid waste (MSW) with energy recovery as an opportunity to create value for investors, to reduce Brazil's problems with the disposal of MSW and to mitigate global climate change. The study is based on a prototype plant that was developed and is being operated by the Brazilian company Usinaverde. The plant is being studied in cooperation with the Institute Alberto Luiz Coimbra for Research and Post-Graduation in Engineering of the Federal University of Rio de Janeiro. The technology has the potential to reduce the emission of green house gases (GHG) and such projects are eligible according to the Clean Development Mechanism as defined by the Kyoto Protocol. The financial analysis is based on the methodology of discounted cash flow and though the study takes into account all relevant revenues from waste treatment, sales of energy and carbon credits it concludes that the project is questionable from the point of view of a private investor. Complementary to the financial analysis an economic valuation in form of a Cost Benefit Analysis (CBA) compares the waste incineration to the environmentally critical waste disposal in open dumps as it is common practice in Brazil. The economic valuation shows that the project of MSW incineration with energy recovery increases social well being due to the substitution of open dumps. This result is reinforced by qualitative judgments that evaluate dimensions of sustainability that can not be captured by a CBA. The study concludes that the project is appropriate to generate substantial benefits for the society but that it depends on subsidized prices to be attractive for a private investor. Considering the project's benefits for the contemporary and future society the study concludes that subsidized prices are justified and that the growing financial and external costs of waste disposal and energy production will soon increase the current market prices to a level that is adequate for the incineration of MSW.

## Lista de Figuras

Figura 2.1: Metodologia estilizada do método de dose-resposta segundo EC (2000).....	58
Figura 2.2: Representação de insumos, produtos e efluentes de uma usina de incineração. Fonte: EC (2000).....	69
Figura 2.3: Representação dos insumos, produtos e efluentes de um aterro, segundo a EC (2000).....	76
Figura 3.1: Visão geral do processo de recepção e incineração dos RSM no CTU. Fonte: Centro Clima (2005).....	86
Figura 4.1: Estrutura da determinação e valoração do FCL e conteúdo do capítulo. Itens com valores negativos entre parênteses. ....	89
Figura 5.1: A metodologia de dose-resposta para quantificar as externalidades, adaptada de EC (2000). ....	132

## Lista de Tabelas

Tabela 2.1: Energia necessária para a manufatura de materiais de embalagem dada em kWh/kg.....	32
Tabela 2.2: Comparação das emissões históricas, atuais e os respectivos padrões legais do Brasil, do RU e da UE.....	43
Tabela 2.3: Custos externos dos poluentes do ar gerados pela incineração de lixo em € por kg de emissão.....	72
Tabela 4.1: Cálculo do fator de emissão da linha de base (FEB) para diferentes casos e suposições. A origem das variáveis é indicada, os valores padrão foram definidos pelo IPCC (1996) e os cálculos são indicados pela fórmula simplificada, com referência às linhas das variáveis.....	101
Tabela 4.2: Cálculo do fator de emissão de incineração (FEI) para diferentes casos e suposições. A origem das variáveis é indicada, os valores padrão foram definidos pelo IPCC (1996) e os cálculos são indicados pela fórmula simplificada, com referência às linhas das variáveis.....	103
Tabela 4.3: Cálculo do fator de emissão de carbono antrópico (FECA) para diferentes casos e suposições. A origem das variáveis é indicada, os valores padrão foram definidos pelo IPCC (1996) e os cálculos são indicados pela fórmula simplificada, com referência às linhas das variáveis.....	105
Tabela 4.4: Cálculo do fator de mitigação (FM) para diferentes casos e suposições. A origem das variáveis é indicada por referência a outras tabelas e equações. Os valores padrão foram definidos pelo IPCC. Os cálculos são indicados pela fórmula simplificada, com referência às linhas das variáveis.....	107
Tabela 4.5: Cálculo das emissões diretas (ED) de diferentes casos e suposições. A origem das variáveis é indicada por referência a outras tabelas e equações. Os cálculos são indicados pela fórmula simplificada, com referência às linhas das variáveis.....	108
Tabela 4.6: Visão geral das variáveis estimadas para o preço e o volume e o Cálculo posterior da receita líquida.....	112
Tabela 4.7: Cálculo do lucro operacional com base nas projeções de receita líquida, custos operacionais e depreciação para a primeira e segunda décadas do projeto.....	114
Tabela 4.8: Exemplo da projeção do fluxo de caixa livre do acionista baseado nas suposições do melhor caso, nas condições de financiamento por dívida definida pelo BNDES (2006) e nas despesas com impostos aplicáveis.....	115
Tabela 4.9: Principais resultados da avaliação financeira do valor do empreendimento do projeto. As suposições descrevem o caso pior, médio e melhor. O VPL é dado em múltiplos de R\$ 1000, as taxas são dadas em termos reais.....	117
Tabela 4.10: Principais resultados financeiros do acionista quando 80% do projeto é financiado por dívida. Os dados da suposição do melhor caso são idênticos aos avaliados na tabela 4.9. Situações A e B alteram, respectivamente, as suposições para o preço da eletricidade e o depósito de RSM. O VPL é dado em R\$ 1000. Todas as taxas estão dadas em termos reais.....	119

Tabela 4.11: Resultados financeiros do acionista quando 80% do projeto é financiado por dívida. As situações combinam o preço médio do depósito de RSM e o preço diferenciado da eletricidade com diferentes suposições para o preço e o volume dos RCE. A TIR é calculada em termos reais. O VPL é dado em R\$ 1000. ....	120
Tabela 4.12: Principais resultados financeiros do acionista quando 80% do projeto é financiado por dívida. A suposição do melhor caso é idêntica à da Tabela 4.10. As colunas I a VII combinam estes dados com a diminuição seqüencial da receita dos RCE. O VPL é dado em R\$ 1000. Todas as taxas estão dadas em termos reais. ....	121
Tabela 5.1: Custos externos ajustados de poluentes das usinas WTE européias. Todos os custos são dados em €/kg de poluente (EC, 2000).....	135
Tabela 5.2: Parâmetros e cálculo dos fatores de transferência simples e ajustado para transferir dados de custos externos europeus para o Brasil, segundo Seroa et al (2000). ....	136
Tabela 5.3: Os dados dos custos externos resultantes da transferência de benefícios dos custos externos como determinados por Rabl et al (1998). Foi usado um fator de transferência de 0,52, conforme calculado na Tabela 5.2. Todos os custos são dados em €/kg de poluentes. ....	137
Tabela 5.4: Estimativa dos fatores de emissão do projeto com base nos dados analíticos sobre gás de combustão obtidos do CTU com capacidade de combustão de 1,25t RSM/h (MALTA, 2005d).....	138
Tabela 5.5: Cálculo do custo externo total por tonelada de RSM incinerado baseado nos fatores de emissão da Tabela 5.4 e nos dados dos custos específicos da Tabela 5.3 .....	139
Tabela 5.6: Cálculo dos benefícios líquidos mínimos provenientes da incineração de RSM, supondo que a energia de 330 kWh por t de RSM pode ser recuperada. Os valores aumentam com a diminuição da densidade populacional, devido aos custos externos da poluição local. ....	141
Tabela 5.7: Cálculo dos indicadores econômicos TIR e VPL, baseados nos benefícios econômicos líquidos estimados e nos investimentos. Todos os valores absolutos em R\$ 1000. As taxas são dadas em termos reais. ....	142



## Lista de Siglas

ACB	Análise Custo-Benefício
AND	Autoridade Nacional Designada
ANG	Aterro Não Gerenciado
BA	Bem (e serviço) Ambiental
BID	Banco Interamericano de Desenvolvimento
BIRD	Banco Internacional de Reconstrução de Desenvolvimento
BNDES	Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social
C	Capital
CC	Conteúdo Combustível do RSM
CDR	Combustível Derivado de Resíduos
CE MDL	Conselho Executivo do MDL
CH <sub>4</sub> _FE	Fator de emissão de CH <sub>4</sub> para queima de biomassa e lixo
CO <sub>2</sub> e	Equivalentes do dióxido de carbono
COD	Carbono Orgânico Degradável [t COD / t RSM].
COD <sub>F</sub>	Fração do COD que apodrece efetivamente
COP	Conferência das Partes (do protocolo de Quioto)
COV	Composto Orgânico Volátil
CQNUMC	Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima
CS	Capital Social
CTU	Centro Tecnológico Usinaverde (Usina protótipo na UFRJ)
CUV	Companhia Usinaverde
D	Dívida
DCP	Documento de Concepção de Projeto
E <sub>BM</sub>	Conteúdo energético da biomassa (TJ/ton)
EC	Eficácia da Combustão
EC	Comissão Européia
ED	Emissões Diretas
EOD	Entidade Operacional Designada
EU	União Européia do inglês European Union
FC	Fator de conversão de carbono para metano (16/12)
FCD	Fluxo de Caixa Descontado

FCL	Fluxo de Caixa Livre
FCLA	Fluxo de Caixa Livre do Acionista
FCLE	Fluxo de Caixa Livre do Empreendimento
FCM <sub>D</sub>	Fator de correção de metano
FEB	Fator de emissão da linha de base [t CO <sub>2</sub> e / t RSM]
FECA	Fator de emissão de carbono antrópico
FEGLP	Fator de emissão de incineração de gás liquefeito de petróleo
FEI	Fator de emissão da incineração
FEM	Fração de carbono emitida como metano
FM	Fator de mitigação
GAS	Gás de aterro sanitário
GEE	Gás(es) do efeito estufa, como CH <sub>4</sub> , N <sub>2</sub> O, CO <sub>2</sub>
GLP	Gás Liquefeito de Petróleo
IC	Implementação Conjunta
IPCC	Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima
MDL	Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
MOP	Reunião das Partes
N <sub>2</sub> O _FE	Fator de emissão de N <sub>2</sub> O para queima de biomassa e lixo
NOP	Lucro líquido operacional, do inglês Net Operational Profit
NOPLAT	Lucro líquido operacional menos os impostos ajustados, do inglês Net Operational Profit Less Adjusted Tax
OCDE	Organização para a Cooperação e o Desenvolvimento Econômico
P	Materiais poliméricos
p.a.	per anum (por ano)
PAG(GEE)	Potencial de aquecimento global dos GEE (t de CO <sub>2</sub> e / t de GEE)
PPC	Taxa de Paridade do Poder de Compra
PPE	Projeto de Pequena Escala
PUV	Projeto Usinaverde (Projeto para uma planta de WTE comercial)
RCE	Reduções certificadas de emissões, geradas por um projeto MDL
RE	Redução de emissões: designação conjunta de RCE/RE
RSM	Resíduos Sólidos Municipais
RSR	Resíduos Sólidos Residuais
RU	Reino Unido
TGCC	Turbina a Gás de Ciclo Combinado

TIR	Taxa Interna de Retorno
TJLP	Taxa de Juros de Longo Prazo
UFRJ	Universidade Federal do Rio de Janeiro
UNFCCC	Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima
UQA	Unidades de Quantidades Atribuídas
URE	Unidade de Redução de Emissões, gerada por um projeto IC
VPL	Valor Presente Líquido
WACC	Custo médio ponderado de capital, do inglês Weighted Average Cost of Capital
WTA	Disposição em aceitar, do inglês Willingness to Accept
WTE	Do lixo à energia, do inglês Waste to Energy
WTP	Disposição em pagar, do inglês Willingness to Pay

## Unidades de medida

% (p/p)	Porcentagem em peso / peso
% (v/v)	Porcentagem em volume / volume
a	Ano
D	Dia
G	Gramma
Gt	Gigatonelada ( $10^9$ t)
kg	Quilograma
kWh	Quilowatt/hora
m <sup>3</sup>	Metros cúbicos
MJ	Megajoule ( $10^6$ J)
Mt	Megatonelada ( $10^6$ t)
MW	Megawatt ( $10^6$ W)
MWh	Megawatt/hora
t	Tonelada
t CO <sub>2</sub>	Toneladas de dióxido de carbono
tCO <sub>2e</sub>	Toneladas de dióxido de carbono equivalente
TJ	Terrajoule ( $10^9$ J)

## Lista de símbolos químicos

As	Arsênico
Cd	Cádmio
CH <sub>4</sub>	Metano
Cl <sub>2</sub>	Cloro
CO	Monóxido de carbono
Co	Cobalto
CO <sub>2</sub>	Dióxido de carbono
Cr	Cromo
Cu	Cobre
H <sub>2</sub> S	Sulfeto de hidrogênio
HC	Hidrocarbono
HCl	Cloreto de hidrogênio
HF	Fluoreto de hidrogênio
HFC	Hidrofluorcarbono
Hg	Mercúrio
Mn	Manganês
N <sub>2</sub> O	Óxido nitroso
Ni	Níquel
NO <sub>2</sub> / NO <sub>x</sub>	Dióxido/óxidos de nitrogênio
Pb	Chumbo
PM <sub>10</sub>	Partículas com diâmetro de <10 μm
Sb	Antimônio
Sn	Estanho
SO <sub>2</sub>	Dióxido de sulfura
Tl	Tálio
VC	Vinil clorídrico

# Sumário

<b>Resumo .....</b>	<b>iii</b>
<b>Abstract.....</b>	<b>iv</b>
<b>Lista de Figuras .....</b>	<b>v</b>
<b>Lista de Tabelas.....</b>	<b>vi</b>
<b>Lista de Siglas.....</b>	<b>viii</b>
<b>Unidades de medida .....</b>	<b>x</b>
<b>Lista de símbolos químicos.....</b>	<b>xi</b>
<b>Sumário .....</b>	<b>xii</b>
<b>1    <b>Introdução .....</b></b>	<b>14</b>
1.1    Contexto do estudo.....	14
1.2    Objetivo e relevância .....	21
1.3    Delimitação.....	21
<b>2    <b>Revisão da literatura .....</b></b>	<b>24</b>
2.1    Princípios e mecanismos do Protocolo de Quioto .....	24
2.1.1    Procedimentos para a implementação de um MDL ...	27
2.1.2    A abordagem da linha de base e a adicionalidade ....	29
2.2    Resíduos sólidos municipais, características e eliminação ...	30
2.2.1    Estratégias de eliminação do lixo .....	31
2.2.2    Aterramento do lixo .....	34
2.2.3    Incineração do lixo .....	38
2.3    Avaliação financeira de um projeto .....	43
2.3.1    Valor presente líquido e taxa interna de retorno .....	44
2.3.2    O custo do capital .....	45
2.3.3    Projeção do fluxo de caixa .....	47
2.4    Os critérios de sustentabilidade de um projeto MDL .....	48
2.5    A avaliação econômica.....	51
2.5.1    A taxa de desconto social .....	52
2.5.2    Características e avaliação das externalidades.....	53
2.5.3    O método da transferência de benefícios.....	58
2.5.4    Externalidades do tratamento final do lixo .....	62
2.5.5    A análise do custo-benefício (ACB).....	66

2.6	Os custos e benefícios externos de uma usina WTE .....	67
2.6.1	Insumos, saídas e impactos da usina de incineração	68
2.6.2	Avaliação das externalidades da incineração.....	71
2.7	Os custos e benefícios externos dos depósitos de lixo .....	75
2.7.1	Insumos, saídas e impactos de um depósito de lixo..	75
2.7.2	Avaliação das externalidades dos aterros .....	79
<b>3</b>	<b>O projeto Usina Verde.....</b>	<b>83</b>
3.1	Informação geral sobre o projeto .....	83
3.1.1	Os participantes do projeto.....	84
3.1.2	A tecnologia .....	85
<b>4</b>	<b>Avaliação financeira do projeto .....</b>	<b>89</b>
4.1	Investimento .....	91
4.2	Projeção das receitas .....	93
4.2.1	Receitas com a incineração de RSM.....	93
4.2.2	Geração e venda de RCE .....	97
4.2.3	Impostos sobre a receita bruta .....	111
4.2.4	A projeção da receita líquida.....	111
4.3	Custos operacionais e depreciação .....	112
4.4	Estabelecimento do fluxo de caixa livre .....	114
4.5	Avaliação financeira do projeto .....	116
4.5.1	Avaliação do valor do empreendimento .....	116
4.5.2	Avaliação do valor do capital social.....	118
4.6	Resultados e discussão da avaliação financeira.....	121
<b>5</b>	<b>Avaliação econômica do projeto.....</b>	<b>124</b>
5.1	Ajuste de preços e eliminação das transferências .....	124
5.1.1	Estimativa dos custos sociais dos RSM .....	125
5.1.2	Estimativa dos custos sociais dos RCE.....	128
5.1.3	Estimativa dos custos sociais da eletricidade.....	129
5.1.4	Eliminação dos impostos.....	130
5.2	Avaliação e internalização das externalidades.....	130
5.3	Resultados e discussão da ACB.....	142
<b>6</b>	<b>Conclusões e recomendações .....</b>	<b>146</b>
	<b>Referências Bibliográficas .....</b>	<b>149</b>

# 1 Introdução

O presente estudo tem por objetivo avaliar se, no caso do Brasil, uma usina de incineração de resíduos sólidos municipais com recuperação de energia combina a redução eficiente dos gases do efeito estufa com os princípios de desenvolvimento sustentável, tal como figura no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo do Protocolo de Quioto. Foi realizada uma avaliação financeira e econômica para julgar se o projeto analisado é compatível com estes objetivos. A avaliação econômica tem a forma de uma análise de custo-benefício e compara os custos externos do projeto de incineração com os custos dos aterros não gerenciados, também chamados de lixões, uma realidade comum e polêmica em muitos municípios do Brasil.

## 1.1 Contexto do estudo

Com a implementação do Protocolo de Quioto no dia 16 de fevereiro de 2005, a economia e política mundial ganharam um conjunto de regras e mecanismos internacionais com impacto na produção, no consumo e no comércio entre os países, indústrias e companhias, tendo como objetivo reduzir a emissão mundial de gases do efeito estufa (GEE). Com base no pressuposto de que as emissões de GEE geradas pelos países industrializados ao longo do século passado são responsáveis pelas mudanças climáticas atuais, estes países, denominados partes incluídas no Anexo I<sup>1</sup>, aceitaram reduzir suas futuras emissões de GEE, tendo como meta média um volume total de emissões de 5% abaixo dos níveis registrados no ano de 1990.

---

<sup>1</sup> Os países que fazem parte do Anexo I compreendem os países em transição (por exemplo, os países da antiga União Soviética), além dos países industrializados.

Além deste compromisso, o Protocolo estabelece um marco legal para a geração e o comércio de direitos de emissão, tendo como objetivo minimizar o peso econômico da medida por meio das forças competitivas do mercado. Como a responsabilidade pela implementação dos princípios do Protocolo de Quioto cabe a cada país, foram desenvolvidas diversas soluções nacionais individuais (UNFCCC, 2003).

O fato de que só os países industrializados devem reduzir suas emissões deve-se à sua responsabilidade histórica e à sua maior capacidade financeira e técnica para enfrentar o problema. Isto pode ser entendido como inerentemente justo, por dar aos países em desenvolvimento (referidos também como partes não incluídas no Anexo I) a oportunidade de se industrializarem sem as limitações da redução de emissões. Por outro lado, isto obviamente gera uma vantagem comparativa para as indústrias emissoras de GEE nos países em desenvolvimento, um fato que pode neutralizar os esforços do Protocolo de reduzir a emissão de GEE. Este argumento é citado pelos Estados Unidos, quando se opõem ao Protocolo de Quioto. James Connaughton, presidente do Conselho para a Qualidade Ambiental da Casa Branca e delegado dos EUA na Conferência das Partes (COP), afirmou que a meta do Protocolo de reduzir as emissões de GEE era “pouco razoável”. Ele argumentou que cumprir a meta custaria milhões de empregos nos EUA, muitos deles perdidos para países do terceiro mundo, onde a poluição ambiental continuaria igual (THE ASSOCIATED PRESS, 2005, tradução nossa).

Apesar das críticas que questionam a capacidade do Protocolo de alcançar suas próprias metas, as partes incluídas no Anexo I se comprometeram a agir, estabelecendo um mercado para a redução de emissões que apóie e fomente o desenvolvimento de tecnologias competitivas de redução.



Neste contexto, o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) adquire importância especial, na medida em que integra os países em desenvolvimento ao processo, oferecendo-lhes a oportunidade de aprender e interagir. O mecanismo busca promover ações de proteção ao clima e de desenvolvimento sustentável, baseadas na cooperação entre os países industrializados e em desenvolvimento. Ao mesmo tempo em que o país desenvolvido é responsável por financiar a redução de emissões nos países em desenvolvimento, ele pode usar as Reduções de Emissão (RE) resultantes para cumprir seus compromissos com o Protocolo.

Em teoria este tipo de flexibilização leva a uma redução eficiente dos GEE, pois o capital é alocado onde se espera a maior taxa marginal de redução. Pode-se especular que este seja o caso das indústrias e processos mais antigos e ineficazes, levando à atualização tecnológica onde ela é mais necessária. De acordo com esta visão, o MDL parece adequado como contrapeso à migração de emissões mencionada acima.

Na prática, a maioria das RE são obtidas mediante soluções de baixa tecnologia em poucos projetos industriais grandes. Estes projetos reduzem as emissões de GEE a baixo custo, mas não fazem muito pelo desenvolvimento sustentável (CDMWATCH, 2004). Para contrabalançar esta tendência sustentada por economias de escala, foram estabelecidos procedimentos simples para favorecer projetos MDL de pequena escala e se dá crescente atenção aos critérios de sustentabilidade.

Um setor favorável para projetos MDL, por atender aos critérios de redução eficiente das emissões de GEE e do desenvolvimento sustentável, é o tratamento de resíduos sólidos municipais (RSM). Como conseqüência da crescente urbanização e do consumo, nossas sociedades industrializadas produzem quantidades cada vez maiores de lixo, causando graves problemas ambientais e sanitários. Estes efeitos

nocivos são agravados quando os RSM são depositados ou incinerados de forma não gerenciada. Além da poluição local da água e do ar, a decomposição anaeróbica de componentes bio-orgânicos do lixo, como papel e alimentos, gera gás de aterro sanitário (GAS), o qual contém metano ( $\text{CH}_4$ ), um potente GEE que contribui enormemente para o aquecimento global<sup>2</sup>.

O Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima (IPCC, 1996) estima que os aterros existentes no mundo emitam entre 20 e 40 Mt de  $\text{CH}_4$  ao ano, um volume considerado equivalente a 10% das emissões mundiais de  $\text{CH}_4$  provenientes de fontes humanas. Olivier e Berdowski (2001) estimaram esta emissão em 18 Mt para o ano 2000, aproximadamente 5,5% do total de emissões brutas de  $\text{CH}_4$ , incluídas as fontes naturais.

Devido ao volume maior de resíduos, a maior parte destas emissões provém dos países industrializados<sup>3</sup>, apesar destes terem implementado amplamente políticas e práticas que minimizam os riscos ambientais locais e a emissão de metano. Estas práticas ainda são reduzidas nos países em desenvolvimento, ao mesmo tempo em que se observa um drástico aumento da produção de resíduos devido à industrialização. De acordo com Muylaert et al. (apud OLIVEIRA, 2004), o Brasil contribui com entre 0,7 e 2,2 Mt de  $\text{CH}_4$  ao ano. Olivier e Berdowski (2001) calculam 1 Mt para o ano de 2000, aproximadamente 6% das emissões brutas de  $\text{CH}_4$  do país.

Dados do IBAM (2005a) e do IBGE (2002) mostram a limitada eficácia do sistema de manejo de resíduos brasileiro: em 2000 cerca de 20% da população ainda não

---

<sup>2</sup> Além do  $\text{CH}_4$ , há também a produção e emissão de  $\text{CO}_2$ . Por ter origem na decomposição de matéria bio-orgânica, ele não é uma emissão de GEE antrópica.

<sup>3</sup> Dez das partes incluídas no Anexo I representam cerca de dois terços das emissões globais de  $\text{CH}_4$  provenientes dos aterros de RSM; os EUA representam 33% deste total, ou aproximadamente 10 Mt (IPCCC, 1996).

contava com um sistema de coleta de lixo e 60% dos municípios brasileiros usavam aterros não gerenciados (ANG) inadequados, os chamados lixões. Ainda que os principais centros urbanos operem aterros adequados, estes números mostram que a maioria das cidades menores necessita solucionar este problema.

Houve avanços significativos com base no MDL, que permitiu o financiamento de modernos aterros sanitários com conversão de energia do GAS. O Nova Gerar Aterro Sanitário, em Adrianópolis, estado do Rio de Janeiro, é o primeiro projeto MDL aprovado em todo o mundo e o Banco Mundial decidiu financiar outros trinta projetos deste tipo no Brasil. Tais projetos estão sendo implementados em Salvador e em São Paulo e a identificação de outros locais adequados está em andamento (IBAM, 2005b).

Mas, como aterros e volumes menores são inadequados para a solução acima, é interessante identificar soluções alternativas para a eliminação dos RSM em cidades pequenas ou em regiões que não possuam terrenos para aterros. Uma alternativa podem ser as modernas usinas de incineração com recuperação de energia. Estas usinas 'do lixo à energia' (WTE do inglês waste to energy) são consideradas a forma mais racional de reaproveitar a energia contida nos componentes orgânicos (naturais e poliméricos) do lixo, já que cada t de lixo pode gerar cerca de 500 kWh de energia elétrica, quantidade equivalente à energia gerada por 200 kg de petróleo (PORTEOUS, 2005) e suficiente para suprir a demanda mensal de energia elétrica de 2,5 lares brasileiros padrão<sup>4</sup>. Além disso, a combustão de lixo elimina a produção de CH<sub>4</sub> que ocorre no aterro sanitário.

Em alguns países desenvolvidos, a técnica WTE está bem estabelecida, ao passo que no Brasil ela atualmente não tem relevância. Para suprir esta demanda

---

<sup>4</sup> De acordo com a ANEEL (2001), a demanda de energia elétrica da unidade doméstica brasileira padrão é de cerca de 175 kWh ao mês.

potencial, a companhia privada Usinaverde propõe uma solução baseada em tecnologia nacional. Uma vez que o esquema em módulos permite planejar usinas pequenas e médias, a solução pode fornecer a produção de energia descentralizada e minimizar o transporte de resíduos sólidos. A companhia opera uma usina protótipo no campus da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) que é a base do estudo de caso deste trabalho.

A desvantagem das usinas WTE são as emissões atmosféricas, que têm impacto negativo no meio ambiente e na saúde humana. Estes impactos são denominados custos externos ou externalidades negativas. As tecnologias para minimizar as emissões e, portanto, os custos externos, são complexos e custosos. Em um guia publicado pelo Banco Mundial (RAND; HAUKOHL; MARXEN, 1999), a incineração dos RSM é considerada uma das mais caras opções de gerenciamento dos resíduos sólidos, por exigir equipamento sofisticado, pessoal treinado e manutenção cuidadosa.

Em vista disto, Dijkgraaf & Vollebergh (2004) demonstraram que, na Holanda, os custos financeiros e sociais da incineração de RSM são significativamente maiores do que os de um aterro sanitário adequadamente gerenciado. A Comissão Europeia (EC, 2000) concluiu que, do ponto de vista dos custos sociais e ambientais externos, não há uma conclusão simples e direta quanto à superioridade da incineração ou do aterro sanitário.

Carvalho, presidente da Comlurb, a companhia de limpeza urbana do Rio de Janeiro, afirma que a incineração de RSM é extremamente custosa se comparada aos aterros, e que as usinas de incineração do Estado foram desativadas devido a seus altos custos operacionais.

Por outro lado, Oliveira (2004) indica que as usinas WTE são a solução dominante, tanto da perspectiva privada quanto da social, comparadas às turbinas de gás de ciclo combinado (TGCC). Seu estudo baseia-se em uma abordagem qualitativa que demonstra os potenciais do uso dos resíduos sólidos e apresenta argumentos interessantes que se opõem aos dados citados anteriormente. Com base nesta divergência, é interessante observar mais de perto os aspectos quantitativos de um projeto WTE, considerando-se a receita das reduções certificadas de emissões (RCE), bem como os aspectos sociais. Os seguintes pontos devem receber especial atenção em suas diferenças com relação ao estudo holandês:

- a) se, por um lado, o estudo holandês ressalta a importância da reciclagem do alumínio e do ferro após a incineração, os baixos salários no Brasil levam a possibilidades de reciclagem destes e outros materiais antes da incineração;
- b) o fato de que a tecnologia e os equipamentos sejam nacionais leva à redução de custos e a um benefício adicional, comparado às usinas tradicionais de produção de eletricidade, que dependem de tecnologia importada;
- c) a produção e venda de RCE gera receitas adicionais que influem sobre a avaliação financeira;
- d) as usinas WTE em pequena escala descentralizadas reduzem o transporte de resíduos sólidos e a perda de energia devido às longas distâncias na transmissão de energia elétrica;
- e) no Brasil, milhares de pessoas miseráveis sobrevivem da coleta de RSM nos aterros em condições de trabalho desumanas e correndo riscos de saúde. Sua integração a um projeto com condições de trabalho adequadas tem o potencial de melhorar sua produtividade, sua renda e sua saúde.

## **1.2 Objetivo e relevância**

Com base no contexto descrito, o objetivo deste estudo é realizar uma avaliação financeira e econômica da opção WTE em um projeto MDL, como uma solução complementar para o problema do RSM no Brasil. Para tal, o protótipo de usina WTE Centro Tecnológico Usinaverde (CTU) é usado como parâmetro para avaliar uma usina comercial denominada Projeto Usinaverde (PUV).

Foi feita uma avaliação financeira para analisar o cumprimento do objetivo do MDL de gerar mitigação custo-eficiente das emissões de GEE e uma análise econômica de custo-benefício (ACB) para averiguar se o projeto favorece a sociedade como um todo. Para tal, a ACB compara a usina WTE com os ANG predominantes.

De maneira geral, o estudo busca demonstrar como o MDL e seus princípios podem ser empregados como uma referência para identificar e financiar projetos que criem benefícios econômicos e desenvolvimento sustentável. Neste caso, precisamos levar em conta que estes termos não são sinônimos, já que a avaliação econômica não examina a equidade social, um critério crucial para a definição da sustentabilidade. Com relação ao gerenciamento dos resíduos sólidos, o estudo apresenta exemplos do uso complementar da avaliação financeira e econômica e oferece indicadores para o uso da opção WTE no tratamento dos RSM.

## **1.3 Delimitação**

O estudo baseia-se nas regras e procedimentos vigentes na época em que foi escrito, para o presente estudo de caso e a metodologia subjacente. O fato de que este estudo analisa um projeto WTE específico das perspectivas financeira e econômica e compara seus custos externos aos de um ANG implica em:

- a) não é possível comparar integralmente uma usina WTE e um ANG, pois não foi feita uma avaliação privada do ANG. As opções são comparadas unicamente do ponto de vista econômico;
- b) não é possível chegar a conclusões a respeito de outras soluções alternativas, tais como aterro sanitário, reciclagem, tratamento biológico ou estratégias para evitar resíduos. O presente estudo não serve para identificar a solução dominante;
- c) este estudo avalia o projeto com base nos dados técnicos e financeiros apresentados. Estes dados são específicos da usina do projeto e devem ser adequadamente ajustados a seu emprego em circunstâncias específicas.

Além do anterior, a avaliação social baseia-se em dados de custos externos internacionais, de qualidade e aplicabilidade limitadas para a realidade brasileira. Os números citados são estimativas para viabilizar a avaliação e podem mudar rapidamente, de acordo com a situação específica.

Uma vez que o foco é a análise econômica e financeira do projeto, este trabalho não examina sua confiabilidade ou adequação técnica. Em muitos pontos importantes, o estudo baseia-se em números e resultados generosamente fornecidos pela companhia Usinaverde. Os dados referem-se a uma projeção geral com base no protótipo CPU e qualquer parte interessada num projeto específico deve confirmar e ajustar estes dados.

O estudo enfoca unicamente os resíduos domésticos e resíduos comparáveis produzidos pelo comércio e indústria, geralmente denominados resíduos sólidos municipais (RSM). Outros tipos específicos de resíduos, tais como resíduos industriais, resíduos de construção e demolição, resíduos agrícolas e resíduos especialmente perigosos não são tratados aqui e os resultados apresentados não

podem ser estendidos a outros resíduos além dos RSM. Outrossim, este estudo não avalia o risco e os efeitos do uso criminoso ou incompetente da usina WTE.



## **2 Revisão da literatura**

Este capítulo apresenta um panorama do histórico, da informação e da literatura necessários para compreender a questão e realizar o estudo. A primeira parte descreve as características relevantes e os princípios do Protocolo de Quioto e seu Mecanismo de Desenvolvimento Limpo, para familiarizar o leitor com o raciocínio, a metodologia e a terminologia empregados.

A segunda parte introduz a gestão dos RSM, com foco nos aspectos favoráveis e problemáticos dos aterros e da incineração.

Na parte três, o capítulo apresenta os princípios da avaliação financeira de um projeto. As partes quatro e cinco apresentam os princípios do desenvolvimento sustentável e da avaliação econômica, com foco nas características e no tratamento conceitual dos custos externos, bem como na sua avaliação e na análise de custo-benefício.

Com base nos conceitos desenvolvidos no capítulo cinco, os capítulos seis e sete apresentam os custos e benefícios econômicos da incineração e do depósito de lixo.

### **2.1 Princípios e mecanismos do Protocolo de Quioto**

A Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (CQNUMC) (UNFCCC, 1992) foi definida na Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento realizada no Rio de Janeiro, em 1992. O principal objetivo da Convenção é estabilizar as concentrações atmosféricas de GEE em níveis que evitem interferências antrópicas (induzidas pelo homem) perigosas no sistema climático. A Convenção ressalta a responsabilidade dos países industrializados e a maior vulnerabilidade dos países em desenvolvimento ante as mudanças climáticas. Em conseqüência, ela compromete os países industrializados

a assumirem a liderança no combate às mudanças climáticas e oferecerem os recursos materiais e técnicos aos países em desenvolvimento para que se adaptem às mudanças climáticas e alcancem o desenvolvimento sustentável.

O Protocolo de Quioto foi acordado em 1997, como uma extensão substancial e obrigatória da Convenção e esboça as regras básicas para a implementação dos objetivos da Convenção. Estas regras foram mais bem desenvolvidas e detalhadas nas reuniões posteriores da Convenção das Partes (COP). Finalmente, em 2001, foi acordado um conjunto de decisões conhecido como o Acordo de Marrakesh. Como parte deste acordo, foram definidos os principais detalhes operacionais dos Mecanismos Flexíveis: Implementação Conjunta, Mecanismo de Desenvolvimento Limpo e Comércio de Emissões (UNFCCC, 2003).

O Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) e a Implementação Conjunta (IC) foram desenhados para ajudar as partes incluídas no Anexo I a cumprir suas metas de maneira econômica e ambientalmente eficaz. A IC permite às partes incluídas no Anexo I do Protocolo de Quioto implementar projetos que reduzem as emissões em território de outras partes incluídas no Anexo I. As unidades de redução da emissão (URE) geradas por estes projetos são empregadas pelos países investidores do Anexo I para cumprir seus compromissos com o Protocolo.

De igual maneira, o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo possibilita implementar projetos de redução de emissão nos países em desenvolvimento (Partes não-Anexo I), os quais não possuem uma meta de redução no Protocolo de Quioto. Estes projetos produzem Reduções Certificadas de Emissões (RCE). URE e RCE diferem em termos de sua geração, mas referem-se ao mesmo volume de redução,

equivalente a uma tonelada de CO<sub>2</sub> (CO<sub>2</sub>e)<sup>5</sup>. O termo redução de emissões (RE) é usado em referência a ambos.

O Comércio de Emissões permite às partes incluídas no Anexo I adquirir e comercializar as RE geradas, além das permissões de emissões não utilizadas de outras partes incluídas no Anexo I<sup>6</sup>. Este sistema comercial deve permitir às partes buscar oportunidades baratas de reduzir as emissões onde quer que ocorram e, portanto, reduzir o custo total do alívio à mudança climática. A lógica por trás dos mecanismos baseados em projetos é que o lugar onde ocorre a redução de emissões é secundário para o clima global, ao mesmo tempo em que a competição aumenta a eficácia econômica (LÜCKGE; PETERSON, 2004).

