

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA MECÂNICA**

**FLUXO DE EMISSÕES EM ATIVIDADES DO PODER  
EXECUTIVO FEDERAL: O CASO DO MINISTÉRIO DO  
DESENVOLVIMENTO, INDÚSTRIA E COMÉRCIO  
EXTERIOR**

**FERNANDO MENDES DE ALMEIDA**

**ORIENTADOR: ARMANDO DE AZEVEDO CALDEIRA PIRES**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM CIÊNCIAS MECÂNICAS**

**PUBLICAÇÃO:  
BRASÍLIA/DF: MAIO – 2012**

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA MECÂNICA**

**FLUXO DE EMISSÕES EM ATIVIDADES DO PODER EXECUTIVO  
FEDERAL: O CASO DO MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO,  
INDÚSTRIA E COMÉRCIO EXTERIOR**

**FERNANDO MENDES DE ALMEIDA**

**DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE  
ENGENHARIA MECÂNICA DA FACULDADE DE TECNOLOGIA  
DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS  
REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE  
MESTRE EM CIÊNCIAS MECÂNICAS.**

**APROVADA POR:**

---

**Prof. Armando Caldeira Pires, Dr. (FGA/UnB)  
(Orientador)**

---

**Prof. Raquel Naves Blumenschein, Dr<sup>a</sup>. (FAU/UnB)  
(Examinadora Externa)**

---

**Prof. Sandra Maria da Luz, Dr<sup>a</sup>. (FGA/UnB)  
(Examinadora Externa)**

**BRASÍLIA/DF, 21 DE MAIO DE 2012.**

## FICHA CATALOGRÁFICA

ALMEIDA, FERNANDO MENDES DE

Fluxo de Emissões em Atividades do Poder Executivo Federal: o Caso do Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior [Distrito Federal] 2012.

xvii, 121p., 210 x 297 mm (ENM/FT/UnB, Mestre, Ciências Mecânicas, 2012).

Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Mecânica.

1. Avaliação do Ciclo de Vida

2. Serviços

3. Emissões

4. Pegada de carbono

I. ENM/FT/UnB

II. Título (série)

## REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

ALMEIDA, F. M. **Fluxo de Emissões em Atividades do Poder Executivo Federal: o Caso do Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior.** Brasília, 2012. Dissertação de Mestrado em Ciências Mecânicas, Publicação ENM.DM-175A/2012, Departamento de Engenharia Mecânica, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 121p.

## CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Fernando Mendes de Almeida.

TÍTULO: Fluxo de Emissões em Atividades do Poder Executivo Federal: o Caso do Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior.

GRAU: Mestre

ANO: 2012

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

---

Fernando Mendes de Almeida

SHIN, QI 06, Conj. 02, Casa 22.

71.520-020 Brasília – DF – Brasil.

## **AGRADECIMENTOS**

Ao meu orientador, Dr. Armando Caldeira Pires, pelos conselhos precisos e serenidade na condução dos trabalhos.

Aos meus pais e Doutores, Fábio Afonso de Almeida e Dirce Mendes da Fonseca, pelo inestimável exemplo de vida.

A Carla Moura Medeiros, luz dos grandes momentos, pela alegria de sua presença e doçura de sua alma.

Aos meus familiares, pelo enorme apoio e maravilhosa convivência, base na qual o presente trabalho foi construído.

Ao Antônio José Juliani e aos demais funcionários do MDIC, pela vital ajuda na coleta dos dados, constante disponibilidade e simpatia.

## RESUMO

### **FLUXO DE EMISSÕES EM ATIVIDADES DO PODER EXECUTIVO FEDERAL: O CASO DO MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO, INDÚSTRIA E COMÉRCIO EXTERIOR**

Este trabalho trata da quantificação dos impactos ambientais dos serviços prestados pelo Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio (MDIC), utilizando-se a técnica de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Para atingir tal objetivo, foram necessários o mapeamento dos processos e insumos relevantes na geração de emissões e a avaliação de suas contribuições gerais e relativas, possibilitando a comparação do desempenho ambiental da prestação do serviço com outros estudos disponíveis na literatura e a identificação de estratégias de redução de emissões. A revisão da literatura possibilitou a definição da fronteira do sistema com a exclusão de fases, insumos e processos do ciclo de vida do serviço que não contribuem significativamente para os diversos impactos ambientais. Dessa forma, simplificou-se a modelagem do sistema, adotando-se a metodologia de corte *gate to gate* ao invés da condução do ciclo de vida completo do serviço – *cradle to grave* – evitando a necessidade de dados que não estão disponíveis, como os fluxos energéticos e os materiais da construção da edificação. Utilizou-se o *software* de gerenciamento ambiental GaBi para a identificação dos inventários de entradas e saídas dos processos, assim como para o cálculo dos impactos ambientais associados. Dessa maneira, mapearam-se os principais fluxos energéticos e materiais e os impactos relevantes por processo. Os processos que mais contribuem para os impactos avaliados foram os relacionados ao uso da água, da energia elétrica e do transporte pessoal privado. Identificou-se que as principais estratégias de redução de impactos são por meio da seleção de fornecedores, favorecendo aqueles que possuem selos de desempenho ambiental internacionalmente reconhecidos, redução da demanda de materiais e energia pela melhoria da eficiência das instalações prediais e de campanhas educativas e incentivos aos funcionários do Ministério.

## **ABSTRACT**

### **FLOWS EMISSIONS IN ACTIVITIES OF A GOVERNMENTAL AGENCY: THE CASE OF AGENCY FOR DEVELOPMENT, INDUSTRY AND FOREIGN TRADE**

The aim of this study is to quantify the environmental impacts of the services provided by the governmental agency of Development, Industry and Commerce by using the technique of Life Cycle Assessment (LCA). To achieve the goal it was necessary to map the relevant environmental processes, inputs and outputs, and evaluate their general and relative contributions. This allowed the comparison with other available studies and the identification of strategies to reduce emissions. The literature review provides information for the definition of system's boundary, helping excluding phases, inputs and life cycle processes that do not significantly contribute to the various environmental impacts. Thus, modeling the system was simplified by adopting the gate-to-gate methodology instead of driving the entire life cycle assessment (cradle to grave), which involves data that are not available, such as energy and material flows of the building's construction phase. The Gabi International software's database was used for the inventory and environmental impacts calculation. Thus, the main energy and material flows was identified with all relevant impacts by processes. The processes that contribute most to the impacts assessed were related to the use of electricity, water and private personal transport. It was found that the main strategies to reduce impacts are through the selection of suppliers, favoring those with internationally recognized environmental performance stamps, through the materials and energy reduction by improving the efficiency of the building facilities and through the educational campaigns and incentives for the agency's employees.

## SUMÁRIO

<b>1 - INTRODUÇÃO .....</b>	<b>14</b>
<b>2 - REVISÃO DA LITERATURA .....</b>	<b>17</b>
<b>2.1 - HISTÓRIA DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA.....</b>	<b>17</b>
<b>2.2 - ACV APLICADO A PRÉDIOS COMERCIAIS .....</b>	<b>19</b>
<b>2.3 - ACV APLICADO A SERVIÇOS.....</b>	<b>22</b>
<b>2.4 - ENERGIA EM PRÉDIOS .....</b>	<b>27</b>
<b>3 - METODOLOGIA .....</b>	<b>29</b>
<b>3.1 - ASPECTOS GERAIS DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA .....</b>	<b>29</b>
<b>3.2 - OBJETIVOS .....</b>	<b>30</b>
<b>3.2.1 - Objetivos gerais de um estudo de ACV .....</b>	<b>30</b>
<b>3.2.2 - Objetivos específicos .....</b>	<b>31</b>
<b>3.3 - DEFINIÇÃO DE ESCOPO .....</b>	<b>32</b>
<b>3.3.1 – Função do sistema e unidade funcional .....</b>	<b>32</b>
<b>3.3.2 - Definição do sistema a ser estudado .....</b>	<b>34</b>
<b>3.4 - ANÁLISE DE INVENTÁRIO .....</b>	<b>39</b>
<b>3.4.1 - Dados utilizados e considerações .....</b>	<b>39</b>
<b>3.4.2 - Processos incluídos no sistema .....</b>	<b>40</b>
<b>3.4.3 - Procedimentos de alocação .....</b>	<b>45</b>
<b>3.5 - AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO CICLO DE VIDA .....</b>	<b>46</b>
<b>3.5.1 - Seleção das categorias de impacto e indicadores de categoria .....</b>	<b>47</b>
<b>3.5.2 - Atribuição das categorias de impacto (classificação) .....</b>	<b>51</b>
<b>3.5.3 - Modelos de caracterização .....</b>	<b>52</b>
<b>3.5.4 - Fatores de caracterização .....</b>	<b>53</b>
<b>4 - RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	<b>57</b>

<b>4.1 - FLUXOS MÁSSICOS .....</b>	<b>57</b>
<b>4.2 - FLUXOS ENERGÉTICOS.....</b>	<b>60</b>
<b>4.3 - RESULTADOS DAS CATEGORIAS DE IMPACTO (CARACTERIZAÇÃO) .....</b>	<b>63</b>
<b>4.4 - CONTRIBUIÇÃO ABSOLUTA E RELATIVA DOS PROCESSOS NAS CATEGORIAS DE IMPACTO E COMPARAÇÃO COM OUTROS ESTUDOS DISPONÍVEIS NA LITERATURA .....</b>	<b>65</b>
<b>4.4.1 - Considerações .....</b>	<b>65</b>
<b>4.4.2 – Resultados obtidos .....</b>	<b>66</b>
<b>4.5 - RESULTADOS CONSOLIDADOS.....</b>	<b>85</b>
<b>4.6 - ESTUDO DE CASO .....</b>	<b>86</b>
<b>4.7 - SUGESTÕES PARA A REDUÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS .....</b>	<b>89</b>
<b>4.8 - PROBLEMAS, DESAFIOS E FUTURAS PESQUISAS .....</b>	<b>91</b>
<b>5 - CONCLUSÃO .....</b>	<b>95</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>99</b>
<b>APÊNDICES .....</b>	<b>107</b>
<b>APÊNDICE A - DADOS COLETADOS .....</b>	<b>108</b>
<b>APÊNDICE B - FLUXOGRAMA COMPLETO DE PROCESSOS .....</b>	<b>109</b>
<b>APÊNDICE C - CATEGORIAS DE IMPACTO POR PROCESSO NÃO AGREGADO.....</b>	<b>110</b>
<b>ANEXOS .....</b>	<b>113</b>
<b>ANEXO A - MÉTODO DE CÁLCULO PARA OS FATORES DE CARACTERIZAÇÃO.....</b>	<b>114</b>

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Componentes do PIB pela ótica da despesa .....	16
Tabela 2 - Implicações ambientais dos setores da economia americana.....	24
Tabela 3 - Impactos ambientais dos serviços prestados por um escritório.....	26
Tabela 4 - Critérios de corte em ACV .....	35
Tabela 5 - Matriz <i>Pedigree</i> .....	40
Tabela 6 - Processos incluídos no Sistema.....	41
Tabela 7 - Categorias de impacto e áreas de proteção.....	48
Tabela 8 - Impactos ambientais considerados .....	54
Tabela 9 - Inventário convertido em categorias de impacto.....	63
Tabela 10 - Inventário convertido em categorias de impacto por processo agregado.....	64
Tabela 11 - Potencial de acidificação – Tabela comparativa .....	72
Tabela 12 - Potencial de eutrofização – Tabela comparativa.....	75
Tabela 13 - Potencial de aquecimento global – Tabela comparativa .....	78
Tabela 14 - Potencial de ozônio fotoquímico – Tabela Comparativa.....	83
Tabela 15 - Processos relevantes para as categorias de impacto.....	85
Tabela 16 - Estratégias de redução de impacto por processo .....	90

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Ciclo de vida de um serviço.....	25
Figura 2 - Impactos ambientais dos serviços prestados por um escritório .....	27
Figura 3 - Gasto energético em prédios públicos .....	28
Figura 4 - Estrutura da avaliação do ciclo de vida .....	30
Figura 5 - Fronteira do sistema para a avaliação do ciclo de vida de um produto .....	33
Figura 6 - Impactos ambientais por fase do ciclo de vida .....	37
Figura 7 - Fronteira do sistema a ser estudado .....	38
Figura 8 - Fluxograma de processos agregados.....	45
Figura 9 - Fases obrigatórias e opcionais da AICV.....	47
Figura 10 - Relações entre inventário, categorias de impacto e áreas de proteção .....	50
Figura 11 - Contribuição mássica dos processos agregados .....	58
Figura 12 - Fluxo mássico do sistema .....	59
Figura 13 - Contribuição energética por processo agregado .....	61
Figura 14 - Fluxo energético do sistema .....	62
Figura 15 - Contribuição absoluta – Contribuições relativas dos processos nas diversas categorias de impacto .....	68
Figura 16 - Contribuição absoluta: potencial de depleção abiótica.....	69
Figura 17 - Contribuição absoluta: potencial de depleção abiótica fóssil.....	70
Figura 18 - Contribuição absoluta: potencial de acidificação .....	71
Figura 19 - Gráfico comparativo: potencial de acidificação .....	71
Figura 20 - Gráfico comparativo: potencial de acidificação .....	72
Figura 21 - Contribuição absoluta: potencial de eutrofização.....	73
Figura 22 - Gráfico comparativo: potencial de eutrofização.....	74
Figura 23 - Gráfico comparativo: potencial de eutrofização.....	74
Figura 24 - Contribuição absoluta: potencial de ecotoxicidade de água doce.....	76
Figura 25 - Contribuição absoluta: potencial de aquecimento global .....	77
Figura 26 - Gráfico comparativo: potencial de aquecimento global .....	77
Figura 27 - Gráfico comparativo: potencial de aquecimento global .....	78
Figura 28 - Contribuição absoluta: potencial de toxicidade humana .....	79
Figura 29 - Contribuição absoluta: potencial de ecotoxicidade de água marinha.....	80

Figura 30 - Contribuição absoluta: potencial de depleção da camada de ozônio.....	81
Figura 31 - Contribuição absoluta: potencial de criação fotoquímica de ozônio .....	82
Figura 32 - Gráfico comparativo: potencial de criação fotoquímica de ozônio .....	83
Figura 33 - Contribuição absoluta: potencial de ecotoxicidade terrestre .....	84
Figura 34 - Contribuição relativa: gráfico resumo .....	86

## **LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

ACC – Avaliação do Custo do Ciclo de Vida  
ACV – Avaliação do Ciclo de Vida  
ADP – Abiotic Depletion Potential  
AICV – Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida  
AIS – Avaliação do Impacto Social  
AP – Acidification Potential  
BREEAM – Building Research Establishment Environmental Assessment Method  
CML – Institute of Environmental Sciences  
DCB – Diclorobenzeno  
EIA – Energy Information Administration  
EIO-LCA – Economic Input-Output Life Cycle Assessment  
EMPA – Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt  
EP – Eutrophication Potential  
FAETP – Freshwater Aquatic Ecotoxicity  
GWP – Global Warming Potential  
HMP – Heavy Metal Particulates  
HTP – Human Toxicity Potential  
IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change  
ISO – International Organization for Standardization  
LCA – Life Cycle Assessment  
LEED – Leadership in Energy and Environmental Design  
LIME – Life Cycle Impact Assessment Method based on Endpoint Modeling  
MAETP – Marine Aquatic Ecotoxicity Potential  
MDIC – Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior  
MRI – Midwest Research Institute  
ODP – Ozone Depletion Potential  
PIB – Produto Interno Bruto  
POCP - Photochemical Ozone Creation Potential  
PROCEL – Programa Nacional de Conservação de Energia Elétrica  
REPA – Resource and Environmental Profile Analysis

SETAC – Society of Environmental Toxicology and Chemistry

SPOLD – Society for Promotion of Life Cycle Assessment Development

TETP – Terrestrial ecotoxicity potential

USEPA – U. S. Environmental Protection Agency

## 1 - INTRODUÇÃO

A crescente conscientização a respeito das questões ambientais tem levado a uma percepção mundial da necessidade de preservação dos recursos naturais e minimização dos impactos que as diversas atividades humanas causam sobre o meio ambiente. As mudanças climáticas observadas durante os últimos 50 anos, segundo estudos do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2007), estabelecido pelas Nações Unidas, devem-se, muito provavelmente, à emissão de gases de efeito estufa de origem antropogênica. Impactos ambientais diversos, tais como, depleção da camada de ozônio, eutrofização das águas e acidificação do solo, possuem cada vez mais influência tanto na economia como na saúde do ecossistema. Esses impactos têm em comum a deterioração da qualidade de vida humana em resposta à deterioração ambiental.

Em especial, a perda da biodiversidade tem apresentado números alarmantes. Segundo estimativas, 150 tipos únicos de organismos são extintos diariamente e grande quantidade dos desaparecimentos são de origem antropogênica, com uma taxa de 100 a 1000 vezes mais rapidamente do que em épocas anteriores à existência do homem (Lamont, 1955). A perda de biodiversidade fica evidente quando se observa que, de cerca de 10.000 desaparecimentos, apenas 1 espécie nova é criada pelo mecanismo da evolução (Chaplin *et al.*, 1996). A importância da biodiversidade, não só como saúde do ecossistema, mas também como saúde do próprio homem, é evidenciada por estudos que comprovam maior retenção de nutrientes e produtividade com diversidade vegetal (Tilman, Downing, 1994). Esses estudos têm ganhado grande atenção entre a comunidade científica e os tomadores de decisão. Portanto, claramente, muitas espécies, com características essenciais ao ecossistema, estão desaparecendo sem que, ao menos, sejam notadas em sua plenitude. Apesar de as espécies redundantes estarem mascarando os efeitos nocivos da biodiversidade, vários estudos demonstram os graves efeitos da redução de espécies, sendo apenas uma questão de tempo para que o fato interfira na saúde humana de forma grave (Jonsson, Malmqvist, 2000, Jonsson *et al.*, 2001).

Globalmente, os prédios comerciais e residenciais contribuem significativamente para o consumo de recursos, assim como para a geração de impactos ambientais. A mudança na economia mundial em direção à indústria de serviços em detrimento da indústria de bens

tem levado a uma pressão em direção à construção de prédios comerciais. Naturalmente, esses demandam muitos recursos e geram uma grande quantidade de emissões ao longo de sua vida útil, ou seja, desde a manufatura de seus componentes até a demolição. Assim, o setor de edificações, que engloba a edificação em si e seu uso, é responsável por grande parte dos impactos ambientais que resulta das atividades humanas, respondendo por 40% do uso global de energia e 30% das emissões causadoras de aquecimento global (UNEP, 2003, WORLDWATCH, 1995) .

Indicações de que os prédios comerciais e residenciais estão ganhando importância no cenário internacional em questões ambientais estão surgindo a todo o momento. Por exemplo, existem hoje, no Brasil, 300 empreendimentos registrados e 31 certificados pelo *Leadership in Energy and Environmental Design* (LEED); no mundo todo, esse número sobe para 14.500 certificações (Casado, 2011). No Reino Unido, cerca de 25% dos prédios comerciais passam por uma avaliação ambiental, 200.000 edificações já possuem a avaliação ambiental *Bulding Research Establishment Environmental Assessment Method* (BREEAM) e mais de um milhão já estão registradas para serem avaliadas (Hasegawa, 2002). No Brasil, existe a etiqueta de eficiência energética para edificações, desenvolvida pela Eletrobrás e o Inmetro, em que prédios com área útil superior a 500 m<sup>2</sup> e atendidos por alta tensão são avaliados pelo seu envoltório, sistema de iluminação e sistema de condicionamento de ar, e são classificados, conforme o seu consumo de energia, de “A” a “E”. Em todo mundo, cerca de 40.000 companhias já possuem o certificado de gestão ambiental ISO 14001, e uma parcela significativa opera no setor de serviços, no qual as emissões relacionadas aos prédios ao longo de todo o seu ciclo de vida respondem por grande parte dos impactos ambientais. Estudos realizados pela maior companhia de resseguros da Suíça, a Swiss Re, e pela companhia finlandesa de atacado e varejo Kesko, reportam que as emissões relacionadas aos prédios contabilizam 60% do total das emissões relacionadas aos serviços prestados (Walker, 2001, Kesko, 2002, SWISS RE, 2002).

No Brasil, o setor de serviços é o maior componente do PIB. Em 2008, possuiu participação de 65,3%, seguido pelo setor industrial e pelo setor agropecuário, com participações de 28,0% e 6,7%, respectivamente. O governo, por definição, é o grande gerador de serviços da sociedade, respondendo por grande parte desse valor. Observa-se que, em 2007 e 2008, o Brasil teve um PIB registrado de 2,60 e 2,89 trilhões de reais, respectivamente. As despesas de consumo da Administração Pública atingiram uma marca

de 0,52 trilhões de reais em 2007 e 0,58 em 2008. Isso representa cerca de 20,0% do PIB em 2007 e 20,1% em 2008. Uma comparação bastante ilustrativa pode ser feita entre as despesas do governo e as exportações do país. Em 2007, as despesas de consumo da Administração Pública representavam cerca de 145,6% do total das exportações do país, já em 2008, essa porcentagem caiu para 141,1%. Dessa forma, conforme ilustrado na Tabela 1, nota-se a grande quantidade de recursos gastos e gerados pelo governo, que atua majoritariamente no setor de serviços (IBGE, 2007, 2008).

Tabela 1 – Componentes do PIB pela ótica da despesa  
(IBGE 2007, 2008)

Especificação	Ano 2007	Ano 2008 (1)				Ano 2008
		I	II	III	IV	
Agropecuária	133.015	43.745	53.688	37.330	28.772	163.536
Indústria	623.721	150.442	168.483	189.255	174.316	682.497
Serviços	1.466.783	367.404	398.261	404.973	424.384	1.595.021
Valor adicionado a preços básicos	2.223.519	561.591	620.433	631.558	627.471	2.441.054
Impostos sobre produtos	374.092	104.052	109.154	115.779	119.680	448.665
PIB a preços de mercado	2.597.611	665.643	729.586	747.337	747.152	2.889.719
Despesa de consumo das famílias	1.579.616	417.705	435.725	452.164	447.821	1.753.414
Despesa de consumo da						
Administração Pública	517.287	129.341	138.691	138.004	178.372	584.408
Formação bruta de capital fixo	455.213	122.801	134.961	152.589	138.406	548.757
Exportações de bens e serviços	355.399	79.166	96.883	113.664	124.544	414.257
Importações de bens e serviços (-)	315.362	82.954	94.784	109.832	121.858	409.427
Variação de estoque	5.459	(-) 416	18.111	748	(-) 20133	(-) 1.690

Até o presente momento, existem poucos estudos que examinam o impacto ambiental do uso das edificações em companhias de serviços (Junnila e Nousiainen, 2004) e praticamente não existem estudos quantificando o impacto ambiental de atividades governamentais. O governo é o responsável final pelo consumo de grande parte da riqueza produzida pelo país e, portanto, a gestão ambientalmente responsável dos recursos naturais, a redução dos impactos ambientais causados pelo consumo energético e material e a proposta de redução dos gases do efeito estufa passam obrigatoriamente pela esfera da Administração Pública e suas atividades desenvolvidas. Dessa forma, é necessário o desenvolvimento de uma metodologia de mensuração e avaliação dos impactos ambientais causados por suas atividades.

## **2 - REVISÃO DA LITERATURA**

### **2.1 - HISTÓRIA DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA**

Estudos de ciclo de vida ambiental têm sido conduzidos desde a década de 1970, recebendo o nome de “Resource and Environmental Profile Analysis” (REPA) (Hunt, Franklin, 1996). O moderno termo “Life Cycle Assessment” (LCA) ou Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), utilizado nos estudos recentes, surgiu nos Estados Unidos da América (EUA) em 1990.

Um dos estudos pioneiros foi realizado em 1969, pelo “Midwest Research Institute” (MRI), para a empresa Coca-Cola com o objetivo de quantificar as necessidades de recursos, emissões e resíduos originados por diferentes tipos de embalagens. Chegou-se à conclusão de que garrafas de plástico não eram piores, do ponto de vista ambiental, do que as de vidro. Desse modo, o estudo REPA auxiliou os tomadores de decisão da empresa e demonstrou que a reputação das embalagens de plástico era baseada em más interpretações (Hunt, Franklin, 1996).

O início dos estudos de ACV, tal como se conhece hoje, deu-se pelo mesmo instituto (MRI) no final de 1972, por encomenda da “U. S. Environmental Protection Agency” (USEPA), com uma avaliação de garrafas de cervejas e sucos (Guinée, 1995). A intenção da agência era a minimização dos impactos ambientais na produção de embalagens, por meio da comparação entre diferentes materiais, especificamente, vidros descartáveis, reutilizáveis e latas. Esse foi o maior estudo de REPA de seu tempo, englobando a indústria do vidro, do aço, do alumínio, do papel e do plástico juntamente com todos os seus fornecedores, contando com uma análise do ciclo de vida de mais de 40 materiais. Chegou-se à conclusão da superioridade ambiental da garrafa retornável (Hunt, Franklin, 1996).

Após um longo período em esquecimento, nos anos de 1980, a ACV voltou com força com a crescente produção de lixo doméstico, principalmente de embalagens e desperdício de alimentos (Curran, 1996, Fava *et al.*, 1991, Vigon *et al.*, 1993), incorporando novos conhecimentos ambientais e tecnológicos. Nessa época, a Comissão Europeia (DG XI)

criou o Diretório Ambiental e o *Liquid Food Container Directive*. Este obrigava as empresas a gerenciar o consumo de recursos naturais e a manejar os resíduos em seus processos produtivos. Porém, era comum a obtenção de resultados discordantes devido a diferentes bases de dados e à inexistência de uma metodologia generalizada, evidenciando a necessidade de padronização dos procedimentos (Wenzel, Hauschild, Alting, 1997).

Em 1984, o Laboratório Federal Suíço para Teste e Investigação de Materiais (EMPA) divulgou um estudo chamado “Balanço Ecológico de Materiais e Embalagem” (OFEFP, 1984) com o propósito de construir uma base de dados dos materiais mais importantes na manufatura de embalagens. O estudo foi pioneiro em um método para normalizar e agregar as emissões aéreas e aquáticas com base na legislação, estimando a distância até o limite do nível aceitável para as emissões. Essa metodologia foi mais tarde aprimorada por Ahbe, Braunschweig e Müller-Wenk, com a proposição do cálculo de ecopontos (Ahbe *et al.*, 1991) no relatório Metodologia dos Ecobalancos (*Methodologie dès Ecobilans sur la base de l’optimisation écologique*). Na Holanda, uma abordagem simultânea e independente era desenvolvida por Druijff (Guinée, 1995).

A partir da década de 1990, houve um crescente aumento das atividades em ACV na Europa e nos EUA, conduzido principalmente pela “Society of Environmental Toxicology and Chemistry” (SETAC) por meio de “workshops” e outros “foruns”.

Com a missão de angariar recursos de forma a acelerar o desenvolvimento de uma metodologia em ACV voltada para a gestão, foi formada, em 1992, a Sociedade para a Promoção do Desenvolvimento de Ciclo de Vida (SPOLD). Também, no mesmo ano, a Organização Internacional para a Normalização (ISO) criou o comitê técnico (TC 207/SC 5) tendo em vista a padronização de abordagens de gestão ambiental, incluindo a ACV (Tibor, Feldman, 1996), resultando nas seguintes normas relacionadas com a avaliação do ciclo de vida:

- ISO 14040: 1997 *Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework.*
- ISO 14041:1998 *Environmental management – Life cycle assessment – Goal and scope definition and inventory analysis.*

- ISO 14042:2000 *Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle impact assessment.*
- ISO 14043:2000 *Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle interpretation.*
- ISO /TR 14049:2000 *Environmental management – Life cycle assessment – Examples of application of ISO 14041.*
- ISO/TS 14048:2002 *Environmental management – Life cycle assessment – Data documentation format.*
- ISO/TR 14047: 2003 *Environmental management – Life cycle assessment – Examples of application of ISO 14042.*

A avaliação do ciclo de vida é considerada essencial para se chegar a conceitos de sustentabilidade, se mostrando mais abrangente que um simples método de comparação, em termos ambientais, de produtos. Com a ACV, é possível a comparação de impactos ambientais entre produtos e serviços completamente distintos entre si, superando limites geográficos e temporais. A ACV é um método robusto que permite comparar, em termos ambientais, por exemplo, a produção de um carro na década de 1960 com a prestação de um serviço de limpeza urbana em 2011.

## **2.2 - ACV APLICADO A PRÉDIOS COMERCIAIS**

Os prédios representam uma grande fonte de consumo energético e material em todo o mundo e, conseqüentemente, fonte de grande parte dos impactos ambientais resultantes das atividades humanas. Nos Estados Unidos, o setor de construção é estimado como sendo responsável por 40% de todos os impactos ambientais (UNEP, 1999, Sjöström, 2000, U. S. 2002). Eles usam uma grande quantidade de energia tanto diretamente durante as fases de construção, operação e demolição quanto indiretamente na fabricação de seus componentes e materiais de consumo (Satori I, 2007).

Segundo Curran (1996), o método mais apropriado para a avaliação holística dos impactos ambientais é a ACV, embora seja necessário levar em consideração estas características e considerações únicas para as edificações:

- Cada edificação é única e a padronização do setor é mínima;
- É difícil definir a unidade funcional do estudo de ACV de acordo com as normas ISO, já que a edificação em si não é o produto final e sim meio para a satisfação de uma necessidade (prestação de um serviço ou moradia), não tendo contornos bem definidos;
- Uma edificação pode ser responsável por diversos serviços, sendo difícil estabelecer a contribuição de cada um para o total de impactos ambientais;
- Diferentes ciclos de vida para os diversos materiais da edificação, cada um com o propósito de satisfação de uma necessidade, dentro do mesmo sistema (edificação);
- Alto potencial de reciclagem e reutilização de materiais de construção e componentes da edificação, modificando seus cenários de fim de vida.