Além do objetivo de minimizar os custos do compromisso para os países do Anexo I, é uma meta explícita do MDL de contribuir para o desenvolvimento sustentável dos países em desenvolvimento. A implementação de um projeto MDL está subordinada a critérios específicos que visam garantir o desenvolvimento sustentável e a real redução de emissões (GTZ, 2004).

---

<sup>5</sup> Este termo foi definido pelo Painel Internacional sobre mudança do Clima (IPCC) e é empregado para comparar diferentes GEE. Por exemplo, uma t de metano tem um efeito na mudança climática 21 vezes maior do que o CO<sub>2</sub> e, portanto, equivale a 21 tCO<sub>2</sub>e.

<sup>6</sup> As partes incluídas no Anexo I podem comercializar entre si as chamadas Unidades de Quantidade Atribuídas (UQA), permissões para emissões cujo volume varia de acordo com o compromisso do país com a redução de emissões. Se um país conseguir reduzir mais do que o volume exigido, pode vender suas UQAs.

### 2.1.1 Procedimentos para a implementação de um MDL

Para garantir que um projeto MDL cause uma redução de emissões real e verificável, as reduções só serão aceitas se forem adicionais ao que teria ocorrido na ausência da atividade do projeto. Desta forma, é preciso desenvolver um cenário padrão que sirva de parâmetro para a avaliação das RE atribuídas às atividades do projeto. Como os projetos MDL ocorrem em partes sem meta de emissão<sup>7</sup> e os RCE são transferidos para as partes incluídas no Anexo I, estes projetos possuem requisitos de supervisão exigentes, de maneira a prevenir fraudes. A implementação deve ser feita de acordo com a metodologia aprovada e é supervisionada pelo Conselho Executivo do MDL (CE MDL), um órgão da CQNUMC que também é responsável pelo registro dos projetos e a emissão dos RCE.

Inicialmente as entidades cooperantes devem desenvolver um Documento de Concepção do Projeto (DCP), de acordo com a metodologia escolhida. O DCP define a linha de base e um plano de monitoramento para a operação do projeto. Além disso, inclui uma análise do impacto e dos benefícios ambientais e sociais. O DCP deve ser aprovado pela Autoridade Nacional Designada (AND) de ambos os países envolvidos. A AND do país anfitrião deve também certificar que o projeto é capaz de gerar desenvolvimento sustentável. Depois de aprovado pelas AND relevantes, uma Entidade Operacional Designada (EOD) revisa e valida o DCP. Os projetos validados são encaminhados ao CE MDL para serem formalmente registrados. Depois da implementação, os participantes são responsáveis pelo monitoramento da operação para quantificar as reduções de emissões. O relatório de monitoramento deve medir a quantidade dos RCE gerados pelo projeto e deve

---

<sup>7</sup> Os países em desenvolvimento que são parte do Protocolo, mas não têm o compromisso de reduzir as emissões de GEE; também denominados partes não incluídas no Anexo I.

ser verificado por uma EOD diferente da responsável pela validação do DCP. Isto pode incluir inspeção local antes da emissão do relatório de verificação. Uma verificação bem sucedida certifica a legitimidade das reduções de emissões e os RCE são emitidos pelo CE MDL. (EC, 2000; MINISTRY OF ENVIRONMENT JAPAN, 2004).

Caso nenhuma das metodologias aprovadas seja aplicável ao projeto, os participantes devem propor uma nova linha de base e metodologia de monitoramento de acordo com o formato estabelecido pelo CE MDL. Esta proposta, em conjunto com o DCP preliminar, deve ser aprovada pelo CE MDL. Subseqüentemente, a EOD pode prosseguir com a validação das atividades do projeto, baseadas na metodologia aprovada.

Um projeto MDL deve preencher os requisitos gerais definidos pela COP e empregados pelo CE MDL para aprovar a linha de base e as metodologias de monitoramento. As metodologias aprovadas detalham os requisitos para atender às especificidades do projeto MDL, caracterizado pelo setor industrial, o tipo e fonte de emissão, o princípio da redução de emissões e as especificidades do ambiente do projeto. Como foi dito anteriormente, os requisitos centrais são que o MDL deve gerar uma redução material e durável dos GEE, além do desenvolvimento sustentável. Como estes princípios devem estar contidos em todas as metodologias e devem ser alcançados por qualquer projeto MDL, eles serão detalhadamente apresentados.

### **2.1.2 A abordagem da linha de base e a adicionalidade**

Segundo o Acordo de Marrakesh, a atividade de um projeto MDL é adicional se as emissões antrópicas de GEE forem reduzidas num nível abaixo do que ocorreria na ausência do projeto. Para garantir o cumprimento deste critério, o Conselho Executivo desenvolveu a abordagem da linha de base. A linha de base, um conceito fundamental do MDL, é definida como: “o cenário que representa, de forma razoável, as emissões antrópicas de gases de efeito estufa por fontes que ocorreriam na ausência da atividade de projeto proposta” (MINISTRY OF ENVIRONMENT JAPAN, 2004, tradução nossa). Uma linha de base deve cobrir emissões de todos os GEE, setores e categorias de fontes listados no Anexo A do Protocolo de Quioto dentro do limite do projeto. A linha de base pode ser definida segundo três perspectivas básicas:

- a) as emissões atuais ou históricas, quando for o caso;
- b) as emissões de uma tecnologia que represente uma alternativa atraente do ponto de vista financeiro, considerando-se eventuais impedimentos ao investimento;
- c) a média de emissões de atividades de projetos semelhantes realizadas nos cinco anos anteriores em circunstâncias sociais, econômicas, ambientais e tecnológicas similares e cujo desempenho esteja entre os 20% melhores de sua categoria.

Uma linha de base deve ser justificada por um ou por uma combinação dos critérios acima e a metodologia específica deve oferecer uma condução concreta. Com base na metodologia escolhida, uma linha de base deve ser estabelecida de maneira conservadora e transparente, o que significa que as pressuposições devem ser explicitadas e as escolhas devem ser fundamentadas. A linha de base é considerada

conservadora se evita superestimar a redução de emissões atribuíveis às atividades do projeto MDL. Em caso de dúvida, todas as variáveis e parâmetros devem ser escolhidos ou estimados de maneira a gerar uma projeção mais baixa da linha de base.

A linha de base estabelecida com base em uma metodologia específica servirá como padrão para a avaliação das RE causadas pelo projeto. Além disso, a metodologia explica como uma atividade de projeto pode demonstrar ser realmente adicional e diferente do cenário de referência. Os participantes do projeto devem garantir que todos estes passos sejam consistentes.

## **2.2 Resíduos sólidos municipais, características e eliminação**

O gerenciamento do lixo e seu impacto no meio ambiente e na sociedade adquirem uma atenção crescente devido ao aumento de nosso nível de consumo. Em 1990 foi estimado que a geração anual de lixo no mundo era de aproximadamente 1,3 Gt ao ano. Isto corresponde a uma média de cerca de 630 g por cidadão ao dia (BEEDE; BLOOM, 1995). Esta média é composta por uma produção de entre 300 e 500 g de lixo nos países mais pobres e de cerca de 2 kg em alguns dos países mais ricos. A composição do lixo também muda e materiais mais valiosos, como papel, plástico e metais aumentam com a riqueza da sociedade.

Na União Européia (UE), a produção total de lixo aumentou em quase 10% entre 1990 e 1995 e espera-se que aumente de forma comparável até 2010 (EEA, 1998). Ainda que os países ricos produzam a maior parte do volume de lixo mundial, o volume de lixo produzido pelos países em desenvolvimento tem crescido rapidamente.

### 2.2.1 Estratégias de eliminação do lixo

Muitos países desenvolvidos implementaram uma abordagem hierárquica para o gerenciamento do lixo, que cobre geração, transporte e eliminação dos RSM (EC, 2000):

- a) evitar a produção de lixo;
- b) reutilização do lixo inevitável (reciclagem de objetos);
- c) quando não for possível reciclar os objetos, os materiais devem ser recuperados para reprocessamento, desde que isto traga benefícios econômicos e ambientais (reciclagem de materiais);
- d) a incineração do lixo para recuperação de energia, quando não for possível reciclar os materiais (técnica WTE);
- e) por último, o que ainda sobrar deve ser depositado em aterros sanitários que causem o mínimo impacto ambiental possível.

O primeiro passo nesta hierarquia é o mais racional, mas está em conflito com o nosso modelo econômico, que estimula o consumo ao comercializar produtos anunciados e belamente embalados. Por isto, a indústria tem feito um lobby bem sucedido contra as restrições e a diminuição do desperdício não alcançou o volume desejado.

A reutilização de objetos como, por exemplo, garrafas, é um conceito limitado por preocupações com a higiene e os esforços de transporte, seleção e limpeza. Apesar da importância destes passos iniciais capazes de reduzir o volume total de lixo produzido e, assim, reduzir a necessidade de transporte e tratamento final do lixo, este estudo enfoca a incineração dos resíduos com recuperação de energia após a seleção e a reciclagem de materiais. A técnica WTE é avaliada em comparação com



um ANG e seu impacto ambiental. O processo é examinado a partir da chegada do lixo à usina de incineração.

A última opção, o depósito final num aterro sanitário, não é o objeto deste estudo, apesar de ser relevante como opção para o depósito final das cinzas da incineração. A recuperação de materiais de RSM para reciclagem é feita em muitos países e certamente tem um lugar importante no sistema de gerenciamento do lixo. Como mostra Oliveira (2004) no caso brasileiro, a recuperação de metais, vidro, plástico e papel pode ter valor social e financeiro. No entanto, há casos em que o esforço e a energia para recuperar, transportar e reciclar os materiais supera o valor criado pelo processo. Isto ocorre especialmente no caso de peças pequenas e sujas de plástico, tais como copos, filmes ou garrafas, amplamente utilizados para embalar alimentos e produtos destinados à saúde. A Tabela 2.1 (SCOTT, 1999) oferece um panorama da energia necessária para a manufatura de materiais para embalagens. Observa-se que os plásticos possuem o menor conteúdo de energia por peso e sabemos que um kg de plástico permite manufaturar um número muito maior de embalagens do que, por exemplo, um kg de vidro ou metal.

Tabela 2.1: Energia necessária para a manufatura de materiais de embalagem dada em kWh/kg.

<b>Material</b>	<b>Energia (kWh/kg.)</b>
Alumínio	74,1
Aço	13,9
Vidro	7,9
Papel	7,1
Plástico	3,1

Fonte: Scott, 1999

De fato, o conteúdo de energia do plástico é comparável ao conteúdo de energia dos derivados de petróleo, que não só são usados como matéria-prima na produção de plásticos como também queimados para a produção de energia. Assim, é claro que

o esforço de coletar, separar e reciclar deixa de ser economicamente rentável quando a recuperação de energia a partir do plástico torna-se uma opção viável. A energia obtida pode ser empregada para reduzir a incineração de derivados de petróleo, os quais podem ser usados na produção de novos plásticos de qualidade superior se comparados ao material reciclado. Além disso, este processo poupa o esforço e a energia empregados na reciclagem.

Estas considerações levam à opção pela incineração de RSM com recuperação de energia<sup>8</sup>. Como mencionado anteriormente, há considerável discussão sobre suas vantagens com relação aos aterros sanitários bem gerenciados. A Europa e o Japão fizeram uma clara opção pela incineração (PORTEOUS, 2005). A UE considera o aterro sanitário a última alternativa, pelo considerável impacto negativo sobre o meio ambiente e por não empregar o lixo como um recurso. Recentemente o aterramento de resíduos inflamáveis foi proibido (COM, 1999). Os críticos (DIJKGRAAF; VOLLEBERGH, 2004) afirmam que a Comissão Europeia se baseia em critérios assimétricos ao comparar as opções. No caso dos aterros sanitários, a UE considera os custos ambientais, enquanto os custos externos da incineração são desconsiderados e seus benefícios reiterados.

A Agência de Proteção Ambiental dos EUA declara explicitamente sua indiferença quanto aos métodos de eliminação do lixo, considerando-os complementares na criação de um sistema integrado, mas tampouco questiona a recuperação de energia e de materiais residuais:

“Quando a produção de lixo é inevitável, os materiais podem ser considerados uma fonte para a recuperação benéfica e vantajosa de materiais reutilizáveis, matérias-primas, minerais, materiais orgânicos, nutrientes e energia” (EPA, 1995, tradução nossa).

---

<sup>8</sup> Em princípios da década de 1990 só uma pequena parte do total de lixo produzido era incinerado com recuperação de energia, mas esta porcentagem aumentou em quase 100% na maioria dos países (DIJKGRAAF, VOLLEBERGH 2004).

Nem os EUA nem a UE mencionam resultados de avaliação financeira ou econômica como razões para suas opções políticas (DIJKGRAAF; VOLLEBERGH, 2004).

Não obstante os esforços da UE para diminuir a produção de lixo e aumentar os níveis de reciclagem e incineração e apesar da clara posição a favor da WTE, sua taxa média de incineração é só de 33%, um número que não sofreu mudanças entre meados da década de 1980 e 1995, ao passo que o volume total de RSM aumentou (EEA, 1998). A Dinamarca (100%), a França (63%), a Suécia e a Alemanha (ambos 55%) têm as mais altas taxas de incineração, ao passo que a Grécia, a Irlanda e Portugal não incineram lixo e o Reino Unido só incinera 5% do seu lixo. No caso do Japão, a taxa é alta, com 75%, enquanto os EUA só incineram aproximadamente 16% de seu lixo (DIJKGRAAF; VOLLEBERGH, 2004).

### **2.2.2 Aterramento do lixo**

Como base para a discussão sobre o aterro de RSM, esta parte descreve e classifica as diferentes realidades e soluções. (JOHANNESSEN; MIKKEL, 1999). A solução mais primitiva para a eliminação do lixo é o lixão a céu aberto, que continua a ser predominante em muitos países em desenvolvimento, inclusive no Brasil. Os lixões caracterizam-se pelo depósito indiscriminado de lixo, pelo pouco controle de seu funcionamento e seu impacto ambiental. Os mais nocivos são aqueles localizados nas proximidades de rios e nascentes, do mar ou em áreas onde é possível a infiltração do chorume no lençol freático.

Um aterro operado ou semi-controlado costuma ser o primeiro estágio para melhorar a qualidade dos lixões. Os aterros controlados operam com algum tipo de inspeção e controle da entrada dos tipos de lixo, compactam-no e aplicam cobertura com terra.

No entanto, não há controle satisfatório do impacto ambiental do chorume ou do gás de aterro sanitário (GAS). Isto é especialmente grave onde o chorume pode contaminar o lençol freático. À medida que aumenta o tamanho do aterro, o seu impacto ambiental torna-se cada vez mais intolerável.

O termo aterro controlado descreve uma operação com infra-estrutura apropriada para captar e dar tratamento limitado ao chorume. O lixo é compactado e freqüentemente coberto com terra, uma atividade que costuma consumir cerca de 50% do orçamento operacional. Há algum tipo de ventilação passiva para reduzir o perigo de explosões ou equipamentos simples de combustão do GAS.

O aterro sanitário faz tratamento adequado e contínuo do chorume, captura e queima o GAS e tem procedimentos para a cobertura final e monitoramento contínuo após a desativação da operação. Um aterro sanitário com recuperação de energia emprega o GAS capturado na produção de energia.

Para os fins deste estudo, o termo aterro não gerenciado (ANG) caracteriza os aterros a céu aberto e aqueles em que não há tratamento do chorume adequado nem queima do metano. A Comissão Européia (EC, 2000) alerta que a produção de chorume e de GAS varia em cada caso. A contenção total implica em isolamento completo do lixo e exige sistemas ativos de proteção ambiental de longo prazo. Além disso, deve-se considerar que os forros eventualmente vazam, liberando chorume ou GAS. Ainda não se sabe em quanto tempo um aterro chega à sua “qualidade final de armazenamento”, em que o local seja seguro sem sistemas ativos de manutenção.

#### **2.2.2.1 Aterramento no Brasil**

O IBGE (2000) realizou uma pesquisa sobre saneamento básico e gerenciamento de aterros no Brasil. Ainda que o estudo contemple o ano de 2000 e preveja melhorias

substanciais nos anos seguintes, continua sendo a melhor pesquisa disponível. A seguir apresenta-se um resumo dos dados relevantes para este trabalho.

O Brasil possui cerca de 5.500 municípios, responsáveis pela regulamentação e organização de seus serviços públicos. A maior parte dos municípios (88%) faz sua própria coleta e eliminação de RSM. Para compreender melhor a situação, é interessante visualizar a distribuição da população: só 66 centros urbanos com mais de 300.000 habitantes (1,2% do número total de municípios) concentram cerca de 35% da população do país, enquanto cerca de 5.000 municípios (90% do total) com menos de 50.000 habitantes reúnem outros 35% da população. Os restantes 30% vivem em aproximadamente 500 cidades com mais de 50.000 e menos de 300.000 habitantes. A média de RSM per capita aumenta com o tamanho do município. Os habitantes dos povoados produzem menos de 640 g ao dia, os das cidades produzem entre 640 e 840 g de RSM ao dia e os habitantes dos centros urbanos produzem entre 840 e 1.700 g de RSM ao dia. No total, o Brasil recolheu cerca de 154.000 t de lixo ao dia em 2000, um volume 54% maior que os 100.000 t ao dia de 1989, ao passo que o crescimento populacional foi de unicamente 16%. Segundo o IBGE (2000), cerca de 47% em peso (p/p) do volume total de RSM é despejado em aterros sanitários, 22 % (p/p) em aterros controlados e só 30% (p/p) em ANG. Isto é, 69% do total de RSM em peso está sendo adequadamente tratado.

Se analisarmos a situação de acordo com os diferentes grupos de municípios, vemos que 63,6% deles têm lixões a céu aberto e só 32,2% usam aterros adequados (13,8% aterros sanitários e 18,4% aterros controlados) para a eliminação de RSM. Portanto, o estudo mostra que os centros urbanos não só produzem a maior parte do lixo como possuem os locais de eliminação mais avançados, enquanto a situação nos povoados e cidades menores é mais crítica.

Pode-se esperar mais melhorias com a campanha para a implementação de projetos MDL para a construção de aterros sanitários com recuperação de energia ou, pelo menos, a combustão do GAS. Com base na experiência em Nova Gerar, uma lista de 30 municípios do Norte, Nordeste, Centro e Sul do Brasil foram identificados para a implementação de projetos semelhantes. Entre os diversos critérios decisivos, consta o volume real de RSM já despejado (com um mínimo de 500.000 t) e o volume diário de novos RSM (com um mínimo de 250 t ao dia) (IBAM, 2005c).

Obviamente, muitos outros centros urbanos e cidades continuam sem uma solução adequada para as emissões de GEE provenientes de aterros e para as externalidades locais.

Segundo o IBGE (2000), o setor de coleta, eliminação e limpeza urbana emprega cerca de 320.000 pessoas. Além deste emprego formal, o estudo relaciona aproximadamente 24.000 catadores que vivem da coleta e venda de materiais recicláveis obtidos diretamente nos lixões e aterros. Trata-se de pessoas de todas as idades que vivem e trabalham diretamente nos lixões, em condições caracterizadas pela imundície, odores repugnantes e animais e insetos vetores de doenças infecciosas. Além dos riscos óbvios dos patogênicos, estes trabalhadores enfrentam sérios riscos de acidentes devido à proximidade com máquinas de transporte e compactação. Para melhorar esta situação, foram criados diversos programas, como o Lixo e Cidadania, liderado pelo UNICEF. Um de seus primeiros objetivos é buscar alternativas para as crianças e capacitar os trabalhadores em outras atividades ou melhorar suas condições de trabalho por meio da criação de cooperativas e associações. Muitos municípios começaram a valorizar a contribuição dos catadores para a recuperação de materiais recicláveis, principalmente porque isto resulta na ampliação do tempo de vida dos aterros. Afinal, não se pode desprezar a

importância econômica desta atividade, que permite a muitas famílias sobreviver modestamente quando não encontram outras alternativas. Johannessen e Boyer (1999) relatam que em 1997 a renda mensal de um catador era de R\$ 400, muito acima do salário mínimo de então, que era R\$ 106. De acordo com a Folha de SP (2003), a renda média mensal de um catador em 2003 era de R\$ 500, e o mínimo de renda obtido era de R\$ 200. Em 2002, o faturamento do mercado de reciclagem foi de cerca de R\$ 4 bilhões, dos quais os principais lucros vão para os intermediários e as companhias de reciclagem.

### **2.2.3 Incineração do lixo**

Este item apresenta um panorama das características gerais da incineração do lixo e das condições para sua implementação (RAND; HAUKOHL; MARXEN, 1999). Quando as características citadas apresentarem diferenças significativas com o estudo de caso do Projeto Usina Verde (PUV), os dados relevantes serão complementados (CENTRO CLIMA, 2005). São também descritas as vantagens da diminuição de GEE e da recuperação de energia, bem como os impactos das emissões.

A incineração de RSM é uma maneira eficiente de reduzir o volume de lixo e, portanto, a demanda de espaço para aterramento, especialmente se cinzas e resíduos sólidos residuais provenientes da incineração e lavagem de gases (RSR) forem adequadas para o uso como matéria-prima na construção<sup>9</sup>, como se espera no caso do PUV. Como as usinas WTE podem ser instaladas próximo aos centros de produção de lixo, elas reduzem os custos sociais e financeiros do transporte. A

---

<sup>9</sup> Para obter RSR de qualidade, a quantidade de metais pesados no lixo incinerado deve ser pequena, um critério que geralmente se aplica aos RSMs. No entanto, a composição do lixo e a qualidade da cinza devem ser examinadas antes do uso.

combustão do lixo representa o método mais eficiente para eliminar as emissões de metano que ocorreriam se os RSM fossem despejados em aterros. Além disso, a recuperação de energia do lixo pode substituir a produção de energia a partir de combustíveis fósseis. Estas são duas maneiras de reduzir as emissões de GEE com a técnica WTE, o que será detalhado mais adiante.

Devido aos altos custos de investimento e operação, as usinas WTE apresentam dificuldades para os países em desenvolvimento quando o capital e a mão-de-obra especializada são escassos. Como a incineração de RSM é significativamente mais cara do que o aterramento, os custos devem ser compensados mediante a venda de energia recuperada. Portanto, as características do setor de energia são importantes na consideração das usinas WTE e são desejáveis acordos sobre preços de longo prazo. O fato recente de que as usinas de WTE nos países em desenvolvimento podem ser instaladas como projetos MDL oferece uma fonte adicional de receita, mas os riscos devem ser cuidadosamente avaliados. Em todo o mundo, há poucos fabricantes experientes de usinas WTE e, caso a planta seja importada, deve-se levar em conta o investimento inicial e as necessidades futuras de divisas para a compra de peças de reposição ou serviços técnicos. Uma vez que o PUV é uma produção brasileira, esta limitação não se aplica neste caso específico. Por outro lado, Rand Haukohl e Marxen (1999) alertam que unicamente os equipamentos bem testados podem ser recomendados, uma vez que a solução de problemas com novas tecnologias é complicada e cara, especialmente quando a especialização é escassa.

Uma operação normal de incineração de RSM tem um limite de capacidade de 30 toneladas métricas por hora e a capacidade mínima recomendada para a operação é de 10 a 20 toneladas por hora, dividida em duas ou mais linhas de incineração, de



maneira a melhorar a flexibilidade da usina. O PUV propõe módulos com capacidade de 100 t ao dia, sendo que até o momento só existe um protótipo de usina com capacidade de 30 t ao dia. Em certa medida, esta limitação de tamanho reflete a limitação da tecnologia nacional, ao mesmo tempo em que oferece o benefício do tratamento descentralizado do lixo e da produção de energia, além da opção de uma instalação modular.

Um fator crucial em uma usina de incineração de RSM é a natureza do lixo e seu valor calorífico, o qual, se for muito baixo, pode inviabilizar o projeto. O tratamento de lixo com um valor calorífico de 6 MJ/kg tem um custo líquido de 30% acima do lixo com um valor calorífico de cerca de 9 MJ/kg e a escassez de lixo ou as manutenções prolongadas elevam consideravelmente os custos. Para limitar estes riscos, qualquer previsão dos custos líquidos da incineração de RSM deve ser conservadora e acompanhada de análises de risco e de sensibilidade. Deve-se considerar a situação socioeconômica em muitos municípios pobres, além das atividades organizadas e informais de reciclagem no sistema de manejo de resíduos, pois estas tendem a diminuir a quantidade de papel, papelão e certos tipos de plásticos no lixo.

No caso do PUV, os catadores são integrados ao projeto e separam os materiais recicláveis antes da incineração. Espera-se que isto traga benefícios sociais ao melhorar as condições de trabalho, a eficiência e a renda dos catadores e reduzir a emissão de poluentes. Por outro lado, esta atividade pode também diminuir o conteúdo energético do lixo. Neste caso, o aumento na necessidade de combustível auxiliar pode reduzir a criação de valor pela recuperação dos materiais.

No entanto, Rand; Haukohl e Marxen (1999), concluem que a viabilidade dos projetos de incineração de RSM nos países em desenvolvimento é altamente

questionável. No final das contas, mesmo para as usinas financiadas por investidores privados, o risco econômico fica com a sociedade atendida pela usina e, portanto, os autores sugerem uma ACB completa.

Os impactos ambientais da incineração de lixo dependem também de sua composição e das características de combustão. Em termos da composição química (p/p), uma amostra típica contém cerca de 45% de material orgânico e combustível, 30% de água e aproximadamente 25% de matéria inerte. A matéria orgânica é composta principalmente de carbono (25%), oxigênio (16%) e hidrogênio (3%), mas contém também nitrogênio, enxofre e cloro (todos com menos de 1%). O valor calorífico líquido de uma mostra típica é de cerca de 10.000 MJ por t, que pode ser convertido em cerca de 500 kWh de eletricidade (PORTEOUS, 2001). De acordo com Dijkgraaf e Vollebergh (2004), pode-se obter cerca de 580 kWh de eletricidade e 315 kWh de energia térmica. Segundo o CENTRO CLIMA (2005), o projeto deve produzir cerca de 500 kWh de energia elétrica líquida por t de lixo incinerado.

Como aproximadamente 85% do carbono contido nos RSM é bio-derivado, as emissões de CO<sub>2</sub> são neutras para o clima e Porteus (2001) calcula que as emissões antrópicas de CO<sub>2</sub> de uma usina WTE sejam de cerca de 264 g CO<sub>2</sub> por kWh de eletricidade, ao passo que as turbinas a gás de ciclo combinado (TGCC), atualmente a tecnologia mais carbono-eficiente na produção de eletricidade com combustíveis fósseis, gera cerca de 400 g de CO<sub>2</sub> por kWh de eletricidade. Portanto, a diminuição final de GEE com a substituição das usinas de TGCC por WTE é de cerca de 136 g de CO<sub>2</sub>/kWh de eletricidade. Além deste efeito, a incineração de RSM evita a geração do metano que ocorreria no aterro. O volume de metano que pode ser esperado em um aterro pode ser avaliado com uma fórmula desenvolvida pelo IPCC (1996). Como o resultado depende de características específicas do lixo e de outras

variáveis, as cifras oscilam. No caso do protótipo da usina CTU, como demonstrado pelo DCP (CENTRO CLIMA, 2005) a incineração de uma t de RSM evita a emissão de um volume de metano equivalente a 1,054 tCO<sub>2</sub>e. De acordo com estes dados, Porteous (2001) calcula que a emissão total de GEE evitada com a diminuição do CH<sub>4</sub> e a substituição da energia derivada do TGCC seja equivalente a 1,2 t de CO<sub>2</sub>e por t incinerada.

Em contraposição aos benefícios de uma usina WTE estão os danos causados pelas emissões de SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, particulados, dioxinas e outras. Eles representam um problema considerável na incineração do lixo, provocando intensa discussão sobre os custos e benefícios da tecnologia. Nos últimos 10 a 15 anos, a tecnologia evoluiu e as emissões diminuíram. A Tabela 2.2 mostra dados históricos, atuais e legais. Rand, Haukohl, Marxen (1999) citam dados de emissões típicas, como aquelas contida no gás de combustão cru e não tratado. Em seguida, os autores categorizam diferentes níveis de controle de emissões. O nível básico de controle de emissões só reduz a concentração de particulados. Se comparado ao nível médio de controle que reduz também as emissões de gases ácidos e metais pesados, o nível básico economiza uns 10% do total do investimento. Um controle avançado que reduza os gases ácidos, NO<sub>x</sub>, um amplo espectro de metais pesados e dioxinas, aumenta os custos do investimento em cerca de 15%, comparado ao nível médio de controle. A tabela mostra que os avanços tecnológicos recentes no Reino Unido (RU) reduziram consideravelmente as emissões, aproximando-os da média e da legislação européia, que ficou mais estrita em 2000. Este nível de emissões cumpre os critérios de controle avançado de emissões. De maneira geral observamos que as exigências da Resolução 316 (CONAMA, 2002) são um pouco inferiores, mas comparáveis aos valores definidos como controle médio.

Tabela 2.2: Comparação das emissões históricas, atuais e os respectivos padrões legais do Brasil, do RU e da UE

Emissões	Unida de	Gás de combustão cru	Padr. Básico	Padr. Médio	Padr. Avançado	UE Diret. 1989	UE Diret. 2000	RU Média 1999	UE Média atual	RU Melhor prática	CTU	Conama Resolução 316/2002
<b>Fonte</b>		Rand, Haukohl, Marxen (1999)				COM (1989)	COM (2000)	Porteous (2005)			Centro Clima (2005)	Conama (2002)
Particulados	mg/m <sup>3</sup>	2.000	30	30	10	30	10	500	2,2	0,9	38,42	70
HCl	mg/m <sup>3</sup>	600	n.a.	50	10	50	10	689	1,6	20	32,16	80
Cl <sub>2</sub>	mg/m <sup>3</sup>										53,48	
HF	mg/m <sup>3</sup>	5	n.a.	2	1	2	1		0,03	<0,1	0,12	5
SO <sub>2</sub>	mg/m <sup>3</sup>	250	n.a.	300	50	300	50	338	7,2	36	8,61	280
NO <sub>x</sub> as NO <sub>2</sub>	mg/m <sup>3</sup>	350	n.a.	n.a.	200	s/ limite	200		29	274	365,44	560
CO	mg/m <sup>3</sup>					100	50	220		5		
COV	mg/m <sup>3</sup>					20	10			<5	1031,49	39290
<b>Dioxina</b>	ng/m <sup>3</sup>	3	n.a.	n.a.	0,1	s/ limite	0,1	>225	<0,01	0,006	0,32	0,5
<b>Metais pesados:</b>												
Hg	mg/m <sup>3</sup>	0,3	n.a.	n.a.	0,05		0,05	0,26	<0,001	<0,02		
Cd	mg/m <sup>3</sup>						0,05*	0,6	<0,001	<0,001		
Σ 7	mg/m <sup>3</sup>						0,5	>11		<0,1		
Σ 12	mg/m <sup>3</sup>								0,16			
Classe I: Cd; Hg	mg/m <sup>3</sup>	1,8	n.a.	0,2	n.a.	0,2					0,04	0,28
Classe II: As; Co; Ni	mg/m <sup>3</sup>	1,3*	n.a.	1	n.a.	6*	0,5*				0,02	1,4
Classe III: Sb; Pb; Cr; Cu; Sn; Mn; CN <sup>-</sup> ; F <sup>-</sup>	mg/m <sup>3</sup>	50*	n.a.	5*	0,5*						6,2	7

\*Não totalmente comparáveis devido a diferenças na agregação

### 2.3 Avaliação financeira de um projeto

Este item menciona brevemente os princípios da teoria e prática financeira empregada na avaliação financeira do projeto<sup>10</sup>.

<sup>10</sup> Para maiores detalhes ver Brealey e Myers (2003), Capítulos 5 -7 e Brigham; Gapenski; e Ehrhardt; (2001), capítulo 12.

### 2.3.1 Valor presente líquido e taxa interna de retorno

Uma atividade de projeto que implica na geração e venda de RCE é um negócio como qualquer outro, que precisa de investimento que imobiliza capital, gera despesas e receitas. Estas despesas e receitas ocorrem em diferentes momentos ao longo da operação. Os investimentos iniciam o projeto e são feitos com a expectativa de criar, no futuro, fluxos de caixas líquidos positivos (receitas líquidas dos custos operacionais, outras despesas e impostos) cujo valor descontado exceda o investimento total. Descontar os fluxos de caixa livres para um ponto comum no tempo considera o valor temporal do dinheiro. Se o dinheiro for investido em um título governamental, ele renderá juros iguais à taxa anual  $r_f$ . Esta taxa é considerada livre de risco<sup>11</sup>, porque a confiabilidade do governo garante o pagamento dos juros e do principal investido. Portanto, a taxa  $r_f$  é o custo de oportunidade livre de riscos do investidor e só a expectativa de maiores retornos será um incentivo para investir em um projeto real. Os fluxos de caixa livre (FCL) esperados de um projeto são incertos, pois os custos podem ser maiores ou a receita menor do que o esperado. Para compensar este risco, o investidor exige uma taxa de retorno maior. Esta taxa de retorno esperada ou Custo de Capital é característica para cada setor específico. A taxa pode ser definida em termos reais, líquida com relação à inflação ou em termos nominais que inclui a inflação esperada. O custo do capital será melhor descrito no item seguinte.

Ao avaliar um projeto, o investidor vai prever as entradas e saídas de caixa, dependentes do tempo e, subseqüentemente, compará-las à taxa requerida de retorno  $r_r$ . Há dois métodos básicos para fazer esta comparação. O mais importante

---

<sup>11</sup> Na teoria financeira, a definição de taxa livre de risco está atrelada aos títulos emitidos pelo governo dos EUA. Os títulos de outros governos podem ter taxas de juros diferenciadas e a diferença depende da percepção que os investidores têm do risco de inadimplência do governo.

é o Valor Presente Líquido (VPL). Esta metodologia usa a taxa de desconto adequada para descontar os FCL para um ponto comum no tempo, geralmente o momento do primeiro investimento, quando são somados para obter o VPL. Caso o VPL seja um número positivo, o projeto gera retorno acima da taxa de desconto e é uma atividade economicamente atraente. Caso contrário, o projeto não recompensa adequadamente pelo capital e risco e não será considerado, a menos que haja outras razões não econômicas, como uma exigência legal. A fórmula para o VPL é:

$$VPL = \sum_{t=0}^n \frac{FCL(t)}{(1+r_r)^t}$$

O outro método é a Taxa Interna de Retorno (TIR). Esta metodologia consiste num processo iterativo para obter uma taxa interna de retorno específica para cada projeto. A TIR equaliza os valores temporais dos FCL com o capital investido. Se esta TIR for maior do que a taxa de retorno requerida, o projeto é economicamente atraente. A TIR é calculada por meio de um processo iterativo baseado na seguinte relação:

$$\sum_{t=0}^n \frac{FCL(t)}{(1+TIR)^t} = 0$$

Ao usar estes métodos para avaliar se um projeto é economicamente atraente, em geral obtém-se os mesmos resultados, apesar de o método TIR apresentar problemas em alguns casos.

### **2.3.2 O custo do capital**

Como descrito acima, uma taxa de desconto correta e relevante é importante no cálculo do VPL. Quanto maior a taxa de desconto, maior a ênfase nos custos e benefícios de curto prazo e mais curto é o horizonte temporal de quem toma a

decisão. Quanto menor a taxa de desconto, maior a ênfase nos custos e benefícios de longo prazo.