Muitas dessas características tornam o estudo do ciclo de vida de uma edificação problemático e desafiador. Dessa forma, a definição das fronteiras do sistema, os cenários de ciclo de vida, os procedimentos de alocação e os serviços oferecidos pela edificação são fatores de fundamental importância que influenciarão significativamente os resultados obtidos (Borg, 2001). Em um estudo de ACV voltado a edificações, os fluxos energéticos e materiais são quantificados tanto na fase inicial (extração, produção, transporte e construção) quanto na fase de operação (manutenção e operacionalização) e na final (demolição e descarte). Subsequentemente, os impactos globais ou regionais são calculados (ex: aquecimento global, acidificação, eutrofização etc.). No entanto, a maioria das publicações apenas fornece dados quantitativos e qualitativos de algumas fases e processos do ciclo de vida, auxiliando decisões voltadas para um *design* ambientalmente eficiente e para escolhas entre materiais construtivos.

O Conselho Canadense de Madeira (1997) utilizou a metodologia ACV para avaliar a performance ambiental de estruturas de madeira, concreto e aço. Cole (1996) analisou o impacto de diferentes materiais de construção e energia empregados nas fases de manufatura de componentes e de operação predial, chegando à conclusão que a energia, durante a fase de operação, representa a parte mais significativa na geração de emissões durante o ciclo de vida, devendo ser o foco no *design* ambiental.

Apesar da falta de dados disponíveis e da complexidade inerente às edificações, estudos completos de ACV têm sido conduzidos, isto é, contabilizando todo o ciclo de vida com resultados diversos, dentre os quais pode-se citar:

- Junnila e Horvath (2003) que estudaram os aspectos ambientais mais relevantes de uma edificação voltada a escritórios, durante um ciclo de vida de 50 anos, no Sudeste da Finlândia. O estudo consistiu em três fases: análise de inventário para a quantificação de emissões e resíduos, avaliação de impacto e interpretação para a identificação dos aspectos mais relevantes. O ciclo de vida do prédio foi dividido em cinco fases: manufatura dos materiais, processo de construção, uso do prédio, manutenção e demolição. O estudo mostrou que a maior parte dos impactos está associada ao uso da eletricidade, à manufatura dos materiais integrantes da edificação, mais especificamente a energia usada na iluminação, os sistemas de aquecimento e condicionamento de ar, a manufatura e manutenção do aço, o concreto e a tinta, e ao fim de vida de resíduos de escritório. As emissões de gases causadores do efeito estufa foram estimadas em 48.000 toneladas de CO<sub>2</sub> equivalente por metro quadrado ao longo de 50 anos.

- Scheuer *et al.* (2003) conduziram um estudo de ACV em um prédio de seis pavimentos e 7300 m<sup>2</sup> de área construída para um ciclo de vida de 75 anos (Scheuer, C. *et al.*, 2003). Os autores chegaram a uma intensidade energética de 316 GJ/m<sup>2</sup> e concluíram que os sistemas de condicionamento de ar, ventilação e aquecimento, juntamente com o uso da eletricidade, representaram 94,4% do total do consumo energético. Dessa maneira, chegaram à conclusão que a otimização na fase de operação é a parte que deve ser priorizada no *design* de uma edificação responsável ambientalmente, já que esta fase é responsável por cerca de 84% do total de impactos.

- Kofoworola e Gheewala (2009) conduziram um estudo de ACV em um escritório na Tailândia com área 60.000 m<sup>2</sup> em um ciclo de vida de 50 anos, aplicando as metodologias de ACV baseadas em processos de entradas e saídas econômicas (EIO-LCA). Os principais impactos considerados foram os potenciais de aquecimento global, acidificação e foto-oxidação. Os resultados mostraram que o aço e o concreto usados foram os materiais mais relevantes, tanto em termos quantitativos quanto em termos de impactos ambientais na fase de manufatura. Já no ciclo de vida completo, a fase mais relevante foi a

operação, representando 52% do total do potencial de aquecimento global, 66% do total do potencial de acidificação e 71% do total do potencial foto-oxidante.

Recentemente uma série de *softwares* tem surgido com o objetivo de incorporar os métodos de ACV aplicado a edificações (BEES, Athena database e Envest). No entanto, devido à quantidade de materiais e às técnicas de construção, nenhum desses *softwares* é capaz de modelar uma edificação completa, computando todos os impactos de todas as fases e processos do ciclo de vida. Existem esforços no intuito de gerar um banco de dados padronizado de materiais de construção na América do Norte, no Reino Unido e na Austrália.

### **2.3 - ACV APLICADO A SERVIÇOS**

Estudos de análise do ciclo de vida para serviços são praticamente inexistentes, sendo a maioria voltada para o setor da manufatura (Guile *et al.*, 1997, Allenby, 1996). O setor de manufatura agrega valor a um produto na forma material, ou seja, na transferência física de matéria de um bem para outro. Já o setor de serviço possui uma abordagem diferente, o valor agregado não está centrado em uma forma física, mas sim na satisfação de uma necessidade (Graedel, 1997).

Assim, a indústria de serviços, da qual o governo faz parte, produz bens intangíveis. A educação, o gerenciamento do dinheiro, os tratamentos de beleza, o transporte e a limpeza urbana são exemplos de produtos imateriais que representam satisfação de uma necessidade, fornecidos pelas escolas, bancos, clínicas de estética, empresas de transporte e limpeza. Historicamente, o setor terciário tem sido ignorado na formulação de políticas ambientais, por causa das relativas baixas emissões geradas na fase em que o serviço é efetivamente prestado e pela falta da definição de uma unidade de produção, tornando difícil a comparação de desempenho de diferentes empresas. Rosernblum *et al.* (2000) afirmam que o setor de serviços pode influenciar o desempenho ambiental de uma economia da seguinte forma:

- Influenciando os fornecedores a prover produtos e serviços com selos de desempenho ambiental;

- Reduzindo o consumo de recursos nas suas operações com programas de eficiência e substituição de atividades (substituição de viagens por videoconferência);
- Educando consumidores em relação aos méritos de produtos ambientalmente menos agressivos;
- Minimizando as emissões geradas pelos edifícios que ocupam.

Atualmente, as empresas do setor de serviços são bastante ativas na aquisição de certificados de gerenciamento ambiental (ISO 14001, 2001). Muitas empresas na Europa e nos Estados Unidos estão elegendo o meio ambiente como ponto estratégico nas suas operações e, com isso, definindo metas e objetivos a cumprir (Junnila e Nousiainen, 2004). Como resultado, muitas das empresas de serviços identificaram o uso de suas edificações como etapa essencial na avaliação e na gestão ambiental.

Estudos conduzidos por Rosenblum *et al.* (2000) mostram que, em 1992, o setor de serviços gerou, nos Estados Unidos, cerca de duas vezes mais riquezas que o setor da manufatura e era responsável por cerca de 23 % do consumo de energia elétrica e por 27% do total de emissões geradoras do efeito estufa na economia americana (ver Tabela 2). Tal fato demonstra a importância do setor de serviços na contabilização dos impactos ambientais resultantes das atividades humanas na maior economia do mundo. Diante disso, as seguintes questões são levantadas: se o setor de serviços é tão importante em termos econômicos e sociais, como se pode avaliá-lo em termos ambientais? Quais as ferramentas que podem ser utilizadas? Graedel (1997) afirma que essa é uma questão ainda em aberto, em que muitos desenvolvimentos ainda estão por surgir.

Tabela 2 – Implicações ambientais dos setores da economia americana  
(Rosenblum *et al.* 2000, modificada)

Consumo /Emissões	Unidade	Manufatura		Serviços		Utilidades		Outros	
		Direta	Indireta	Direta	Indireta	Direta	Indireta	Direta	Indireta
<b>Total da economia</b>									
<b>Energia</b>	10 <sup>6</sup> terrajoules	9,9	53	9,8	28	21	11	21	12
<b>Resíduos perigosos gerados (RCRA)</b>	10 <sup>6</sup> toneladas	185	170	6,7	75	0,05	4,2	0,04	41
<b>Potencial de aquecimento global</b>	10 <sup>6</sup> toneladas de CO <sub>2</sub> equiv.	680	2700	660	2600	1900	610	1100	1800
<b>Por milhão de dólares de receita</b>									
<b>Energia</b>	Terrajoules	3,4	18	1,8	5	80	41	11	6,2
<b>Resíduos perigosos gerados (RCRA)</b>	Toneladas	63	58	1,2	13	0,2	16	0,02	21
<b>Potencial de aquecimento global</b>	Toneladas de CO <sub>2</sub> equiv.	230	920	120	460	7000	2300	580	910

Graedel (1997) afirma que existem três tipos de serviços distintos. Os serviços do tipo “alfa” são aqueles prestados em um local fixo, onde os beneficiários ou clientes se deslocam até o local para ter suas necessidades satisfeitas. Os serviços do tipo “beta” são aqueles que são prestados no local onde se encontra o beneficiário. Já os serviços “gamma” são aqueles que são prestados remotamente, ou seja, via telefone, *internet*, transações bancárias etc. Segundo o estudo, o ciclo de vida de um serviço em sentido lato é representado da seguinte forma:

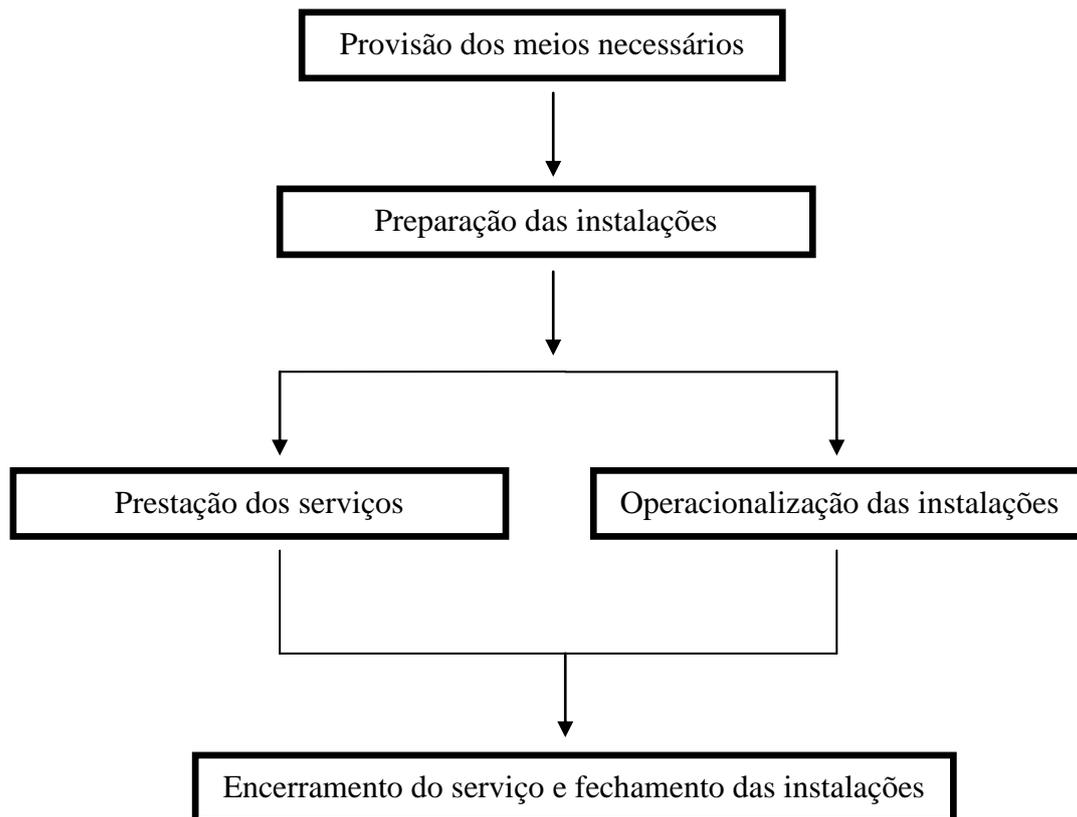


Figura 1 – Ciclo de vida de um serviço  
(Graedel 1997, modificada)

A partir do ciclo de vida do serviço descrito na Figura 1, é possível observar a importância da definição do escopo do estudo e a relevância de cada etapa em termos ambientais. Se uma edificação for construída com o intuito de abrigar um serviço, certamente ela será dominante em termos de impactos ambientais e figurará nas fases de provisão dos meios necessários, operacionalização e fechamento das instalações. A operacionalização das instalações em um serviço que é prestado de forma contínua durante um longo período de tempo é responsável pela maior parte do consumo energético e material ao longo do ciclo de vida do serviço e, conseqüentemente, é a etapa que mais gera emissões. No setor governamental, mais especificamente no Poder Executivo Federal, em que os serviços prestados são do tipo *alfa* ou *gamma*, a operacionalização compreende basicamente os processos de manutenção da edificação e operacionalização dos serviços, atividades que consomem energia e recursos materiais.

Estudo conduzido por Junnila e Nousiainen (2004), em uma edificação que abriga uma empresa de consultoria, mostrou que, no ciclo de vida do serviço prestado, a edificação em que operavam (manufatura dos materiais, construção, manutenção, demolição, eletricidade

e aquecimento) foi responsável por 52,4% do total das emissões com potencial de aquecimento global (GWP), 70,7% do total de emissões de metais pesados (HMP), 39,1% do total das emissões com potencial de acidificação (AP), 30,7% do total de emissões com potencial de eutrofização (EP) e 31,2% do total de emissões com potencial de criação fotoquímica de ozônio (POCP), conforme Tabela 3 e Figura 2. Foi constatado que, apesar das atividades relacionadas à edificação representarem apenas 7% do total de recursos gastos pela empresa, elas contabilizam aproximadamente 45% do total dos impactos ambientais. Estudos internos das empresas do ramo de seguros Swiss Re (2002) e Royal e SunAlliance (2001) chegaram à mesma conclusão, indicando que o uso de seus escritórios (edificação incluída) é responsável pela maior parte dos impactos ambientais resultantes de suas atividades.

Tabela 3 – Impactos ambientais dos serviços prestados por um escritório  
(Junnila e Nousiainen 2004)

Atividades	Despesas	Aquecimento global	Acidificação	Criação fotoquímica de ozônio	Eutrofização	Metais Pesados
	10 <sup>3</sup> euro	10 <sup>6</sup> g	kg SO <sub>2</sub> equiv.	kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> equiv.	kg PO <sub>4</sub> equiv.	g Pb equiv.
Serviços	18	0,08	0,07	0,29	0,01	0
Uso do escritório	5	1,89	5,12	1,24	0,63	0,53
Viagens	1	0,52	2,04	0,44	0,36	0
Equipamentos	4	0,19	0,74	0,15	0,1	0,16
Suprimentos de escritório	1	0,04	0,24	0,25	0,08	0,06
Deslocamento de/para o trabalho	0	0,88	4,9	1,62	0,87	0
Total	29	3,61	13,1	3,98	2,05	0,75

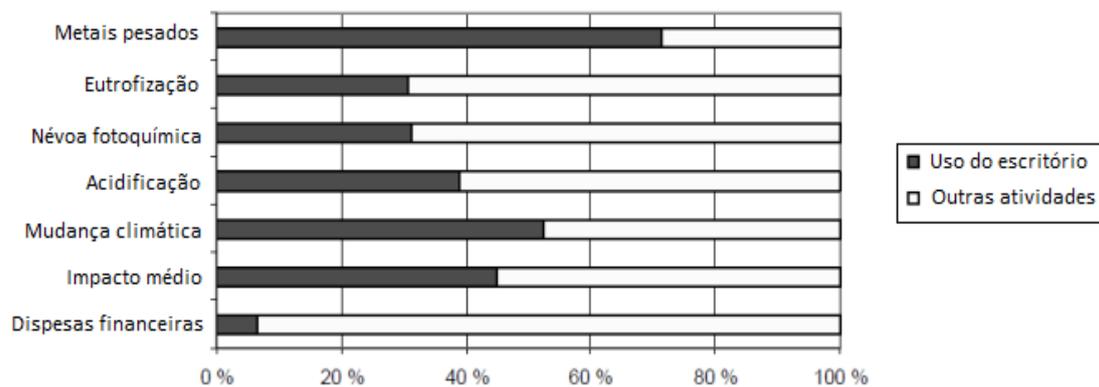


Figura 2 – Impactos ambientais dos serviços prestados por um escritório (Junnila e Nousiainen 2004)

## 2.4 - ENERGIA EM PRÉDIOS

Considerando que os serviços do tipo *alfa* ou *gamma* operam em uma base fixa, a avaliação ambiental da edificação construída para esse fim específico é de fundamental importância para o ciclo de vida do serviço. O setor de construção civil é reconhecidamente responsável por grande parte dos impactos ambientais resultantes de atividades humanas (UNEP 2003, WORLDWATCH, 1995). Dados recolhidos de uma pesquisa nos Estados Unidos afirmam que, em 1995, aproximadamente 4,6 milhões de prédios comerciais com cerca de 5,5 bilhões de metros quadrados de área construída usaram aproximadamente 650 kWh de energia somente para sistemas de ar condicionado e ventilação (Energy Information Administration – EIA – 1997). Nos Estados Unidos e na União Europeia, é estimado que o setor seja responsável por cerca de 40% de todo consumo energético e impacto ambiental gerado (U. S. DOE, 2002, Sjöström, 2000, UNEP, 1999, Arena, A. P. e De Rosa, C., 2003).

A energia associada a uma edificação pode ser dividida em quatro tipos: a necessária à fabricação dos materiais e à construção do prédio; a associada aos materiais de reposição e manutenção; a necessária para a fase de operação; e a usada na fase de fim de vida. A maior parte, 80-85 %, do uso energético de uma edificação ocorre durante sua fase de operação e o restante para as outras fases, para um ciclo de vida estimado de 50 anos. O CO<sub>2</sub> é a emissão mais significativa de seu ciclo de vida (Adalberth, K. *et al.*, 2001). Um estudo realizado na Finlândia identificou que a energia usada na fase de operação para aquecimento e eletricidade contribui com cerca de 80-90% do total de emissões causadoras de aquecimento global e acidificação (Aittola, J. *et al.*, 2000).

Um estudo conduzido por Cole e Kernan (1996), em duas edificações ao longo de um ciclo de vida de 50 anos, analisou a significância do gasto energético na construção e manutenção e na operação e demolição. Foi constatado que a energia gasta para a iluminação e sistemas de ar condicionado e aquecimento representou 80% do total em um prédio em Toronto e 90% em um prédio em Vancouver. A energia contida nos materiais de manutenção e reparo ao longo de 50 anos é da mesma ordem da energia contida nos materiais que compõem a edificação, representando de 7 a 10% do total em Vancouver e 5-7% do total em Toronto.

Segundo estudos do Procel (1988), o consumo de energia elétrica em prédios públicos e comerciais com aparelhos de ar condicionado no Brasil é dominado pelo uso desses aparelhos, com cerca de 48% do consumo total, seguido da iluminação, equipamentos de escritório, elevador e bombas, com 24%, 15% e 13% de participação, respectivamente. A Figura 3 ilustra esse consumo.

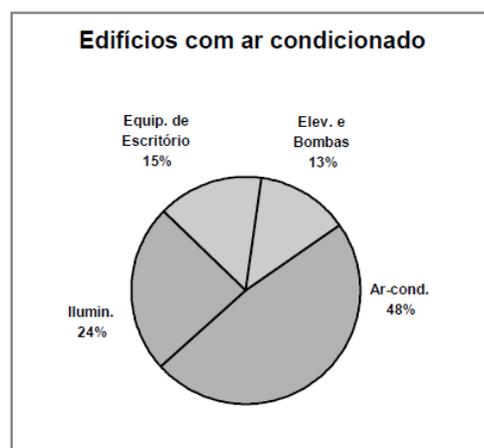


Figura 3 – Gasto energético em prédios públicos (Procel 1988)

A influência dos impactos ambientais causados pelo setor de edificações não pode ser ignorada, em geral, os aspectos que mais contribuem para o padrão de gasto energético são a forma e a orientação do edifício ao longo das cargas de aquecimento e resfriamento e as estratégias de administração dos gastos energéticos (Sharma, A. *et al.*, 2010).

### **3 - METODOLOGIA**

#### **3.1 - ASPECTOS GERAIS DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA**

Todo produto ou serviço possui um ciclo de vida, começando pelo desenvolvimento do *design*, seguido pela extração ou provimento de recursos, produção dos materiais necessários, produção do produto ou provimento dos serviços e pelas atividades de fim de vida. Todas essas atividades ou processos envolvem o consumo de recursos e, conseqüentemente, impactos ambientais. O desenvolvimento sustentável exige métodos e ferramentas para quantificar e comparar esses impactos e o esforço de diversas instituições de pesquisa é a técnica chamada Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), considerada o princípio central da ecologia industrial (Graedel, Allenby, 2003). De acordo com Oyeshola *et al.* (2008), o ACV é uma técnica muito útil, pois não só leva em consideração os materiais e a energia envolvidos em um produto ou sistema como fornece os impactos ambientais associados. É uma metodologia apropriada para a identificação, quantificação e qualificação das entradas, saídas e suas conseqüências para a saúde do ecossistema e do homem.

De acordo com a Norma ISO 14040, que descreve os princípios e a estrutura para relatar estudos de ACV, a técnica consiste em avaliar aspectos ambientais e impactos potenciais de um produto e serviço, mediante a definição de objetivo e escopo, a análise de inventário, a avaliação de impacto e a interpretação dos resultados, conforme mostrado na Figura 4:

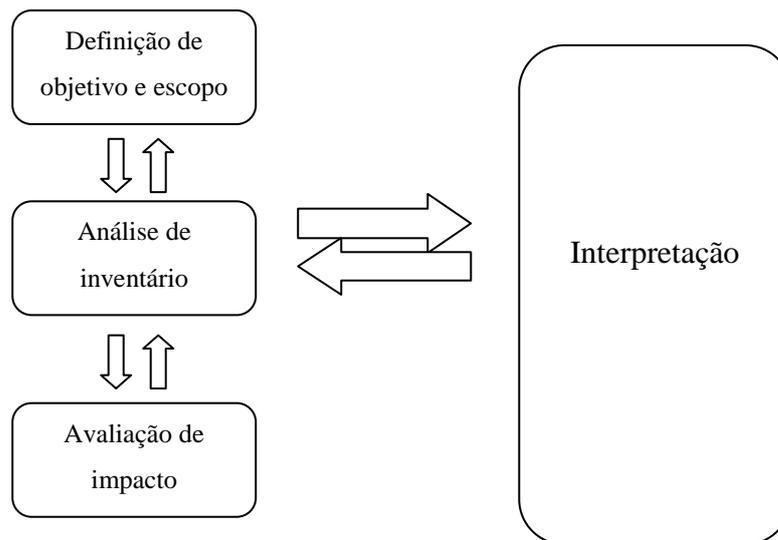


Figura 4 – Estrutura da avaliação do ciclo de vida (ISO 14040)

Cada uma dessas fases será detalhada mais adiante, juntamente com os aspectos específicos do estudo em questão. Utilizou-se a versão educacional do *Software GaBi*, pertencente à companhia PE International, localizada em Leinfelden-Echterdingen, Alemanha, para a modelagem de cada etapa, mapeando-se os processos, os materiais e a energia do sistema de estudo.

Os dados considerados foram obtidos por meio de registros de servidores públicos do MDIC e do portal da transparência, *site* eletrônico do governo federal.<sup>1</sup>

## 3.2 - OBJETIVOS

### 3.2.1 - Objetivos gerais de um estudo de ACV

A definição do objetivo e escopo é uma das fases mais importantes de um estudo de ACV (Barnthouse *et al.*, 1997, Todd *et al.*, 1999) e é, nessa fase, que decisões importantes devem ser tomadas. De acordo com a Norma ISO 14040 (2004), o objetivo de um estudo de ACV deve expor, de forma não ambígua, a aplicação planejada, as razões para conduzir o estudo e para quem o estudo será comunicado.

<sup>1</sup> Disponível em: <<http://www.portaltransparencia.gov.br>>. Acesso em: 8 set. 2011.

O objetivo geral de um estudo de ACV é aperfeiçoar ou produzir o melhor serviço ou produto com o mínimo de efeito na saúde humana e no ecossistema, estabelecendo informações a respeito do sistema de estudo, possibilitando:

- Avaliações ambientais amplas: o resultado de uma ACV é valioso em entender os impactos ambientais relativos resultantes de mudanças em processos, produtos ou serviços durante um período de tempo ou entre os processos e materiais usados para um mesmo propósito e possibilita também comparar o desempenho ambiental de produtos e serviços semelhantes.
- Estabelecer informações a respeito do sistema de estudo: isso é feito pela identificação dos materiais e energia necessários para a manufatura, uso e descarte dos vários componentes de um produto ou serviço.
- Quantificar a contribuição relativa para os diversos impactos de diversos processos, subprocessos ou etapas do sistema, possibilitando a identificação de maior consumidor de energia ou recursos e gerador de emissões.
- Identificar os processos, subprocessos ou etapas que carecem de dados ou cujas informações possuem alto grau de incerteza.
- Prover informações para os tomadores de decisão na gestão ambientalmente responsável dos recursos da sociedade. As informações podem auxiliar a tomada de decisão a respeito da escolha de materiais e processos, gerando uma imagem melhor aos consumidores finais.
- Auxiliar na formulação de políticas públicas, leis e regulações com foco no meio ambiente e nos recursos da sociedade.
- A certificação ambiental de produtos e serviços com o foco nos impactos gerados e nos recursos consumidos.
- A formulação de um guia para o desenvolvimento de novos produtos ou processos com foco nos impactos gerados e nos recursos consumidos.

### **3.2.2 - Objetivos específicos**

O objetivo do presente estudo é quantificar os impactos ambientais dos serviços prestados pelo MDIC, utilizando-se a técnica de ACV, avaliando a importância geral e relativa de

cada insumo e processo, comparando o desempenho ambiental da prestação do serviço com outros estudos disponíveis na literatura.

Weidema (1995 *apud* Ferreira, J., 2004) afirma que os objetivos de um estudo de ACV podem ser classificados em informar ou alterar aspectos operacionais, táticos e estratégicos. Pode-se classificar a aplicação do presente estudo como estratégica, com o objetivo de gerar informações da estrutura atual e propor formas de redução dos impactos ambientais gerados e representa, ainda, uma tentativa de gerar dados disponíveis e úteis aos tomadores de decisão do Órgão para a gestão ambientalmente responsável dos recursos da sociedade. Para tanto, serão necessários:

- O mapeamento do fluxograma de processos necessários para a prestação do serviço;
- O inventário de entradas e saídas energéticas e materiais do sistema e dos processos que o constituem;
- A classificação do inventário em categorias de impacto previamente selecionadas;
- A conversão, através dos fatores de caracterização, do inventário em potenciais de impacto (substâncias equivalentes);
- A identificação dos impactos relevantes para o caso do MDIC;
- A identificação dos processos que mais contribuem para os diversos impactos;
- A comparação do desempenho ambiental com outros estudos disponíveis na literatura;
- Sugestões de melhorias no desempenho ambiental.

### **3.3 - DEFINIÇÃO DE ESCOPO**

#### **3.3.1 – Função do sistema e unidade funcional**

Todo produto ou serviço pode ser descrito como uma série de subsistemas ou processos que o compõe. O sistema automóvel pode ser descrito como uma série de processos necessários, como, por exemplo, a extração do minério de ferro, a fabricação do vidro, a fabricação da borracha do pneu, a fabricação do pneu, a montagem das partes, a pintura etc. Cada processo representa um subsistema fechado, no qual entram e saem matéria e

energia. De uma forma geral, o ciclo de vida de um produto ou sistema pode ser representado conforme a Figura 5:

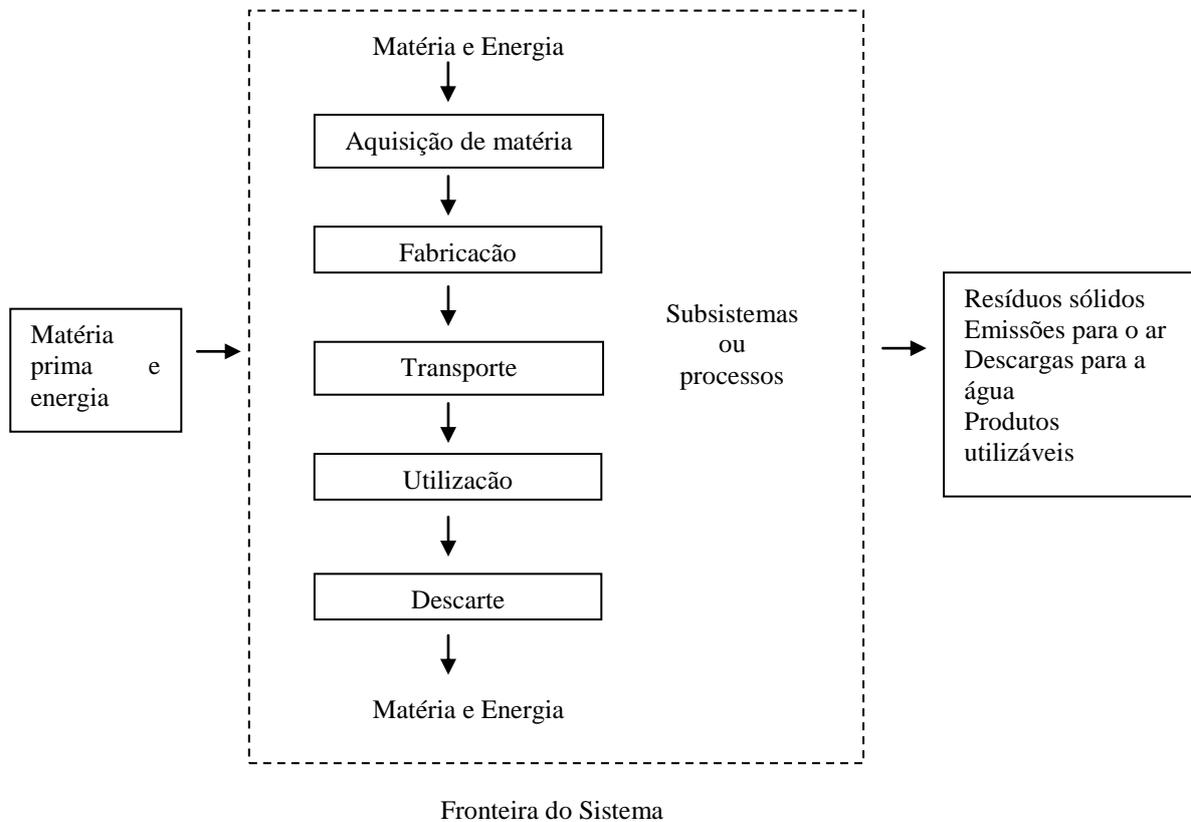


Figura 5 – Fronteira do sistema para a avaliação do ciclo de vida de um produto

Identificados todos os subsistemas que fazem parte do sistema, cada um deles pode ser tratado como se fosse um verdadeiro sistema recebendo o seu próprio fluxo de energia e matéria e liberando produtos úteis e emissões poluentes para o ar, a água e o solo. Isso quer dizer que cada subsistema terá o seu próprio ciclo de vida e inventário de emissões.