É importante usar uma taxa de desconto compatível com a projeção dos FCL desenvolvida. Se os fluxos de caixa tiverem sido projetados em termos reais, deve-se usar uma taxa de desconto real; se ela incluir a inflação projetada, a taxa de desconto deve ser nominal, incluindo a mesma projeção da inflação.

A taxa de desconto deve refletir os custos do capital aplicado (C) de acordo com suas fontes específicas, tais como capital social (CS) e dívida (D) e de acordo com o risco percebido pelos investidores de cada tipo de capital. Como os acionistas, donos do CS, e os credores, donos da dívida, enfrentam riscos diferentes e, conseqüentemente, exigem retornos diferentes, o Custo Médio Ponderado de Capital, WACC (do inglês Weighted average cost of capital) deve ser calculado com base em ambos, considerando-se os benefícios fiscais relacionados ao financiamento por dívida.

Uma alternativa a este processo é fazer a análise a partir do ponto de vista do capital social. Neste caso, os juros e a amortização da dívida são considerados saída de caixa e o FCL projetado resultante é descontado pelo custo do capital social. Este procedimento é vantajoso se a relação CS/D não for estável durante o funcionamento do projeto.

A determinação do custo do capital social e do WACC é complexa e o método mais indicado é observar a renda exigida por projetos similares. No caso de nossa usina WTE, podemos usar o setor de energia elétrica como referência. Ele é regulado pela Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), que definiu um WACC de 11,26% em termos reais para a proporção CS/D de um (ANEEL, 2005). Isto implica em um custo de capital social de 14,72%. Uma análise do IPEA (ROCHA; GARCIA, 2005)

concluiu que o WACC no setor na realidade é maior e o estudo chegou a um espectro de valores entre 13 e 16% em termos reais. A diferença deve-se principalmente ao grau maior da alavancagem e ao maior custo da dívida devido ao baixo rating das companhias.

Com base nos requisitos da ANEEL, Celpe (2005) apresenta duas avaliações de fluxo de caixa descontado (FCD) que procuram identificar o custo adequado da energia proveniente de novos projetos termoelétricos e hidroelétricos. O primeiro (MERCADO DE ENERGIA, 2005) emprega um custo de CS de 15% em termos reais, enquanto Engevix (2005) emprega um custo de CS de 12%.

É discutível até que ponto estas taxas se aplicam à usina WTE analisada, já que não é totalmente comparável e pelo fato que se trata de uma nova tecnologia, que envolve maiores riscos. Ainda assim, pode-se utilizar as taxas acima como referência e deixar a definição do custo do capital social ou do WACC para uma avaliação de um projeto específico. A avaliação do presente estudo trabalha com custos de CS de 12, 14 e 16% em termos reais.

### **2.3.3 Projeção do fluxo de caixa**

Há muitas técnicas para avaliar companhias e projetos adequados a cada situação. Este estudo está interessado nas características financeiras do projeto em si e, portanto, o valor do empreendimento é determinado como o VPL de uma projeção de fluxo de caixa que pressupõe o financiamento por capital próprio. O fluxo de caixa livre (FCL) é definido como o lucro operacional líquido menos impostos ajustados NOPLAT (do inglês Net operational profit less adjusted tax) + custos não-financeiros (por exemplo, depreciação) – investimento (capital fixo e de giro). Ao determinar o valor do empreendimento, todos os fluxos de caixa relacionados às operações financeiras são desconsiderados, pois o método não está preocupado com a origem



dos recursos. Ao determinar o valor do empreendimento, o WACC é usado para descontar os FCL projetados.

Como a depreciação reduz o lucro contábil e, portanto, o imposto pago, ela tem impacto indireto no FCL. Assim, a taxa de depreciação deve ser escolhida de acordo com as exigências legais.

Ao projetar o fluxo de caixa com base na relação acima, é importante ter uma boa noção dos vetores de valores subjacentes ao retorno do capital investido, Além disso, é importante determinar um horizonte temporal para a avaliação. No nosso caso, de um projeto com duração definida, é razoável considerar a duração como o horizonte do planejamento.

Os impostos sobre vendas e lucros têm um complexo impacto no fluxo de caixa líquido de um projeto, especialmente porque os impostos estaduais e municipais diferem entre as regiões e tornam difícil chegar a uma avaliação aplicável em outro lugar.

#### **2.4 Os critérios de sustentabilidade de um projeto MDL**

Um projeto MDL deve gerar desenvolvimento sustentável e o processo de aprovação, descrito em 2.1.1, deve avaliar seus aspectos ambientais, econômicos e sociais. A AND de um país é responsável pela avaliação da sustentabilidade dos projetos e pode definir critérios e regras específicos. Alguns críticos (CDMWATCH, 2004) concluem, a partir das experiências atuais, que a maior parte dos RCE provém de projetos que eliminam as emissões a baixo custo, mas que não fomentam o desenvolvimento sustentável. Projetos que geram grandes volumes de créditos baratos geralmente são soluções que capturam ou destroem gases com grande potencial de aquecimento global, como os hidrofluorcarbonos, o metano e o óxido nitroso ( $N_2O$ ) nas instalações existentes (ELLIS, 2004), o que não implica em

evolução tecnológica significativa. Outros projetos que capturam gás de respiradouro da extração de petróleo ou de carvão são considerados uma subvenção a estas indústrias e, portanto, promotores do uso de combustíveis fósseis.

Para o CDMWatch (2004), a questão de se o MDL promove ou não o desenvolvimento sustentável é a mesma que perguntar se promove energias renováveis ou se ajuda o país em desenvolvimento em sua transição para longe dos combustíveis fósseis. Mas quando se trata de energia renovável, o mundo não está livre de controvérsias. A produção de biocombustíveis a partir de cultivos agrícolas, como soja ou cana-de-açúcar, provoca intensas externalidades, devido à monocultura e aos defensivos agrícolas. A subvenção a estes cultivos pode ser relacionada ao aumento do desmatamento, o que obviamente vai contra os objetivos do Protocolo de Quioto. À luz destes argumentos, a incineração de lixo parece uma opção razoável, já que a energia criada substitui outros combustíveis fósseis e, pelo menos em parte, provém de material bio-orgânico renovável.

Uma ferramenta construtiva para avaliar a sustentabilidade de um projeto é o Padrão Ouro (The Gold Standard, 2005) que visa garantir uma análise precisa da adicionalidade e da sustentabilidade dos projetos. Muitos projetos MDL, inclusive o CTU, usam este parâmetro para elaborar seu DCP. Mas considerando-se as complexas características dos projetos específicos e as necessidades do país anfitrião, é necessário refinar a abordagem.

Para entender as necessidades e prioridades específicas do Brasil e de outros países em desenvolvimento, é útil recordar que a Convenção afirma explicitamente que “o desenvolvimento econômico e social e a erradicação da pobreza são as primeiras e urgentes prioridades das partes em desenvolvimento” (UNFCCC, 1992, tradução nossa). Esta afirmação faz um contraponto com os aspectos puramente

ambientais e ressalta que os aspectos econômico, ambiental e social são os três fundamentos do desenvolvimento sustentável.

Seroa et al. (2000a) fizeram um estudo comparativo sobre Brasil, China e Índia, para identificar projetos MDL promissores em função de sua eficácia na redução de GEE e na promoção do desenvolvimento sustentável. Os parâmetros para avaliar a sustentabilidade baseiam-se em 12 critérios gerais que analisam o impacto ambiental e social e o desenvolvimento econômico. Estes critérios foram ajustados para as necessidades específicas de cada país, de acordo com as opiniões de especialistas e formuladores de políticas locais. De acordo com os autores, as prioridades de desenvolvimento do Brasil são:

- a) crescimento sustentado e redução da injustiça social;
- b) melhora na saúde pública e no saneamento;
- c) melhoramento da infra-estrutura e dos transportes;
- d) produção e distribuição de energia;
- e) criação de empregos, especialmente nas áreas rurais.

Do ponto de vista intuitivo, estes critérios fazem muito sentido, mas, por serem unicamente qualitativos, são difíceis de empregar quando há necessidade de ponderação de custos e benefícios.

Ao julgar nosso projeto WTE à luz dos critérios anteriores, observamos que ele promete melhorar a situação em todos os aspectos, apesar de seu impacto sobre a saúde ser ambíguo devido à poluição atmosférica. Portanto, a questão é quanta poluição (e seu impacto na saúde) se justifica para alcançar os benefícios? Questões como estas devem ser respondidas mediante uma avaliação econômica

quantitativa ou, no caso específico, uma ACB. Por outro lado, estes critérios qualitativos são necessários para avaliar a equidade social ou, em outras palavras, como os custos e benefícios são distribuídos na sociedade.

## **2.5 A avaliação econômica**

A avaliação econômica de um projeto complementa a avaliação financeira e busca examinar os benefícios e os impactos negativos (custos) que um projeto tem na sociedade como um todo. Por exemplo, uma fábrica pode criar valor para o investidor ao mesmo tempo em que polui o ambiente, causando perdas não compensadas na agricultura e problemas de saúde para a população do entorno; isto caracteriza uma falha de mercado que deve ser corrigida. Entender e corrigir estas falhas não são procedimentos triviais, mas são fundamentais na compreensão do impacto social de um projeto e, portanto, a base da avaliação econômica.

A avaliação econômica não leva em conta interesses específicos de indivíduos ou grupos (famílias, companhias, regiões) e trata a sociedade como um todo. Assim, descarta as transferências entre os indivíduos ou grupos como, por exemplo, os impostos ou subsídios. Em segundo lugar, ela ajusta os preços de mercado aos preços sociais e, finalmente, avalia e incorpora os impactos indiretos do projeto (externalidades) que influenciam algumas atividades ou o bem-estar dos indivíduos.

Ao dar estes três passos, podemos concluir se um projeto é ou não benéfico para a sociedade como um todo<sup>12</sup>.

É interessante notar que a teoria econômica neoclássica, ao apresentar pressupostos como pleno emprego de recursos (trabalho e capital, por exemplo) e

---

<sup>12</sup> Devido ao esquema conceitual da avaliação econômica, não é possível entender como os custos e benefícios do projeto são distribuídos na sociedade. Ainda assim, ressalta-se que esta equidade é um importante critério da sustentabilidade.

competição perfeita, prevê que o mercado vai convergir para um equilíbrio geral, onde todos os bens e serviços (incluindo taxas de câmbio, salários e custos externos) terão seus preços determinados de maneira a equilibrar as perspectivas social e financeira. Entretanto, falhas de mercado podem impedir o alcance deste equilíbrio. Os preços que se aplicariam no equilíbrio geral são denominados preços-sombra, por não serem observáveis. A determinação teórica destes preços é complexa e, em última instância, impossível, tornando os agentes dependentes de estimativas de preços sociais para orientar nossa economia na direção correta. Aplicam-se diferentes metodologias para obter estas estimativas e muitas vezes seus resultados convergem, oferecendo certo conforto com relação à sua qualidade e uso. Regra geral, o mercado supervaloriza fatores fartamente disponíveis em uma economia e subvaloriza os fatores escassos. Para os objetivos desta dissertação, é necessário observar mais atentamente a taxa de desconto social e a avaliação das externalidades.

### **2.5.1 A taxa de desconto social**

Os itens 2.3.1 e 2.3.2 trataram do raciocínio e das características da taxa de desconto e de seu emprego na comparação dos custos e benefícios que ocorrem em diferentes períodos de tempo. A taxa de desconto ou custo de capital, tal como determina o mercado de capitais, é relativamente alta, especialmente nos países em desenvolvimento, fato que tem sido justificado pela escassez de capital e pelos elevados riscos econômicos. O problema com o emprego destas taxas elevadas é que elas enfatizam os custos e benefícios de curto prazo e desconsideram os custos para as futuras gerações, o que infringe os princípios de equidade entre as gerações. Os críticos rejeitam completamente o emprego de taxas positivas de desconto, enquanto outros autores propõem o emprego de taxas mais baixas de

desconto social para lidar adequadamente com os custos e benefícios que incidem sobre diferentes gerações (HANLEY; SPASH, 1993; PEARCE; BARBIER; MARAKANDAYA, 1990). A discussão é ampla e vai além do propósito deste trabalho, mas uma justificativa geral para este procedimento de desconto é que, devido ao crescimento econômico, as gerações futuras estarão em melhores condições. Elas também podem estar melhor equipadas para contrabalançar quaisquer efeitos nocivos que as atividades das gerações atuais possam ter sobre elas. Se partirmos do pressuposto de uma diminuição da utilidade marginal da renda, elas darão menos valor a um dólar extra do que a geração atual.

De acordo com este pressuposto, a taxa de desconto pode ser equivalente à taxa esperada de aumento do consumo per capita<sup>13</sup>. Guiando-nos pelo crescimento histórico, isto sugere taxas de desconto entre 2 e 6%. Elas podem ser pequenas, se comparadas ao que é aplicado nas avaliações financeiras, mas não enfatizam a equidade entre as gerações. Com uma taxa de desconto de 6%, um benefício de \$1 hoje justificaria a imposição de um custo de \$100 a nossos netos. Para efeitos de comparação, este estudo adotará taxas de 2% e de 6%. O desconto de 2% é considerado o mais próximo da taxa que um planejador social global escolheria (ANDERSEN, 1998).

### **2.5.2 Características e avaliação das externalidades**

Um último item fundamental na avaliação econômica é compreender as características e a avaliação das externalidades. A UE define externalidade como “os custos e benefícios que ocorrem quando as atividades econômicas de um grupo

---

<sup>13</sup> Isto ignora a preferência dos indivíduos pelo consumo imediato, um fato que pode ser justificado no plano ético. Também pressupõe que a elasticidade da função da utilidade marginal do consumo é logarítmica (HANLEY; SPASH, 1993).

de pessoas têm impacto sobre outro e quando o primeiro grupo não é tido como responsável pelos impactos” (EC, 1995, tradução nossa).

Um custo externo - ou externalidade negativa - é qualquer perda de bem-estar humano associada a um processo que não está contido no preço do produto ou serviço oferecido, por exemplo, a poluição atmosférica gerada pela incineração. Um exemplo de benefício externo é a recuperação de energia por meio da incineração do lixo, já que substitui energia que, de outra maneira, seria produzida por tecnologias mais poluentes. Em última análise, as externalidades podem ser consideradas produtos derivados da produção. Quando são positivas, elas deveriam alcançar um preço positivo e esta receita adicional aumentaria o nível da produção. Quando são negativas, teriam um preço negativo e as partes afetadas da sociedade deveriam ser compensadas. Como esta determinação livre dos preços pelo mercado não é possível, porque os direitos de propriedade não estão estabelecidos nem controlados, não ocorre a fixação de preços e a internalização das externalidades.

Na falta de um mecanismo de mercado, os preços das externalidades unicamente podem ser estimados e não há definição sobre quem é responsável pelo pagamento nem quem tem direito a receber o valor do custo ou benefício. Como solução, o Protocolo de Quioto estabeleceu um mercado para a fixação de preços e a negociação de direitos de emissão de GEE que causam as mudanças do clima, um custo externo relacionado com a industrialização do mundo. Os preços são definidos pela oferta e a demanda e esta última é definida pelos compromissos com a redução de GEE assumidos pelos países incluídos no Anexo I. Como é amplamente reconhecido que estes compromissos são insuficientes para evitar as mudanças climáticas, podemos especular que os preços do mercado ainda estão abaixo dos

preços que prevaleceriam em equilíbrio geral, mas ainda assim eles são as aproximações mais adequadas e realistas que temos.

A estimativa de preços das externalidades que não possuem um mercado estabelecido é ainda mais complexa e duvidosa. De acordo com Ortiz (2003), os bens e serviços ambientais (BA), como ar limpo e água, são a base da vida e, portanto, constituem valores com diversas dimensões éticas e econômicas. A literatura faz diferenciação entre os valores intrínsecos de um BA e os valores de seu uso direto e indireto. A avaliação econômica ambiental busca igualar o BA ou sua qualidade a um valor econômico que os humanos estariam dispostos a pagar para obter, manter, aumentar ou melhorar o BA. A avaliação contingente é uma metodologia que busca medir as preferências das pessoas com relação a um BA. Isto permite definir valores que refletem sua importância para o bem-estar das pessoas e que pode ser usado como uma avaliação social. Estes valores são definidos como a disposição a pagar (WTP), se a questão analisada for quanto um consumidor estaria disposto a pagar por uma unidade de BA, ou como disposição a aceitar (WTA<sup>14</sup>), se a questão analisada for quanto um consumidor cobraria por perder uma unidade de um BA. Se uma floresta for devastada por poluição atmosférica ou se a água potável for poluída, estes bens começam a se tornar escassos. Neste caso, as pessoas vão começar a revelar suas preferências (WTP) pela qualidade ambiental.

Além do método da avaliação contingencial, outros métodos, indiretos, podem ser usados para estimar valores de uso direto. Eles baseiam-se na observação do comportamento do consumidor com relação à questão dos BA. Uma metodologia para avaliar o impacto que diferentes circunstâncias ambientais, tais como ruído,

---

<sup>14</sup> O método WTA pode fornecer valores mais elevados por não ter restrições orçamentárias.



poluição e até fenômenos sociais, como a violência, têm sobre o bem-estar é o método dos preços hedônicos. As circunstâncias ambientais, além de outras variáveis, têm influência sobre os preços de moradia ou os salários. Se outras variáveis forem razoavelmente conhecidas, será possível estimar o impacto da condição ambiental sobre o preço geral. Um método mais objetivo para avaliar as condições ambientais, mas que não reflete o WTP da sociedade, é o custo de reposição ou recuperação. Este método pressupõe que o custo pago para recuperar um BA danificado pode servir como indicativo de seu valor. Um método similar é o do custo defensivo. Aqui, o preço pago pelos substitutos (por exemplo, água potável engarrafada em vez de água da bica contaminada) ou serviços de proteção (por exemplo, filtros contra a poluição do ar) é considerado uma estimativa do valor do BA. No caso de que o BA seja um recurso para a produção, como um terreno agrícola, podemos empregar o método de produtividade marginal para avaliar a deterioração do BA com base na elevação do custo de produção e da perda de produtividade. Todos estes métodos unicamente estimam valores específicos de uso e, portanto, as outras dimensões de valor devem ser estimadas a parte e agregadas ao valor total do BA.

O Apêndice de EC (2000) dá uma idéia melhor dos métodos de avaliação e seu emprego nas externalidades do gerenciamento do lixo. O estudo reitera a importância da técnica de dose-resposta, também conhecida como abordagem de função de produção ou impact pathway method, que pode ser traduzida pelo termo método da seqüência de impacto. Esta técnica não constitui uma avaliação econômica, pois se baseia em valores derivados de outras técnicas descritas anteriormente. Em um primeiro momento, o método quantifica as emissões no ar, no solo e na água, com relação ao volume de produção, e obtém fatores de emissão,

expressos, por exemplo, em kg de poluentes por t de lixo incinerado. Subseqüentemente, o método fixa preços para as externalidades, relativos às quantidades emitidas. Os custos das externalidades podem ser expressos em custos unitários medidos em unidades monetárias por kg de emissão. Quando ambas as variáveis são obtidas, uma multiplicação simples quantifica a externalidade.

Para determinar os fatores mencionados, os efeitos totais são divididos em uma cadeia de causalidades, onde cada elo é determinado de forma independente dos demais. Assim, o poluente é rastreado da emissão ao impacto final nos receptores afetados. A figura 2.1 descreve a cadeia de impacto causado pela entrada de lixo no processo de um aterro ou em uma usina de incineração. O processo cria emissões que afetam a qualidade do ar, do solo ou da água ao liberar substâncias nocivas. Dependendo da substância, da localização, da instalação e das condições do entorno, um grupo de receptores (seres humanos, construções, animais etc.) é exposto a uma certa dose de substâncias. A dose depende de muitas variáveis, por exemplo, a distância e o tempo de exposição. Esta dose causa um efeito negativo, como, p.ex., problemas de saúde que resultam em custos para o indivíduo e a sociedade. A implementação detalhada do método de dose-resposta para um ou para o conjunto de poluentes é complexa, pois a exposição de cada receptor a cada um dos tipos de emissão deve ser mapeada e quantificada. Na prática, fazem-se algumas suposições simplificadoras. Por exemplo, usa-se a exposição da população em vez da exposição dos indivíduos e os efeitos para a saúde são calculados com base nas relações epidemiológicas de dose-resposta e na dose da substância. Apesar desta e de outras simplificações, a quantificação dos elos na cadeia de impacto pode ser considerada a maneira ideal de quantificar externalidades variáveis, tanto da incineração quanto do aterro. Este tipo de pesquisa tem sido feito

para as emissões atmosféricas e a metodologia geralmente é bem aceita. Para as emissões no solo e na água, o método não tem sido aplicado, pois o conhecimento sobre transporte e distribuição dos poluentes na água e no solo e dos danos decorrentes da exposição é limitado e porque as características específicas do local impedem uma abordagem geral.

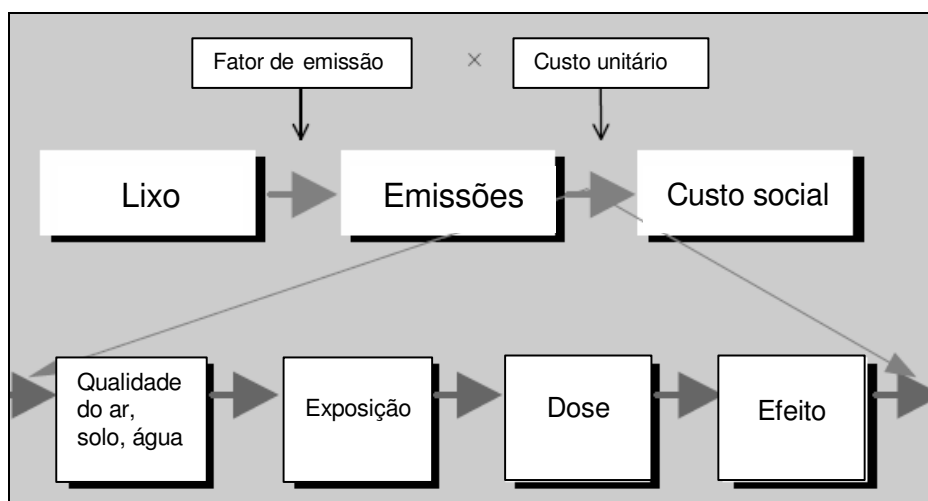


Figura 2.1: Metodologia estilizada do método de dose-resposta segundo EC (2000).

### 2.5.3 O método da transferência de benefícios

Um método importante que complementa os anteriores é a chamada transferência de benefícios. Esta denominação descreve a transposição de valores de benefícios e custos determinados sob condições específicas a outras condições comparáveis, considerando-se as diferenças socioeconômicas (EC, 2000). O método busca facilitar a avaliação e evitar os altos custos de um novo estudo, ao mesmo tempo em que se baseia na hipótese de que todas as pessoas expressam preferências similares ante uma situação comparável. Para manter a validade, os estudos usados para a transferência devem se basear em dados de avaliação econômica adequados e reconhecidos e em metodologia empírica correta. Além disso, as regressões

devem se basear em variáveis relevantes e as situações devem ter populações comparáveis quanto ao tamanho e às características sociais.

Não há consenso de que a transferência de benefícios seja uma técnica apropriada para avaliar as externalidades. Alguns críticos apontam para o risco de que os resultados do estudo de caso não sejam adequados à situação em questão, levando a valores não apropriados e tendenciosos. Porém, a transferência de benefícios torna viável a avaliação em situações onde é difícil ou impossível fazer uma avaliação completa devido à falta de tempo e de recursos financeiros. Nestes casos, a metodologia é aceita como adequada e essencial (EC, 2000).

Unicamente estudos sólidos, confiáveis e adequados devem ser usados como base na transferência de benefícios, depois de uma análise crítica da comparabilidade com a situação em questão. Para fazer uma transferência de benefícios confiável, a população, os bens, os mercados e os locais devem ser substancialmente similares.

A implementação de transferência de benefícios possui três qualidades (EC, 1996):

- a) transferência de benefícios médios. O valor médio (ou o espectro de valores) do estudo original é aplicado diretamente ao problema em questão. É raro que as duas situações sejam idênticas e, portanto, esta abordagem deve ser usada com cautela;
- b) transferência de benefícios médios ajustados. O valor médio do estudo original é ajustado antes da transferência à nova situação. Os ajustes baseiam-se nas diferenças entre o estudo de caso e a situação em questão;
- c) transferência da função de benefícios. Esta abordagem é considerada a melhor, pois só as relações do estudo original são transferidas, ao passo que os dados do caso em questão são aplicados à relação. Como este método está fora do âmbito deste estudo, o leitor deve referir-se a EC (2000).

Quando se trata de transferir benefícios entre países, é preciso levar em conta as diferenças de renda e as preferências gerais que causam diferenças na WTP por danos como, por exemplo, a morbidade ou a qualidade ambiental. Ajustes nos níveis relativos de renda podem ser feitos facilmente usando-se as taxas de paridade do poder de compra (PPC). No entanto, o ajuste das preferências nacionais é problemático. Idealmente, a estimativa da elasticidade-renda da demanda pode ser usada para estimar a demanda de qualidade ambiental com diferentes níveis de renda. Infelizmente, não há estimativas válidas disponíveis. Se estivesse disponível, a avaliação monetária para um país poderia ser calculada com base em uma avaliação do dano em outro país (EC 1996). Este procedimento é matematicamente expresso na equação 2.1.

$$\hat{U}_m = \hat{U}_n \times \left(\frac{Y_m}{Y_n}\right)^\varepsilon \quad (\text{Equação 2.1})$$

$\hat{U}_m$  = Avaliação monetária no país m

$\hat{U}_n$  = Avaliação monetária no país n

Y = Renda no país m (n) à taxa PPC

$\varepsilon$  = Elasticidade-renda da demanda por qualidade ambiental

O espectro da estimativa real de elasticidade  $\varepsilon$  é amplamente debatido. Geralmente, os economistas pressupõem que a qualidade ambiental é um bem de luxo, com maior demanda entre os ricos do que entre os pobres. Porém, esta hipótese está sendo fortemente contestada e a EC (1996) cita autores segundo os quais muito poucos estudos sustentam a idéia de que a elasticidade-renda da demanda da qualidade ambiental é maior do que 1, sendo que muitos estudos sugerem uma elasticidade na ordem de 0,3. (Pearce; Kristrøm et al., apud EC 1996).

Não está claro até que ponto estes resultados podem ser transferidos para a situação brasileira, mas, como veremos mais adiante, a maior parte dos custos externos relacionados ao lixo são custos de saúde e, neste caso, a elasticidade da demanda deve variar menos do que em outros custos ambientais. Seroa et al. (2000b) fizeram uma transferência de benefícios de um estudo original que avaliou os custos da morbidade e da mortalidade devido à poluição atmosférica na Europa (EC, 1998) para o caso específico da área metropolitana de São Paulo. Os autores alertam que as divergências na avaliação não ocorrem unicamente entre países, mas podem ocorrer também em um país como o Brasil, onde o grau de desenvolvimento varia significativamente segundo a região. Para dar conta destas diferenças, seria necessário trabalhar com parâmetros específicos para cada local e avaliar os custos e benefícios da poluição local, uma tarefa inviável para os países em desenvolvimento. Devido a esta limitação, Seroa et al. (2000b) empregam números nacionais para a renda, apesar de não serem representativos para o caso avaliado. Além disso, não há estudos confiáveis para definir a elasticidade-renda da demanda  $\epsilon$ . Ardila, Quiroga e Vaugham (apud SEROA et al., 2000b) fizeram estimativas específicas de  $\epsilon$  para os países da América Latina e do Caribe com base em estudos de avaliação contingencial dos programas de saneamento que geraram um valor de 0,54. Seroa et al. (2000b) usam valores ad hoc para  $\epsilon$ , e escolhem 1,00 e 0,54. Além da equação de transferência 2.1, Seroa et al. (2000b) empregam uma forma mais complexa, dada pela equação 2.2 proposta por Heintz e Tol (apud SEROA et al., 2000b), que inclui ajustes para as variáveis expectativa de vida e gastos com saúde.

$$\hat{U}_m = \hat{U}_n \times \left(\frac{Y_m}{Y_n}\right)^\varepsilon \times \frac{E_m}{E_n} \times \frac{G_m}{G_n} \quad (\text{Equação 2.1})$$

$E_{m(n)}$  = Expectativa de vida nacional no país m (n)

$G_{m(n)}$  = Gastos nacionais com saúde do país m (n)

No caso do estudo citado, a introdução da expectativa de vida e dos gastos com saúde reduz os resultados em cerca de 25%. O uso de  $\varepsilon = 0,54$  em vez de  $\varepsilon = 1$  reduz os resultados da equação 2.1 em cerca de 40%. A combinação de ambos os ajustes leva a um valor com cerca de 60% de redução.

Como há um número limitado de avaliações de danos ambientais para o setor do lixo, a transferência de benefícios é uma ferramenta importante para obter valores razoáveis. O objetivo explícito da EC (2000) é consolidar os resultados dos estudos de avaliação das externalidades do aterro e da incineração de lixo para criar uma base para transferências futuras.

#### **2.5.4 Externalidades do tratamento final do lixo**

Para calcular o impacto das usinas WTE ou dos ANG no ambiente, deve-se identificar todas as emissões relevantes e a subsequente exposição de todos os receptores no ambiente em questão. Em teoria, os receptores são definidos como todos os organismos no ambiente, incluídos a fauna, a flora e os humanos, além das construções. Todos podem sofrer impactos negativos com as emissões geradas pela incineração de lixo ou com os depósitos não gerenciados de RSM. Na prática, o foco está nos humanos e nas consequências adversas para sua saúde. A razão para isto é que a WTP da população para evitar estes impactos geralmente domina o WTP para prevenir os impactos ambientais sem efeitos sobre a saúde (PEARCE, 2001). Os danos resultantes de vários efeitos nos receptores são agrupados em várias categorias (EC, 2000; CONTADOR, 2000):

- a) efeitos sobre a saúde humana;
  - i) mortalidade;
  - ii) morbidade;
- b) destruição do meio ambiente natural (atmosfera, fauna, flora e solo);
  - i) menor produção agrícola ou da silvicultura;
  - ii) mudança do clima;
- c) destruição da infra-estrutura, construções e monumentos;
- d) incômodos, tais como odores desagradáveis e danos à paisagem;
- e) conciliação de conflitos legais.

Estas dimensões permitem especular sobre os valores monetários de um meio ambiente intacto e, portanto, são uma base para avaliá-lo. O impacto na produtividade agrícola pode ser facilmente calculado devido às óbvias relações de causa-efeito e às perdas quantificáveis. É mais complicado calcular o impacto na saúde e vida humana, que é afetada em quatro dimensões: diminuição da expectativa de vida, diminuição da capacidade de gerar renda, diminuição da satisfação ou da qualidade de vida e aumento dos gastos médicos. O impacto que a poluição pode causar nestas dimensões é conhecido, mas difícil de mensurar. Eticamente, qualquer perda ou dano à vida humana é abominável, mas, na prática, a humanidade realiza diversas ações que causam acidentes fatais, danos e doenças, os quais muitas vezes ocorrem com probabilidades previsíveis. O fato de que ninguém saiba por antecipado quem será afetado transforma estes desastres concretos em um risco abstrato para o indivíduo, que está preparado para tolerá-lo em troca de um certo benefício (PEARCE, 2001).



No caso da geração e tratamento dos RSM, os impactos no meio ambiente e na saúde freqüentemente são ignorados pela população e pelos formuladores de políticas públicas. O lixo causa externalidades negativas ao longo de seu processo de geração, coleta, transporte e eliminação. Particularmente desagradável é o lixo não coletado que se acumula nas ruas e nas sarjetas. Além do dano visual, sai caro remediá-lo e implica em problemas técnicos consideráveis. Além disso, este lixo favorece a proliferação de ratos, mosquitos e infecções correlatas, como dengue e malária (SEROA; SAYAGO, 1998). A coleta e o transporte do lixo causam mau cheiro, atrapalham o trânsito devido às paradas freqüentes e empregam uma quantidade considerável de combustível, que gera poluição do ar.

Se o lixo for depositado em ANG, os problemas com os vetores de doenças infecciosas são localizados, porém mais graves. Além disso, o chorume tóxico e infeccioso polui os cursos d'água e há geração do GEE metano. O metano pode causar combustão espontânea, levando a acidentes e à geração de componentes tóxicos, como a dioxina. Por último, os aterros ocupam consideráveis extensões de terreno.

Em um aterro sanitário como o que foi implementado em Nova Gerar, a maior parte das externalidades descritas são reduzidas. A demanda por terreno é a mesma, quando comparado com os ANG, mas eles são construídos e equipados de maneira a evitar que o chorume não tratado penetre nos cursos d'água. Além disso, o GEE metano é capturado e queimado ou utilizado na produção de energia.

A coleta e as atividades de reciclagem não controladas, características dos ANG no Brasil, não são compatíveis com a operação de um aterro sanitário, mas muitas vezes os catadores são integrados à operação, executando suas atividades de maneira mais organizada, controlada e menos perigosa. Quando bem feito, isto

pode representar um considerável aumento na qualidade de vida destas pessoas, ao mesmo tempo em que os ajuda a recuperar materiais valiosos e estender o tempo de vida do aterro. No caso de os catadores serem simplesmente excluídos do processo sem nenhuma alternativa, isto deve ser considerado uma externalidade negativa da mudança de política.

A incineração de lixo reduz seu volume em cerca de 94% e seu peso em 75%, um fato que minimiza a demanda por aterros. Além disso, a incineração bem feita destrói qualquer propriedade infecciosa do lixo. Comparado aos ANG, podemos afirmar também que as emissões de metano e a ocorrência de chorume são evitadas e que a energia contida nos componentes orgânicos do lixo é eficientemente recuperada<sup>15</sup>. Mas persiste a questão de se esta é a forma mais eficaz de reciclagem, pois é possível que muitos materiais valiosos que poderiam ser reciclados terminem queimados. Isto pode ser evitado combinando uma usina WTE a um passo anterior da reciclagem: os trabalhadores selecionam todos os materiais valiosos em uma esteira organizada e só são queimados os materiais remanescentes, sem valor para a reciclagem. Em um projeto assim, os trabalhadores que já fizeram este tipo de trabalho em um ANG podem realizar sua atividade em um ambiente mais seguro e confortável, que oferece proteção contra muitas externalidades que antes os afetavam.

Como principais vetores para os custos externos da incineração, devemos analisar emissões de gases como CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> NO<sub>2</sub> e de componentes tóxicos como dioxina, particulados e metais pesados. Ainda que uma usina WTE com tecnologia de ponta

---

<sup>15</sup> No caso de aterros sanitários com captação de GAS para a conversão energética, é possível obter cerca de 125 kWh de eletricidade de cada t de lixo aterrado. A técnica WTE obtém cerca de 500 kWh de eletricidade por t de lixo incinerado.

reduza eficazmente estas emissões, elas não podem ser totalmente eliminadas. Assim, a poluição restante e suas externalidades devem ser analisadas e avaliadas.

### **2.5.5 A análise do custo-benefício (ACB)**

Em geral, um projeto tenta melhorar uma condição inicial. Este é o caso da usina WTE em discussão, que tenta melhorar a situação que caracteriza um ANG. Para combinar critérios econômicos e ambientais na análise e nas decisões a respeito de um projeto, todos os custos e benefícios financeiros, ambientais e sociais devem ser avaliados em termos monetários. As externalidades específicas da usina WTE devem ser consideradas como parte do impacto total do projeto.

O método ACB pressupõe que todos os indivíduos ou partes beneficiadas pelo projeto devem estar dispostos a pagar um certo valor positivo  $V_+$ , ao passo que todos os indivíduos que sofrem um efeito negativo devem demandar compensação do valor negativo  $V_-$ . Se a soma de todos os pagamentos e compensações for positiva, considera-se que o projeto tem externalidades positivas e as partes beneficiadas podem compensar as que sofrem os impactos negativos. A ferramenta de decisão ACB pressupõe a eficácia econômica como critério fundamental para o investimento e a formulação de políticas. No entanto, os economistas reconhecem também que considerações quanto à distribuição justa dos benefícios e à competição na economia podem ser justificativas racionais para desviar-se dos princípios da eficácia econômica como um critério absoluto para a maximização do bem-estar da sociedade.