Dessa forma, todas as entradas e saídas do sistema global são simplesmente as somas das entradas e saídas dos subsistemas que as compõem. Assim, tanto os sistemas como os subsistemas devem ter a lei de conservação de massa e as leis da termodinâmica respeitadas.

A unidade funcional do sistema representa a referência pelas quais todos os fluxos são relacionados e normalmente é expressa por uma necessidade satisfeita. A unidade de

referência de um estudo de ACV pode ser tanto um produto, um processo ou serviço, desde que todos os seus fluxos possam ser rastreados. Se o sistema a ser modelado é linear, todos os resultados serão lineares com a unidade funcional, e sua magnitude é de pouca importância. A escolha da unidade funcional deve ser feita de forma criteriosa para que se represente de forma fidedigna o processo avaliado. Erros podem ser evitados escolhendo-se a unidade funcional por perspectiva mais ampla, isto é, ao invés do produto físico, prefere-se a necessidade satisfeita por ele. Ao invés de se escolher, por exemplo, uma lâmpada como unidade funcional, é preferível escolher a sua função, que é a iluminação. São exemplos de unidade funcional: um pneu de automóvel, uma cadeira de madeira, a estampagem de uma chapa de aço, um ano de serviços de limpeza em uma edificação etc.

A unidade de referência do presente estudo de ACV foi definida como 1 ano de funcionamento do MDIC nas fases de prestação do serviço e operacionalização das instalações. A perspectiva temporal foi escolhida, pois o serviço prestado não pode ser reduzido a uma unidade funcional física, além de que, por ser uma abordagem ampla, a unidade funcional engloba vários processos que possuem um só objetivo, uma só necessidade satisfeita.

### **3.3.2 - Definição do sistema a ser estudado**

A definição do sistema e seu limite com o meio ambiente devem ser claramente definidos em um estudo de ACV. Quando se usa a metodologia do “berço ao túmulo”, todas as entradas de cada processo devem ser consideradas desde o momento de extração na natureza até a descarga final dos resíduos no ambiente. Porém, na prática, um estudo tão abrangente é extremamente difícil de ser conduzido, devendo-se escolher quais os processos que devem ser incluídos e excluídos dos limites do sistema (Assies, 1992, Tibor, 1996).

A Norma ISO 14041 (1998) recomenda a aplicação de três critérios de inclusão de processos ou subsistemas ao sistema estudado: massa, energia e relevância ambiental. É recomendado que os critérios de corte sejam baseados em estudos consagrados de especialistas com profundo conhecimento dos processos e produtos envolvidos. Weidema (1994) recomenda a exclusão de processos que:

- Não influenciam significativamente o resultado final do estudo, demonstrado por meio de análise de sensibilidade;
- Possuem contribuição para o processo seguinte de uma proporção fixa do fluxo e essa proporção é mais baixa que a incerteza do fluxo;
- Pertencem a certa classe ou tipo (ex: bens duráveis), e a sondagem inicial mostra que o processo não contribui significativamente nos resultados.

A análise de sensibilidade preliminar, ou seja, a realização de estudos que indicam quais são os processos relevantes do ponto de vista ambiental, possui o grande atrativo de ser sistemática e segura, porém requer grande quantidade de dados preliminares, o que dificulta a sua utilização.

É possível eliminar também processos por critérios de corte, imaginando-se o ciclo de vida como uma cadeia de processos dispostos na vertical (Todd, Curran, 1999). Estes critérios estão descritos na Tabela 4:

Tabela 4 – Critérios de corte em ACV  
(Todd e Curran 1999, modificada)

<b>Critério</b>	<b>Procedimento de aplicação</b>
Remover processos acima	Todos os processos anteriores à manufatura final ou satisfação de uma necessidade são excluídos. Inclui, por exemplo, os processos de fabricação, uso, pós-uso e tratamento de resíduos.
Remover parcialmente processos acima	Todos os processos anteriores à manufatura final ou satisfação de uma necessidade são excluídos, com exceção do imediatamente anterior. Inclui, por exemplo, os processos de extração de material bruto e os processos de pré-combustão para os combustíveis usados na extração desse material.
Remover processos abaixo	Todos os processos que sucedem a manufatura ou satisfação de uma necessidade são excluídos, como, por exemplo, o tratamento de resíduos.
Remover processos acima e abaixo	Somente a manufatura de material primário ou a satisfação de uma necessidade (uso) são incluídas. Às vezes, essa técnica é chamada de “portão a portão”.

Considerada a similaridade entre um serviço e um produto, o presente estudo utilizará o critério de eliminar fases acima e abaixo das fases de prestação do serviço e operacionalização das instalações (Figura 1), baseando-se na disponibilidade de dados e de resultados de outros estudos aplicados a serviços e edificações que mostram a dominância, na geração de impactos, de fases específicas do ciclo de vida.

O ciclo de vida descrito na Figura 1, para um serviço em sentido amplo, aplica-se aos serviços prestados pelo MDIC. Portanto, trata-se de um ciclo ainda não completado, já que a fase de encerramento do serviço e fechamento das instalações ainda não aconteceu. Dessa forma, as únicas fases do ciclo de vida que poderiam ser avaliadas, ou subsistemas, seriam a provisão dos meios necessários, que compreende, no caso do MDIC, os insumos e atividades envolvidos na construção da edificação e dos bens permanentes, a preparação das instalações, a prestação do serviço e a operacionalização das instalações.

No entanto, não existem dados referentes às fases de provisão dos meios necessários e preparação das instalações, já que a sede do MDIC é um edifício antigo, inaugurado com a cidade de Brasília há cerca de 50 anos. Aliado a esse fato, observa-se, pela revisão da literatura, que as fases de prestação do serviço e operacionalização das instalações são responsáveis pela maioria dos impactos ambientais no ciclo de vida de um serviço.

Além de ser responsável pela maioria dos impactos ambientais dos serviços, a fase de operacionalização também contribui para a maior parte dos impactos do próprio ciclo de vida da edificação. Estudos realizados em um prédio comercial da Tailândia (Oyeshola *et al.*, 2008) mostram que a fase de operação em um prédio com o ciclo de vida de 50 anos tem a maior contribuição para a emissão de gases do efeito estufa, emissões fonte de acidificação e emissões fonte de foto-oxidação. Os gráficos da Figura 6 ilustra o fato:

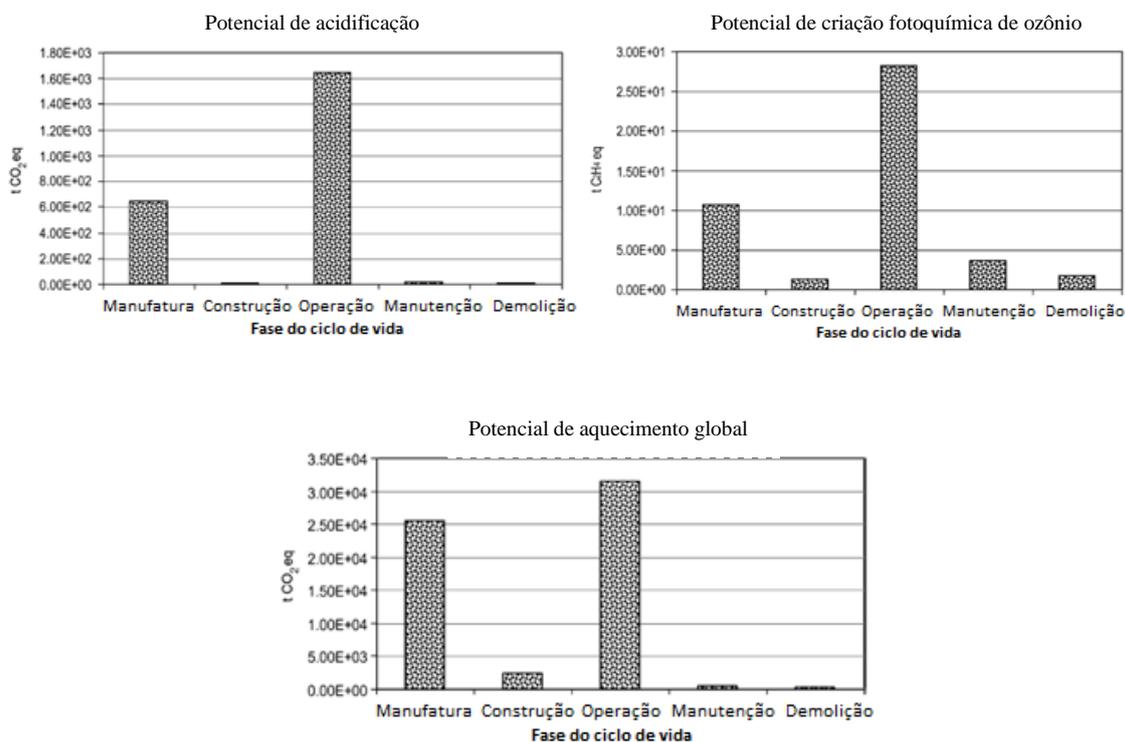


Figura 6 – Impactos ambientais por fase do ciclo de vida (Oyeshola *et al.* 2008)

Os insumos contabilizados na avaliação ambiental, nas fases de prestação do serviço e operacionalização das instalações, foram escolhidos de forma a se contabilizar a maior parcela dos fluxos energéticos e materiais que entram na fronteira do sistema. Tal consideração foi feita pela experiência empírica dos Administradores das instalações do Órgão, já que estudos de ACV aplicados a serviços são praticamente inexistentes.

É importante notar que os serviços possuem um nível de agregação muito alto, necessitando de insumos com um alto grau de manufatura, como automóveis, aviões comerciais, lâmpadas, computadores, móveis etc., cujos dados de inventário de emissões, por unidade funcional, são de difícil obtenção. Bens com um nível de agregação menor, produtos de base homogêneos e de pouca industrialização possuem uma extensa base de dados a respeito de seu ciclo de vida e emissões. Dessa forma, os itens com um nível de agregação menor, que possuem uma robusta base de dados e com uma maior contribuição nos fluxos energéticos e materiais, deverão receber especial atenção na avaliação ambiental do presente estudo.

O inventário de energia e materiais será quantificado de uma forma evidentemente não intrusiva, ou seja, o processo de identificação dos fluxos energéticos e materiais não interferirá nele.

Diante das considerações apontadas, a fronteira do sistema com a definição das fases a serem estudadas está ilustrada na Figura 7:

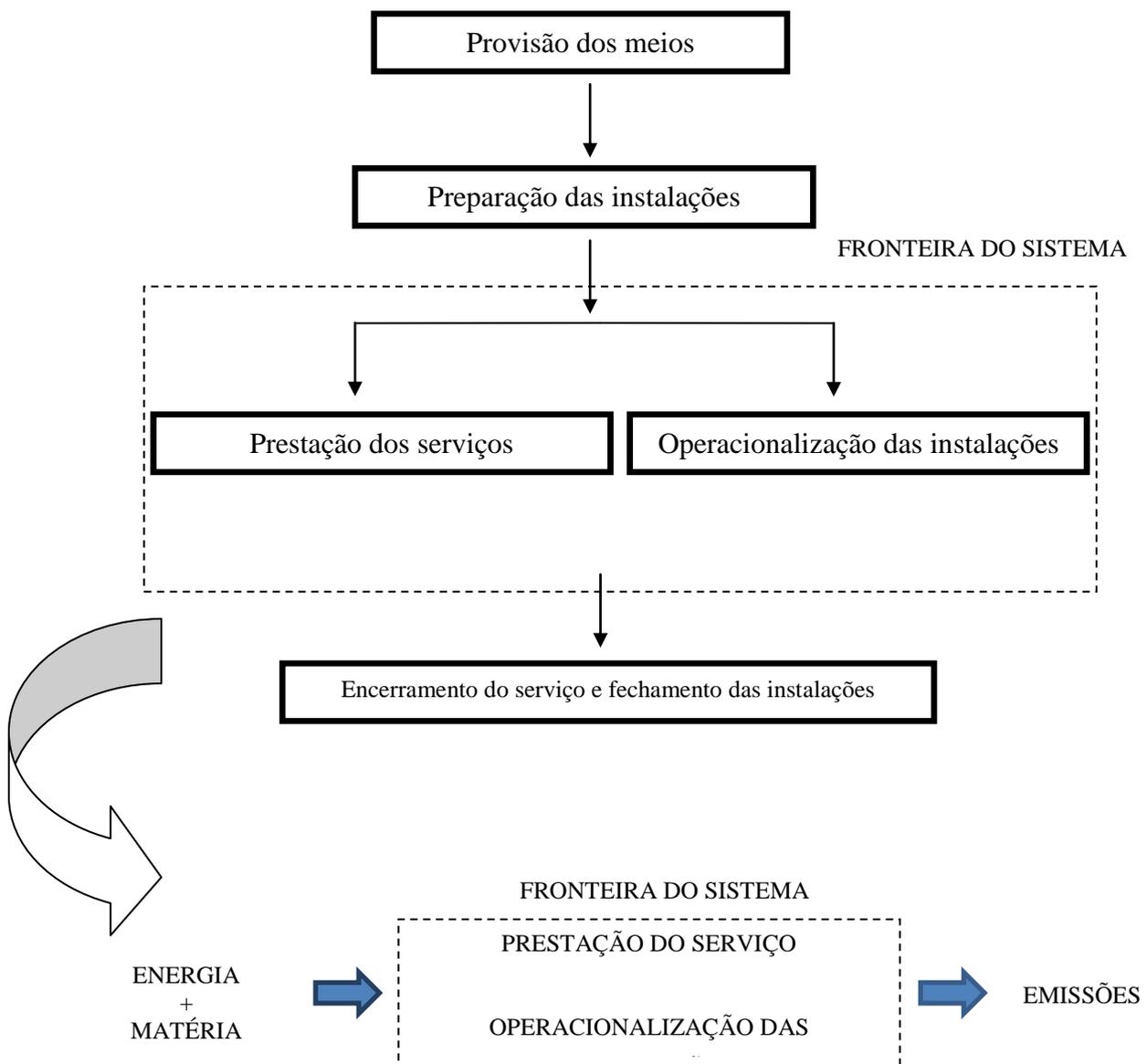


Figura 7 – Fronteira do sistema a ser estudado

### 3.4 - ANÁLISE DE INVENTÁRIO

#### 3.4.1 - Dados utilizados e considerações

Uma extensa base de dados é necessária para se conduzir um estudo de ACV e, muitas vezes, a sua obtenção representa a parte mais trabalhosa e demandante de tempo (Rebitzer *et al.*, 2004). Alguns processos de fabricação de *commodities* básicas, como aço, celulose, produtos derivados de petróleo etc., podem ser de fácil obtenção e já estão disponíveis na base de dados governamental de muitos países. Normalmente, o mercado global força a igualdade de obtenção desses bens por motivos econômicos, sendo os seus processos de fabricação similares ou idênticos. Já o processo de fabricação de outros produtos pode ser sensível a aspectos continentais, nacionais ou até mesmo regionais, como a geração de eletricidade, o transporte rodoviário, os produtos agropecuários etc. Portanto, a escolha da base de dados correta é de fundamental importância, sendo necessário identificar os produtos ou processos que possuem inventários similares ou idênticos e os que apresentam diferenças significativas.

Os dados referentes ao quantitativo de insumos utilizados estão elencados no Anexo 7.1 e foram obtidos no próprio Órgão avaliado, seguindo a prática recomendada no “Code of Practice” (Consoli *et al.*, 1993). Ainda, conforme recomendação de SETAC (1991) e Vigon *et al.* (1992), os dados foram recolhidos em um período de tempo suficientemente longo com o objetivo de minimizar as eventuais oscilações do sistema, tais como, consumo de água anormal devido a vazamentos e um alto número de viagens devido a um evento específico. Segundo os mesmos autores, o período de tempo equivalente a um ano fiscal é considerado suficiente para atenuar comportamentos não regulares.

Utilizou-se da Matriz de *Pedigree* (ver Tabela 5) proposta por Lindfors *et al.* (1995 *apud* CML 2001) para o mapeamento dos métodos de aquisição, independência do fornecedor de dados, representatividade da amostra, data da coleta, correlação geográfica e correlação técnica:

Tabela 5 – Matriz *Pedigree*  
(Lindfors *et al.* 1995, modificada)

Posição	A	B	C	D	E	F
<i>Pedigree</i>	Método de aquisição	Independência do fornecedor de dados	Representatividade da amostra	Data da coleta	Correlação geográfica	Correlação técnica
1	Dados medidos	Informação verificada por autoridade pública ou outra fonte independente	Dados obtidos de medições contínuas por um período suficiente de tempo e de fontes para minimizar as flutuações	Recente (máximo de 3 anos)	Dados da área de estudo	Dados fornecidos pela empresa em estudo
2	Dados calculados com base em medições	Informação verificada de empresa com interesse no estudo	Dados obtidos de medições contínuas ou amostras por um número pequeno de fontes, mas por um período suficiente de tempo.	Menos de 5 anos	Dados médios de uma grande área que inclui a área de estudo	Dados obtidos de empresas diversas, mas com os mesmos processos produtivos/materiais.
3	Dados calculados baseados parcialmente em suposições	Informação independente, mas baseada em informação não verificada.	Dados obtidos de medições contínuas por um período pequeno de tempo, mas de um número suficiente de fontes.	Menos de 10 anos	Dados de uma área com características semelhantes	Dados obtidos de processos produtivos/materiais iguais, mas com diferentes tecnologias.
4	Estimativa qualificada por <i>expert</i>	Informação não verificada	Dados obtidos de amostras por um pequeno período de tempo, mas de um número suficiente de fontes.	Menos de 20 anos	Dados de uma área com características ligeiramente semelhantes	Dados obtidos de processos produtivos/materiais e tecnologias semelhantes.
5	Estimativa não qualificada	Informação não verificada de empresa interessada no estudo	Representatividade desconhecida ou dados obtidos de amostras de uma fonte por um pequeno período de tempo.	Data desconhecida ou mais de 20 anos	Dados de uma área desconhecida ou de características diferentes	Dados obtidos de processos produtivos/materiais semelhantes, mas tecnologia diferente.

### 3.4.2 - Processos incluídos no sistema

Para cada insumo incluído no sistema, têm-se os processos que fazem parte de seu ciclo de vida, tais como extração de matérias primas, fabricação, utilização e descarte (Figura 5). Todos os processos devem ter o seu inventário de entradas e saídas completo, ou seja, a quantidade e o tipo de matéria e energia que entram e que saem. Um insumo pode possuir processos agregados, ou seja, vários subprocessos condensados em um só. Por exemplo, o processo diesel pode conter os subprocessos extração do petróleo, refino e distribuição.

Assim, os processos escolhidos e seu nível de agregação dependerão da base de dados disponível.

A base de dados escolhida pertence a PE INTERNATIONAL, uma companhia localizada em Leinfelden-Echterdingen, Alemanha, cuja especialidade são projetos na área de sustentabilidade de produtos, empresas e cadeias produtivas, análises de pegada de carbono e água, certificação ambiental de edificações e desenvolvimento de *softwares* e base de dados na área ambiental. A companhia utiliza, em seu *software* GaBi, uma extensa base de dados que contém mais de 2300 inventários de materiais, fornecedores de energia, serviços e tecnologias de processamento, e possui informações de mais de 70 países com dados de vários tipos de metal, compostos orgânicos e inorgânicos, plásticos, materiais renováveis, componentes eletrônicos, materiais de construção, geração de energia, transporte, processo de fabricação, reciclagem, fim de vida etc. Utilizam-se, em sua base de dados, informações públicas, fornecidas por governos, e privados, adquiridos por meio de consultorias e parcerias com instituições de ensino e empresas.

O presente projeto de pesquisa utilizou os processos constantes na base de dados da PE INTERNATIONAL descritos na Tabela 6:

Tabela 6 – Processos incluídos no Sistema

<b>Processo</b>	<b>Uso final</b>	<b>Tecnologia e considerações</b>
Tratamento de água de fontes superficiais	- Água	Inclui os processos de filtração, sedimentação, descarbonização, desinfecção e filtração rápida e lenta com areia. A modelagem dos processos de tratamento da água para consumo cobriu, ao menos, 95% da massa e energia das entradas e saídas e 98% da relevância ambiental.
Tratamento de esgoto doméstico	- Água	A modelagem do tratamento do esgoto foi executada usando-se os processos de redução e oxidação.
Fabricação de cal hidratada	- Água	A cal hidratada é produzida pela lenta adição de água ao óxido de cálcio que é obtido queimando-se várias formas de calcário. Isso é feito em um compartimento que mistura e agita a cal hidratada à água em proporções recomendadas. A adição de água produz um calor considerável e gera vapor. Contém os subprocessos de geração de eletricidade, energia térmica, transporte de materiais e fabricação de produtos de refinaria.

Fabricação de ácido fosfórico	- Água	Nesse processo, rochas sedimentares ou magmáticas portadoras do mineral apatita ( $\text{Ca}_4(\text{PO}_4)_3(\text{X}_2)$ ), sendo $\text{X} = \text{F}, \text{OH}$ ou $\text{Cl}$ , reagem com ácido sulfúrico. Os subprodutos do processo são o $\text{CaSO}_4$ (gesso, anidrita ou gipsita) e o $\text{H}_2\text{SiF}_6$ . Contêm os subprocessos de geração de eletricidade, energia térmica, transporte de materiais e fabricação de produtos de refinaria.
Geração de vapor	- Água	O vapor é produzido pela queima de gás natural de petróleo, levando-se em conta as características locais da planta, como eficiência energética, tecnologia de combustão, remoção de $\text{NO}_x$ e particulados. Contém os subprocessos de geração de eletricidade, energia térmica, transporte de materiais e fabricação de produtos de refinaria.
Fabricação do papel fino para impressão	- Material de escritório	Foi considerado o processo de obtenção da celulose por quebra química da lignina que assim pode ser removida da mistura para ser utilizada como combustível, preservando assim o comprimento da fibra e gerando um papel mais forte. O rendimento varia entre 40 e 50% da madeira inicial. Contém os subprocessos de geração de eletricidade, energia térmica, transporte de materiais e fabricação de produtos de refinaria.
Fabricação do toner de impressão	- Material de escritório	-
Aterro sanitário de papel	- Material de escritório	É considerado um aterro sanitário de 30 metros de altura, área de 40.000 $\text{m}^2$ e 100 anos de vida. Os materiais de vedação (argila, revestimento mineral, filme de polietileno) e diesel para o compactador estão incluídos no conjunto de dados. A taxa de transpiração considerada é de 60%. A solubilidade exponencial de fluidos é assumida. O chorume e o corpo do aterro são assumidos como homogêneos. O aterro está saturado. Sem circulação de lixiviados. Vedação básica efetivamente para lixiviados: 70%. O tratamento de lixiviados inclui carvão ativado e floculação/precipitação de processamento. Tratamento de lamas e deposição incluídos. A vedação contém cascalho, areia, argila e filme de polietileno como a maioria dos processos relevantes. Cascalho, areia e argila são extraídos da pedreira seca. A base para a produção de filme de polietileno é petróleo bruto. Contém os subprocessos de geração de eletricidade, energia térmica, transporte de materiais e fabricação de produtos de refinaria.

Aterro sanitário para plástico	- Material de escritório	<p>Representa um típico aterro sanitário que atende aos padrões europeus de emissões. O local possui tratamento de gás de aterro, tratamento de lixiviados, tratamento de lamas e deposição. O aterro possui altura de 30 m, a área de aterro sanitário é 40.000 metros quadrados, e expectativa de 100 anos. Possui materiais de vedação (argila, revestimento mineral, filme PE) e o diesel para o compactador está incluído no conjunto de dados. 22% do gás de aterro é incendiado, 28% utilizado e 50% emitido para a atmosfera. Possui taxa de transpiração de 60%. O tratamento de lixiviados inclui carvão ativado e floculação/precipitação de processamento. Tem tratamento de lamas e deposição incluídos. A vedação contém cascalho, areia, argila e filme de polietileno como a maioria dos processos relevantes. Cascalho e areia são usados como camadas de filtro, filme PE como isolante de água, vedação e cobertura de argila com mineral na superfície e vedação básica. Cascalho, areia e argila são extraídos da pedreira seca. A base para a produção de filme de polietileno é o petróleo bruto. Todos os processos de fabricação dos materiais de vedação são considerados.</p>
Fabricação do diesel	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Transporte oficial aéreo</li> <li>- Transporte oficial terrestre</li> <li>- Transporte pessoal privado</li> <li>- Transporte pessoal público</li> <li>- Material de escritório</li> </ul>	<p>O diesel é obtido pelo refino de petróleo, pelos processos de destilação atmosférica, craqueamento catalítico fluido e craqueamento retardado. Posteriormente, para a remoção de impurezas, os gasóleos são tratados quimicamente com hidrogênio e agregado a outras frações, como a nafta e o querosene, para a obtenção do diesel. Contém os subprocessos de geração de eletricidade, energia térmica, transporte de materiais e fabricação de produtos de refinaria.</p>
Fabricação da gasolina	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Transporte pessoal privado</li> <li>- Transporte oficial terrestre</li> </ul>	<p>A gasolina é fabricada a partir de uma série de constituintes, tais como, nafta leve, nafta craqueada, nafta reformada, nafta alquilada etc., e a partir de processos de destilação, craqueamento, alquilação, dessulfurização, hidrogenação etc. Contém os subprocessos de geração de eletricidade, energia térmica, transporte de materiais e fabricação de produtos de refinaria.</p>
Transporte com carros leves de passageiros	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Transporte oficial terrestre</li> <li>- Transporte pessoal privado</li> </ul>	<p>Considerou-se o padrão de emissões euro 1 (diretivas da União Europeia para carros leves de passageiros). Contabilizou-se o fim de vida do veículo. Foi considerado que o veículo percorre 80% de seu trajeto na cidade e 20% do trajeto na estrada, o combustível consumido possui 5% de carbono biogênico, o carro</p>

possui uma expectativa de vida de 150.000 km e a quantidade de enxofre na gasolina é de 2000 ppm.

Transporte com caminhão	<ul style="list-style-type: none"><li>- Transporte oficial aéreo</li><li>- Transporte oficial terrestre</li><li>- Transporte pessoal privado</li><li>- Transporte pessoal público</li><li>- Material de escritório</li></ul>	A modelagem dos processos cobriu, ao menos, 95% da massa e energia das entradas e saídas e 98% da relevância ambiental. Considerou-se o padrão euro 1 de emissões para os caminhões e ônibus. Não se contabilizou o fim de vida do caminhão. Considerou-se que o caminhão de carga percorre 70% de seu trajeto na estrada (80 km/h) e 30% na cidade (27 km/h) e que o ônibus urbano percorre 40% de seu trajeto na estrada (70 km/h) e 60% na cidade (27 km/h). O diesel usado possui 5% de carbono biogênico. O ônibus e caminhão possuem o peso (totalmente carregados) de 28 t e transportam 12,4 t de carga útil. É assumida a distância de 1000 km para todo o transporte de carga.
Viagens oficiais de avião	<ul style="list-style-type: none"><li>- Viagens oficiais aéreas</li></ul>	Avião a jato movido a querosene de aviação. Considerou-se que o avião opera com uma taxa de ocupação de 67% (ANAC 2010).
Produção de energia elétrica	<ul style="list-style-type: none"><li>- Energia elétrica</li></ul>	Foi considerada a matriz energética brasileira com as seguintes proporções: 73,63% hidrelétrica, 11,27% gás natural, 5,82% de biomassa, 5,36% de petróleo, 1,88% nuclear, 1,43% carvão mineral, 0,62% eólica e 0,01% solar. Inclui a transmissão até o usuário final.