É complicado obter e expressar em valores monetários todo o espectro dos impactos. Alguns valores podem ser apenas uma estimativa aproximada mas, na ausência de valores precisos, estas aproximações são as melhores informações disponíveis. Nestes casos, os resultados quantitativos de um ACB devem ser

interpretados com cautela, considerando-se a qualidade dos dados. De qualquer forma, todos os impactos devem ser mencionados, independentemente de sua quantificação, pois é melhor oferecer uma mera descrição dos impactos do que ignorá-los (EC, 2000). Na prática, os passos para realizar um ACB de um projeto ou uma política são a identificação de impactos, sua quantificação física, sua avaliação e projeção temporal e, por fim, o cálculo do valor presente líquido. Idealmente, faz-se uma análise de sensibilidade. Esta abordagem é empregada como base desta avaliação econômica da usina WTE, considerando-se as dificuldades e limitações apontadas pela EC (2000):

Deve-se notar que, na realidade, esta abordagem ideal em geral não pode ser seguida completamente. Com frequência, há escassez de informação. Alguns impactos podem ser quantificados de maneira razoável, enquanto outros só podem ser descritos na sua ordem de magnitude ou no seu potencial. Nestes casos, é particularmente importante fazer análises de sensibilidade e/ou de dominância para mostrar quais fatores e pressupostos influenciam mais os resultados da ACB. Além disso, especialmente nos casos em que a incerteza não pode ser quantificada simplesmente por falta de conhecimento, as análises quantitativas devem ser complementadas por considerações mais qualitativas que agreguem valor aos resultados da ACB (EC, 2000, tradução nossa).

Quando forem necessários uma estimativa e um julgamento subjetivo, este estudo buscará usar critérios transparentes, legítimos e relevantes, ressaltando as limitações dos dados apresentados. Isto deve ajudar a identificar a necessidade e o potencial para melhoramentos futuros.

## **2.6 Os custos e benefícios externos de uma usina WTE**

Esta parte revisa os dados sobre a avaliação de custos externos da incineração de lixo, consolidados em uma revisão da literatura realizada para a Comissão Europeia (EC, 2000). Os dados são complementados pelos números usados por Dijkgraaf, Vollebergh (2004), com base em um estudo de engenharia holandês que compara os custos ambientais do aterro sanitário e da incineração de lixo (CE apud

DIJKGRAAF; VOLLEBERGH, 2004). Esta parte está organizada em um primeiro item que descreve os impactos de uma usina de incineração, e um segundo item, que apresenta dados dos custos externos dos impactos causados por emissões no ar, no solo e na água.

### **2.6.1 Insumos, saídas e impactos da usina de incineração**

A figura 2.2 apresenta uma visão esquemática de uma usina WTE. Além dos RSM, são insumos da operação outros recursos, tais como água, combustíveis fósseis, energia elétrica e terra. Os processos de limpeza do gás de combustão empregam materiais auxiliares, que podem incluir carbonato de cálcio e hidróxido de sódio para remover os gases ácidos. A quantidade de água empregada é relativamente pequena e pode ser de qualidade inferior. Os combustíveis fósseis, tais como o gás natural, são usados para iniciar e fechar o processo, ou para manter uma temperatura mínima nas usinas de incineração. Os volumes usados são relativamente pequenos. Há consumo de eletricidade, mas é possível produzir um excedente através da recuperação de energia na própria usina. O terreno necessário para uma usina de incineração é relativamente pequeno, comparado com o de um aterro.

Os produtos e efluentes são as emissões no ar, de água e de resíduos sólidos, bem como a energia recuperada. As emissões atmosféricas são minimizadas pelas tecnologias de tratamento, que removem os particulados e gases tóxicos do gás de combustão. Este processo gera resíduos líquidos prejudiciais, que devem ser tratados antes de serem eliminados. Além disso, o processo de incineração produz resíduos sólidos residuais (RSR) que podem exigir tratamento ou eliminação especial .

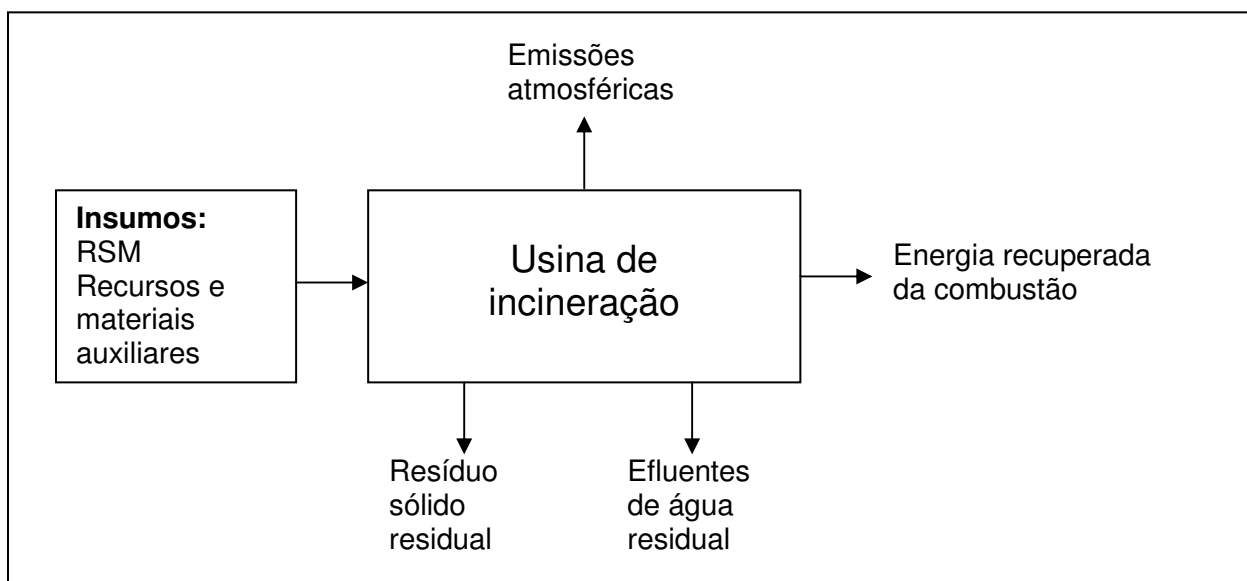


Figura 2.2: Representação de insumos, produtos e efluentes de uma usina de incineração. Fonte: EC (2000)

Os custos ambientais e sociais da incineração de RSM podem ser atribuídos à emissão de poluentes específicos no gás de combustão, na água residual e nos RSR. Além disso, a própria operação pode causar algum tipo de impacto e a recuperação de energia pode ser considerada um benefício.

Os poluentes do gás de combustão incluem particulados, dioxinas, metais pesados (especialmente Cd, Tl e Hg), gases ácidos ( $\text{SO}_2$ , HCl, HF), óxidos de nitrogênio ( $\text{NO}_x$ ), monóxido de carbono (CO) e compostos orgânicos voláteis (COVs). Estes poluentes são gerados pela incineração e são parcialmente capturados no tratamento do gás de combustão. Além destas emissões que causam externalidades locais, a incineração produz o GEE  $\text{CO}_2$ . Uma vez emitidos no ar, os poluentes se dispersam na atmosfera e suas concentrações locais dependem de muitas variáveis, como a distância da nuvem de fumaça, a topografia, as características do vento e outras condições climáticas, além da estabilidade da substância e seu tempo de permanência na atmosfera. Além do GEE  $\text{CO}_2$ , todas as emissões listadas causam impacto na saúde da população e no ecossistema local. Mais complicados são os

poluentes que se acumulam na biosfera, tais como as dioxinas e os metais pesados. Os gases ácidos e o  $\text{NO}_x$  geram nuvem tóxica, ozônio superficial e chuvas ácidas, o que implica em problemas respiratórios, diminuição da produção agrícola e da silvicultura e danos às construções.

A água residual é produzida pelos sistemas úmidos de limpeza do gás de combustão e contém os poluentes extraídos do gás de combustão, inclusive os sólidos em suspensão (particulados), as dioxinas e os metais pesados.

Os RSR das usinas de incineração incluem a cinza e resíduos do tratamento do gás de combustão que são extraídos da água residual antes de liberar os efluentes. Os RSR geralmente são depositados em aterros sanitários ou, quando apropriado, são usados como material de construção. As emissões atmosféricas de pó contaminado com metais pesados e outros poluentes podem ocorrer quando se maneja e aterriza os resíduos. Os RSR em aterros podem gerar chorume que, se não for adequadamente tratado, pode penetrar no solo, na superfície ou no lençol freático, causando ecotoxicidade e efeitos sobre a saúde humana.

Além dos custos externos das emissões, temos que considerar o efeito negativo resultante do ruído, poeira, odores e da poluição visual (especialmente a nuvem de fumaça), característicos da usina.

Também temos que levar em conta os benefícios externos, pois a energia recuperada pela incineração de lixo desloca impactos ambientais associados à produção de energia por meio de recursos tradicionais. Além disso, há a eliminação das emissões de metano e de chorume com a substituição dos aterros, e a diminuição destes custos externos deve ser considerada um benefício da usina WTE.

### 2.6.2 Avaliação das externalidades da incineração

Os custos externos das emissões atmosféricas foram intensamente estudados e a Tabela 2.3 apresenta uma visão geral dos dados. O primeiro grupo de estudos (RABL et al., 1998; EC, 1996; EC, 1997) seguiu os princípios desenvolvidos pela EC (1995), sendo conhecidos como estudos ExternE. O estudo complementar ECON (apud EC, 2000)<sup>16</sup>, junto com os estudos ExternE, é considerado sólido e aplicável pela EC (2000). A EC (1997) emprega principalmente a transferência de benefícios dos resultados da avaliação dose-resposta dos custos de limpeza e dos métodos de avaliação contingencial, ao passo que os demais estudos se baseiam no método recomendado de avaliação de dose-resposta. Rabl et al. (1998) referem-se unicamente aos efeitos sobre a saúde e deixam de lado outros custos externos para o ambiente. No entanto, a comparação dos dados com outros estudos mostra que os custos para a saúde dominam o total dos custos externos, de maneira que outros custos ambientais podem ser desconsiderados, uma observação confirmada por Pearce (2001). Os dados obtidos pela CE (apud DIJKGRAAF; VOLLEBERGH, 2004) baseiam-se numa abordagem dos gastos defensivos. Os números foram obtidos como estimativas do custo de abatimento marginal gerado pela implementação dos níveis legais de emissão, definidos pelo governo holandês para 2010. Supõe-se que estas estimativas de custos refletem a WTP mínima para a redução das emissões na Holanda.

---

<sup>16</sup> Foram omitidos dados de ECON (1995) que a CE (2000) não considera adequados.



Tabela 2.3: Custos externos dos poluentes do ar gerados pela incineração de lixo em € por kg de emissão.

Fonte	Rabl et al. 1998	EC 1996	EC 1997	ECON 1995	CE 2004
<b>Emissão</b>	Baseado em ExternE (EC, 1995)				
PM <sub>10</sub>	13,60	28,70	9,5-12,8	20,50	
SO <sub>2</sub>	12,20	7,30	3,1-7,3	2,10	4,70
NO <sub>x</sub>	18,05	18,34	2,5-4,3	6,00	3,29
VOC	0,70	2,53		1,40	
CO	0,002		0,01		
As	150,00	999,00			
Cd	18,30	81,40			
Cr	123,00	819,00			
Ni	2,53	16,80			
Dioxinas (TEQ)	16.300.000	2.000.000			

Fonte: EC, 2000 e CE (apud Dijkgraaf, Vollebergh, 2004)

Comparando os valores apresentados, observamos que Rabl et al. (1996) e EC (1996) obtêm custos significativamente mais altos para NO<sub>x</sub> do que os demais estudos. Para SO<sub>2</sub>, os custos obtidos por Rabel et al. (1996) são mais altos do que os outros estudos, enquanto EC (1996) obteve valores para os particulados substancialmente mais altos do que qualquer outro estudo. EC (2000) não encontrou uma explicação imediata para estas diferenças, mas, pelo menos em parte, as diferenças específicas podem ser consideradas responsáveis, como é possível inferir dos ajustes feitos no item 5.2. EC (1997) apresenta um espectro de valores, em que os mais baixos estão relacionados a países com menor densidade populacional e os mais altos representam os custos para países densamente povoados como Alemanha, Bélgica e França, de onde provêm as outras estimativas. Os custos externos de CO são pequenos e até desprezíveis. Os dados sobre custos externos dos metais pesados (As, Cd, Cr e Ni) obtidos por Rabl et al. (1996) e EC

(1996) baseiam-se em estudos epidemiológicos e, apesar de apresentarem diferenças consideráveis, eles são comparáveis, visto que sua ordem de magnitude é a mesma. Os gases ácidos HCl e HF e os metais pesados Pb e Hg foram desconsiderados por estes estudos, por serem muito menos tóxicos do que As, Cd, Cr e Ni.

Apesar das emissões atmosféricas causarem a maior parte dos custos externos, devemos estar cientes dos impactos reais ou potenciais de uma usina WTE sobre a água e o solo. Os custos externos ligados aos efluentes aquáticos não são contemplados por este estudo, uma vez que o projeto analisado emite efluentes desprezíveis (CENTRO CLIMA, 2005) e porque há pouca informação disponível sobre os seus custos externos (EC, 2000). Porém, isto não significa que a questão possa ser ignorada, pois pode ocorrer um maior volume e toxicidade dos efluentes sob certas condições ou durante acidentes.

Outro problema que pode ocorrer para a água e o solo provem do chorume dos RSR. Este produto da incineração pode conter consideráveis concentrações de metais pesados. Quando corretamente depositado em aterros sanitários, seus custos externos são limitados, mas alguns especialistas afirmam que as emissões no solo e na água não podem ser descartadas, pois a forração dos aterros tende a romper-se a longo prazo. De acordo com EC (2000), no momento não é possível fazer uma avaliação sólida das emissões de RSR no solo e na água. Na falta de dados melhores, a EC (2000) recomenda considerar o chorume dos RSR como equivalente ao dos RSM. A indicação é para usar as estimativas de custos externos obtidas por EC, (1997), com custos de cerca de 1.3 € por t de lixo (RSM ou RSR). Para maiores detalhes ver 2.7.2.

Além dos custos externos causados pelas emissões da usina de incineração, devemos considerar também os efeitos dos incômodos devidos a ruídos, odores, poluição visual e trânsito. Como estes são similares aos dos aterros, serão discutidos em conjunto em 2.7.2.

Além dos mencionados custos externos, uma usina WTE oferece benefícios externos devido à redução das emissões e à recuperação de energia. A energia gerada a partir do lixo não é em si mesma uma externalidade, já que gera receitas que têm impacto sobre a avaliação financeira. Porém, ela desloca a forma menos rentável de geração de energia no sistema elétrico (EC, 2000) e, portanto, a poluição a ela atrelada. A amplitude deste benefício externo depende da fonte específica de energia que é substituída. Se a substituição for de energia produzida por usinas hidroelétricas, o benefício é praticamente nulo, ao passo que a substituição de combustíveis fósseis gera benefícios, devido à redução de emissões de CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, particulados e outros. Portanto, é crucial determinar a fonte marginal de energia a ser substituída. CSERGE et al (1993), EC (1996) e Brisson (apud EC 2000) assumem usinas movidas a carvão<sup>17</sup>. Estas são uma fonte comum de energia primária na UE, mas não no Brasil. Como alternativa, EC (1996) e Brisson (apud EC 2000) apresentam um cenário baseado na mescla europeia de fontes de energia. O uso desta técnica no Brasil levaria a benefícios externos muito reduzidos, já que a oferta de energia na rede é dominada por usinas hidroelétricas, que produzem 90% da energia elétrica brasileira. Apesar desta realidade, espera-se que a produção e participação de energia proveniente das usinas TGCC será cada vez maior, se não surgirem outras alternativas (Mendonça; Gutierrez, 2000). Assim, pode-se argumentar que estas são as fontes marginais de energia a serem substituídas. Em

---

<sup>17</sup> As usinas a carvão são muito poluentes e, portanto, este pressuposto resulta em significativos benefícios externos pelo deslocamento das emissões.

vista da baixa intensidade de carbono na produção brasileira de eletricidade e para evitar a discussão sobre a aplicabilidade da fonte marginal de energia, este benefício externo será deixado de lado, contribuindo para o conservadorismo deste estudo.

Podem-se esperar outros benefícios externos dos RSM se estes forem usados na construção, i.e., como material de base. Neste caso, evita-se os custos externos atrelados aos materiais substituídos. Igualmente, há benefícios ambientais líquidos na recuperação de materiais, como ferro e alumínio da cinza do forno (ECOTEC, 1997), sempre que estes forem reciclados e substituam matérias-primas. Para nosso projeto, podemos argumentar que a reciclagem material de metais, papel, vidro e polímeros traz também benefícios externos que excedem seu preço de mercado. Apesar desta argumentação razoável, é difícil calcular números para estes efeitos e, portanto, eles não serão considerados, contribuindo para o conservadorismo do estudo.

## **2.7 Os custos e benefícios externos dos depósitos de lixo**

Esta parte consolida dados sobre a avaliação dos custos externos dos depósitos de lixo, de acordo com a revisão de EC (2000) e o estudo holandês CE (apud DIJKGRAAF; VOLLEBERGH, 2004).

### **2.7.1 Insumos, saídas e impactos de um depósito de lixo**

Neste estudo, o termo aterro não gerenciado (ANG) refere-se ao depósito descontrolado de RSM em um local específico, em contato direto com o solo ou, pelo menos, com forração insuficiente para a coleta de chorume. Esta descrição se opõe ao desenho e ao gerenciamento de um aterro sanitário moderno, que protege o solo, a água de superfície e o lençol freático, e que pode até eliminar a emissão de

CH<sub>4</sub>. A Figura 2.3 apresenta uma visão esquemática dos insumos, emissões e produtos de um aterro.

Além dos RSM, a operação de um depósito de lixo requer alguns recursos adicionais, tais como materiais auxiliares, combustíveis fósseis e terra. Durante a operação, os veículos que operam no local consomem combustíveis fósseis. No caso de aterros controlados ou aterros sanitários, onde ocorre a coleta de chorume, há necessidade de materiais auxiliares para o seu tratamento. Por um longo tempo depois do fechamento, é necessário contar com energia elétrica para as atividades de monitoramento, para dar continuidade à coleta e ao tratamento do chorume e para a coleta e a combustão do GAS. Se for usado gás na produção de energia, o aterro pode tornar-se um provedor de energia. As dimensões do terreno necessárias para a operação de um aterro são proporcionais à capacidade de armazenamento de lixo do local.

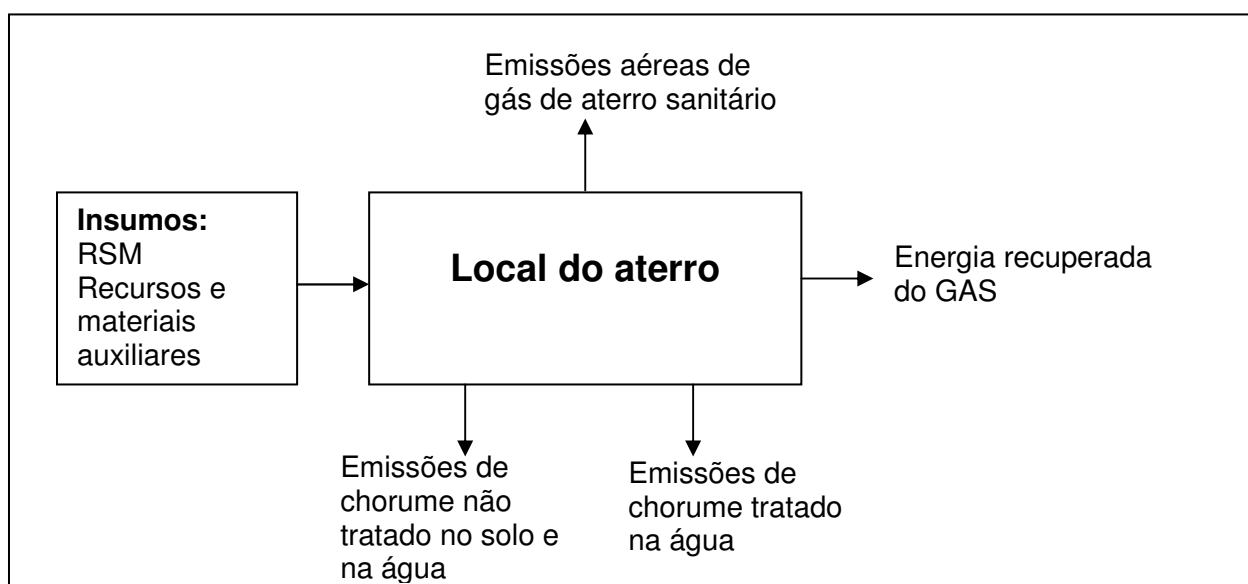


Figura 2.3: Representação dos insumos, produtos e efluentes de um aterro, segundo a EC (2000)

As saídas de um aterro incluem emissões no ar, na água e no solo. O conhecimento destas emissões e seus impactos é limitado, e se baseia em aproximadamente 30

anos de monitoramento de aterros velhos e, em sua maior parte, não controlados. Sabe-se relativamente pouco sobre as emissões geradas depois deste período e sobre as emissões dos modernos aterros sanitários depois de seu fechamento. (EC, 2000).

Um aterro emite GAS em qualidade e quantidades que variam ao longo do tempo. A produção de GAS chega ao volume máximo pouco depois do fechamento de um aterro e alcança volumes insignificantes depois de aproximadamente 25 anos. Seus principais componentes,  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$ , são GEE que causam externalidades globais. Não obstante, o  $\text{CH}_4$  também causa explosões e queimas devido à sua inflamabilidade. Além destes componentes principais, foram identificados muitos gases tóxicos ou carcinogênicos, tais como COV, benzeno e vinil clorídrico. Quando o GAS é coletado e queimado ou usado para recuperar energia, o  $\text{CH}_4$  e outros componentes orgânicos são destruídos. Devido ao escapamento, a captação do GAS nunca é completa, por isto calcula-se uma taxa de captação de 75%.

O chorume gerado pelo RSM deve ser coletado e tratado antes de ser descarregado no esgoto ou sobre a água de superfície. Quando isto não ocorre, o chorume penetra e contamina o solo e as águas superficiais. Podemos observar um amplo espectro de aterros, que vai do ANG ao aterro sanitário moderno, e cada situação se caracteriza por um certo volume e qualidade de chorume, pelo risco de vazamentos adicionais e pela qualidade do tratamento.

A quantidade de chorume depende principalmente da precipitação e do tipo de cobertura do aterro; já sua qualidade depende do tempo de funcionamento. Nas fases iniciais de um aterro, o chorume contém altas concentrações de carbono orgânico e as concentrações de metais pesados são relativamente baixas. Como os dados empíricos são poucos e limitados a um período de cerca de 30 anos, não se

pode descartar o potencial de mobilização no longo prazo dos metais pesados. Uma vez liberado no solo, o choroço passa por processos químicos que criam novas espécies moleculares. Por fim, os contaminantes podem penetrar nas águas profundas ou de superfície e afetar a saúde humana e o ecossistema. Os efeitos sobre a saúde de pessoas que vivem em áreas vizinhas a aterros são conhecidos e Heasman (apud EC, 2000) desenvolveu um detalhado modelo conceitual das potenciais vias de exposição, baseado nas emissões de GAS, poeira e choroço que contaminam as águas superficiais e o lençol freático. No entanto, não há estudos que estabelecem vínculos causais entre os efeitos para a saúde e as vias de exposição identificadas.

Além dos impactos descritos acima, os aterros ocupam um espaço considerável, o que pode ser considerado um custo externo, pois impede o uso alternativo do terreno e seus arredores. Além disso, há os efeitos dos incômodos provenientes do ruído, poeira, lixo, odores e a presença de insetos.

Outro custo externo significativo é causado pela enorme população de aves, comum nos depósitos de lixo. Os pássaros representam um risco considerável para a aviação e, no Brasil, os aterros são proibidos a menos de 20 km de distância de qualquer aeroporto. No entanto, a legislação nem sempre é obedecida e argumenta-se que a freqüente cobertura do lixo com terra controla o crescimento da população de aves. Segundo Leitão (2005), em cinco anos o Brasil registrou 1.386 colisões entre aves e aviões, e as companhias aéreas estimam em cerca de US\$ 7 milhões o custo destes acidentes em 2004. Ainda que seja difícil quantificar a influência direta dos ANG e suas aves, existe o consenso de que eles contribuem significativamente para o problema.

### 2.7.2 Avaliação das externalidades dos aterros

Este item consolida os resultados da avaliação dos custos externos da eliminação de lixo em aterros, conforme revisão feita para a EC (2000) e complementada por dados de CE (apud DIJKGRAAF; VOLLEBERGH, 2004), sendo apresentados os custos externos das emissões no ar, no solo e na água e descritos e comparados os efeitos dos incômodos com os de uma usina WTE.

Segundo EC (2000), as emissões mais importantes dos aterros são as de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>. No contexto deste estudo, estes custos externos são internalizados como receitas da venda de RCE. Esta abordagem não considera que os verdadeiros custos externos podem diferir do preço de mercado dos RE, mas uma comparação do preço de mercado com o espectro de dados mencionados por EC (2000) ou por Andersen (1998), mostra que o preço de mercado pode ser o melhor substituto. Há poucos dados disponíveis sobre as emissões de aterro com impacto regional e não há dados sobre as emissões geradas pela queima do GAS, talvez por sua pouca relevância (EC, 2000) ou pelo fato de ser uma questão nova e específica. Mas, pelo menos, a produção de dioxinas deveria merecer atenção. EC (2000) cita só um estudo (ECON, 1995) que obteve valores para COV, mas a metodologia é questionada e os resultados devem ser utilizados com cautela. Enfrentamos também o problema de que não há dados específicos sobre as emissões dos ANG no Brasil. Ante estas limitações e incertezas, estes custos externos são descartados, o que contribui para o conservadorismo do estudo.

Os principais custos externos dos aterros devem-se ao chorume, mas há poucos estudos e avaliações e só uma pequena parte destes se baseia na abordagem dose-resposta. CSERGE et al. (1993) derivam a avaliação dos custos de reposição ou remediação, estimados com base em incidentes circunstanciais nos aterros



britânicos. Desta forma, o estudo cobre todos os impactos associados, mas os números só podem ser considerados substitutos da real externalidade ou dos custos dos danos que se baseariam na WTP. O estudo obtém um valor médio de 0,77 € e um espectro de 0 – 1,54 € (preços de 1993) por t de lixo depositado no aterro como a melhor estimativa dos custos externos do chorume. O estudo conclui: “O procedimento não é muito satisfatório mas, na falta de análises de risco detalhadas, não há muito com o que trabalhar” CSERGE et al. (1993, tradução nossa).

Em complemento a esta abordagem, Miranda e Hale (1997) usam uma abordagem do custo dos danos marginais para avaliar o chorume que se supõe ser formado por As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Hg e que, portanto, são as únicas emissões consideradas. O uso da função de danos marginais limita-se a avaliar o custo externo dos efeitos da mortalidade e da morbidade. O estudo obtém valores de 0 – 1.09 € por t de lixo depositado no aterro.

Ainda que os valores obtidos pelos estudos sejam comparáveis, não se justifica reconfirmá-los por comparação, pois as metodologias usadas são totalmente distintas. Assim, EC (2000) conclui que atualmente não há cifras confiáveis para as emissões de chorume e que o valor médio dos dois estudos citados deve ser usado como um substituto. O uso da abordagem do custo de remediação é justificável enquanto os efeitos de curto e longo prazo do chorume forem desconhecidos, ainda que não sejam substitutos para a abordagem de dose-resposta. Os dados devem ser usados com cautela.

Além dos impactos ambientais das emissões, temos que considerar os efeitos dos incômodos. O termo descreve os inconvenientes e a deterioração de “atributos estéticos” associados aos bens ambientais, tais como odor, visibilidade, moscas, urubus, lixo transportado pelo vento, ruído, poluição visual e trânsito. Em suma, os

custos dos incômodos indicam como os sentidos são afetados e como o bem-estar individual é transformado em razão disto. Ainda que o foco conceitual esteja na experiência sensorial e não em um efeito físico ou material, a avaliação prática dos incômodos freqüentemente está aliada aos impactos da poluição atmosférica sobre a saúde. A razão para tal é que uma política que melhore a qualidade do ar vai melhorar a visibilidade, os odores e as condições de saúde, efeitos difíceis ou impossíveis de separar em um estudo WTP e que levam a uma contagem dupla, se forem adicionados os custos para a saúde de um outro estudo.

Garrod e Willis (apud EC, 2000) informam os resultados de um estudo baseado na avaliação contingente. Os autores concluem que a WTP marginal para reduzir o número de dias que se sofre com poeira e lixo transportado pelo vento é de cerca de 14-17 pence por dia e entre 9-14 pence por dia para reduzir o número de dias que o cheiro do aterro alcança as casas das pessoas. A maioria dos respondentes não estava disposta a pagar pelas melhorias e considerava irrelevante o nível atual de desamenidades, ao passo que uma minoria estava disposta a pagar uma pequena soma.

Brisson e Pearce (apud EC, 2000) baseiam sua estimativa em uma análise de regressão que emprega resultados de estudos baseados no método do preço hedônico ou na avaliação contingente. A análise de regressão sugere um WTP igual ao declínio de 12,8% no preço dos imóveis próximos ao local das instalações do aterro, o qual cai gradualmente com a distância, chegando a zero numa distância de 3,4 milhas das instalações.

Ainda que estes estudos obtenham resultados relevantes, é difícil compará-los e empregá-los, pois seriam necessários alguns dados específicos, tais como o número e a distribuição das residências. Em geral, os custos dos incômodos dos aterros

dependem diretamente da situação social e geográfica, que é muito diversa em um país como o Brasil.

Para os objetivos deste trabalho, que busca comparar os custos e benefícios das usinas WTE e ANG no contexto brasileiro, é praticamente impossível apontar valores válidos em um espectro de condições indefinidas como capacidade, localização, densidade circundante e estrutura socioeconômica da população. Em geral, podemos pressupor que ambos, a usina WTE e o ANG, caracterizam-se por custos de desamenidades. Também podemos pressupor que os custos externos do ANG são mais altos do que os da usina WTE. Um modelo da Comissão Européia, baseado nos dados apresentados mostra que os custos são comparáveis, sendo de cerca de 8 € por t de RSM incinerado e de 10 € por t de lixo depositado no aterro (EC, 2000).

Com base nestas considerações, podemos esperar que os custos dos incômodos de ambas as opções em grande parte vão ser eliminados em uma ACB, sendo que ainda esperamos um benefício líquido para a planta WTE. A não consideração deste benefício líquido externo potencial contribui para o conservadorismo deste estudo.

### **3 O projeto Usina Verde**

O Centro Tecnológico Usina Verde (CTU) é uma instalação protótipo de incineração de lixo doméstico, também chamada usina da conversão de lixo à energia (WTE), que foi projetada e construída pela companhia brasileira Usina Verde (CUV) para desenvolver uma solução comercial para a reciclagem energética do lixo doméstico. Esta solução comercial é denominada de Projeto Usina Verde (PUV). Este capítulo baseia-se no DCP do projeto (CENTRO CLIMA, 2005), em conversas com a CUV e em documentos internos (MALTA, 2005a-i). Apresenta-se uma visão geral e informações específicas sobre a instalação, os participantes, a tecnologia e os procedimentos relevantes. O CTU funciona em parceria com a UFRJ e fornece uma experiência técnica, operacional e financeira para desenvolver e avaliar o modelo comercial PUV com uma capacidade ampliada de 150 t de RSM ao dia.

#### **3.1 Informação geral sobre o projeto**

O projeto foi desenhado para a incineração de lixo com recuperação de energia e minimiza, portanto, as emissões de metano e a demanda por aterros, além de prover energia elétrica. Para reduzir suas próprias emissões, foi desenvolvido um processo inovador de lavagem do gás de combustão à base de um circuito de água fechado. A usina protótipo CTU foi instalada no campus da UFRJ, com uma capacidade de 30 t de RSM ao dia, o volume médio produzido por uma cidade de 50.000 habitantes. A operação deve tratar de várias questões, entre elas a viabilidade de um projeto MDL. Para tal, um período de seis meses é dedicado à operação como um projeto MDL, baseado em uma nova metodologia que foi desenvolvida e proposta pelos participantes do projeto. Apesar de o período para a experiência MDL ser curto, para

obter flexibilidade em outros estudos, o tempo total de vida do projeto foi estimado em 20 anos. O período máximo de crédito no DCP (CENTRO CLIMA, 2005) é de 10 anos, mas, de acordo com a UNFCCC, é possível um período máximo de crédito de 21 anos (CDM EXECUTIVE BOARD, 2005). O projeto comercial PUV será significativamente diferente da usina protótipo. Foi planejada uma capacidade de recepção de cerca de 150 t/d de RSM e uma capacidade de combustão de cerca de 100t/d. A diferença de peso entre a recepção e a combustão deve-se ao fato de que a reciclagem de materiais e a secagem parcial do lixo ocorrem antes da combustão. Este lixo pré-selecionado e seco é chamado combustível derivado de resíduos (CDR)

### **3.1.1 Os participantes do projeto**

- a) USINAVERDE S.A.: Empresa privada responsável pelo financiamento do projeto, desenvolvimento e implementação da tecnologia. O protótipo é operado para consolidar a tecnologia e a companhia planeja oferecer a solução aos municípios brasileiros;
- b) COMLURB (Companhia Municipal de Limpeza Urbana): Responsável pelo fornecimento dos RSM da Estação de Transferência de Lixo da Usina do Caju, Rio de Janeiro;
- c) IVIG-COPPE/UFRJ (Instituto Virtual Internacional de Mudanças Globais/ Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pesquisa e Pós-Graduação em Engenharia / Universidade Federal do Rio de Janeiro): Responsável pela identificação dos parceiros, pela transferência de tecnologia e pelo monitoramento das emissões;
- d) Centro Clima COPPE UFRJ (Centro de Estudos Integrados sobre Meio Ambiente e Mudanças Climáticas do Instituto Alberto Luiz Coimbra de

Pesquisa e Pós-Graduação em Engenharia/Universidade Federal do Rio de Janeiro), em cooperação com a Fundação Coppetec: Responsável pela coordenação e implementação do DCP e por todos os demais passos do ciclo do Projeto MDL.

### **3.1.2 A tecnologia**

O CTU cobre uma área de 3000 m<sup>2</sup> no campus da UFRJ, na Ilha do Fundão, localizada às margens da Baía de Guanabara, no Rio de Janeiro. Os RSM incinerados no projeto MDL são coletados no próprio campus e transportados para a usina de transferência do Caju, a 5 km de distância. Ali, o lixo é preparado pela Comlurb, para que a experiência MDL utilize uma composição constante do lixo. Se não houvesse o projeto, o lixo seria depositado a 20 km de distância, no aterro Jardim Gramacho.

A Figura 3.1 apresenta uma visão geral do processo de recepção e incineração dos RSM, incluindo a lavagem do gás de combustão e a produção de energia. A seguir, são descritas as diferentes etapas de produção.

O primeiro passo é o recebimento dos RSM e a seleção de materiais recicláveis: os RSM recebidos são armazenados em um silo que alimenta uma esteira horizontal, onde catadores selecionam materiais de valor, tais como vidro, metais e polímeros recicláveis. Além disso, os materiais ricos em metais pesados, como baterias, são retirados da esteira. Os materiais selecionados são comprimidos e vendidos para companhias de reciclagem. Os catadores trabalham 6 dias por semana em dois turnos. O ar desagradável é aspirado e enviado diretamente para a câmara de combustão. Antes da incineração, o lixo é secado com o uso de calor excedente do processo. O lixo selecionado e secado é denominado combustível derivado de resíduos (CDR).