---

No Anexo 7.2, encontra-se o fluxograma completo de processos do ciclo de vida dos serviços do MDIC para as fases de prestação do serviço e operacionalização das instalações. A Figura 8 representa o fluxograma de processos agregados em função de seu uso final. As setas indicam os fluxos material e/ou energéticos.

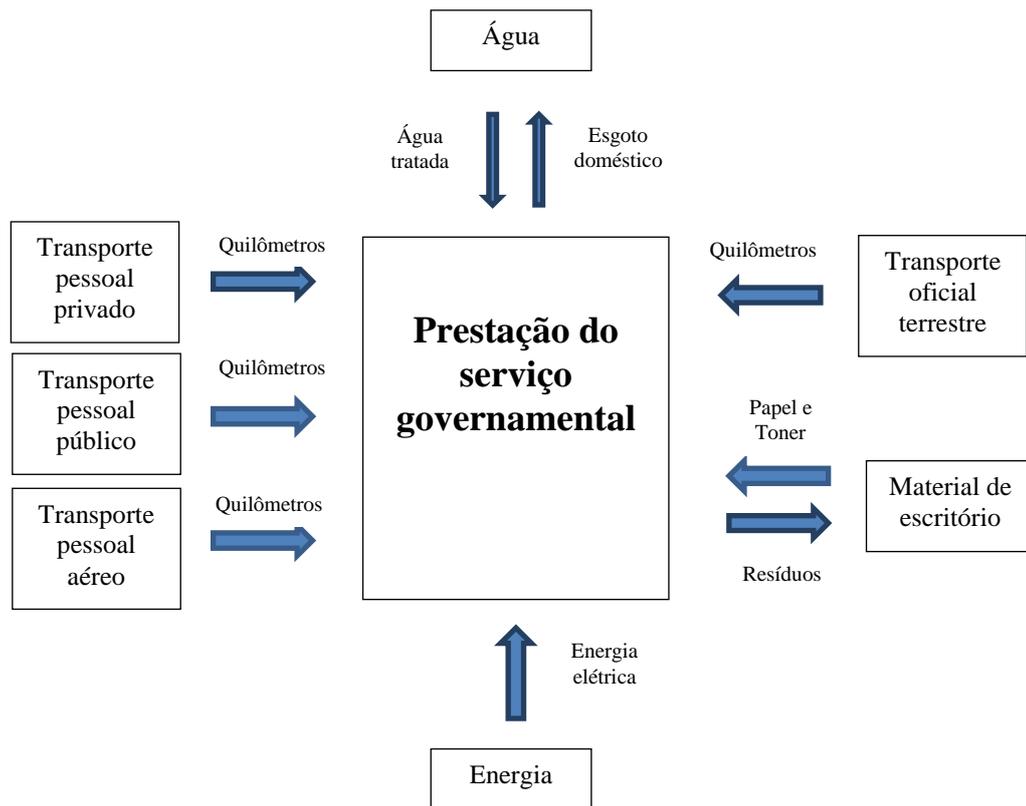


Figura 8 – Fluxograma de processos agregados

Mais adiante, na discussão dos resultados, serão identificados, de forma separada, os principais fluxos.

### 3.4.3 - Procedimentos de alocação

Quando um processo do sistema produz mais de um produto ou mais de uma função, procedimentos de alocação são necessários, isto é, quantificar qual a proporção de entradas e saídas faz parte do produto de interesse, integrante de seu sistema de estudo. Segundo Klöpffer e Rebitzer (2000), os procedimentos de alocação têm sido um dos pontos de maior controvérsia nos estudos de ACV.

Como uma forma de padronizar os procedimentos de alocação, a Norma ISO 14041 (1998) sugere a aplicação de três passos:

- 1) Sempre que possível, evitar os procedimentos de alocação. Isso pode ser feito mediante a divisão do processo unitário, objeto de alocação, em dois ou mais subprocessos, coletando os dados de entrada e saída dos subprocessos ou a expansão do processo unitário de forma a incluir todos os subprocessos.
- 2) Para os casos em que não se pode evitar a alocação, as entradas e saídas entre os diferentes produtos ou subprocessos devem refletir as relações físicas entre eles. Isto é, as entradas e saídas devem refletir de maneira fiel alterações quantitativas em um subprocesso ou produto.
- 3) Para os casos em que não se pode utilizar como alocação nenhuma relação física, as entradas e saídas devem ser alocadas entre os produtos ou subprocessos de tal forma que reflitam outras relações entre eles. Por exemplo, os dados de entradas e saídas podem ser distribuídos entre os produtos ou subprocessos na proporção de seu valor econômico.

Os processos utilizados para a modelagem do serviço produzido pelo MDIC não utilizam critérios de alocação pelo simples fato de que nenhum processo considerado gera múltiplos produtos. Dessa forma, evitou-se a aplicação de procedimentos de alocação, conforme a ISO 14041.

### **3.5 - AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO CICLO DE VIDA**

A Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) é definida como a etapa técnica, quantitativa e/ou qualitativa para se caracterizar e avaliar os efeitos ambientais das substâncias identificadas no inventário (SETAC, 1991, Consoli *et al.*, 1993). De acordo com a ISO 14042 (2000), a AICV consiste em fases obrigatórias e opcionais, conforme descrito na Figura 9:

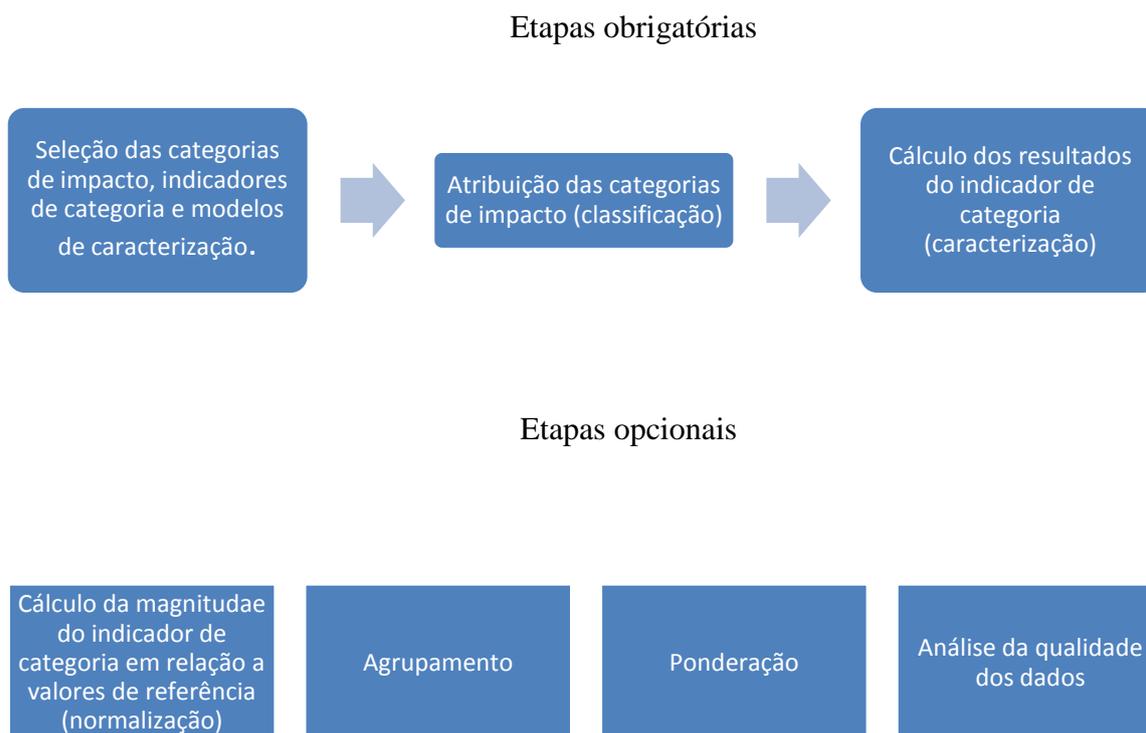


Figura 9 – Fases obrigatórias e opcionais da AICV (ISO 14042)

O presente estudo se limitará às etapas obrigatórias da AICV. As etapas opcionais fogem ao escopo do presente projeto, porém poderão ser alvo de futuros estudos.

### 3.5.1 - Seleção das categorias de impacto e indicadores de categoria

A seleção das categorias de impacto é a primeira etapa na AICV. De acordo com a Norma ISO 14041 (2000), as categorias de impacto devem permitir uma avaliação abrangente dos impactos relevantes, não permitindo dupla contagem, e devem ser internacionalmente aceitas por um acordo ou aprovadas por um organismo competente (Ex: ISO).

O objetivo do presente estudo é ter uma primeira visão dos impactos ambientais gerados pelos serviços prestados pelo MDIC. Para um primeiro estudo, é prudente utilizar as categorias de impacto normalmente utilizadas em estudos de ACV (U. S. EPA, 2001, ISO/TR 14047, 2003). Elas estão divididas em três categorias amplas, denominadas de áreas de proteção (ver Tabela 7) (Udo De Haes, *et al.*, 1999), e estão relacionadas à utilização de recursos, à saúde humana e à saúde do ecossistema:

Tabela 7 – Categorias de impacto e áreas de proteção  
(Udo de Haes *et al.* 1999, modificada)

CATEGORIAS DE IMPACTO	ÁREAS GERAIS DE PROTEÇÃO		
	Recurso	Saúde humana	Saúde do Ecossistema
<b>A) Depleção de recursos</b>			
Recursos abióticos	●		
Recursos bióticos	●		
<b>B) Poluição</b>			
Aquecimento global		○	●
Depleção do ozônio		○	○
Formação de oxidantes fotoquímicos		●	●
Acidificação		○	●
Eutrofização			●
Toxicidade humana		●	
Ecotoxicidade (água doce, água marinha e terrestre)		○	●
		● Impacto potencial direto	○ impacto potencial indireto

Cada categoria de impacto possui um ou mais indicadores de impacto. Por exemplo, o impacto depleção da camada de ozônio é observado pelos indicadores de casos de câncer, casos de catarata e produção de grãos. Essas relações são complexas, intrincadas e representam uma área de intenso debate na comunidade científica. Por exemplo, o aumento das concentrações de CO<sub>2</sub> na atmosfera leva ao aumento da absorção de radiação infravermelha que, por sua vez, possui a capacidade de alterar o clima na terra. A alteração no clima (ciclo hidrológico, temperaturas, correntes marítimas etc.) possui o potencial de interferir na saúde humana e nos ecossistemas (alagamentos, casos de malária etc.) (McCarty *et al.*, 2001 *apud* Pennington, D. W. *et al.*, 2004).

Na Figura 10 é apresentada uma ilustração das relações entre inventário, categorias de impacto e áreas de proteção baseada no método nacional japonês “LIME” de Itsubo e Inaba (2003):

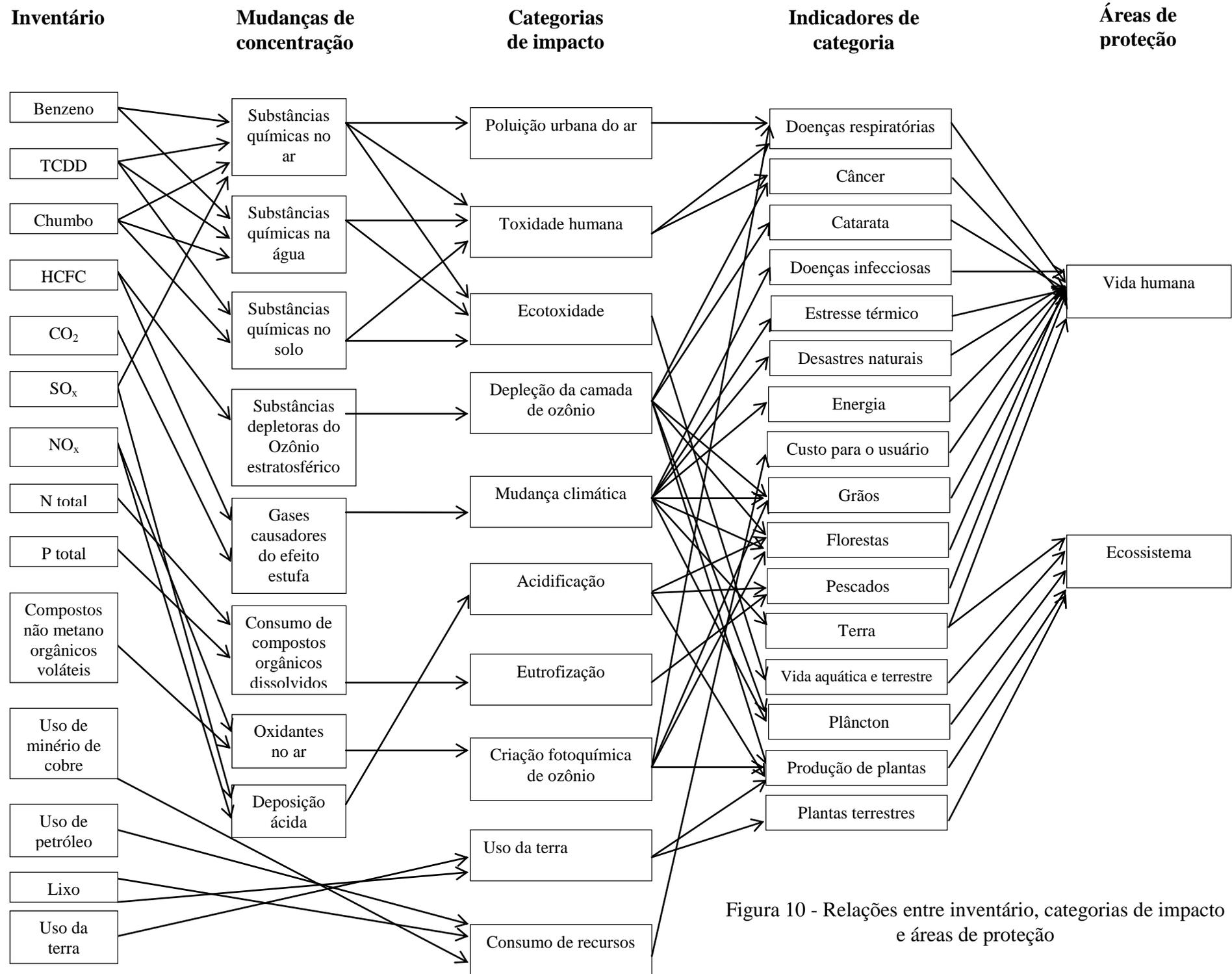


Figura 10 - Relações entre inventário, categorias de impacto e áreas de proteção

A escolha dos impactos ambientais em um estudo (indicadores do meio) se contrapõe com a escolha das áreas de proteção ou indicadores de impacto (indicadores finais). A escolha de indicadores finais permite estudar a contribuição relativa de um impacto em termos do que se quer proteger, por exemplo, verificar a contribuição relativa do consumo de recursos e a eutrofização das águas na saúde humana. No entanto, essa escolha implica em uma série de considerações complexas e muita incerteza, por isso, no presente estudo, preferiu-se escolher os indicadores do meio (categorias de impacto). Entretanto, é possível a comparação entre diferentes indicadores de impacto e até áreas de proteção pela utilização de técnicas socioeconômicas (Pennington, D. W. *et al.*, 2004).