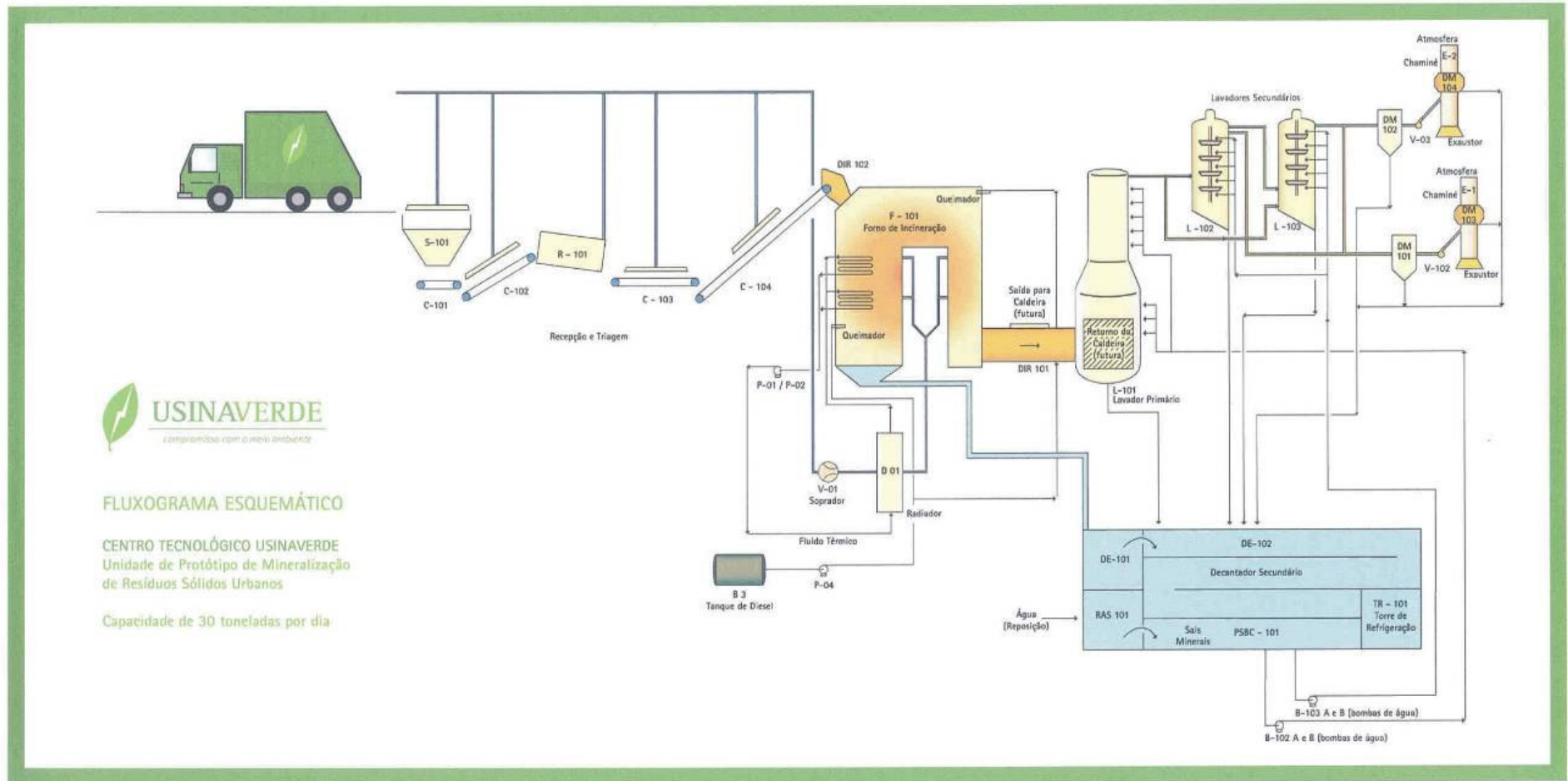


Figura 3.1: Visão geral do processo de recepção e incineração dos RSM no CTU. Fonte: Centro Clima (2005)

O segundo passo do processo é a incineração e recuperação de energia: O CDR é dirigido à câmara de combustão, que opera em uma temperatura mínima de 850°C. A cinza produzida é retirada com o uso de uma corrente de água no fundo da câmara. Os gases de combustão são conduzidos à câmara de pós-combustão, onde a temperatura é superior a 1000°C e um excesso de oxigênio garante a total oxidação. O projeto usa GLP como combustível auxiliar, em uma proporção aproximada de 8 kg por t de RSM tratado, para operar e controlar o processo. O processo é conduzido sob pressão negativa, para evitar vazamentos dos gases de combustão. Os gases quentes gerados são conduzidos para uma caldeira de recuperação de calor, onde se cria vapor pressurizado para impulsionar o turbo gerador que fornece eletricidade. Depois do processo de geração, o vapor é condensado e a água retorna ao processo inicial.

O próximo passo é a lavagem dos gases de combustão. Os gases de combustão são conduzidos ao equipamento de lavagem. O primeiro passo é aspergir água no gás de combustão para reduzir a temperatura e dissolver os gases ácidos. Depois, o gás é conduzido por um tubo cruzado por cortinas d'água produzidas por hélices em movimento<sup>18</sup>. A passagem do gás de combustão através destas cortinas d'água leva à sua purificação. Depois, os gases são secados e emitidos por meio da chaminé. O processo completo de lavagem do gás de combustão é feito sob pressão negativa e a água é reutilizada.

O último passo é a precipitação e decantação de sólidos das águas usadas. A cinza produzida na câmara de combustão é retirada por um fluxo de água e conduzida à câmara de decantação primária. Partículas sólidas se sedimentam no fundo da câmara e os componentes dissolvidos e alcalinos são transportados para uma

---

<sup>18</sup> Este processo foi desenvolvido e patentado pela companhia Usinaverde.



segunda câmara de decantação. Ali, a solução alcalina é neutralizada com a água ácida residual do processo de lavagem do gás de combustão, levando à precipitação de sais que podem ser periodicamente removidos do fundo da câmara. Se sua composição for adequada, eles podem ser usados como nutrientes agrícolas, na construção civil ou depositados em um aterro adequado.

## 4 Avaliação financeira do projeto

Este capítulo desenvolve os pressupostos operacionais e o modelo financeiro para fazer uma valoração do fluxo de caixa descontado (FCD) do PUV. Os pressupostos são desenvolvidos e descritos de acordo com a estrutura vertical da determinação do fluxo de caixa livre (FCL). O modelo serve para uma avaliação do valor do empreendimento que ignora condições específicas do financiamento por dívida. Igualmente, serve para chegar ao valor do capital social, também denominado valor do acionista, baseado em condições de financiamento específicas. A Figura 4.1 oferece uma visão da estrutura da determinação e valoração do FCL e do conteúdo do capítulo.

Seção	Ano 0	Ano 1 a 20
4.1	(Investimento)	
4.2		<b>Receita bruta</b> Tratamento dos RSM Eletricidade recuperada Reduções certificadas de emissões <b>(Impostos com base na receita bruta)</b> Pis / Cofins ICMS ISS outros <b>Receita líquida</b>
4.3		<b>(Custos operacionais)</b> Salários Materiais e serviços de terceiros <b>(Depreciação)</b> <b>Lucro operacional</b>
4.4		<b>(Imposto ajustado)</b> IR CSLL <b>(Amortização e juros no caso de dívidas)</b> <b>Depreciação</b> <b>Fluxo de caixa livre (Operacional ou do acionista)</b>
4.5		<b>Valoração FCD</b>

Figura 4.1: Estrutura da determinação e valoração do FCL e conteúdo do capítulo. Itens com valores negativos entre parênteses.

A seção 4.1 descreve e define o investimento necessário para iniciar o projeto. Supõe-se que todo investimento ocorre no ano zero. A seção 4.2 descreve e define as receitas do projeto, obtidas com a venda de eletricidade, RCE e o serviço de eliminação de RSM. Para esta definição, o volume de produção e o preço de venda foram estimados e projetados para 20 anos, que é o tempo estimado de vida do projeto. Como a legislação tributária brasileira requer o pagamento de impostos sobre a receita bruta, estes serão definidos para o cálculo da receita líquida. A seção 4.3 descreve as despesas aplicáveis para o cálculo do lucro operacional. Em primeiro lugar, os custos operacionais, como materiais e salários, devem ser projetados para o tempo de vida do projeto; posteriormente é preciso definir e subtrair a depreciação. Esta despesa não-financeira não impacta diretamente o FCL, mas é necessária para definir corretamente os gastos tributários. Como resultado, obtemos o lucro líquido operacional NOP (do inglês Net Operational Profit). A seção 4.4 descreve e define os impostos ajustados a serem pagos sobre o lucro líquido operacional para obter o lucro líquido operacional menos os impostos ajustados NOPLAT (do inglês Net operational profit less adjusted tax), e define a previsão do FCL, ao somar novamente a depreciação por ser uma despesa não financeira. Se houver financiamento por dívida e o FCL do acionista for avaliado, reduz-se a necessidade por capital social, e as despesas com a amortização e os juros da dívida diminuem o FCL do acionista. Finalmente, na seção 4.5, as projeções do FCL do empreendimento e do acionista são avaliadas por uma valoração FCD. Como o estudo avalia uma previsão geral, todas as estimativas de preços são genéricas e, apesar de permitirem entender as características financeiras gerais do projeto, qualquer projeto específico deve ser reavaliado com base nos dados pertinentes e nos preços de mercado aplicáveis.

#### 4.1 Investimento

O investimento necessário para a implementação do PUV foi calculado pela Companhia Usinaverde (MALTA, 2005a). Os números incluem planejamento, construção e implementação da usina com capacidade de processar 150 t/dia de RSM e uma capacidade de combustão de 100 t ao dia do lixo pré-selecionado e secado, denominado combustível derivado de resíduos (CDR). O investimento também inclui os equipamentos necessários para produzir energia elétrica para suprir a usina e um excedente de 2,1 MW/h. A estimativa compreende a assistência operacional por dois meses e o capital de giro necessário. O volume estimado de investimentos é de R\$ 24.161.058. Com relação ao custo do terreno, pressupõe-se que será oferecido pelo município pelo tempo de duração do projeto. Depois do fechamento do local, o terreno, incluídas as instalações, será devolvido ao município. De igual maneira, pressupõe-se que não haverá valor residual ao final do período de operações.

Não estão incluídos na estimativa os custos de preparar e terraplenar o terreno, uni-lo ao sistema viário e a jardinagem dos arredores. Estes são valores específicos de cada caso e, para facilitar, foi estimado um total fixo de R\$ 250.000. Além disso, deve-se somar os custos das licenças gerais e ambientais, um item difícil de estimar. De acordo com a CUV (MALTA, 2005f), um total de R\$ 150.000 é razoável. Deve-se pressupor também um aumento no custo pela necessidade de um processo completo de MDL. Michaelowa et al. (2003) estimam este custo em cerca de € 75.000, incluindo o desenvolvimento da linha de base e a aprovação de uma nova metodologia, e em € 35.000 a validação e o registro do projeto MDL. Estes custos provavelmente podem ser reduzidos com base na experiência atual e, certamente, no caso de usinas comerciais posteriores do mesmo tipo. Ainda assim, para o

propósito deste estudo, as estimativas são de R\$ 300.000. Há também despesas correntes de cerca de € 35.000 p.a com o monitoramento e a verificação bianual do projeto MDL.

Desta maneira, o investimento total é da ordem de R\$ 24.861.059, a serem desembolsados no ano zero. Para a avaliação, o estudo emprega duas estratégias. Em primeiro lugar, faz uma avaliação do valor do empreendimento do projeto e todos os fluxos de caixa relacionados ao financiamento como, por exemplo, os juros e a amortização, são desconsiderados. Isto significa supor que o projeto é financiado por capital próprio, enquanto o custo do capital deve ser definido de acordo com a estrutura de capitais pertinente.

Em segundo lugar, avalia-se o valor do acionista (do capital social) com base no FCL líquido dos pagamentos de juros e amortização da dívida. Projetos no setor de energia ou saneamento geralmente têm condições favoráveis de financiamento por dívida junto a entidades como o BNDES<sup>19</sup> ou o Banco Mundial. Para entender melhor o impacto deste financiamento por dívida, supomos uma linha de crédito específica oferecida pelo BNDES (2006) para financiar a produção de energia a partir de fontes renováveis, de acordo com a Lei N° 10.438 (2002) denominado PROINFA. Segundo as condições aplicáveis, 80% do volume total de investimentos é financiável por dívida com uma taxa de juros definido pela taxa de juros de longo prazo (TJLP), mais um spread de 3,5%. A amortização da dívida ocorre em 12 anos. A TJLP é definida a cada trimestre, com base em uma taxa internacional de retorno livre de risco, dada em termos reais, acrescentado o risco Brasil mais a meta brasileira de inflação (BNDES, 2005). De abril de 2004 a dezembro de 2005, a TJLP foi de 9,75% e baixou para 9% no primeiro quadrimestre de 2006. (FINEP, 2006).

---

<sup>19</sup> Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social.

Igualmente, a meta de inflação, que era de 5,5% em 2005, foi reduzida para 4,5% no início de 2006 (BCB, 2006). Portanto, a TJLP aumentou de 4,25% para 4,5% em termos reais. Além desta taxa, o BNDES exige um spread de 3,5%. Portanto, em termos reais, esta avaliação assume uma taxa de juros de 8%.

Pressupondo-se o financiamento por dívida, tal como descrito acima, o capital social necessário para o investimento é reduzido a 20% do volume total de investimentos, uma soma de R\$ 4.972.211. Deve-se observar que os gastos com juros reduzem as despesas com impostos. Os gastos com juros e amortização devem ser considerados como fluxos de caixa.

Agora que definimos os gastos de capital necessários para iniciar o projeto no ano zero, temos que calcular os fluxos de caixa que podemos esperar nos anos subseqüentes. Como um primeiro passo, é preciso estimar e projetar as receitas brutas que podem ser esperadas da operação. Portanto, precisamos calcular o volume de produção e o preço de todos os produtos e serviços comerciais.

## **4.2 Projeção das receitas**

Este item define as receitas que podem ser esperadas da incineração de RSM, da venda de energia e das RCE. As receitas relacionadas à reciclagem de materiais não são incluídas, pois são geradas pela cooperativa de catadores e não têm impacto no fluxo de caixa do investidor. Ainda assim, cabe mencionar que aproximadamente 33 catadores devem trabalhar na cooperativa. Seu trabalho é importante não só por recuperar materiais de valor, mas também por melhorar as características da combustão do lixo e reduzir as emissões de metais pesados.

### **4.2.1 Receitas com a incineração de RSM**

Os municípios brasileiros gastam uma parte considerável de seus orçamentos com coleta, transporte, tratamento e depósito do lixo (IBGE, 2000). Devido a restrições

financeiras, eles geralmente escolhem a solução mais barata, mas os problemas relacionados aos aterros inadequados de RSM geram cada vez mais custos externos e monetários, o que exige a adoção de critérios econômicos para as decisões futuras. Os dados sobre os custos monetários dos aterros são escassos e muitas vezes não são comparáveis, devido aos diferentes padrões das operações e diferenças na agregação dos custos. Em 1997, Calderoni (apud Seroa; Sayago, 1998) identificou um valor de R\$ 13/ t RSM para o depósito em um aterro sanitário. Naquela época, o custo para o uso de um depósito controlado era consideravelmente menor, de R\$ 6,0/ t RSM (COMLURB apud SEROA; SAYAGO, 1998). Estes valores são surpreendentemente baixos, mesmo quando corrigidos pela inflação. Mais recentemente, Carvalho mencionou, sem especificar a data, um custo de US\$ 5,50 (R\$ 12,50) para cada t de RSM depositado em Jardim Gramacho, um depósito controlado no Rio de Janeiro. Contudo, devemos ter em mente que este, assim como outros aterros brasileiros, alcançou sua capacidade máxima e novas soluções precisam ser encontradas. Os custos para o depósito em aterros sanitários novos e adequados são consideravelmente maiores. Dados disponíveis sobre um aterro sanitário no estado de São Paulo indicam valores entre R\$ 45 e R\$ 60/ t de RSM (VINHEDO, 2004). Segundo dados financeiros obtidos pela CUV (MALTA, 2005g) em um seminário da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública, os valores para depositar em aterros sanitários variam entre R\$ 37 e R\$ 63. Para o depósito em aterros controlados são cobrados R\$ 25, enquanto os ANG cobram entre R\$ 2,35 e R\$ 20. Estas cifras são aproximadas, já que a qualidade dos aterros não é clara nem uniforme e não sabemos se os preços incluem os custos do terreno, a implementação e as provisões para o fechamento futuro e o monitoramento, ou se cobrem apenas as despesas operacionais.

De acordo com Abrelpe (2004), baseado em um estudo do Ministério do Meio Ambiente, o país tem uma enorme demanda de aterros adequados, devido ao aumento do volume de RSM e à substituição dos lixões a céu aberto e outros aterros, que atingiram seu limite de capacidade. Para esta tarefa, fala-se de um valor de R\$ 950 milhões. Além disso, calcula-se outros R\$ 435 milhões para fechar e remediar os lixões e este número é um claro indicador dos consideráveis custos externos acumulados no passado. No total, são R\$ 1,3 bilhão em investimentos e uma estimativa de R\$ 80 milhões em custos operacionais mensais.

Apesar da informação ser vaga, podemos apontar um leque de valores considerados adequados para descrever o mercado atual. Para os fins desta avaliação, usaremos um valor mínimo de R\$ 30, um valor médio de R\$ 40 e um valor máximo de R\$ 50 por t de RSM tratado.

De acordo com a capacidade da usina, de 150 t de lixo por dia e um regime operacional de 340 dias ao ano, o cálculo se baseia numa capacidade anual de 51.000 t.

Em nossa previsão, podemos esperar que os preços para o depósito de RSM subirão consideravelmente com o aumento da população e do padrão de vida, à medida que as externalidades negativas se tornem mais aparentes e o espaço para os aterros se tornem mais raros ou distantes. Isto indica que os preços para o depósito de RSM subirão acima da inflação. Por outro lado, eles sofrem influência governamental e nem sempre se pode esperar ajustes adequados e rápidos. Para ser conservador, este estudo espera que o crescimento da receita acompanhe a inflação.



#### **4.2.2. Geração e venda de eletricidade**

O PUV foi projetado com um turbo gerador de 3 MW e, depois de alimentar a própria demanda da usina, deve fornecer um excedente de 2.1 MWh/h. Supondo que a usina opere 340 dias ao ano, ela poderá vender um volume anual de 17.233 MWh. Alternativamente, pode-se calcular uma produção líquida de energia de cerca de 300 kW por t de RSM tratado ou de 500 kW por t de CDR incinerado.

É difícil fazer projeções de médio e longo prazo dos preços da eletricidade, pois a produção e distribuição de energia é fortemente regulamentada no Brasil e a oferta depende das circunstâncias climáticas, que têm causado fortes flutuações em anos recentes. Depois da crise energética e do racionamento de 2001/2, o país viveu uma diminuição da demanda e, conseqüentemente, um excedente de energia. Até 2008/9 esta situação não deve mudar, com a entrada de uma série de investimentos, alguns deles adiados devido à diminuição da demanda. Este excedente abaixou os preços para até R\$ 84/ MWh, o que impediu investimentos no setor e levou a projeções de futura escassez de energia no médio prazo. Os preços recentes têm girado em torno de R\$ 115/ MWh, e os preços projetados para as usinas novas são de R\$ 110 a 118 para as hidrelétricas e de R\$ 121 a \$ 128 para as modernas usinas de TGCC. (CELPE, 2005).

Uma outra possibilidade para estabelecer o preço da energia do PUV é referir-se à lei brasileira de incentivo à energia renovável. A Lei n° 10.438 (2002), denominada PROINFA, visa a “aumentar a participação da energia elétrica produzida por empreendimentos de produtores independentes autônomos, concebidos com base em fontes eólica, pequenas centrais hidrelétricas e biomassa”. A lei define que um volume inicial de 3.300 MW desta energia deve ser contratada com a garantia de preços mínimos e que uma expansão posterior deve aumentar a participação da

energia renovável a cerca de 10%. A lei não se aplica explicitamente ao PUV, que queima biomassa misturada com polímeros. Em regulamentação posterior (MME, 2004), apesar de não ter sido contemplada em princípio, a geração de energia a partir de GAS foi aceita e o PUV pode reivindicar um status similar. Os valores mínimos atribuídos variam segundo a fonte de energia. Para o caso do GAS foi definido um valor de R\$ 169,09 /MWh.

Para os fins deste estudo, foram calculados um valor mínimo de R\$ 110, um valor médio de R\$ 125 e um valor máximo de R\$ 170.

Para nossa previsão, podemos esperar que os preços da energia se elevarão acima da inflação, como sucedeu em anos recentes mas, diante da alta flutuação e da forte regulamentação dos preços da eletricidade no Brasil, é difícil fazer uma projeção detalhada. No caso de nosso estudo, é suficiente supor que os preços da energia acompanharão a inflação.

#### **4.2.2 Geração e venda de RCE**

Ao queimar os RSM em vez de aterrá-los, o projeto evita a produção do GEE metano. Por outro lado, a incineração de RSM e do combustível auxiliar produz o GEE CO<sub>2</sub>. Apesar de ser biogênico quando atribuído à combustão de materiais orgânicos naturais como, por exemplo, papel e madeira, ele deve ser considerado emissão de GEE antrópica quando for atribuído à combustão de derivados de combustíveis fósseis, como são os plásticos.

Além destes efeitos, a energia líquida produzida por uma usina WTE substitui energia de outras fontes como, por exemplo, do gás natural, além das emissões correlatas. Igualmente, a reciclagem de materiais, por exemplo, alumínio e vidro, substitui a produção de novos materiais e suas respectivas emissões. Devido à complexa determinação, estes efeitos substitutivos são desconsiderados pelo projeto

MDL CTU e por este estudo. O fato de que não se demande RCE para estes efeitos contribui para o conservadorismo do projeto MDL e desta avaliação financeira e econômica.

De acordo com o DCP (CENTRO CLIMA, 2005), o CTU está tentando registrar-se como um projeto em pequena escala (PPE), cujos procedimentos e exigências estão definidos no Appendix B1 V05 (UNFCCC, 2005) <sup>20</sup>. Este documento define metodologias simplificadas para os PPE de diferentes tipos e categorias. O CTU procura ser classificado como Tipo III, categoria IE. “Combustão controlada para evitar a produção de metano pela decomposição da biomassa” (UNFCCC, 2005, tradução nossa). Esta categoria é aplicável, pois o projeto evita o depósito de RSM em aterros que produzem metano. Como isto é prática comum no Brasil, justifica-se seu uso como linha de base, segundo os critérios descritos no item 2.1.2. A metodologia aprovada para esta categoria (UNFCCC, 2005) define os procedimentos e a fórmula para determinar o volume de redução de metano. A operação queima biomassa e combustíveis fósseis, como plásticos e combustível auxiliar, e, por isto, o projeto é responsável por emissões consideráveis de GEE antrópicos que devem ser levadas em conta. Deve-se observar especialmente que um PPE pode produzir um máximo de 15.000 t CO<sub>2</sub>e de emissões diretas de GEE antrópicos. Como este volume vai ser superado pelo PUV, o projeto vai ter maiores gastos para seguir os procedimentos completos de um MDL.

A geração líquida de RCE é determinada pela mitigação de emissões de GEE em comparação com a linha de base líquida das emissões antrópicas diretas do projeto. Estas são determinadas e calculadas de acordo com a metodologia categoria III. E,

---

<sup>20</sup> Na época da finalização deste estudo, foi publicada uma versão revisada, em 3 de março de 2006, que traz mudanças significativas. Como não estão em concordância com o DCP do CTU, este estudo é feito de acordo com a versão 05. Como foi mencionado, qualquer projeto comercial dependeria de uma nova metodologia MDL, o que será comentado na Conclusão.

versão 05 (UNFCC, 2005), usada no DCP do projeto CTU. Quando necessário, são empregados os princípios e valores padrões definidos pelo IPCC (1996) e também estimativas específicas do projeto. O DCP visa a calcular o volume total de RCE e nós determinamos as reduções de emissões com relação a uma t de RSM, gerando, portanto, os fatores de emissão necessários para a avaliação econômica e financeira. Quando este estudo necessitar ajustar as suposições e procedimentos do DCP (CENTRO CLIMA, 2005) para gerar resultados de validade geral, isto será afirmado explicitamente.

#### 4.2.2.1 Determinação do fator de emissão da linha de base

O cenário de referência é a situação em que, na ausência das atividades do projeto, a biomassa e outras matérias orgânicas se decompõem dentro do limite do projeto e há emissões de metano na atmosfera. As emissões da linha de base são a quantidade de metano produzido pela decomposição da biomassa ou do lixo orgânico tratado pelas atividades do projeto. (UNFCC, 2005, tradução nossa).

Segundo o IPCC (1996), os RSM aterrados sofrem decomposição anaeróbica de seus materiais orgânicos naturais, como papel e restos de alimentos, um processo que gera biogás composto de cerca de 50% de CH<sub>4</sub>, 45% de CO<sub>2</sub> e outros gases. O CH<sub>4</sub> produzido é considerado um GEE antrópico, pois está relacionado à atividade humana de aterrar os RSM. O CO<sub>2</sub> gerado por este processo, apesar de ser um GEE, não é considerado antrópico, pois os materiais orgânicos naturais teriam se decomposto para dar origem a CO<sub>2</sub> de qualquer maneira, independente da atividade humana.

A determinação do fator de emissão da linha de base (FEB) é feita de acordo com a metodologia e a fórmula definidas pela categoria III.E:

$$\text{FEB}[\text{tCO}_2\text{e} / \text{t RSM}] = \text{FCM}_D \times \text{COD} \times \text{COD}_F \times \text{FEM} \times \text{FC} \times \text{PAG}(\text{CH}_4)$$

- FEB** Fator de emissão da linha de base [t CO<sub>2</sub>e / t RSM] calculado para a decomposição da biomassa de RSM na região das atividades do projeto.
- FCM<sub>D</sub>** Fator de correção do metano, de acordo com o local de depósito de lixo considerado como linha de base. A metodologia diferencia o FCM para aterros sanitários (FCM = 1), lixões a céu aberto com profundidade acima de 5 m (FCM = 0,8) e lixões a céu aberto com profundidade menor do que 5 m (FCM = 0,4). Este tratamento diferenciado ajusta a emissão da linha de base ao fato de que lixões rasos facilitam a decomposição aeróbica, ao passo que os aterros cobertos facilitam a formação anaeróbica de GAS. No âmbito deste estudo, as três realidades são consideradas linhas de base, ao passo que o DCP (CENTRO CLIMA, 2005) emprega o aterro controlado de Gramacho como linha de base. Por ser coberto freqüentemente com uma camada de argila, neste caso se aplica um FCM de 1,0.
- COD** Carbono orgânico degradável [t COD / t RSM]. Este fator quantifica o carbono orgânico contido no RSM respectivo, passível de decomposição bioquímica. O IPCC (1996) apresentou um valor padrão nacional de 1,12 para o Brasil, devido ao lixo fresco (úmido). No entanto, recomenda-se calcular o COD com base na composição específica do lixo, utilizando a média ponderada do conteúdo de carbono degradável dos diversos componentes:
- $$\text{COD} = 0.4 \times \text{Papel} + 0.17 \times \text{Folhas} + 0.15 \times \text{Mat. Orgânica} + 0.3 \times \text{Madeira}$$
- O IPCC alerta explicitamente que a composição gravimétrica do lixo fresco (úmido) deve ser utilizada no cálculo. Apesar desta recomendação, o DCP (CENTRO CLIMA, 2005) emprega dados que separam a umidade dos outros componentes do lixo e obtém um COD de 0,09m, muito baixo quando comparado aos valores padrão brasileiros e de outros países (IPCC, 1996).
- COD<sub>F</sub>** A fração do COD que realmente entra em decomposição. Como o processo anaeróbico é incompleto, a metodologia sugere um valor padrão de 77%.
- FEM** Fração de carbono emitida como metano. O valor padrão do IPCC é 50%.
- FC** Fator de conversão do carbono em metano = 16/12
- PAG(CH<sub>4</sub>)** Potencial de aquecimento global (PAG) para CH<sub>4</sub> (t CO<sub>2</sub>e / t CH<sub>4</sub>)

Como os diferentes casos de linha de base e as circunstâncias levam a valores diferentes do FEB, seu cálculo é exemplificado para diferentes situações características. Os cálculos e resultados podem ser observados na Tabela 4.1.

- Caso I: Baseado na composição média do lixo das áreas rurais no estado de Minas Gerais e na suposição de que o projeto de linha de base é um ANG com menos de 5 m de profundidade, típico das regiões rurais (PERREIRA; NEVES, 1999).
- Caso II: Baseado na composição média do lixo da cidade de São Paulo e na suposição de um ANG com uma profundidade maior do que 5 m (PREFEITURA DA CIDADE DE SÃO PAULO, 2003).
- Caso III: Baseado na composição média do lixo observada no Rio de Janeiro (COMLURB, 2003) e na suposição de um aterro controlado com cobertura de terra.
- Caso IV: Baseado na composição do lixo observada em Vitória (MALTA 2005e) e na suposição de um aterro controlado com cobertura de terra.
- Caso V: Baseado nos dados empregados para o projeto MDL do CTU, tal como exposto no DCP (CENTRO CLIMA, 2005).

Tabela 4.1: Cálculo do fator de emissão da linha de base (FEB) para diferentes casos e suposições. A origem das variáveis é indicada, os valores padrão foram definidos pelo IPCC (1996) e os cálculos são indicados pela fórmula simplificada, com referência às linhas das variáveis.

Cálculo do FEB				Casos				
Linha	Variável	Origem	Cálculo	I	II	III	IV	V
				Média rural MG	Média urbana SP	Média urbana RJ	Média Vitória	DCP
A	FCM <sub>D</sub>	Padrão		0,4	0,8	1	0,8	1
B	COD	Calculado	F(C,D,E,F)	0,1374	0,1355	0,1502	0,1498	0,0978
C	Papel / RSM	Coletado		9,30%	11,08%	16,06%	10,22%	14,73%
D	Folhas / RSM	Coletado		0,00%	0,00%	2,34%	0,00%	5,32%
E	Org. M. / RSM	Coletado		66,80%	57,54%	53,33%	69,82%	17,30%
F	Madeira / RSM	Coletado		0,00%	1,62%	0,66%	1,40%	1,29%
G	COD <sub>F</sub>	Padrão		0,77	0,77	0,77	0,77	0,77
H	FEM	Padrão		0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
I	FC	Padrão		1,333	1,333	1,333	1,333	1,333
J	Potencial de CH <sub>4</sub> / t RSM	Calculado	(AxBxGxH)	0,0282	0,0556	0,0771	0,0615	0,0502
K	PAG CH <sub>4</sub>	Padrão		21	21	21	21	21
L	<b>FEB</b> [tCO <sub>2e</sub> /t RSM]	Calculado	JxK	<b>0,5925</b>	<b>1,1685</b>	<b>1,6191</b>	<b>1,2920</b>	<b>1,0541</b>

Apesar de os dados sobre a composição do lixo não serem comparáveis em todos os aspectos, podemos identificar algumas propriedades comuns e diferentes. Em primeiro lugar, o conteúdo do material orgânico é alto nos casos I a IV, assim como a

umidade. Estas características parecem ser típicas das amostras do lixo brasileiro. Comparado com isto, a composição do lixo empregada no DCP (Caso V) indica um conteúdo orgânico bastante baixo, um fato compreensível, pois o conjunto de dados identifica a umidade como um componente separado e não como parte dos componentes orgânicos. Portanto, as amostras são mais similares do que sugerem os dados, mas a diferença na determinação dos dados causa diferenças significativas nos cálculos.

A análise dos dados mostra que o fator  $FCM_D$  tem um grande impacto nas emissões da linha de base. Isto indica que um projeto MDL será mais adequado se a linha de base consistir em um ANG de profundidade suficiente ou se possuir cobertura regular que justifique o uso de um  $FCM_D$  de 1. Além disso, observamos que o alto COD, característico do lixo brasileiro, aumenta o FEB. Em contraponto, há alto conteúdo de umidade, o que certamente diminui o conteúdo de energia específico, mas esta questão técnica foge ao âmbito deste estudo.

#### 4.2.2.2 Fatores das emissões antrópicas de GEE do projeto

A incineração de materiais bio-orgânicos, como madeira e papel, gera  $CO_2$  que não é antrópico e, portanto, não é considerado emissão de GEE do projeto. Contudo, a incineração de qualquer componente orgânico gera traços dos GEE  $CH_4$  e  $N_2O$  que devem ser levados em conta. Este estudo calcula o fator de emissão da incineração (FEI) de acordo com a metodologia III. As emissões de  $CH_4$  e  $N_2O$  são determinadas usando os valores padrão do IPCC.

$$FEI [t CO_2e / t RSM] = E_{BM} (CH_4\_FE \times PAG(CH_4) + N_2O\_FE \times PAG(N_2O)) \times CC$$

**$E_{BM}$**  Conteúdo energético da biomassa (TJ/t). O DCP estima um valor de 0,008152026 TJ/kg

**$CH_4\_FE$**  Fator de emissão de  $CH_4$  para a queima de biomassa e lixo (agrícola, municipal e industrial). O valor padrão é 0,3 t  $CH_4$ /TJ

- PAG(CH<sub>4</sub>)** Potencial de aquecimento global de CH<sub>4</sub> (t CO<sub>2</sub>e / t CH<sub>4</sub>). O valor padrão é 21
- N<sub>2</sub>O\_FE** Fator de emissão de N<sub>2</sub>O para a queima de biomassa e lixo (agrícola, municipal e industrial). O valor padrão é 0,004 t N<sub>2</sub>O/TJ
- PAG(N<sub>2</sub>O)** Potencial de aquecimento global para N<sub>2</sub>O (tCO<sub>2</sub>e / t N<sub>2</sub>O). O valor padrão é 296
- CC** Conteúdo combustível do RSM, variável observada

Diferentes circunstâncias, tais como a composição e o conteúdo de energia do RSM, podem levar a diferentes valores do FEI, por isto o cálculo deve ser feito caso a caso. Na Tabela 4.2, o cálculo é exemplificado para os casos acima mencionados. Os valores de CC não são verdadeiramente comparáveis, devido às diferenças de umidade. Além disso, não foi possível obter dados específicos sobre o conteúdo de energia. Ainda assim, os cálculos permitem avaliar a dimensão e a sensibilidade dos números.

Tabela 4.2: Cálculo do fator de emissão de incineração (FEI) para diferentes casos e suposições. A origem das variáveis é indicada, os valores padrão foram definidos pelo IPCC (1996) e os cálculos são indicados pela fórmula simplificada, com referência às linhas das variáveis.

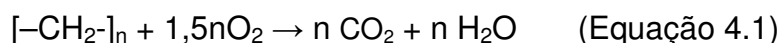
Cálculo do FEI				Casos				
				I	II	III	IV	IV
Linha	Variável	Origem	Cálculo	Média rural MG	Média urbana SP	Média urbana RJ	Média Vitória	DCP
A	EB <sub>M</sub> [TJ/kg]	DCP		0,00815	0,00815	0,00815	0,00815	0,00815
B	CH <sub>4</sub> _FE [t CH <sub>4</sub> / TJ]	Padrão		0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
C	PAG CH <sub>4</sub>	Padrão		21	21	21	21	21
D	N <sub>2</sub> O_FE [t N <sub>2</sub> O/ TJ]	Padrão		0,004	0,004	0,004	0,004	0,004
E	PAG N <sub>2</sub> O	Padrão		296	296	296	296	296
F	CC	Calculado		85%	87%	92%	96%	56%
H	<b>FEI</b> [tCO <sub>2</sub> e/t RSM]	Calculado	$Ax(BxC+DxE)xF$	<b>0,05161</b>	<b>0,05324</b>	<b>0,05601</b>	<b>0,05848</b>	<b>0,03431</b>



Uma análise dos números mostra que o FEI é pequeno se comparado ao FEB, cerca de 4% nos casos II a V. Devido ao impacto relativamente pequeno da variável, não foi feita nenhuma outra pesquisa para definir o  $EB_M$  de forma mais específica.

Além destas emissões de GEE inerentes ao processo de combustão, temos que levar em conta aquelas originadas pela combustão de componentes orgânicos fósseis do RSM, como plásticos e borracha, denominados polímeros (P), e também do combustível auxiliar usado no processo.

Os materiais poliméricos P são representados pela fórmula  $[-CH_2-]_n$ . Ao serem queimados, cada monômero  $CH_2$  gera uma molécula de  $CO_2$ :



O balanço de massa mostra que a soma total das moléculas de  $CO_2$  emitidas é igual à soma total de monômeros de  $CH_2$  incinerados. Este número é obtido pela divisão da massa total de P incinerados pela massa molar  $M^{21}$  de  $CH_2$  [ $M(CH_2) = 14 \text{ g mol}^{-1}$ ].

Portanto, cada t de P contém

$$1 \times 10^6 \text{ g} / 14 \text{ g mol}^{-1} = 71428,6 \text{ moles de } CH_2. \quad (\text{Equação 4.2})$$

Isto gera 71428,6 moles<sup>22</sup> de  $CO_2$  ao ser incinerado. Usando a massa molar de  $CO_2$  [ $M(CO_2) = 44 \text{ g / mol}$ ] podemos calcular a quantidade de  $CO_2$  emitida pela combustão de 1 t de polímero:

$$71428,6 \text{ mol} \times 44 \text{ g mol}^{-1} = 3,143 \times 10^6 \text{ g} = 3,143 \text{ t } CO_2 / \text{ t P} \quad (\text{Equação 4.3})$$

Como as combustões geralmente são incompletas, supõe-se uma Eficácia da Combustão (EC) de 90% (CENTRO CLIMA, 2005).

---

<sup>21</sup> A Massa Molar (M) é definida como o peso de  $6 \times 10^{23}$  moléculas, uma unidade comum em química.

<sup>22</sup> O mol é definido como o número de  $6 \times 10^{23}$  e é usado para quantificar moléculas.

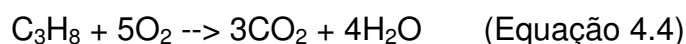
Com o resultado da Equação 4.3, a EC e a cota gravimétrica de P nos RSM, podemos calcular o fator de emissão de carbono antrópico (FECA) em termos do  $tCO_2e / t$  (RSM). Os cálculos são feitos na Tabela 4.3.

Tabela 4.3: Cálculo do fator de emissão de carbono antrópico (FECA) para diferentes casos e suposições. A origem das variáveis é indicada, os valores padrão foram definidos pelo IPCC (1996) e os cálculos são indicados pela fórmula simplificada, com referência às linhas das variáveis.

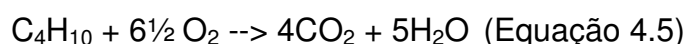
Cálculo do FECA				Casos				
				I	II	III	IV	IV
Linha	Variável	Origem	Cálculo	Média rural MG	Média urbana SP	Média urbana RJ	Média Vitória	DCP
A	P [t/ t RSM]	Coletado		0,085	0,1703	0,1942	0,1441	0,176
B	t CO <sub>2</sub> / t P	Calculado	Equação 4.3	3,143	3,143	3,143	3,143	3,143
C	EC	Padrão		0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
D	<b>FECA</b> [t CO <sub>2</sub> / t RSM]	Calculado	Ax(BxC+ DxE)xF	<b>0,24044</b>	<b>0,48173</b>	<b>0,54933</b>	<b>0,40762</b>	<b>0,497851</b>

Com relação ao GLP queimado como combustível auxiliar, podemos supor que sua composição molecular média é de 50% de propano e 50% de butano. A combustão destes componentes é descrita pelo seguinte balanço de massa:

Propano:



Butano:



Assim, a combustão de um mol de propano gera três moles de CO<sub>2</sub>, ao passo que a combustão de um mol de butano gera quatro moles de CO<sub>2</sub>.

Considerando-se a massa molar do propano [M (C<sub>3</sub>H<sub>8</sub>) = 44 g mol<sup>-1</sup>], butano [M (C<sub>4</sub>H<sub>10</sub>) = 58 g mol<sup>-1</sup>] e CO<sub>2</sub> [M (CO<sub>2</sub>) = 44 g / mol], podemos calcular que a combustão de 44 g de propano gera 132 g de CO<sub>2</sub> e a combustão de 58g de butano gera 176 g de CO<sub>2</sub>. Além disso, podemos calcular que a composição do GLP é de

cerca de 43% propano e 57% butano em termos de peso. Em conseqüência, cada t de GLP produz:

$$0,43 \text{ t} / 44 \text{ g mol}^{-1} \times 132 \text{ g CO}_2 + 0,57 \text{ t} / 58 \text{ g mol}^{-1} \times 176 \text{ g CO}_2 \\ = 3,0197 \text{ t CO}_2 / \text{t GLP} \quad (\text{Equação 4.6})$$

Portanto, obtém-se o fator de emissão da incineração de gás líquido (FEGLP) de 3,0197 t de CO<sub>2</sub> por cada t de GAS incinerado.

De acordo com o DCP (CENTRO CLIMA, 2005), uma média de 8 kg de GAS é queimada como combustível auxiliar para cada t de RSM. Isto gera cerca de 24,16 kg de emissões antrópicas adicionais de CO<sub>2</sub> por t de RSM.

A Tabela 4.4 combina as emissões antrópicas calculadas e os efeitos da mitigação para os casos apresentados, para obter os fatores de mitigação (FM) que quantificam a redução de tCO<sub>2</sub>e por cada t de RSM incinerada. No caso I, onde se supõe a composição do lixo rural e ANG rasos, obtém-se um FM de 0,27. O Caso II supõe o depósito de lixo urbano típico em um ANG e obtém um FM consideravelmente mais alto, de 0,6. O FM mais elevado, de 0,99, é obtido no caso III, onde se supõe o depósito de RSM com um alto COD em um aterro controlado. O Caso IV descreve uma situação para os RSM com um COD relativamente alto depositado em um ANG com um FCM<sub>D</sub> de 0,8. O Caso V mostra o valor obtido pelo DCP (CENTRO CLIMA, 2005).

Tabela 4.4: Cálculo do fator de mitigação (FM) para diferentes casos e suposições. A origem das variáveis é indicada por referência a outras tabelas e equações. Os valores padrão foram definidos pelo IPCC. Os cálculos são indicados pela fórmula simplificada, com referência às linhas das variáveis.

Cálculo do FM				Casos				
				I	II	III	IV	IV
Linha	Variável	Origem	Cálculo	Média rural MG	Média urbana SP	Média urbana RJ	Média Vitória	DCP
A	FEB	Calculado	Tab. 4.1 Linha L	0,5925	1,1685	1,6191	1,2920	1,0541
B	FEI	Calculado	Tab. 4.2 Linha H	0,0516	0,0532	0,0560	0,0585	0,0343
C	FECA (t CO <sub>2</sub> / t RSM)	Calculado	Tab. 4.3 Linha D	0,2404	0,4817	0,5493	0,4076	0,4979
D	t GLP/ t RSM	observado		0,008	0,008	0,008	0,008	0,008
E	FEGLP (t CO <sub>2</sub> / t GLP)	Calculado	Equação 4.6	3,0197	3,0197	3,0197	3,0197	3,0197
F	<b>FM</b>	Calculado	A-B-C- (DxE)	<b>0,2763</b>	<b>0,6093</b>	<b>0,9896</b>	<b>0,8017</b>	<b>0,4978</b>

O exame dos dados indica que o caso rural descrito no Caso I não é a situação mais adequada para a implementação de um MDL. O Caso V, com dados do DCP (CENTRO CLIMA, 2005) têm valor limitado, devido à singular composição do lixo e à agregação distinta dos dados. Portanto, os casos II – IV são os mais relevantes para um projeto real.

Para os fins desta avaliação, estes valores são a referência para definir um FM mínimo de 0,60, um valor médio de 0,80 e um valor máximo de 1,0 em termos de tCO<sub>2</sub>e / t RSM incinerado.

#### 4.2.2.3 Conformidade com os critérios para um projeto em pequena escala

Como explicado anteriormente, as emissões diretas de um PPE limitam-se a 15.000 tCO<sub>2</sub>e p.a. Se um projeto excede este número, perde status como PPE e passa a ser sujeito aos procedimentos de um MDL completo.

Com base nos dados tratados, podemos calcular o total de emissões de GEE antrópicas diretas (ED) do projeto. A Tabela 4.5 implementa os cálculos para os casos especificados.

Tabela 4.5: Cálculo das emissões diretas (ED) de diferentes casos e suposições. A origem das variáveis é indicada por referência a outras tabelas e equações. Os cálculos são indicados pela fórmula simplificada, com referência às linhas das variáveis.

Cálculo do ED				Casos				
				I	II	III	IV	IV
Linha	Variável	Origem	Cálculo	Média rural MG	Média urbana SP	Média urbana RJ	Média Vitória	DCP
A	FEI	Calculado	Tab. 4.1 Linha H	0,05161	0,05324	0,05601	0,05848	0,034312
B	FECA (tCO <sub>2</sub> / t RSM)	Calculado	Tab. 4.3 Linha D	0,24044	0,48173	0,54933	0,40762	0,497851
C	t GLP/ t RSM	DCP		0,008	0,008	0,008	0,008	0,008
D	tCO <sub>2</sub> / t GLP	Calculado	Equação 4.6	3,0197	3,0197	3,0197	3,0197	3,0197
E	ED	Calculado	A+B+(DxE)	0,31621	0,55913	0,6295	0,49025	0,556321
F	RSM t/ a	Calculado	15000/E	47437	26827	23828	30597	26963
G	RSM t/ d	Calculado	F/340	140	79	70	90	79

Os dados mostram que as ED dependem principalmente do fator FECA, que é diretamente proporcional à quota de plástico contido no lixo. Além disso, a linha G mostra que as ED geradas pela incineração não permitem operar uma PUV com uma capacidade bruta de 150 t RSM/d. Nestes casos, as emissões antrópicas diretas excedem 15.000 t p.a. e o projeto perde status como PPE.

Segundo o DCP e sua metodologia, os RCE são calculados com base no RSM recebido pela usina e não de acordo com o CDR incinerado. Isto leva a superestimar as ED, pois uma parte dos plásticos contidos nos RSM é coletada para reciclagem. A coleta e a secagem de outros componentes também alteram a composição do lixo. Portanto, pode ser uma solução basear os cálculos e o monitoramento no CDR líquido que é realmente incinerado, um procedimento considerado mais apropriado também com relação à metodologia. De qualquer maneira, os ED do projeto estão próximos ou acima do máximo admitido para um PPE e uma usina expandida de

dois ou mais módulos certamente não seria aceita como um PPE. A única solução é desenvolver um projeto MDL completo, um passo que implica desenvolver uma nova metodologia e satisfazer novas exigências. Para este estudo, supõe-se que um PUV necessariamente deve passar por todo o processo MDL e seus custos respectivos. Devido à falta de metodologia apropriada, a avaliação da linha de base e a determinação do FM são feitas como previsto no DCP (CENTRO CLIMA, 2005) e na metodologia usada.

#### **4.2.2.4 Os preços obtidos pelos RCE**

É difícil identificar o preço de um RCE para um projeto e ainda mais difícil é calcular números gerais. Os preços dependem do risco específico do projeto e de sua qualidade em termos de sustentabilidade. Se for necessário, o financiamento à base da venda de RCE a termo (também chamada de forward), obtém-se preços relativamente baixos, devido ao risco de não-cumprimento. O não-cumprimento pode ocorrer, por exemplo, caso um projeto MDL não seja aprovado pelo Conselho MDL. Uma possível fonte para obter este financiamento é o Banco Mundial (BIRD) e seus diversos Fundos de Carbono. De acordo com uma apresentação do BIRD na Expo Carbono 2005, os preços médios pagos pelo banco por projetos convencionais de redução de GAS são de US\$ 4,5 (Greiner, 2005). Os preços médios, que incluem os projetos estabelecidos, são um pouco mais elevados e, segundo PointCarbon (apud GTZ, 2006), em 2005 pagava-se um preço médio de 6.7 €/RCE. Caso o projeto seja considerado de médio risco, devido à metodologia adotada e à reputação dos participantes, pode-se esperar preços em torno de € 5 a 6. Caso o projeto seja de baixo risco, pode-se esperar € 8 e, para os projetos registrados, um preço aproximado de € 12. No caso dos projetos Padrão Ouro registrados, se paga até € 15 (GTZ, 2006).

Para esta avaliação, supusemos um valor mínimo de € 4, um valor médio de € 6 e um valor máximo de € 8. Estas cifras supõem a venda com base em um contrato a termo e consideram que o projeto ainda não existe e que o PUV teria que passar por uma avaliação MDL completa. Assim que esta limitação for superada e o primeiro PUV estiver operando, possivelmente como um projeto Padrão Ouro, será possível obter preços consideravelmente mais elevados.

Outro aspecto crítico é o período de crédito. Segundo o Conselho MDL, um projeto pode optar por um período fixo de crédito de 10 anos ou por um “Período de Crédito Renovável”:

“Neste caso, o período de crédito pode ser de no máximo sete anos. O período de crédito pode ser renovado no máximo duas vezes (no máximo 21 anos), sempre que, em cada renovação, uma entidade operacional designada determine que a linha de base do projeto original continua válida ou foi atualizada de acordo com novos dados, onde cabível, e informe o Conselho Executivo” (CDM EXECUTIVE BOARD, 2005, tradução nossa).

Para esta avaliação, supusemos um período de crédito de 20 anos, mas consideramos que isto envolve o risco de que o crédito não seja renovado, além da incerteza do período pós-2012.

Ao transferir os valores definidos acima para o real brasileiro, aplicando uma taxa de câmbio na faixa de 2,6 R\$/€, obtemos um valor mínimo de R\$ 10, um valor médio de R\$ 16 e um valor máximo de R\$ 22, que serão usados na avaliação do projeto.

Com relação à previsão, podemos esperar que os preços subam acima da inflação, mas projeções específicas dependem de informações específicas sobre os contratos de venda. Portanto, é considerado conservador supor preços constantes.

Agora desenvolvemos todas as suposições quanto às receitas do projeto com a venda de RCE, o tratamento dos RSM e a venda de energia elétrica. A Tabela 4.6 no item 4.2.4 apresenta uma visão geral dos preços definidos.

### **4.2.3 Impostos sobre a receita bruta**

O projeto é sujeito a diferentes impostos, alguns deles calculados com base na receita bruta. De acordo com a CELPE (2005), os seguintes impostos se aplicam ao setor de energia:

- a) COFINS (Contribuição Social sobre o Faturamento). Esta contribuição social, de 7,6% sobre a receita bruta das vendas de produtos e serviços, é cobrada pela União brasileira;
- b) PIS/PASEP (Programa de Integração Social / Programa de Formação do Servidor Público). Esta contribuição social de 1,65% sobre a receita bruta é cobrada pela União brasileira;
- c) CPMF (Contribuição Provisória sobre Movimentações Financeiras). Esta contribuição de 0,38% sobre o desconto de cheques é cobrada pela União brasileira.

Portanto, os impostos sobre a receita bruta no setor energético somam 9,63%. Mas como o projeto tem outras receitas com a venda de RCE e o tratamento de RSM, pode ser taxado com outros impostos, entre eles o ICMS (Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços), um imposto estadual que se aplica quando a energia é transferida de um estado ao outro, ou ISS (Imposto sobre Serviços), uma taxa municipal. A alíquota depende de cada município, mas não excede 5% sobre a receita bruta.

Em uma estimativa geral, a Usinaverde e este estudo trabalham com uma porcentagem de 13% de impostos sobre a receita bruta.

### **4.2.4 A projeção da receita líquida**

Este item define uma gama das receitas que se pode esperar com a venda de energia, RCE e o serviço de depósito de lixo. Os preços foram definidos acima. A



capacidade da usina para o tratamento de RSM é definida em 51.000 t / RSM por ano. A eletricidade gerada é definida em 17.234 MWh por ano. O volume de RCE gerados pelo projeto depende da linha de base específica e de outras suposições mas, para os exemplos apresentados, foram obtidos valores de 0,6; 0,8 e 1,0 tCO<sub>2</sub>e por t de RSM incinerado, segundo a metodologia aplicada pelo DCP (CENTRO CLIMA, 2005). Supõe-se que todos os volumes são constantes durante a vida do projeto e que os preços acompanham a inflação.

Tabela 4.6: Visão geral das variáveis estimadas para o preço e o volume e o Cálculo posterior da receita líquida.

Variáveis:	Suposições:	Fonte da receita			Total
		Depósito de RSM	Venda de energia	Venda de RCE	
Preços em € / t RSM, € / MWh, € / CO <sub>2</sub> e	Pior caso	30	110	10	150
	Média	40	125	16	181
	Melhor caso	50	170	22	242
Volume p.a. em t RSM, MWh, CO <sub>2</sub> e	Pior caso	51.000	17.234	30.600	98.834
	Média	51.000	17.234	40.800	109.034
	Melhor caso	51.000	17.234	51.000	119.234
Receita bruta (Preço x Volume p.a.)	Pior caso	1.530.000	1.895.740	306.000	3.731.740
	Média	2.040.000	2.154.250	652.800	4.847.050
	Melhor caso	2.550.000	2.929.780	1.122.000	6.601.780
Receita líquida (Taxa de impostos: 13%)	Pior caso	1.331.100	1.649.294	266.220	3.246.614
	Média	1.774.800	1.874.198	567.936	4.216.934
	Melhor caso	2.218.500	2.548.909	976.140	5.743.549

### 4.3 Custos operacionais e depreciação

Este item define os custos operacionais e o gasto não monetário da depreciação, para calcular o lucro operacional. Os números estão baseados na informação fornecida pela Usinaverde (MALTA, 2005b), nas publicações do setor (CELPE, 2005) e em Clemente (2002).

Os custos operacionais foram estimados pela CUV com base nos materiais auxiliares, tais como GLP, água, NaHO, com relação ao volume operacional e alcançam cerca de R\$ 537.540 p.a.. O custo de manutenção e os gastos gerais são estimados em R\$ 352.414 p.a. e se supõe outros R\$ 35.000 para o monitoramento MDL e a verificação bianual. Espera-se que os RSR possam ser vendidos como material de construção e por isto, não foram previstos gastos com depósito em aterro, mas as receitas foram desconsideradas.

Foi feito um planejamento detalhado dos salários do pessoal necessário. A CUV calcula que serão necessárias 50 pessoas para operar a usina e que os salários alcançarão R\$ 959.700 p.a., incluídos os impostos e benefícios sociais.

Além deste pessoal, cerca de 33 catadores organizados em uma cooperativa trabalharão na usina. Como são pagos pela cooperativa, estas despesas não foram incluídas na avaliação do projeto.

Supomos que todos os custos operacionais acompanhem a inflação.

A depreciação é calculada com base no volume do investimento bruto e se supõe uma depreciação linear dos equipamentos e instalações em dez anos, sendo esta a vida útil contábil apropriada para equipamentos utilizados na produção contínua (CELPE, 2005). A Tabela 4.7 calcula o lucro operacional baseado nos números fornecidos e nas diferentes suposições de receita líquida detalhadas na Tabela 4.6.

Tabela 4.7: Cálculo do lucro operacional com base nas projeções de receita líquida, custos operacionais e depreciação para a primeira e segunda décadas do projeto.

Variáveis	Suposições:	Anos 1-10	Anos 10-20
<b>Receita Líquida (de 13% de impostos)</b>	Pior caso	3.246.614	3.246.614
	Caso médio	4.216.934	4.216.934
	Melhor caso	5.743.549	5.743.549
<b>(Custos Operacionais)</b>		(1.814.654)	(1.814.654)
<b>(Depreciação)</b>		(2.486.106)	-
<b>Lucro Operacional</b>	Pior caso	(1.054.146)	1.431.959
	Caso médio	(83.827)	2.402.279
	Melhor caso	1.442.788	3.928.894

#### 4.4 Estabelecimento do fluxo de caixa livre

A base para a definição do FCL é o lucro operacional líquido (NOP) menos o imposto ajustado (NOPLAT). No caso do fluxo de caixa livre do acionista (FCLA), devemos considerar os gastos com os juros para calcular o imposto corretamente. O pagamento de juros pode ser projetado com base nas condições de financiamento descritas no item 4.1. Para nossa projeção em termos reais, supomos uma taxa de juros de 8%. O principal no ano zero é de 80% do total do volume de investimentos, um valor que diminui em 1/12 a cada ano, devido à amortização.

Os impostos calculados com base no lucro operacional líquido são o Imposto de Renda (IR) e a Contribuição Social Sobre o Lucro (CSSL). Como se supõe que o projeto opera no regime fiscal do lucro real, está isento destas taxas enquanto não obtiver lucro. Além disso, as perdas acumuladas geram um benefício fiscal que pode ser usado para compensar 30% do NOP a cada ano futuro. Assim, só 70% do NOP é tomado como base para o cálculo do imposto, enquanto os 30% isentos são deduzidos do crédito fiscal acumulado. O IR é um imposto federal com uma alíquota

de 15% e um adicional de 10% sobre o NOP acima de R\$ 240.000 p.a. A alíquota da CSSL é de 9% (CELPE, 2005; Clemente, 2002).

A Tabela 4.8 exemplifica a projeção do FCLA, baseado nas suposições desenvolvidas neste capítulo. O lucro operacional empregado para as previsões está baseado nas suposições do melhor caso, consolidadas na Tabela 4.7. A previsão é feita em termos reais e assume um lucro operacional constante para toda a duração do projeto. A redução dos impostos pela depreciação ocorre nos anos um a dez e o pagamento de juros e a amortização da dívida se aplicam até o 12º ano. Estes fluxos de caixa foram explicitamente projetados com base nos critérios definidos pelo BNDES (2006). Além disso, o cálculo dos impostos foi explicitamente projetado, mostrando como as perdas fiscais podem ser convertidas em crédito fiscal usado para a compensação de lucros futuros. Como resultado, obtemos o FCLA, que deve ser descontado pelo custo do capital social. A seção seguinte usará o modelo financeiro desenvolvido para implementar diferentes projeções, tanto para avaliar o valor do empreendimento e o valor do acionista. O objetivo das projeções é avaliar a propensão do projeto de criar valor e sua sensibilidade aos diferentes preços e suposições.

Tabela 4.8: Exemplo da projeção do fluxo de caixa livre do acionista baseado nas suposições do melhor caso, nas condições de financiamento por dívida definida pelo BNDES (2006) e nas despesas com impostos aplicáveis.

Projeção do Fluxo de Caixa Livre														
Ano	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13-20
Lucro Operacional	0	1.443	1.443	1.443	1.443	1.443	1.443	1.443	1.443	1.443	1.443	3.929	3.929	3.929
Depreciação	0	2.486	2.486	2.486	2.486	2.486	2.486	2.486	2.486	2.486	2.486	-	-	-
Impostos (IR / CSSL)		-	-	(20)	(42)	(87)	(151)	(196)	(241)	(286)	(331)	(1.222)	(1.267)	(1.312)
Amortização da Dívida	0	(3.249)	(3.116)	(2.983)	(2.851)	(2.718)	(2.586)	(2.453)	(2.320)	(2.188)	(2.055)	(1.923)	(1.790)	(0)
Capital Social investido	(4.972)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>FCL do acionista</b>	<b>(4.972)</b>	<b>680</b>	<b>813</b>	<b>926</b>	<b>1.036</b>	<b>1.123</b>	<b>1.192</b>	<b>1.280</b>	<b>1.367</b>	<b>1.455</b>	<b>1.542</b>	<b>785</b>	<b>872</b>	<b>2.617</b>
<b>Amortização da Dívida</b>														
Exigível		19.889	18.231	16.574	14.917	13.259	11.602	9.944	8.287	6.630	4.972	3.315	1.657	0
Amortização e juros		(3.249)	(3.116)	(2.983)	(2.851)	(2.718)	(2.586)	(2.453)	(2.320)	(2.188)	(2.055)	(1.923)	(1.790)	(0)
Juros (8%)		1.591	1.459	1.326	1.193	1.061	928	796	663	530	398	265	133	0
Amortização do Exigível		1.657	1.657	1.657	1.657	1.657	1.657	1.657	1.657	1.657	1.657	1.657	1.657	
<b>Cálculo dos impostos a pagar (IR/CSSL)</b>														
Lucro operacional líquido dos juros		(148)	(16)	117	249	382	515	647	780	912	1.045	3.664	3.796	3.929
Crédito fiscal acumulado		(148)	(164)	(164)	(129)	(54)	-	-	-	-	-	-	-	-
Lucro contábil		-	-	117	249	382	515	647	780	912	1.045	3.664	3.796	3.929
Limite de compensação		-	-	35	75	115	154	194	234	274	314	1.099	1.139	1.179
Crédito fiscal excedente		-	-	35	75	54	-	-	-	-	-	-	-	-
Lucro contábil compensado		-	-	82	175	328	515	647	780	912	1.045	3.664	3.796	3.929
IR s/ Lucro		-	-	12	26	58	105	138	171	204	237	892	925	958
CSSL s/ Lucro		-	-	7	16	30	46	58	70	82	94	330	342	354

## **4.5 Avaliação financeira do projeto**

Esta seção emprega o modelo, as suposições e projeções financeiras desenvolvidas acima para avaliar o projeto, usando o método do fluxo de caixa descontado (FCD) descrito no item 2.3. Todas as previsões são em termos reais. A propensão do projeto a criar valor é mais bem entendida se descartarmos as especificidades do financiamento. Portanto, o valor do empreendimento é calculado supondo-se que o projeto é financiado exclusivamente por capital próprio. Em seqüência, o impacto do financiamento com dívida é avaliado. Finalmente, analisam-se cenários e estratégias específicos.

A avaliação concentra-se nas principais relações e fatores e, portanto, as projeções são simples e lineares, adequadas a um projeto geral. Para um projeto específico, o fluxo de caixa deve ser projetado com base nas circunstâncias específicas.

### **4.5.1 Avaliação do valor do empreendimento**

O modelo avalia o fluxo de caixa projetado como se fosse financiado por capital próprio e descarta a inflação. Isto permite entender a propensão do projeto a criar valor sem os efeitos que decorrem do financiamento. A taxa adequada de desconto do fluxo de caixa líquido do empreendimento (FCLE) é o WACC, que considera o custo do capital social, o custo da dívida e o benefício fiscal decorrente do financiamento por dívida. Como foi discutido no item 2.3.2, os custos de capital no setor de energia podem ser considerados uma referência. Segundo os valores observados, parece razoável fazer nossa avaliação com custos de capital de 12, 14 e 16% em termos reais.

Como desconsideramos a inflação, devemos ter em mente que os resultados obtidos superestimam o retorno do projeto, pois, em condições de inflação, a depreciação perde o efeito de diminuir a carga dos impostos. Isto leva ao incremento das despesas com impostos, mas a diferença não é considerada material para os índices de inflação esperados no Brasil. Os dados usados aqui são as suposições dos casos pior, médio e melhor apresentados na Tabela 4.7. A Tabela 4.9 os mostra lado a lado com os principais resultados financeiros da TIR e do VPL obtidos com a avaliação do FCLE definido pelo modelo financeiro descrito.

Tabela 4.9: Principais resultados da avaliação financeira do valor do empreendimento do projeto. As suposições descrevem o caso pior, médio e melhor. O VPL e dado em múltiplos de R\$ 1000, as taxas são dadas em termos reais.

<b>Variáveis e resultados</b>	<b>Suposição do pior caso</b>	<b>Suposição média</b>	<b>Suposição do melhor caso</b>
R\$ / t RSM	30	40	50
R\$ / t Mwh	110	125	170
R\$ / CER	10	16	22
FM [tCO <sub>2</sub> e / t RSM]	0,6	0,8	1
TIR	<b>-0,26%</b>	<b>5,45%</b>	<b>11,39%</b>
VPL @ 12%	(15.234)	(8.699)	(882)
VPL @ 14%	(16.263)	(10.382)	(3.425)
VPL @ 16%	(17.115)	(11.782)	(5.533)

Os resultados mostram que o projeto não é atraente quando supomos os casos pior e médio. A suposição do pior caso obtém uma TIR negativa e os casos médio e melhor geram um VPL negativo para a taxa de desconto mínima de 12%. A TIR obtida na suposição do melhor caso ainda está ligeiramente acima dos 11,26%, considerado como WACC apropriado pela ANEEL (2005), mas este número é visto como o limite inferior de um WACC aplicável no setor de energia (ROCHA; GARCIA, 2005) e é provavelmente muito baixo para o nosso projeto de tecnologia nova. Ainda assim, os resultados obtidos permitem esboçar algumas conclusões. Em primeiro lugar, o projeto obviamente não é atraente no caso de ter que competir com os preços regulares da eletricidade no Brasil e com os baixos preços de depósito de lixo

existentes. Por outro lado, os preços diferenciados aplicáveis para o depósito em aterros sanitários ou para a energia elétrica produzida, segundo a regulamentação do Proinfra, são capazes de elevar a TIR a um patamar próximo ao que espera o investidor. É razoável assumir preços diferenciados por estes serviços, já que eles podem ser negociados de forma antecipada, limitando os riscos do projeto. Em conseqüência, vamos analisar mais a fundo diferentes combinações destes preços diferenciados. Além disso, é interessante avaliar a situação usando as linhas de crédito disponíveis.

#### **4.5.2 Avaliação do valor do capital social**

Como foi detalhado no item 4.1, o BNDES oferece financiamento de 80% do volume de investimentos com base em uma amortização linear de 12 anos e com uma taxa de juros reais de 8%. Com base nestas condições específicas, podemos avaliar o valor do capital social em condições de mudanças anuais da proporção da dívida. Como esta alavancagem financeira só interessa se o projeto tiver uma TIR acima do custo da dívida, as avaliações seguintes são feitas com diferentes combinações dos preços médios e diferenciados. De acordo com isto, avaliamos a suposição do melhor caso tal como definida acima em comparação com as situações A e B. A situação A é definida por um preço diferenciado de R\$ 50 para o tratamento de RSM, um preço médio de R\$ 125 pela eletricidade e um preço diferenciado pelos RCE de R\$ 22, em combinação com um FM de 1. A situação B supõe um preço médio de R\$ 40 por t de RSM tratado em combinação com preços diferenciados para a eletricidade (R\$ 170) e os RCE (R\$ 22) e um FM de 1. A entrada de dados e os principais resultados financeiros constam da Tabela 4.10.

Os dados mostram que a alavancagem financeira aumentou significativamente o retorno do capital social. A suposição do melhor caso gera uma taxa de retorno para

o acionista de cerca de 21%. A situação B, que supõe um preço médio para o depósito de RSM, ainda obtém um retorno atraente, de cerca de 20%. A situação A, que supõe o preço médio para a eletricidade, ainda mostra um VPL positivo, com uma taxa de desconto de 12%. No entanto, esta TIR certamente está no limite, se considerarmos a alta alavancagem e que a literatura emprega taxas entre 12% (ENGEVIX, 2005) e 15% (ANEEL, 2005) para o custo do capital social em termos reais.

Tabela 4.10: Principais resultados financeiros do acionista quando 80% do projeto é financiado por dívida. Os dados da suposição do melhor caso são idênticos aos avaliados na tabela 4.9. Situações A e B alteram, respectivamente, as suposições para o preço da eletricidade e o depósito de RSM. O VPL é dado em R\$ 1000. Todas as taxas estão dadas em termos reais.

Variáveis e resultados	Situação A	Situação B	Suposição do melhor caso
R\$ / t RSM	50	40	50
R\$ / t Mwh	125	170	170
R\$ / CER	22	22	22
FM [CO <sub>2</sub> e / t RSM]	1	1	1
TIR	<b>12,90%</b>	<b>15,61%</b>	<b>21,07%</b>
VPL @ 12%	493	1.886	4.411
VPL @ 14%	(527)	739	3.023
VPL @ 16%	(1.318)	(160)	1.924

Os dados mostram que a lucratividade do projeto depende de preços diferenciados para a energia ou para o depósito de lixo. Um retorno superior é possível quando coincidem ambas circunstâncias. Como uma limitação deste resultado, temos que considerar que a avaliação se baseia no suposto de que se obtém um preço diferenciado de R\$ 22 e de que um FM alto leva a receitas significativas, geradas pela venda de RCE. Já discutimos que estas receitas implicam em incertezas consideráveis quanto ao preço e ao registro. Portanto, é interessante compreender melhor seu impacto no desempenho financeiro do projeto.

A seguinte avaliação modificará as suposições da situação B. O preço médio do depósito do RSM (R\$ 40), em combinação com o preço diferenciado da venda de



energia (R\$ 170), é mantido em todos os casos. A situação A3 complementa esta base com um preço diferenciado para os RCE (R\$ 22) e um FM reduzido de 0,8. A situação A2 complementa com o preço médio para os RCE e um FM de um, e a situação A1 supõe um preço médio para os RCE e um FM de 0,8. Os resultados podem ser vistos na Tabela 4.11.

Tabela 4.11: Resultados financeiros do acionista quando 80% do projeto é financiado por dívida. As situações combinam o preço médio do depósito de RSM e o preço diferenciado da eletricidade com diferentes suposições para o preço e o volume dos RCE. A TIR é calculada em termos reais. O VPL é dado em R\$ 1000.

<b>Variáveis resultados</b>	<b>Situação A1</b>	<b>Situação A2</b>	<b>Situação A3</b>
R\$ / t RSM	40	40	40
R\$ / t Mwh	170	170	170
R\$ / CER	16	16	22
FM [tCO <sub>2</sub> e / t RSM]	0,8	1	0,8
TIR	<b>10,92%</b>	<b>12,50%</b>	<b>13,31%</b>
VPL @ 12%	(610)	(277)	(712)
VPL @ 14%	(1.529)	(723)	(327)
VPL @ 16%	(2.235)	(1.498)	(1.136)

Os resultados mostram que o projeto deixa de ser interessante quando são aplicados os preços médios para a venda de RCE, especialmente se for usado um FM reduzido de 0,8. Em outras palavras, a viabilidade do projeto depende fortemente das receitas provenientes dos RCE. Como estes dependem de consideráveis riscos regulatórios e de mercado, não é adequado prever um nível de preço médio ou alto, pelo menos não para esta primeira usina comercial e na atual situação de mercado.

Mas, se supusermos que os preços diferenciados do depósito de RSM e da eletricidade podem ser obtidos, em que medida o projeto dependerá dos RCE? Para examinar esta questão, combinamos a suposição dos preços diferenciados para o depósito de RSM e da eletricidade com as variáveis das receitas decrescentes dos RCE. Os resultados podem ser observados na Tabela 4.12.

Tabela 4.12: Principais resultados financeiros do acionista quando 80% do projeto é financiado por dívida. A suposição do melhor caso é idêntica à da Tabela 4.10. As colunas I a VII combinam estes dados com a diminuição seqüencial da receita dos RCE. O VPL é dado em R\$ 1000. Todas as taxas estão dadas em termos reais.

Variáveis resultados	e	VII	VI	V	IV	III	II	I	Suposição do melhor caso
R\$ / t RSM		50	50	50	50	50	50	50	50
R\$ / t Mwh		170	170	170	170	170	170	170	170
R\$ / RCE		10	10	10	16	16	16	22	22
FM [t CO <sub>2</sub> e / t RSM]		0,6	0,8	1	0,6	0,8	1	0,8	1
TIR		<b>12,50%</b>	<b>13,52%</b>	<b>14,55%</b>	<b>14,34%</b>	<b>16,03%</b>	<b>17,77%</b>	<b>18,65%</b>	<b>21,07%</b>
VPL @ 12%		277	821	1.357	1.250	2.095	2.922	3.331	4.411
VPL @ 14%		(723)	(228)	258	161	929	1.679	2.049	3.023
VPL @ 16%		(1.498)	(1.045)	(600)	(689)	14	699	1.037	1.924

Os resultados mostram que, mesmo no caso dos preços diferenciados para o depósito de RSM e da eletricidade, o projeto depende das receitas da venda de RCE. Por outro lado, observa-se que o projeto ainda oferece um retorno razoável quando são aplicadas as suposições mínimas das receitas dos RCE. Estes resultados mostram implicitamente a adicionalidade financeira do projeto, pois não é um projeto atraente sem as receitas esperadas de um projeto MDL.

#### 4.6 Resultados e discussão da avaliação financeira

Os resultados obtidos para os diversos cenários mostram que, do ponto de vista comercial, o PUV, com uma capacidade de RSM de 150 t, é uma solução cara para a redução do GEE e para o depósito de lixo. Sua viabilidade financeira depende da obtenção duradoura de preços diferenciados para a eletricidade e o depósito de lixo. Ainda assim, o projeto depende da venda de RCE que traz consideráveis riscos em termos de preço e aprovação.

Para qualificar este resultado, devemos considerar que ele não é necessariamente representativo da tecnologia como um todo. Devemos ter em mente que a primeira solução comercial subjacente à nossa previsão deve ser mais cara que os projetos

subseqüentes. Além disso, o projeto foi analisado como um módulo único de 150 t de RSM ao dia e uma capacidade maior traria considerável redução de custos e eficiência de escala, que melhoram as características financeiras.

Com relação à projeção das receitas, este estudo assume limitações consideráveis, pois está baseado em dados de mercado escassos, pouco transparentes e de difícil generalização. Como foi esboçado, podemos esperar que os preços do depósito de lixo subam consideravelmente no futuro, um fato que poderia ser mais bem avaliado em projetos e situações específicos. Além disso, o estudo descartou o esforço potencialmente reduzido do transporte de RSM, um custo significativo que pode ser decisivo em determinadas circunstâncias. Quanto ao preço da energia esperamos poucas variações entre diferentes situações, mas pode haver casos particulares onde a tecnologia seja competitiva devido à produção descentralizada de energia, que reduz o esforço de transmissão em longas distâncias.

Quanto às receitas da comercialização dos RCE, deve-se enfatizar que são cruciais para o projeto e devemos dirigir a nossa atenção para os riscos e oportunidades. Em primeiro lugar, os resultados apresentados só podem ser considerados uma estimativa inicial, pois estão baseados na metodologia usada pelo DCP (CENTRO CLIMA, 2005), que, por sua vez, se baseia numa versão ultrapassada da metodologia do Apêndice B1 V05 (UNFCCC, 2005). Além disso, chamamos atenção para o fato de que o PUV comercial com o tamanho sugerido não poderia ser registrado como um PPE. Assim, é preciso desenvolver uma nova metodologia de acordo com os requisitos plenos aplicáveis para um MDL de escala regular. Para compensar este esforço, esta nova metodologia deveria incluir a redução adicional de GEE baseada na substituição da energia da rede, quando caracterizada por uma intensidade maior de carbono, da redução do uso de combustível fóssil quando há

diminuição do transporte de RSM e dos efeitos de substituição dos GEE como resultado da reciclagem de materiais.

Em conclusão, podemos esperar que a usina só será uma solução interessante em circunstâncias específicas se os preços do depósito de RSM e da energia forem equivalentes ou superiores aos atuais preços diferenciados, se houver redução do transporte de RSM, se houver sinergia de escala com a implementação de dois ou mais módulos e se uma metodologia MDL apropriada permitir ao projeto obter maiores receitas com os RCE. Depois de uma experiência comercial inicial, os riscos e custos podem ser reduzidos e podem surgir novas possibilidades, especialmente se os preços da energia e do depósito de RSM evoluírem como esperado.

## **5 Avaliação econômica do projeto**

A avaliação financeira feita acima buscou analisar a propensão do projeto a criar valor para o investidor, mas não indica se o projeto melhora o bem-estar da sociedade como um todo. A avaliação financeira baseia-se nos preços de mercado que, especialmente nos países em desenvolvimento, são sujeitos a distorções e podem não representar custos e benefícios para a sociedade. Assim, os preços de mercado devem ser corrigidos mediante uma avaliação econômica. Além disso, a perspectiva financeira entende os impostos como saídas de caixa, um fato que não faz sentido em uma avaliação social, já que representam meras transferências no interior da sociedade. Finalmente, a perspectiva financeira não abarca os custos e benefícios externos do projeto, valores que devem ser determinados e internalizados por uma análise econômica. Estes três passos serão dados neste capítulo, começando pelo modelo e os resultados da avaliação financeira desenvolvida no capítulo quatro. Apresentamos suposições e estimativas aproximadas e muitos aspectos serão descartados, por serem de difícil determinação ou por sua escassa importância. Quando possível, estas simplificações são feitas de maneira transparente e conservadora. Conservador significa que as simplificações e estimativas levam à redução e não ao aumento dos benefícios líquidos do projeto avaliado. Portanto, a avaliação não procura determinar o verdadeiro valor social do projeto, mas seu valor social mínimo.

### **5.1 Ajuste de preços e eliminação das transferências**

O fluxo de caixa líquido como parte da avaliação financeira é movido por entradas de caixa, tais como receitas de vendas, e saídas de caixa, tais como salários e custos operacionais. Para nossa avaliação econômica, os preços de mercado devem ser

substituídos pelos respectivos preços sociais. Estes valores representam o custo e benefício real para a sociedade e seriam aplicados caso as imperfeições do mercado não distorcessem a economia. Além disso, eliminamos os impostos, já que representam meras transferências dentro da sociedade. Em última instância, não é possível determinar os preços sociais e, ainda que sua estimativa possa constar de um modelo, estas técnicas estão além do âmbito deste estudo. Para contornar esta limitação, consideraremos preços de mercado selecionados ou ajustados, complementados por dados e comentários da literatura. Os itens seguintes apresentam comentários sobre cada um dos preços aplicáveis.

### **5.1.1 Estimativa dos custos sociais dos RSM**

Como descrito acima, os RSM, em seus diferentes estágios, geram custos externos específicos que só podem ser minimizados mediante tratamento adequado – portanto, o substituto deste preço social pode ser encontrado pela combinação dos custos monetários e externos que a sociedade assume na sua eliminação. Novamente, os custos externos e financeiros estão interligados e podemos analisar duas situações generalizadas para o depósito de RSM:

- a) ANG com custos monetários baixos, mas altos custos externos;
- b) Aterro sanitário com custo monetário alto, mas baixos custos externos.

Para esta avaliação descartamos os custos externos globais causados pelos GEE, supondo que neste quesito a) e b) são equivalentes, sem captura nem queima de metano<sup>23</sup>.

---

<sup>23</sup> Um aterro pode capturar metano e queimá-lo para evitar acidentes, mas isto não necessariamente é remunerado por créditos de carbono e muito menos pela sociedade local. Em conseqüência, o fato de que haja ou não emissões de GEE não conta para as taxas municipais.

Em última instância, se a sociedade avaliasse corretamente os custos externos, os custos de b) seriam um substituto inferior para os custos assumidos em a), segundo os princípios do método de avaliação do custo evitado, descrito no item 2.5.2

Para obter uma estimativa dos custos financeiros da opção a), supusemos que as taxas cobradas pelos municípios brasileiros para descarregar lixo nos aterros são suficientes para cobrir os custos de capital, operacionais e de mão-de-obra de um ANG, e, em nome da simplicidade, descartamos o impacto dos impostos sobre estes custos. Os dados citados por Seroa e Sayago (1998), mencionados no item 4.2.1, indicam custos relativamente baixos, mas devemos considerar que estão defasados. Carvalho indica uma taxa de R\$ 12,5 de lixo depositado no Jardim Gramacho, no Rio de Janeiro, e Besen (2003) indica um custo de R\$ 21 para um lixão a céu aberto na cidade de Embu, em São Paulo. Segundo dados informais obtidos pelo CUV (MALTA, 2005g), aplicam-se custos entre R\$ 2,35 e R\$ 20. Como estes custos dependem do caso e da dimensão, e como não foi possível obter dados mais específicos, supomos que os custos de capital, operacionais e mão-de-obra de um ANG são de R\$ 15 por t de RSM.

Um item que não é adequadamente coberto por esta cifra é o custo de capital da terra usada para o ANG, que pode ser considerado como custo externo, de acordo com o procedimento implementado por Dijkgraaf e Vollebergh (2004). O problema é que estes custos de oportunidade do terreno são muito específicos e dependem da localização, da qualidade e da infra-estrutura do terreno. Em muitas regiões brasileiras, mesmo aquelas próximas ao perímetro urbano, o custo dos terrenos é baixo, ao passo que as áreas metropolitanas enfrentam problemas significativos para encontrar um local adequado. Qualquer avaliação de projeto deve considerar este item de forma específica. Para nossos propósitos, supomos um custo de oportunidade de R\$ 50/ m<sup>2</sup>. De acordo com Zurbrügg et al., (2005), que empregaram

uma suposição equivalente em um estudo na Índia, pode-se supor uma densidade média do lixo de 1,1 t/ m<sup>3</sup> (RSM) e uma altura de 6 m. Se empregarmos estes números para nossos ANG brasileiros, cerca de 6,6 t (RSM) podem ser depositadas por m<sup>2</sup>. Em outras palavras, temos que considerar cerca de R\$ 7,5 pelo custo de oportunidade do terreno ocupado.

Além disso, temos que considerar os custos externos causados pelos ANG. Como descrito anteriormente, estes referem-se principalmente ao chorume em contato com águas de superfície ou subterrâneas. Apesar de os riscos serem óbvios, é difícil avaliar os custos externos e os dados a respeito são escassos. EC (2000) indica o uso de dados de custos obtidos por CSERGE et al. (1993) com base nos custos de limpeza de incidentes históricos ocorridos em aterros no RU. O autor obtém custos que vão de 0 a 1,54 €, mas indica que este valor é muito alto para ser aplicado aos aterros europeus atuais. Isto pode não ser o caso do Brasil, onde prevalecem os ANG sem controle adequado do chorume. Este fato é indicado por ABRELPE (2004), que estima em R\$ 435 milhões os custos de fechamento e remediação dos lixões. Se empregarmos dados oficiais (IBGE, 2000) para relacionar este valor ao lixo depositado nos ANG nos últimos 10 anos, obtemos um valor de R\$ 2,60 por t de RSM<sup>24</sup>. Este número é comparável às cifras obtidas por CSERGE e aos € 1,09 citadas por Miranda e Hale (1997) e será empregado para avaliar os custos externos do chorume.

Além disso, havíamos mencionado os custos externos causados pelos efeitos dos incômodos, os custos para o tráfego aéreo devido ao aumento da população de aves e os custos para a saúde devido ao aumento da população de mosquitos, ratos e

---

<sup>24</sup> Segundo o IBGE (2000), em 2000 era coletado um volume diário de 154.000 RSM, dos quais 30% eram depositados em lixões ou ANG. Se considerarmos estes números como a média para os anos de 1995 a 2005, obtemos um volume total de 168 milhões de t depositadas em ANG no período. Ao relacionar este volume aos números citados por Abrelpe (2000), obtemos um valor de R\$ 2,6 por t de RSM.



outros vetores de doenças. Como estes valores não podem ser quantificados, serão descartados.

Em consequência, podemos argumentar que os valores combinados de aproximadamente R\$ 25 por t RSM são uma estimativa conservadora dos custos sociais do depósito de RSM em ANG.

Ao analisar a estrutura de custos da opção b), podemos confiar em Vinhedo (2004) para obter o custo monetário de R\$ 45 a 60 por t de RSM, enquanto os custos externos são reduzidos com o aterro sanitário. Isto não os reduz a zero, mas podemos supor que os custos externos descartados são inferiores aos descartados no caso dos ANG. O fato de que a sociedade esteja preparada para gastar um valor de R\$ 45 a 60 por aterros adequados é uma clara indicação de que o custo social dos RSM em ANG é mais alto do que os R\$ 25 acima, e podemos supor, razoavelmente, que este valor é uma estimativa conservadora.

### **5.1.2 Estimativa dos custos sociais dos RCE**

Como foi definido inicialmente, os custos externos globais provenientes das emissões de GEE não são considerados na estimativa do preço social do RSM depositado nos ANG. Por causa da geração e venda de RCE, estes custos externos específicos são considerados um benefício monetário da usina WTE. O volume de RCE gerado pelo projeto foi avaliado no capítulo quatro, assim como os preços potenciais de mercado. É impossível substituí-los pelos preços sociais que representam os custos externos globais do GEE, mas podemos usar os preços negociados nos mercados internacionais como uma aproximação. Durante toda a segunda metade de 2005, o preço da Permissão de Emissão estava ligeiramente acima de 22 €, e no inverno subiu para cerca de 26 € (ABN, 2006). Para os fins

deste estudo, será usado o preço menor, de 22 €, como estimativa do custo social da emissão de uma tCO<sub>2</sub>e.

### **5.1.3 Estimativa dos custos sociais da eletricidade**

É difícil estimar um preço social para a eletricidade, pois isto depende da fonte de energia e da relação entre a oferta e a demanda. Em uma situação em que a oferta satisfaz a demanda, o custo da eletricidade é basicamente equivalente aos custos financeiros e externos da sua produção. Ambos são baixos no caso da energia hidrelétrica, que domina o mercado energético brasileiro. No caso da energia derivada de combustíveis fósseis, os custos externos são altos e os custos sociais aumentam se o combustível for importado. Em uma situação caracterizada por excesso de demanda, os custos sociais da energia são definidos pelo custo do aumento da oferta ou do impedimento de seu uso em outras atividades (CONTADOR, 2000). Considerando as variáveis citadas e o fato de que a energia oferecida na rede elétrica deriva de uma mistura, parece difícil identificar um preço social médio da energia a ser substituída. Pode-se argumentar que o Brasil atualmente está expandindo sua capacidade produtiva com o uso de usinas TGCC modernas (CELPE, 2005) e que esta seria a energia marginal a ser substituída. Neste caso, o preço social aumenta com o uso de gás importado e com o aumento das emissões de GEE. Substituir esta energia pela energia produzida por nossa usina WTE reduziria as emissões de GEE em cerca de 136 g CO<sub>2</sub> por kWh (PORTEOUS, 2001). Supondo um valor social de 22 € pela redução das emissões, um benefício externo adicional de R\$ 10 pode ser atribuído a cada kWh fornecido por nossa usina WTE. Apesar destes argumentos favoráveis e de acordo com os procedimentos adotados por Dijkgraaf e Vollebergh (2004), este estudo supõe que o

preço de mercado esperado para a nova energia, de R\$ 125, é adequado para representar as economias nos custos obtidas em outros segmentos econômicos.

#### **5.1.4 Eliminação dos impostos**

No contexto de uma avaliação social, as transferências como os impostos são eliminadas, pois não alteram o bem-estar. Em nosso projeto temos que lidar com os impostos diretamente pagos sobre a receita bruta ou o lucro, assim como os impostos aplicados a fatores de produção tais como o trabalho e o capital fixo. A eliminação dos impostos diretos é simples, ao passo que a eliminação dos impostos sobre o capital fixo e a mão-de-obra é mais complexa. Para este estudo, os impostos sobre os salários serão descartados, pois são pagos pelo empregado. O investimento e os materiais incluem o ICMS com uma taxa de 18%, descontada dos valores mencionados. Isto descarta outras taxas acumuladas no processo de produção, mas é considerado adequado, pois contribui para o conservadorismo do estudo.

#### **5.2 Avaliação e internalização das externalidades**

Como vimos, os principais custos externos causados pela incineração de lixo relacionam-se às emissões no ar. Estes custos externos são interligados aos custos financeiros. Com bons equipamentos de redução (que evitam emissões no ar, água e solo), os custos financeiros são mais altos e os custos ambientais menores. Se a operação permitir recuperação de energia e de materiais, há benefícios externos se eles substituírem produtos cujos custos externos de produção seriam mais altos. Como descrito, estes benefícios serão descartados, um fato que contribui para o conservadorismo do estudo.

Descartaremos também os custos externos ligados à água residual e aos RSR. A água residual é produzida em quantidades desprezíveis e os mínimos custos

externos eventuais são cobertos pelos custos financeiro do tratamento dos efluentes ou, segundo a EC (2000), podem ser desconsiderados. O RSR produzido pelo PUV tem uma qualidade que permite seu uso na construção e, portanto, em vez de um custo, eventualmente representará um benefício financeiro e externo.

Esta parte ajusta e transfere os dados dos custos externos obtidos para as emissões no ar das usinas WTE européias, como consolidado nas seções 2.6 e 2.7 para o caso do nosso projeto.

Como descrito no item 2.5.3, o método de transferência de benefícios é adequado quando não há dados específicos disponíveis sobre o projeto analisado e quando as situações e características do estudo original forem similares às do projeto em questão. Apesar de diferenças consideráveis que devem ser levadas em conta, ambos os critérios são cumpridos no caso presente. Uma vantagem é que podemos confiar em uma revisão de dados feita pela Comissão Europeia, que apresenta a base para o emprego de transferências de benefícios (EC 2000). Para implementar eventuais ajustes necessários, as diferenças entre os estudos originais e a situação do projeto devem ser identificadas. Assim, devemos olhar mais de perto a maneira como as estimativas de custos originais foram obtidas. A Figura 5.1 permite observar a montagem da metodologia de dose-resposta usada pelos estudos citados. Ela permite visualizar a origem de um poluente, seu caminho subsequente e a geração de impacto nos receptores afetados. Com base nestes detalhes, podemos avaliar cada passo para observar as diferenças potenciais entre nosso estudo de caso e o estudo original.

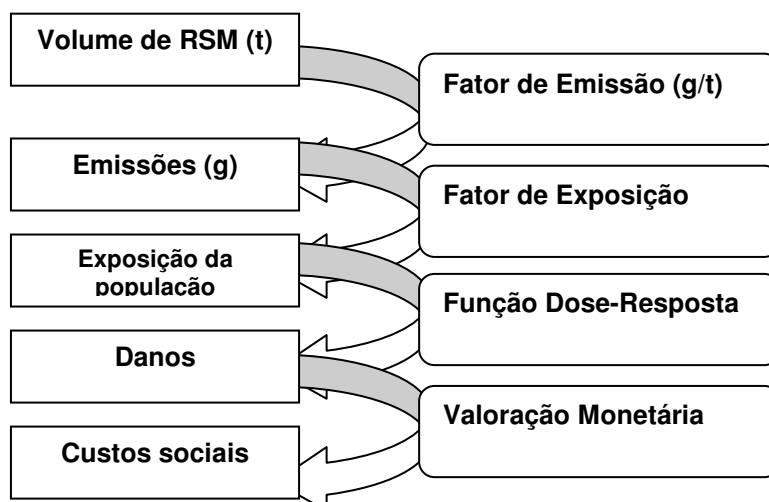


Figura 5.1: A metodologia de dose-resposta para quantificar as externalidades, adaptada de EC (2000).

O lixo doméstico que está sendo tratado é basicamente o mesmo na Europa e no Brasil, apesar das consideráveis diferenças quanto à sua composição. Qualquer diferença com relação às suas emissões atmosféricas na combustão será capturada pelo fator de emissão. Este fator é específico da usina e nosso estudo usará dados específicos do CTU como base para a avaliação dos custos externos.

As emissões têm um impacto no meio ambiente circundante que depende diretamente de suas características como, por exemplo, a densidade populacional. Aqui, certamente temos diferenças específicas, mas elas existem não só entre a Europa e o Brasil como também no interior deste último, como alertaram Seroa et al. (2000b). Obviamente, estas diferenças existem também no interior da Europa e foram levadas em conta nos estudos revisados pela EC (2000). Rabl et al. (1998) analisam a situação: "... uma tonelada de SO<sub>2</sub> emitida em uma cidade grande causa severos danos à saúde, mas quando emitida no meio do oceano este dano é mínimo" (Rabl et al., 1998, tradução nossa).

A densidade populacional é definida no fator de exposição, que define a dose internalizada por cada receptor e seu número. Para simplificar, o fator exposição é

definido com base nos dados populacionais. Isto permite estimar os efeitos para a saúde com base na relação epidemiológica dose-resposta. Esta última depende principalmente da concentração da substância. Aqui, a metodologia faz uma grande simplificação ao supor uma linearidade<sup>25</sup> entre a dose e a resposta, mas não há razão para supor diferenças regionais de peso na resposta humana ou ambiental aos poluentes<sup>26</sup>.

O passo final é a avaliação monetária dos danos, os quais incluem mortalidade, morbidade, custos para a saúde e redução dos dias de trabalho e que dependem muito das condições nacionais dos custos da saúde, da WTP e do valor estatístico da vida. Para detalhes, consultar a publicação original Rabl et al. (1998)

Com base nesta descrição, identificamos a necessidade de ajustar os dados para as diferenças na densidade populacional e nos parâmetros da avaliação econômica.

Os números obtidos por Rabl et al. (1998) estão relacionados a uma densidade populacional (habitantes/ km<sup>2</sup>) de 105, característica da União Européia<sup>27</sup>. Para adaptá-los a outras situações, há multiplicadores para densidades populacionais maiores ou menores. Para entender melhor os dados, podemos compará-los com uma densidade populacional de 352 no Distrito Federal, de 320 no Rio de Janeiro e de 150 no estado de São Paulo; já nos outros estados encontramos uma densidade menor do que 80 e, no campo, uma média de 19,95 (IBGE, 2000). Além disso, Rabl et al. (1998) ajustam os valores obtidos para diferentes alturas da chaminé. Como a chaminé do PUV é consideravelmente mais baixa do que a do caso base de 100 m

---

<sup>25</sup> Na verdade, as funções de exposição-resposta são exponenciais e a resposta marginal aumenta com a concentração do poluente. Isto leva ao fato de que uma t adicional de emissões em uma área poluída tem um impacto maior do que em uma área não degradada. Devido à estreita escala de valores, o método supõe uma linearidade.

<sup>26</sup> Isto é uma simplificação, já que as características climáticas, ambientais e populacionais certamente exercerão influência.

<sup>27</sup> A densidade populacional da Europa é de 159 habitantes por km<sup>2</sup>, um número que se traduz numa densidade populacional real de 105, devido às amplas linhas costeiras do continente.

assumido por Rabel et al. (1998), um multiplicador específico se aplica a certas cifras dos custos externos.

O estudo da EC (1996) está baseado no caso alemão, considerado representativo da União Européia, mas o estudo de caso não dá pistas de como fazer ajustes para outras circunstâncias. O estudo ECON (1995) também não permite ajustes da densidade populacional ou de outros efeitos. O estudo da EC (1997) oferece um espectro de valores obtidos em diferentes países da UE e permite algumas comparações.

Como o estudo apresentado busca oferecer conclusões para o contexto brasileiro, convém baseá-lo nos números ajustados obtidos por Rabl et al. (1998). Os ajustes são feitos para uma chaminé menor e para os casos urbano e rural. Rabl et al. (1998) geralmente não definem os casos urbano e rural em termos de densidade populacional, e seus números estão baseados em casos específicos em Paris (urbano) e Cordemais (rural), na costa atlântica. No contexto brasileiro, podemos supor que o caso urbano é aplicável a diversos centros urbanos, como São Paulo e Rio de Janeiro, ao passo que o caso de base aplica-se às cidades médias e aos estados com alta densidade populacional e o caso rural pode ser adequado para áreas com baixa densidade populacional. A Tabela 5.1 permite confirmar os dados ajustados em comparação com outras cifras relevantes. Os dados sobre os custos para os metais de EC (1996) são equivalentes ao caso urbano, um fato considerado adequado, devido ao impacto comparativamente pequeno destas externalidades sobre o valor total. Os custos de Pb, Hg, HCl e Hf são descartados, pois não há dados confiáveis disponíveis e sua importância é pequena (EC, 2000).

Tabela 5.1: Custos externos ajustados de poluentes das usinas WTE européias. Todos os custos são dados em €/kg de poluente (EC, 2000).

Literatura	Rabl et al, 1998 (ajustado para chaminé menor)			EC, 1996	EC, 1997	ECON, 1995
	Caso Rural	Caso base	Caso urbano			
PM <sub>10</sub>	8,16	27,20	81,60	28,70	9,5-12,8	20,50
SO <sub>2</sub>	8,54	12,20	18,30	7,30	3,1-7,3	2,10
NO <sub>x</sub>	12,64	18,05	27,08	18,34	2,5-4,3	6,00
VOC	0,70	0,70	0,70	2,53		1,40
CO	0,002	0,002	0,002		0,01	
As	90,00	300,00	900,00	999,00		
Cd	10,98	36,60	109,80	81,40		
Cr IV	73,80	246,00	738,00	819,00		
Ni	1,52	5,06	15,18	16,80		
Dioxinas (TEQ)	16.300.000	32.600.000	65.200.000	2.000.000		

Agora que os dados sobre os custos estão ajustados para circunstâncias locais específicas, temos que transferi-los para refletir as variáveis econômicas nacionais. O procedimento foi descrito no item 2.5.3. (EC 1996) e Seroa et al. (2000b) usam a Equação 2.1, que ajusta os dados dos custos externos para diferentes paridades do poder de compra e preferências individuais. Para o caso específico do impacto da poluição atmosférica sobre a saúde, Seroa et al. (2000b) usam a Equação 2.2, mais complexa, que ajusta a expectativa de vida e os gastos nacionais com saúde. A Tabela 5.2 mostra as variáveis e calcula os respectivos fatores de transferência como função de duas diferentes elasticidades-renda da demanda.



Tabela 5.2: Parâmetros e cálculo dos fatores de transferência simples e ajustado para transferir dados de custos externos europeus para o Brasil, segundo Seroa et al (2000).

<b>Parâmetros:</b>	<b>Fonte</b>	<b>Brasil</b>	<b>Europa</b>
PIB per capita na Paridade de Compra Y (U\$)	CIA (2005)	8.100	26.900
Expectativa de vida E (anos)	CIA (2005)	71,69	78,3
Gastos com saúde G (% do PIB)	Seroa et al. (2000)	7,4	8,6
<b>Fatores de transferência como função de <math>\epsilon</math></b>			
Elasticidade-renda da demanda por qualidade ambiental $\epsilon$	Seroa et al. (2000)	1	0,54
Fator de transferência simples $\left(\frac{Y_m}{Y_n}\right)^\epsilon$	EC (2000)	0,3011	0,5230
Fator de transferência ajustado $\left(\frac{Y_m}{Y_n}\right)^\epsilon \times \frac{E_m}{E_n} \times \frac{G_m}{G_n}$	Seroa et al. (2000)	0,2372	0,4120

Como obtivemos os fatores para a implementação da transferência de benefícios, podemos simplesmente multiplicar os dados dos custos ajustados da Tabela 5.1 para obter os resultados que necessitamos para nosso projeto brasileiro. Para facilitar a análise, escolhemos o fator de transferência simples 0,5230, obtido com a suposição da baixa elasticidade-renda da demanda para a qualidade ambiental. Como este é o maior de todos os fatores, esta opção é conservadora. Os resultados da transferência de benefícios são dados pela Tabela 5.3.

Tabela 5.3: Os dados dos custos externos resultantes da transferência de benefícios dos custos externos como determinados por Rabl et al (1998). Foi usado um fator de transferência de 0,52, conforme calculado na Tabela 5.2. Todos os custos são dados em €/kg de poluentes.

<b>Emissão</b>	<b>Área Rural</b>	<b>Caso Base</b>	<b>Área Urbana</b>
PM <sub>10</sub>	4,27	14,23	42,68
SO <sub>2</sub>	4,47	6,38	9,57
NO <sub>x</sub>	6,61	9,44	14,16
VOC	0,37	0,37	0,37
CO	0,00	0,00	0,00
As	47,07	156,91	470,72
Cd	5,74	19,14	57,43
Cr IV	38,60	128,66	385,99
Ni	0,79	2,65	7,94
Dioxinas (TEQ)	8.525.175	17.050.349	34.100.698

Como próximo passo, precisamos dos fatores de emissão para quantificar as emissões que esperamos da usina WTE. Para tal, usamos dados do monitoramento das emissões do CTU (MALTA, 2005d) que constam da Tabela 5.4. As concentrações são valores médios de três mensurações independentes. A maior parte dos dados está em mg de poluente por m<sup>3</sup> de gás de combustão, o COV e dado em µg/m<sup>3</sup> e as dioxinas em ng/m<sup>3</sup>. Não foi possível obter dados de CO e As, mas, segundo EC (2000) e Rabl et al. (1998), estes poluentes causam custos externos de importância menor. Cada conjunto de dados é complementado pela taxa de emissão de gás de combustão em m<sup>3</sup>/h. Sabendo-se que a capacidade de combustão do CTU é de 1250 kg de RSM por hora, obtemos o fator de emissão g/t RSM que nos permite estimar as emissões totais do projeto como uma função do volume de RSM incinerado.

Tabela 5.4: Estimativa dos fatores de emissão do projeto com base nos dados analíticos sobre gás de combustão obtidos do CTU com capacidade de combustão de 1,25t RSM/h (MALTA, 2005d)

<b>Emissão</b>	<b>Concentração.</b>	<b>Unidade</b>	<b>Fluxo [m³/h]</b>	<b>Fator de emissão [g/t(RSM)]</b>
PM <sub>10</sub>	28,04	mg/m³	3.246	72,81
SO <sub>2</sub>	6,52	mg/m³	3.579	18,67
NO <sub>x</sub>	253,20	mg/m³	3.579	724,96
VOC	663,10	ug/m³	3.579	1,90
CO	-	-	-	-
As	-	-	-	-
Cd	0,03	mg/m³	3.510	0,08
Cr	0,02	mg/m³	3.510	0,06
Ni	0,12	mg/m³	3.510	0,34
Dioxinas (TEQ)	0,24	ng/m³	3.238	6,22E-07

Agora que sabemos os fatores de emissão do projeto e os dados de custos aplicáveis, podemos obter os custos externos totais multiplicando os fatores de emissão da Tabela 5.4 pelos dados de custos da Tabela 5.3. Os resultados para o caso de base, as áreas rurais e urbanas, estão dados na Tabela 5.5. Como os resultados são obtidos em €, devem ser convertidos para reais. Para tal, usamos uma taxa de câmbio de R\$ 2,60 por 1 €. A taxa de mercado é usada por ser considerada baixa em comparação com a taxa de câmbio social, que é desconhecida, uma opção considerada conservadora, já que o projeto WTE gera um benefício externo líquido dos custos e benefícios cotados em euros.

Tabela 5.5: Cálculo do custo externo total por tonelada de RSM incinerado baseado nos fatores de emissão da Tabela 5.4 e nos dados dos custos específicos da Tabela 5.3

<b>Emissão</b>	<b>Área Rural</b>	<b>Caso Base</b>	<b>Área Urbana</b>
PM10	0,31	1,04	3,11
SO <sub>2</sub>	0,08	0,12	0,18
NO <sub>x</sub>	4,79	6,84	10,27
VOC	0,0007	0,0007	0,0007
CO			
As			
Cd	0,0004	0,0015	0,0044
Cr IV	0,0025	0,0083	0,0249
Ni	0,0003	0,0009	0,0027
Dioxinas (TEQ)	0,0053	0,0106	0,0212
<b>Custo total em € por t de RSM</b>	<b>5,19</b>	<b>8,02</b>	<b>13,61</b>
<b>Custo total em R\$ por t de RSM (R\$/€ = 2,6)</b>	<b>14</b>	<b>21</b>	<b>35</b>

#### 5.4. Implementação da ACB

Finalmente, podemos implementar nossa avaliação econômica como uma ACB, baseados na estimativa dos preços sociais do RSM, da eletricidade e das reduções de emissões, combinadas à eliminação de transferências e à avaliação das externalidades causadas pelas emissões atmosféricas da usina WTE. Ela está baseada no modelo financeiro desenvolvido para a avaliação do valor do empreendimento no capítulo quatro e esta seção descreve e define os ajustes feitos no modelo. Todos os impostos sobre receitas ou lucros foram eliminados, o que também elimina a necessidade de lidar com a depreciação.

Como primeiro passo, eliminamos os impostos dos investimentos que ocorrem no ano zero. Para simplificar, supomos que só 18% de ICMS são aplicáveis, sabendo que o conteúdo efetivo do imposto acumulado no processo de produção excede em muito esta proporção. Depois deste ajuste, estimamos um volume de investimentos de R\$ 20.386.068.

Um segundo passo é consolidar os custos e benefícios do projeto, como descritos e definidos acima. Havíamos argumentado que o preço social mínimo do RSM em um ANG é de cerca de R\$ 25. Eliminar estes custos deve ser considerado um benefício do projeto. Além disso, temos os benefícios da redução de GEE. Usamos o preço médio de € 22 por tCO<sub>2</sub>e, como observado na segunda metade de 2005 no mercado europeu (European Trading System, ETS) (ABN, 2005), como substitutos para o preço social. Para facilitar, usamos um FM geral de 0,8 para calcular o volume da redução. Além disso, havíamos definido o preço atual de mercado para a nova energia elétrica, de cerca de R\$ 125, como estimativa mínima de seu preço social. Isto é conservador, pois descarta a substituição de emissões de outras fontes de energia. Em complemento a estes benefícios, temos que considerar os custos externos das emissões da usina WTE como calculados na tabela 5.5. A Tabela 5.6 consolida os valores respectivos dos benefícios e custos relacionados com uma t de RSM incinerados. Somando todos os dados, obtemos os benefícios líquidos dos custos externos por t de RSM incinerados. Ao supor que a capacidade de incineração da usina seja de 51000 t RSM p.a., podemos calcular o benefício líquido das externalidades anuais do projeto. Para gerar este benefício, a usina incorre em gastos operacionais como salários e materiais, que devem ser ajustados para as transferências e subtraídos. Com base nestas variáveis, obtemos o benefício líquido anual do projeto e podemos compará-lo com o investimento inicial.

Tabela 5.6: Cálculo dos benefícios líquidos mínimos provenientes da incineração de RSM, supondo que a energia de 330 kWh por t de RSM pode ser recuperada. Os valores aumentam com a diminuição da densidade populacional, devido aos custos externos da poluição local.

<b>Custos e Benefícios</b>	<b>Área Rural</b>	<b>Caso Base</b>	<b>Área Urbana</b>
Benefício com o depósito de RSM R\$ / t RSM	25	25	25
Benefício com a produção de energia R\$ / t RSM	42	42	42
Benefício com RE € / t RSM	17,6	17,6	17,6
Custo externo da poluição local € / t RSM	(5,19)	(8,02)	(13,61)
Benefício líquido dos custos em R\$ / t RSM (R\$/€ = 2,6)	<b>100</b>	<b>92</b>	<b>78</b>
Benefício anual líquido dos custos externos (51000 t RSM p.a)	<b>5.074.679</b>	<b>4.699.421</b>	<b>3.958.187</b>
Custos operacionais	(1.718.162)	(1.718.162)	(1.718.162)
Salários	(959.700)	(959.700)	(959.700)
Materiais ajustados por transferências	(758.462)	(758.462)	(758.462)
<b>Mínimo benefício econômico líquido p.a.</b>	<b>3.356.516</b>	<b>2.981.258</b>	<b>2.240.024</b>

Estes benefícios líquidos anuais podem ser comparados com o investimento inicial necessário para montar a usina. Supomos que todos os custos e benefícios permanecem constantes durante o tempo de vida. Agora, as cifras podem ser analisadas para obter a taxa interna de retorno e o valor presente líquido. Como foi definido no item 2.5.1, as taxas aplicáveis do desconto social estão entre 2 e 6% e a Tabela 5.7 apresenta os resultados obtidos com a ACB.

Tabela 5.7: Cálculo dos indicadores econômicos TIR e VPL, baseados nos benefícios econômicos líquidos estimados e nos investimentos. Todos os valores absolutos em R\$ 1000. As taxas são dadas em termos reais.

Investimentos no ano zero	Benefícios econômicos líquidos esperados para os anos 1-20		
	Área Rural	Caso de Base	Área Urbana
(20.386)	3.357	2.981	2.240
<b>TIR</b>	15,55%	13,45%	9,04%
<b>VPL @ 2%</b>	34.498	28.362	16.242
<b>VPL @ 6%</b>	17.088	13.027	5.006

### 5.3 Resultados e discussão da ACB

Os resultados obtidos mostram que o projeto é uma iniciativa atraente do ponto de vista econômico. Como esperado, os benefícios líquidos são maiores nas áreas rurais, onde a baixa densidade populacional reduz o impacto negativo da poluição atmosférica local, mas, mesmo nos centros urbanos, os benefícios são maiores do que os custos do projeto. As taxas de retorno obtidas são atraentes mesmo quando comparadas com uma taxa de desconto maior, de 6%, e o investimento certamente é atraente se tomamos os VPL calculados como medida do bem-estar social gerada pelo projeto.

Para pensar estes resultados, é interessante lembrar as diversas suposições conservadoras que fizemos ao longo do processo de avaliação. Em primeiro lugar, as externalidades relacionadas à eliminação de RSM foram estimadas como sendo muito baixas e, se a sociedade está disposta a gastar cerca de R\$ 45 por t de RSM eliminados em um aterro sanitário, deveria estar preparada para pagar o mesmo ou um pouco mais pela técnica WTE. Também foi demonstrado no capítulo dois que os custos financeiros e externos do aterramento provavelmente subirão em médio e longo prazo, especialmente nas áreas urbanas, onde o espaço é escasso e o padrão de vida está em elevação. Especialmente nestas situações, o projeto pode também

minimizar o transporte de lixo e o uso de combustível, outro benefício externo que foi descartado.

Além disso, os benefícios provenientes da reciclagem de materiais foram desconsiderados. A cooperativa que recupera materiais valiosos do lixo pode ser integrada a um aterro sanitário da mesma maneira mas, em comparação com suas condições de trabalho em um ANG, podemos estar razoavelmente certos de que o projeto aumenta o bem-estar, a produtividade e a renda destes trabalhadores. Isto contribui para aumentar a justiça social, um fator importante para justificar a sustentabilidade do projeto, de acordo com os critérios discutidos no item 2.4. Como os materiais recuperados substituem outros que estão relacionados ao uso de recursos, emissões e, portanto, a custos externos, eles representam outro benefício material que foi descartado pelo estudo.

Com relação à energia recuperada, argumentamos que o benefício externo depende da fonte de energia substituída mas, à luz da construção recente de usinas termoelétricas, pode-se supor um certo benefício. Deve ser lembrado também que a produção descentralizada de energia é uma das prioridades definidas pelo desenvolvimento sustentável no Brasil, por reduzir o custo de transmissão e aumentar a robustez do fornecimento.

Lembramos ainda que custos externos significativos foram desconsiderados, entre eles os custos dos incômodos e o impacto que a população de aves dos ANG exerce sobre o tráfego aéreo. Além disso, continuam sem avaliação muitos riscos para a saúde relacionados ao chorume, às emissões atmosféricas e a vetores de doenças como os mosquitos típicos dos ANG.

O benefício externo obtido da redução dos GEE leva à discussão de muitos aspectos. Com base no preço negociado da RE entre os países incluídos no Anexo I, o valor deste benefício é considerável. Por conseqüência, pode-se debater se é



aplicável usar estes valores no âmbito de um país em desenvolvimento, pois o benefício da redução de GEE atinge a comunidade global, ao passo que a responsabilidade é atribuída às nações industrializadas. Pode-se argumentar que a WTP deste benefício é menor para a nação brasileira, pois outras necessidades prevalecem. Por outro lado, o Brasil também sofre com a mudança climática global e também é responsável por emissões consideráveis, um fato que deve levar ao compromisso com sua redução no médio prazo.

Com relação aos custos externos do impacto das emissões das usinas WTE sobre a saúde, lembramos que a transferência de benefícios foi feita usando o fator mais conservador entre as possibilidades obtidas. Devido às consideráveis diferenças no desenvolvimento econômico dentro do país, não podemos garantir que os dados sejam adequados a todas as situações, e isto deve ser reavaliado ao se analisar uma situação específica com alta densidade populacional e renda per capita como, por exemplo, a cidade de São Paulo.

A conclusão a que se chega com os resultados apresentados é que a tecnologia WTE é uma solução interessante, não só para resolver problemas urgentes relacionados aos ANG, mas também para aumentar o bem-estar da sociedade. Apesar de impor certos custos à saúde pública, ela também contribui para melhorá-la, ao prover infra-estrutura de saneamento, redução do chorume e dos vetores de doenças típicos dos ANG e ao melhorar as condições de trabalho dos catadores. O projeto contribui para a justiça social, devido à integração dos catadores, e gera crescimento econômico e empregos. Ele melhora a infra-estrutura do país, pois reduz o esforço com o transporte do lixo e ainda produz energia localmente. Podemos esperar também um impacto positivo na equidade entre as gerações, pois o uso de recursos escassos é diminuído por substituição e há uma redução dos custos externos para as futuras gerações. É especialmente interessante considerar o

desenvolvimento de tecnologia nacional no setor energético, onde os equipamentos importados predominam. Isto contribui para a competitividade do país e para melhorar a balança de pagamentos.

Como uma limitação destes resultados, devemos apontar que não é adequado argumentar que esta é a melhor solução. A eliminação de lixo sempre está relacionada a externalidades negativas e o benefício líquido apresentado deve ser entendido no escopo analisado e em comparação com a realidade de um ANG. Os resultados não podem ser usados para comparar a solução WTE com o aterro sanitário ou com outras opções para a eliminação do lixo. Ainda assim, este estudo oferece uma base para comparar a opção WTE com outras opções, mas recomenda-se fazê-lo tendo por base casos e dados específicos, pois não se pode esperar obter soluções gerais.

## 6 Conclusões e recomendações

Os resultados obtidos na avaliação econômica e financeira mostram um quadro contraditório. Apesar das diversas limitações da avaliação financeira, concluímos que o projeto não era uma opção atraente caso supuséssemos preços de mercado para a eliminação de RSM e para a eletricidade. Além disso, o projeto se caracteriza por riscos tecnológicos e seu status como um projeto MDL não é seguro, visto que não há uma metodologia MDL em escala plena disponível. Nestas circunstâncias, concluímos que o projeto, pelo menos com a capacidade analisada de 150 t de RSM ao dia, só seria viável em condições específicas que garantisse preços diferenciados.

O quadro obtido com base na avaliação econômica é mais promissor. Apesar das diversas aproximações materiais conservadoras, que reduziram os benefícios e aumentaram os custos do projeto, este oferece benefícios líquidos consideráveis para a sociedade sob todas as circunstâncias examinadas. Devido ao princípio adotado do conservadorismo, este resultado pode ser considerado sólido, mas recomendamos uma revisão para situações específicas.

Além do benefício econômico líquido para a sociedade como um todo, chegamos à conclusão de que o projeto também é adequado por contribuir para a justiça social, o que não pode ser avaliado pela ACB. Além disso, ele contribui para a equidade entre as gerações e para outros critérios relevantes do desenvolvimento sustentável, tais como definidos por Seroa et al., (2000a) e discutidos nos itens 2.4 e 5.2.

Portanto, concluímos que a tecnologia WTE é interessante para a sociedade brasileira, mas que as atuais condições do mercado não favorecem sua implementação por investidores privados. A avaliação econômica mostrou que esta contradição baseia-se em falhas específicas do mercado. Já a avaliação financeira

mostrou que o projeto não é completamente desinteressante se os preços diferenciados forem alcançados. Como a sociedade deveria se interessar em explorar os benefícios potenciais desta tecnologia, deve-se avaliar como os preços de mercado podem ser ajustados ou subsidiados, de maneira a permitir uma implementação bem sucedida. Os passos iniciais já foram dados pela legislação brasileira, com o incentivo à energia renovável do Proinfa. (LEI N° 10.438, 2002). Garantir que a tecnologia seja aceita nos termos da lei aumenta significativamente seu potencial. O projeto oferece os benefícios da redução de transporte dos RSM, gera empregos, crescimento econômico e aumenta a arrecadação de impostos. Ele também oferece possibilidades de futuro crescimento econômico com o avanço tecnológico. Ele integra os catadores miseráveis a condições de trabalho mais decentes e sustenta o crescimento econômico com a oferta de materiais recicláveis. Além disso, libera terrenos de aterros para outros usos e elimina os custos futuros de fechamento e monitoramento contínuo. À luz destes benefícios, certamente é interessante avaliar se estes não seriam maiores do que os custos financeiros da eliminação de RSM em uma usina WTE.

Ao analisar a receita e os benefícios específicos da venda de RCE, concluímos também que o estado e a sociedade deveriam ter interesse material no apoio a este tipo de projeto. Além do impacto das receitas para o balanço de pagamentos do país, eles criam prestígio internacional e o capital intelectual necessário para assumir futuros compromissos com reduções de GEE e outras questões ambientais. Como último ponto, é necessário assinalar a limitação mais importante deste estudo: A avaliação econômica e financeira não oferece indicações da confiabilidade técnica do projeto em discussão. Isto deve ocorrer em um estudo complementar.

As questões técnicas certamente representam um risco considerável para a companhia Usina Verde, o investidor e a sociedade, mas, por outro lado, este desenvolvimento tecnológico deve ser visto como uma oportunidade para aprimorar o status tecnológico da economia e superar a dependência de tecnologia importada. Como demonstrado, os benefícios sociais são materiais e, se a companhia Usina Verde, em cooperação com investidores competentes e agências governamentais, for capaz de superar as questões técnicas e as distorções do mercado, a tecnologia deve certamente oferecer uma interessante solução para o desenvolvimento sustentável regional e a redução da mudança climática global.

## Referências Bibliográficas

- ABN, **Quote NL0000020097 / ABN1BS**. ABN, 2006. Disponível em: <<http://www1.abnamrozertifikate.de/showpage.asp?N=0&Ne=10740000+10700000+10710000&pageid=10&certid=16414&R=107016414&locale=DEP>> Acesso em: 14. mar. 2006.
- ABRELPE, **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. Sao Paulo, 2004. Disponível em: <<http://www.abrelpe.com.br/images/Panor2004.pdf>> Acesso em: 01. nov. 2005.
- ANDERSEN, Lykke E. **A Cost-Benefit Analysis of Deforestation in the Brazilian Amazon**. Rio de Janeiro: IPEA, 1998. Texto para discussão, Nº 455. Disponível em: <<http://www.ipea.gov.br>> Acesso em: 18. set. 2005.
- ANEEL, **Boletim Energia**. Brasília: ANEEL - Superintendência de regulação econômica, 2001. Disponível em: <[http://www.aneel.gov.br/arquivos/PDF/BOLETIM\\_ENERGIA\\_055.htm](http://www.aneel.gov.br/arquivos/PDF/BOLETIM_ENERGIA_055.htm)> Acesso em: 24. fev. 2006.
- ANEEL, **Metodologias para revisão tarifária periódica das concessionárias de distribuição de energia elétrica**. Brasília: ANEEL - Superintendência de regulação econômica, 2005: Disponível em: <[http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/audiencia/arquivo/2005/032/documento/nota\\_tecnica\\_n%C2%B0\\_122.pdf](http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/audiencia/arquivo/2005/032/documento/nota_tecnica_n%C2%B0_122.pdf)> Acesso em: 01. dez. 2005.
- BCB, **Relatório de inflação**. Brasília: Banco Central do Brasil, 2005. Disponível em: <<http://www.bcb.gov.br/htms/relinf/direita.asp?idioma=P&ano=2005&acaoAno=ABRIR&mes=12&acaoMes=ABRIR&id=relinf200512>> Acesso em: 10. mar. 2006.
- BEEDE, David N.; BLOOM David E. The Economics of Municipal Solid Waste. *The World Bank Research Observer*, Oxford v. 10, n. 2, p. 113-150 Aug. 1995. Disponível em <<http://wbro.oxfordjournals.org/content/vol10/issue2/index.dtl>> Acesso em: 10. ago. 2006.
- BESEN G.R. **Os Desafios da Sustentabilidade da Coleta Seletiva - As Cooperativas de Catadores**. São Paulo: Faculdade de Educação Ambiental – SENAC, 2003. Disponível em: <[http://www.ambiente.sp.gov.br/EA/adm/admarqs/Gina\\_Rizpah\\_2003.pdf](http://www.ambiente.sp.gov.br/EA/adm/admarqs/Gina_Rizpah_2003.pdf)> Acesso em: 07. dez. 2005.
- BNDES, **Programa de apoio financeiro a investimentos em fontes alternativas de energia elétrica no âmbito do PROINFA**. Rio de Janeiro: BNDES, 10.03.2006. Disponível em: <[http://www.bndes.gov.br/programas/infra/fontes\\_alternativas.asp](http://www.bndes.gov.br/programas/infra/fontes_alternativas.asp)> Acesso em: 10. mar. 2006.
- BNDES, **Taxa de juros de longo prazo**. Rio de Janeiro: BNDES, 21.10.2005. Disponível em: <<http://www.bndes.gov.br/produtos/download/tjlp.pdf>> Acesso em: 04. dez. 2005.
- BREALEY, R. A.; MYERS S. C. **Principles of corporate finance**. Columbus, US: McGraw-Hill Higher Education, 2003.
- BRIGHAM, E. F. GAPENSKI L.C. EHRHARDT, M. C. **Administração financeira: teoria e prática**. São Paulo: Atlas, 2001.
- CARVALHO F. Paulo. **Usinas, solução para o lixo urbano?** Rio de Janeiro: Comlurb. Disponível em: <[www.rio.rj.gov.br/comlurb](http://www.rio.rj.gov.br/comlurb)> Acesso em: 10. jul. 2005
- CDM EXECUTIVE BOARD, **Guidelines for completing CDM-PDD, CDM-NMB and CDM-NMM**. Disponível em: <<http://www.mct.gov.br/clima/ingles/quioto/pdf/pddgloss.pdf>> Acesso em: 04. dez. 2005.
- CDMWATCH, **Market failure - why the clean development mechanism won't promote clean development**. Disponível em: <<http://www.cdmwatch.org>> Acesso em: 24. apr. 2005.
- CELPE, **Contribuição da CELPE sobre a proposta da ANEEL de revisão tarifária periódica disponibilizada para a audiência pública N°003/2005**. Brasil: Celpe, Grupo Neoenergia, 2005. Disponível em: <[www.aneel.gov.br/aplicacoes/audiencia/arquivo/2005/003/contribuicao/celpe.pdf](http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/audiencia/arquivo/2005/003/contribuicao/celpe.pdf)> Acesso em: 04. dez. 2005.
- CENTRO CLIMA, **Small Scale Unfccc CDM PDD - GS WWF – Usinaverde**, Centro Clima, Rio de Janeiro - Brazil – June, 2005

- CIA, **FACTBOOK**. US: CIA, 2004. Disponível em: <<http://www.cia.gov/cia/publications/factbook/fields/2004.html>> Acesso em: 10 dez. 2005.
- CLEMENTE A. **Projetos empresariais e públicos**. São Paulo: Atlas, 2002.
- COM -Council of the European Community. Council Directive 89/369/EEC of 8 June 1989 on the prevention of air pollution from new municipal waste incineration plants. **Official Journal L 163**, p. 32–36, 14/06/1989. Disponível em: <[http://europa.eu.int/smartapi/cgi/sga\\_doc?smartapi!celexapi!prod!CELEXnumdoc&lg=EN&numdoc=31989L0369&model=guichett](http://europa.eu.int/smartapi/cgi/sga_doc?smartapi!celexapi!prod!CELEXnumdoc&lg=EN&numdoc=31989L0369&model=guichett)> Acesso em: 30. nov. 2005
- COM -Council of the European Community. Directive 1999/31/EC of 26. Apr. 1999 on the landfill of waste. **Official Journal L 182**, p 1–19, 16/07/1999. Disponível em: <[http://europa.eu.int/eur-lex/pri/en/oj/dat/1999/l\\_182/l\\_18219990716en00010019.pdf](http://europa.eu.int/eur-lex/pri/en/oj/dat/1999/l_182/l_18219990716en00010019.pdf)> Acesso em: 30. nov. 2005
- COM -Council of the European Community. Directive 2000/76/EC of 4. Dec 2000 on the Incineration of waste. **Official Journal L 332**, p. 91–111, 28/12/2000, Disponível em: <[http://europa.eu.int/eur-lex/en/consleg/pdf/2000/en\\_2000L0076\\_do\\_001.pdf](http://europa.eu.int/eur-lex/en/consleg/pdf/2000/en_2000L0076_do_001.pdf)> Acesso em: 30. nov. 2005
- COMLURB, **Análises gravimétricas 2003**. Rio de Janeiro: Comlurb, 2003. Disponível em: <<http://www.rio.rj.gov.br/comlurb/>> Acesso em: 04. dez. 2004.
- CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente -Resolução nº 316, de 29 de outubro de 2002. Publicada no Diário Oficial da União em 20/11/2002
- CONTADOR, Cláudio, R. **Projetos sociais**: avaliação eprática. São Paulo: Atlas, 2000.
- CSERGE, Externalities from Landfill and Incineration. **Report to the UK Department of the Environment**, London: HMSO, Warren Spring Laboratory, EFTEC, 1993.
- DIJKGRAAF, Elbert; VOLLEBERGH, Herman R.J. Burn or bury? A social cost comparison of final waste disposal methods. **Ecological Economics**, v. 50, n. 3-4, p. 233-247, oct. 2004, Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/B6VDY-4DGY7GG-1/2/0e107085bdfa87ef56ce62d1671f1cce>> Acesso em: 02. jul. 2005.
- EC, **Externalities of Energy. Vol. I-IX**. Brussels: The European Commission, 1995. Disponível em: <<http://www.externe.info>> Acesso em: 02. dez. 2005.
- EC, **Cost-Benefit Analysis of the Different Municipal Solid Waste Management Systems: Objectives and Instruments for the Year 2000**, Final Report to the European Commission. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, by Coopers & Lybrand, 1996
- EC, **Economic Evaluation of the Draft Incineration Directive. Report produced for the European Commission DG X**. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 1997
- EC, **Externalities of Fuel Cycles: Economic Valuation. An Impact Valuation Approach**. Brussels: The European Commission, 1998. Disponível em: <<http://externe.jrc.es/publications>> Acesso em: 02. Aug. 2005
- EC, **A Study on the Economic Valuation of Environmental Externalities from Landfill Disposal and Incineration of Waste**. Brussels: The European Commission, 2000, Disponível em: <[http://europa.eu.int/comm/environment/enveco/waste/cowi\\_ext\\_from\\_landfill.pdf](http://europa.eu.int/comm/environment/enveco/waste/cowi_ext_from_landfill.pdf)> Acesso em: 19. jul 2005.
- ECOTEC, **Effectiveness of the Landfill Tax in the UK: Barriers to Increased Effectiveness and Options for the Future**, Ecotec Research and Consulting Ltd., 1997. Disponível em: <[www.foe.co.uk/resource/reports/effectiveness\\_landfill\\_tax.pdf](http://www.foe.co.uk/resource/reports/effectiveness_landfill_tax.pdf)> Acesso em: 20. out. 2005
- EEA, **Europe's Environment: The Second Assessment**. Copenhagen: European Environment Agency, 1998. Disponível em: <<http://reports.eea.eu.int/92-828-3351-8/en>> Acesso em: 30. nov 2005.
- ELLIS, J., et al, **Taking stock of progress under the CDM**, OECD, June 2004. Disponível em: <<http://www.oecd.org/dataoecd/58/58/32141417.pdf>> Acesso em: 30 nov 2005.

ENGEVIX, **Anexo 8 da Contribuição da CELPE sobre a proposta da ANEEL de revisão tarifária periódica disponibilizada para a audiência pública N°003/2005**. Brasil: Celpe, Grupo Neoenergia, 2005. Disponível em: <[www.aneel.gov.br/aplicacoes/audiencia/arquivo/2005/003/contribuicao/celpe.pdf](http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/audiencia/arquivo/2005/003/contribuicao/celpe.pdf)> Acesso em: 04.dez. 2005

EPA, **Decision Makers' Guide to Solid Waste Management**. Washington DC, Environmental Protection Agency, 1995. Disponível em: <http://www.epa.gov/garbage/dmg2.htm> Acesso em: 30. nov. 2005

FINEP, **TJLP - Taxa de Juros de Longo Prazo**, Brasil: Finep, 2006. Disponível em: <[http://www.finep.gov.br/informacoes\\_financeiras/tjlp.asp](http://www.finep.gov.br/informacoes_financeiras/tjlp.asp)> Acesso em: 10. mar. 2006

Folha de São Paulo. Miséria Reciclada. São Paulo: **Folha de São Paulo**, 20. jul 2003 p. B6.

Greiner, S. **Municipal Solid Waste and Carbon Finance**, Presentation from March 7, 2005, seminar on Solid Waste Primers and Lessons Learned from World Bank Projects. Disponível em: <<http://www.worldbank.org/urban/urbanforum2005/ulwpresentations/sw/Greiner.pdf>> Acesso em: 2.9 set. 2005

GTZ, **CDM Highlights 33** Monthly newsletter of Climate Protection Programme. Newsletter maintained by Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit, Germany. Mensagem recebida por: climate@gtz.de em 28. feb. 2006.

GTZ. **CDM What is it? How Does it work?** Eschborn, Germany: Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH, 2004. Disponível em: <<http://www2.gtz.de/climate/>> Acesso em: 24 abr. 2005

HANLEY N.; SPASH C. **Cost-benefit Analysis and the Environment**. Hants, UK: Edward Elgar Publishing Company, 1993.

IBAM - Instituto Brasileiro de Administração Municipal. **O Cenário dos Resíduos Sólidos no Brasil**, Rio de Janeiro, IBAM, 2005. Disponível em:

<<http://www.ibam.org.br/publique/media/Boletim1a.pdf>> Acesso em: 15 ago. 2005

IBAM - Instituto Brasileiro de Administração Municipal. **Biogás em Aterros Sanitários e Créditos de Carbono**, Rio de Janeiro, IBAM, 2005 Disponível em:

<[www.ibam.org.br/publique/media/Boletim2a.pdf](http://www.ibam.org.br/publique/media/Boletim2a.pdf)> Acesso em: 15. ago. 2005

IBAM - Instituto Brasileiro de Administração Municipal. **Publicação eletrônica** [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <karin@ibam.org.br> em 19. ago. 2005.

IBGE. **Lista de estados do Brasil por densidade demográfica**, Rio de Janeiro, IBGE, 2000, Disponível em:

<[http://pt.wikipedia.org/wiki/Lista\\_de\\_estados\\_do\\_Brasil\\_por\\_densidade\\_populacional](http://pt.wikipedia.org/wiki/Lista_de_estados_do_Brasil_por_densidade_populacional)> Acesso em: 10. mar. 2006

IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, 2000**. Rio de Janeiro, IBGE, 2002. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb/pnsb.pdf>> Acesso em: 15. ago. 2005

IPCC, **The IPCC Scientific Assessment, Report prepared for the Intergovernmental Panel on Climate Change by Working Group 1**, 1990. Disponível em: <<http://www.ipcc.ch/pub/pub.htm>> Acesso em: 04. ago. 2005

IPCC, **Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Reference Manual**. Disponível em: <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6.htm>> Acesso em: 30. nov 2005

Johannessen, Lars Mikkil and Gabriela Boyer. "**Observations of Solid Waste Landfills in Developing Countries: Africa, Asia, and Latin America**". Urban and Local Government Working Paper Series #3, World Bank, Washington, DC, 1999. Disponível em:

<<http://www.worldbank.org/html/fpd/urban/publicat/landfilloverview.pdf>> Acesso em: 03. dez. 2005

LEI N° 10.438, de 26 de abril de 2002. Publicada no Diário Oficial da União em 29.04.2002, seção 1, p. 1, v. 139, n. 81-A.



LEITÃO; T. **Lixões e matadouros perto de aeroportos favorecem acidentes de aviões com aves, diz militar**. Rio de Janeiro, Agência Brasil, 29. Nov. 2005. Disponível em: <<http://www.radiobras.gov.br/materia.phtml?materia=248582&q=1&editoria=>> Acesso em: 03. dez. 2005

LÜCKGE, Helen; PETERSON, Sonja. **The role of CDM and JI for fulfilling the European Kyoto commitments**. Kiel Working Paper No. 1232, 2004 Disponível em: <[www.uni-kiel.de/ifw/pub/kap/2004/kap1232.htm](http://www.uni-kiel.de/ifw/pub/kap/2004/kap1232.htm)> Acesso em: : 24. abr. 2005.

MALTA, Luiz C. **Respostas do 15.12.2005 - Publicação eletrônica** [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <[luizmalta@usinaverde.com.br](mailto:luizmalta@usinaverde.com.br)> em 16. dez. 2005.

MALTA, Luiz C. **Memorando Interno: Custos de Gestão de Lixo – Publicação eletrônica** [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <[luizmalta@usinaverde.com.br](mailto:luizmalta@usinaverde.com.br)> em 19. dez. 2005.

MALTA, Luiz C. **Respostas do 14.03.2005 - Publicação eletrônica** [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <[luizmalta@usinaverde.com.br](mailto:luizmalta@usinaverde.com.br)> em 14. mar. 2006.

MALTA, Luiz C. **Status quo do 21.03.2005 - Publicação eletrônica** [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <[luizmalta@usinaverde.com.br](mailto:luizmalta@usinaverde.com.br)> em 24. mar. 2006.

MALTA, Luiz C. **Estimativa de Investimento detalhada - Publicação eletrônica** [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <[luizmalta@usinaverde.com.br](mailto:luizmalta@usinaverde.com.br)> em 27. out. 2005.

MALTA, Luiz C. **Modelo de Fluxo de Caixa para Unidade de 100 t – Publicação eletrônica** [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <[luizmalta@usinaverde.com.br](mailto:luizmalta@usinaverde.com.br)> em 27. out. 2005.

MALTA, Luiz C. **Histórico Usinaverde - Publicação eletrônica** [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <[luizmalta@usinaverde.com.br](mailto:luizmalta@usinaverde.com.br)> em 28. out. 2005.

MALTA, Luiz C. **Memorando Interno: Sumário dos resultados teste de queima - Publicação eletrônica** [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <[luizmalta@usinaverde.com.br](mailto:luizmalta@usinaverde.com.br)> em 28. out. 2005.

MALTA, Luiz C. **Balço de massa de lixo - Publicação eletrônica** [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <[luizmalta@usinaverde.com.br](mailto:luizmalta@usinaverde.com.br)> em 01. nov. 2005.

MENDONÇA; GUTIEREZ. **O efeito estufa e o setor energético brasileiro**. Rio de Janeiro, IPEA, 2000. Texto para discussão nº 719. Disponível em: <<http://www.ipea.gov.br/>> Acesso em: 10. out. 2005

MERCADOS DE ENERGIA. **Estimativa do efeito da postergação das térmicas do ppt nos leilões de energia de 2004 -relatório final. Anexo 8 da Contribuição da CELPE sobre a proposta da ANEEL de revisão tarifária periódica disponibilizada para a audiência pública N°003/2005**, Celpe, Grupo Neoenergia (2005), Brasil Disponível em: <[www.aneel.gov.br/aplicacoes/audiencia/arquivo/2005/003/contribuicao/celpe.pdf](http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/audiencia/arquivo/2005/003/contribuicao/celpe.pdf)>> Acesso em: 04.Dez. 2005

Michaelowa et al. Transaction costs of the Kyoto Mechanisms **Forthcoming in Climate Policy**, 2003

MINISTRY OF ENVIRONMENT JAPAN, **CDM Manual**. Japan, 2004. Disponível em: [http://gec.jp/gec/gec.nsf/en/Publications-Reports\\_and\\_Related\\_Books-CDM-Manual-2004](http://gec.jp/gec/gec.nsf/en/Publications-Reports_and_Related_Books-CDM-Manual-2004) Acesso em: 30 Nov. 2005.

Miranda, M.L., Hale, B. 'Waste not, want not: the private and social costs of waste-to-energy production', **Energy Policy**, 1997v. 25 n. 6, p. 587-600

MME - Ministério de Minas e Energia - Portaria MME nº 45, 2004. Publicada no Diário Oficial da União em 01/04/2004, seção 1, página 53.

OLIVEIRA B. Luciano. **Potencial de aproveitamento energético de lixo e de biodiesel de insumos residuais no Brasil**. 2004. 237p. Tese (D.Sc., Planejamento Energético) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro

Olivier, J.G.J.; Berdowski J.J.M. Global emissions sources and sinks\_In: Berdowski, J., Guicherit, R. and B.J. Heij (eds.) **The Climate System**, 2001 p. 33-78. A.A. Balkema Publishers/Swets & Zeitlinger Publishers, Lisse, The Netherlands.

ORTIZ, Ramon A. Valoração econômica ambiental. In: MAY, Peter H.; LUSTOSA, Maria C.; VINHA, Valeria da; (Org.) **Economia do Meio Ambiente: Teoria e Prática**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2003. p. 81-99.

PEARCE D.; BARBIER E.; MARAKANDAYA A. **Sustainable development: economics and environment in the Third World**. London, UK: Earthscan Publications Ltd., 1990.

PEARCE, D. Valuing statistical lives. In: SEROA DA MOTTA R. **Environmental economics and policy making in developing countries**. Cheltenham: Edward Elgar Publishing Ltd., 2001. p. 49-81.

PEARCE, D. W. **Economic values and the natural world**. Cambridge, Massachusetts, The MIT Press, 1993.

PEREIRA NETO J. N.; DE PAULA NEVES L. M. **Variação da composição gravimétrica e potencial de reintegração ambiental dos resíduos sólidos urbanos por região fisiográfica do estado de minas gerais** 20° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, Brasil (1999) Disponível em: <<http://www.resol.com.br/>> Accessed on: 29. set. 2005

PORTEOUS, A. Energy from waste incineration – a state of the art emissions review with an emphasis on public acceptability. **Applied Energy** v. 70, p.157–167, 2001

PORTEOUS, A. Why energy from waste incineration is an essential component of environmentally responsible waste management. **Waste Management** v. 25, n.4, p.451–459, 2005

PREFEITURA DA CIDADE DE SÃO PAULO. **Caracterização gravimétrica e físico – química dos resíduos sólidos domiciliares do Município de São Paulo**, Sao Paulo, 2003. Disponível em: <[www.prefeitura.sp.gov.br/servicos/upload/RelatorioGeral2003\\_1103568201.pdf](http://www.prefeitura.sp.gov.br/servicos/upload/RelatorioGeral2003_1103568201.pdf)> Acesso em: 04. dez. 2005

Rabl, A., J. V. Spadaro and P. D. McGavran Health Risks of Air Pollution from Incinerators: A Perspective. **Waste Management & Research**, 1998 v. 16 p. 365-388.

RAND, T., HAUKOHL J., MARXEN U. "**Municipal Solid Waste Incineration: Requirements for a Successful Project**". World Bank Technical Paper No. 462. World Bank, Washington, DC, June 1999.

Disponível em: <[http://www-wds.worldbank.org/external/default/main?pagePK=64193027&piPK=64187937&theSitePK=523679&menuPK=64187510&searchMenuPK=64187511&siteName=WDS&entityID=000094946\\_0007250542\\_0045](http://www-wds.worldbank.org/external/default/main?pagePK=64193027&piPK=64187937&theSitePK=523679&menuPK=64187510&searchMenuPK=64187511&siteName=WDS&entityID=000094946_0007250542_0045)> Acesso em: 20.out.2005.

ROCHA; GARCIA; F.A. **Do ranking das distribuidoras ao risco de crédito no pool — a remuneração dos investimentos em geração elétrica no Brasil**. Rio de Janeiro, IPEA, 2005. Texto para discussão N° 1086. Disponível em: <http://www.ipea.gov.br/> Acesso em: 20.out.2005.

SCOTT, G., **Polymers and the Environment**, Royal Society of Chemistry, 1999.

SEROA DA MOTTA R. SAYAGO D. E. **Propostas de instrumentos Econômicos ambientais para a Redução do lixo urbano e o Reaproveitamento de Sucatas no Brasil**. IPEA, Rio de Janeiro, 1998 Disponível em: <http://www.ipea.gov.br/> Acesso em: 10. out. 2005

SEROA et al. **O mecanismo de desenvolvimento limpo e o financiamento do desenvolvimento sustentável no Brasil**. Rio de Janeiro, 2000. Texto para discussão nº 761. Disponível em: <[www.ie.ufrj.br/gema/pdfs/td0761.pdf](http://www.ie.ufrj.br/gema/pdfs/td0761.pdf)> Acesso em: 10. out. 2005

SEROA et al. **Health and Economic Values for Mortality and Morbidity Cases Associated with Air Pollution in Brazil**. IPEA, Rio de Janeiro, 2000, Disponível em: <<http://www.oecd.org/dataoecd/31/54/2052275.pdf>> Acesso em: 10 out. 2005

THE ASSOCIATED PRESS. **Ministers from 20 Countries Meet in London to Discuss Climate Change**. London, March 15, 2005 Disponível em: <<http://www.climateark.org/articles/reader.asp?linkid=40053>> Acesso em: 12. ago. 2005

THE GOLD STANDARD. **The Gold Standard Project Design Document; The Gold Standard Manual for Project Developers**. Basel, Switzerland: Gold Standard Steering Committee, Nov 2005. Disponível em: <<http://www.cdmgoldstandard.org/downloads.php>> Acesso em: 01. dez. 2005

UNFCCC. **United Nations Framework Conventions on Climate Change**. Rio de Janeiro, Brazil: United Nations, 1992. Disponível em: <<http://unfccc.int/resource/docs/convkp/conveng.pdf>.> Acesso em: 24. abr. 2005

UNFCCC. **Caring for climate - a guide to the Climate Change Convention and the Kyoto Protocol**. Bonn, Germany: The Climate Change Secretariat (UNFCCC), 2003. Disponível em: <[http://unfccc.int/resource/docs/publications/caring\\_en.pdf](http://unfccc.int/resource/docs/publications/caring_en.pdf).> Acesso em: 12. ago. 2005.

UNFCCC. **Appendix B of the UNFCCC Simplified Modality and Procedures for Small-Scale CDM Project Activities**. Version 05: 27 February 2005 Disponível em: <<http://cdm.unfccc.int/Projects/pac/ssclismeth.pdf>> Acesso em: 20. jun. 2005

VINHEDO, **Columna da câmara municipal Vinhedo**, Vinhedo, 2004 Disponível em: <[http://www.maisvinhedo.com.br/coluna\\_camara.php?codigo=109&cod=1](http://www.maisvinhedo.com.br/coluna_camara.php?codigo=109&cod=1)> Acesso em: 15. dez. 2005

ZURBRÜGG et al. Decentralised composting in Bangladesh, a win-win situation for all stakeholders, **Resources, Conservation and Recycling**, v. 43 p. 281–292, 2005 Disponível em: <[http://www.wasteconcern.org/Publication/rcr\\_composting\\_bangladesh\\_zurbrugg\\_2004.pdf](http://www.wasteconcern.org/Publication/rcr_composting_bangladesh_zurbrugg_2004.pdf)> Acesso em: 08. dez. 2005