### **3.5.2 - Atribuição das categorias de impacto (classificação)**

A fase de classificação compreende alocar cada substância do inventário nas categorias de impacto, nas quais exercem influência. Uma substância pode possuir uma ou mais categorias de impacto (ver Figura 10), agir direta ou indiretamente, produzir impactos em cascata ou paralelos e pode interagir de maneira sinérgica ou antagônica com outras substâncias.

Lindfors *et al.* (1995), Udo de Haes (1996), Guinée (1995) e Wenzel *et al.* (1997) abordaram a questão da etapa de classificação em um estudo de ACV e identificaram quatro categorias de emissões:

- Emissões com impactos paralelos, isto é, emissões que teoricamente contribuem com mais de uma categoria de impacto, mas que, na prática, contribuem somente com uma categoria. Ex: SO<sub>2</sub> pode ter impactos acidificantes ou tóxicos.
- Emissões com impactos em série, isto é, substâncias que, na prática, geram sucessivos impactos. Ex: metais pesados podem primeiramente gerar ecotoxicidade para, subsequentemente, gerar impactos na saúde humana pelo consumo de alimentos contaminados.
- Emissões com impactos indiretos, ou seja, emissões que geram impactos primários que levam a um ou mais impactos secundários. Ex: a substância metano contribui para a formação de foto-oxidantes e o ozônio produzido no processo contribui para o aquecimento global.

- Emissões com impactos combinados, isto é, emissões que atuam em conjunto para gerar impactos de forma sinérgica ou antagônica. Ex: o NO<sub>x</sub> e o VOC são necessários para a formação de oxidantes fotoquímicos.

A etapa de classificação do inventário é feita de forma automática pelo *software* GaBi e utiliza a metodologia CML (2001). Nela é considerado o efeito total da substância para todas as categorias de impacto relevantes no caso de emissões com impactos paralelos, que na prática são bem raras. Assim, existe o risco de contabilizar-se mais de uma vez a mesma substância, majorando alguns impactos, porém esse fato não afeta o resultado geral de um estudo de ACV. Emissões com impactos em série e indiretos também seguem a mesma regra. Os efeitos sinérgicos e antagônicos de substâncias (impactos combinados) não são considerados, pois, atualmente, inexistem estudos aprofundados e modelos robustos para a aplicação em ACV.

### **3.5.3 - Modelos de caracterização**

Com o inventário de entradas e saídas do processo, é possível a aplicação de um modelo de caracterização que irá produzir um indicador ou uma representação dos resultados.

Atualmente, existem diferentes níveis de agregação dos resultados que podem ser resumidos da seguinte forma (SETAC, 1993):

- Nível 1 – Análise de carga – os dados do inventário são somente listados e agrupados de acordo com os seus efeitos potenciais.
- Nível 2 – Análise de equivalência – os dados do inventário são agrupados por fatores de equivalência (Ex: volume crítico).
- Nível 3 – Análise de toxicidade, persistência e bioacumulação – os dados do inventário são agrupados pelas propriedades químicas inerentes das substâncias.
- Nível 4 – Análise dos efeitos/exposição genérica – os impactos são determinados com base em informações dos processos ambientais.
- Nível 5 – Os impactos são determinados com base em informações específicas do local de estudo.

De acordo com Ferreira (2004), o nível de agregação dos resultados do inventário mais usado e aceito atualmente é a análise dos efeitos/exposição genérica. Nele as substâncias identificadas no inventário são classificadas e contabilizadas de acordo com um potencial de impacto específico. Por exemplo, as emissões que contribuem para o efeito estufa são contabilizadas de acordo com os seus potenciais de aquecimento global (GWP), e as emissões que contribuem para a criação de oxidantes fotoquímicos são contabilizadas de acordo com os seus potenciais de criação de ozônio fotoquímico. Assim, é possível a obtenção do resultado geral de acordo com o tipo de problema, e isso é realizado pelos fatores de referência (ou fatores de caracterização) aplicados a cada substância do inventário. Dessa forma, o nível 4 de agregação dos resultados será usado na determinação dos impactos ambientais causados pelos serviços do MDIC por ser considerado o mais aceito atualmente.

#### **3.5.4 - Fatores de caracterização**

Os fatores de caracterização são utilizados para quantificar a contribuição relativa de uma substância do inventário para uma categoria de impacto. Isso é feito pelo uso de substâncias de equivalência, que contabilizam a contribuição para um impacto específico em termos relativos. A Tabela 8 ilustra os impactos ambientais considerados neste estudo com a escala de efeito, exemplos de inventário e fatores de caracterização (com abreviações adotadas nos manuais CML, 2001).

Tabela 8 – Impactos ambientais considerados  
(Scientific Applications International Corporation – SAIC, modificada)

<b>Categorias de impacto</b>	<b>Escala de efeitos</b>	<b>Exemplos de inventário (classificação)</b>	<b>Fator de caracterização</b>	<b>Descrição do fator de caracterização</b>
Depleção de recursos abióticos	- Global - Regional - Local	- Quantidade de minerais usados	Potencial de depleção de recursos abióticos (ADP elements) [kg Sb-Equiv.]	Converte o inventário em uma proporção entre recursos usados e recursos disponíveis.
Depleção de recursos abióticos fósseis	- Global - Regional - Local	- Quantidade de combustível fóssil usado	Potencial de depleção de recursos abióticos fósseis (ADP fóssil) [MJ]	Converte o inventário em uma proporção entre recursos usados e recursos disponíveis.
Aquecimento global	- Global	- Dióxido de Carbono (CO <sub>2</sub> ) - Dióxido de Nitrogênio (NO <sub>2</sub> ) - Metano (CH <sub>4</sub> ) - Clorofluorcarbonos (CFC <sub>s</sub> ) - Hidroclorofluorcarbonos (HCFC <sub>s</sub> ) - Brometo de Metila (CH <sub>3</sub> Br)	Potencial de aquecimento global (GWP 100 years) [kg CO <sub>2</sub> – Equiv.]	Converte o inventário em equivalentes de dióxido de carbono (CO <sub>2</sub> ). Os potenciais de aquecimento global podem ser expressos em 50, 100 ou 500 anos.
Depleção do ozônio estratosférico	- Global	- Clorofluorcarbonos (CFC <sub>s</sub> ) - Hidroclorofluorcarbonos (HCFC <sub>s</sub> ) - Halons - Brometo de Metila (CH <sub>3</sub> Br)	Potencial de depleção da camada de ozônio (ODP, steady state) [kg R11-Equiv.]	Converte o inventário em equivalentes de triclorofluormetano (CFC-11).
Formação de oxidantes fotoquímicos	- Local	- Hidrocarbonetos não metano (NMHC)	Potencial de criação fotoquímica de ozônio (POCP) [kg Ethene-Equiv.]	Converte o inventário em equivalentes de etileno (C <sub>2</sub> H <sub>6</sub> ).
Acidificação	- Regional - Local	- Óxidos de enxofre (SO <sub>x</sub> ) - Óxidos de nitrogênio (NO <sub>x</sub> ) - Ácido clorídrico (HCL) - Ácido fluorídrico (HF) - Amônia (NH <sub>4</sub> )	Potencial de acidificação (AP) [kg SO <sub>2</sub> – Equiv.]	Converte o inventário em equivalentes de íons de hidrogênio (H+).

Eutrofização	- Local	- Fosfato (PO <sub>4</sub> ) - Óxido de nitrogênio (NO) - Dióxido de nitrogênio (NO <sub>2</sub> ) - Nitratos - Amônia (NH <sub>4</sub> )	Potencial de eutrofização (EP) [kg Phosphate – Equiv.]	Converte o inventário em equivalentes de fosfato (PO <sub>4</sub> ).
Toxidade humana	- Global - Regional - Local	- Descargas totais para o ar, água e solo.	Potencial de toxidade humana (HTP inf.) [kg DCB – Equiv.]	Converte o inventário em equivalentes de 1,4-diclorobenzeno (C <sub>6</sub> H <sub>4</sub> Cl <sub>2</sub> ).
Ecotoxicidade de água doce	- Local	- Químicos tóxicos com registro de concentração letal para peixes de água doce	Potencial de ecotoxicidade de água doce (FAETP inf.) [kg DCB – Equiv.]	Converte o inventário em equivalentes de 1,4-diclorobenzeno (C <sub>6</sub> H <sub>4</sub> Cl <sub>2</sub> ).
Ecotoxicidade de água marinha	- Local	- Químicos tóxicos com registro de concentração letal para peixes de água salgada	Potencial de ecotoxicidade de água marinha (MAETP inf.) [kg DCB – Equiv.]	Converte o inventário em equivalentes de 1,4-diclorobenzeno (C <sub>6</sub> H <sub>4</sub> Cl <sub>2</sub> ).
Ecotoxicidade terrestre	- Local	- Químicos tóxicos com registro de concentração letal para roedores	Potencial de ecotoxicidade terrestre (TETP inf.) [kg DCB – Equiv.]	Converte o inventário em equivalentes de 1,4-diclorobenzeno (C <sub>6</sub> H <sub>4</sub> Cl <sub>2</sub> ).

Os fatores de caracterização usados em conjunto com o *software* GaBi são os recomendados no Manual “an operational guide to the ISO-standards” publicado pelo Instituto de Ciências Ambientais da Universidade de Leiden (CML, 2001) localizada na Holanda. O método CML (2001) utiliza uma abordagem orientada ao problema (ponto intermediário do mecanismo ambiental). Todos eles são definidos como lineares, ou seja, os impactos causados são linearmente proporcionais ao seu fator de caracterização:

$$impacto_{cat} = \sum_i m_i \cdot \text{fator de caracterização}_{cat,i}$$

**Equação 1**

Sendo,

$Impacto_{cat}$  = categoria de impacto

$m_i$  = massa da substância i

fator de caracterização $_{cat,i}$  = fator de caracterização para a categoria de impacto *cat* e substância i

Assim, para o cálculo do impacto ambiental em termos da substância equivalente, basta somar a multiplicação da massa de cada substância pelo seu fator de caracterização. O método de cálculo de cada fator de caracterização usado no presente estudo é apresentado no Anexo 7.3.

## **4 - RESULTADOS E DISCUSSÕES**

### **4.1 - FLUXOS MÁSSICOS**

A Figura 11 mostra a contribuição mássica líquida relativa e absoluta dos processos agregados por uso final com a fronteira externa do sistema (meio ambiente). A massa contabilizada constitui-se em recursos naturais, substâncias manufaturadas de valor, resíduos e emissões. O sistema e os processos obedecem ao princípio da conservação, porém como apenas certos tipos de massa são contabilizados, as quantidades de entrada e saída são diferentes. O sistema troca matéria e energia com o meio externo e os processos com outros processos e o meio externo. Observa-se que, nesse caso, três processos são relevantes e possuem contribuição total de 88%. O processo relacionado ao uso do material de escritório domina a contribuição mássica, com 54% de participação, seguidos do uso da energia elétrica e do transporte pessoal privado, com 25% e 9%, respectivamente.

Na Figura 12, é apresentado o fluxograma mássico do sistema de estudo. As larguras das setas indicam a magnitude do fluxo e as setas pontilhadas possuem contribuição nula. Tal fluxograma apenas contabiliza os fluxos de interação entre os processos, não considerando os fluxos mássicos entre eles e o meio ambiente. Observa-se que o fluxo de água, que perpassa os processos de tratamento de água, prestação do serviço governamental e tratamento de esgoto doméstico, representa o principal fluxo mássico de interação entre os processos do sistema, com um fluxo de  $1,37 \times 10^7$  kg por ano.

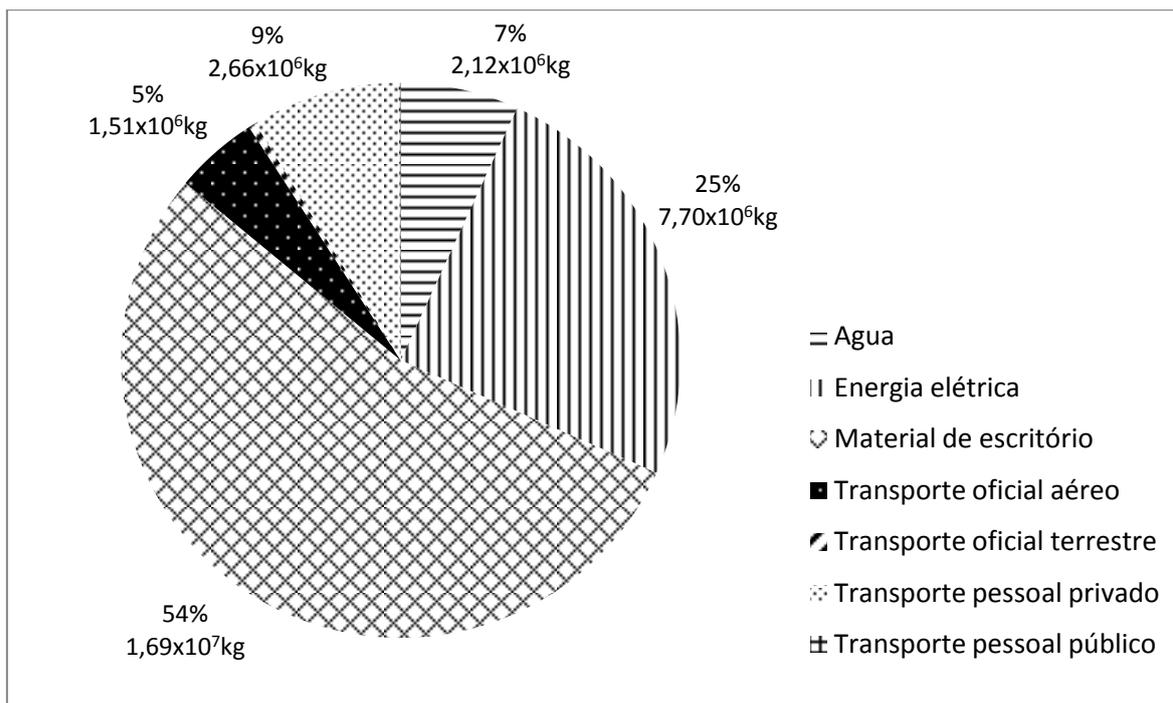


Figura 11 – Contribuição mássica dos processos agregados

É importante ressaltar que os fluxos mássicos não estão relacionados com os fluxos energéticos ou de emissões poluentes. Um processo pode ser dominante em termos mássicos, porém irrelevante em termos de um determinado tipo de emissão. Cada processo possui suas peculiaridades, sendo necessária uma análise detalhada de seu inventário de emissões para a identificação dos aspectos dominantes.

# Análise do Ciclo de Vida do Serviço (caso do MDIC)

GaBi 4 process plan: Mass [kg]

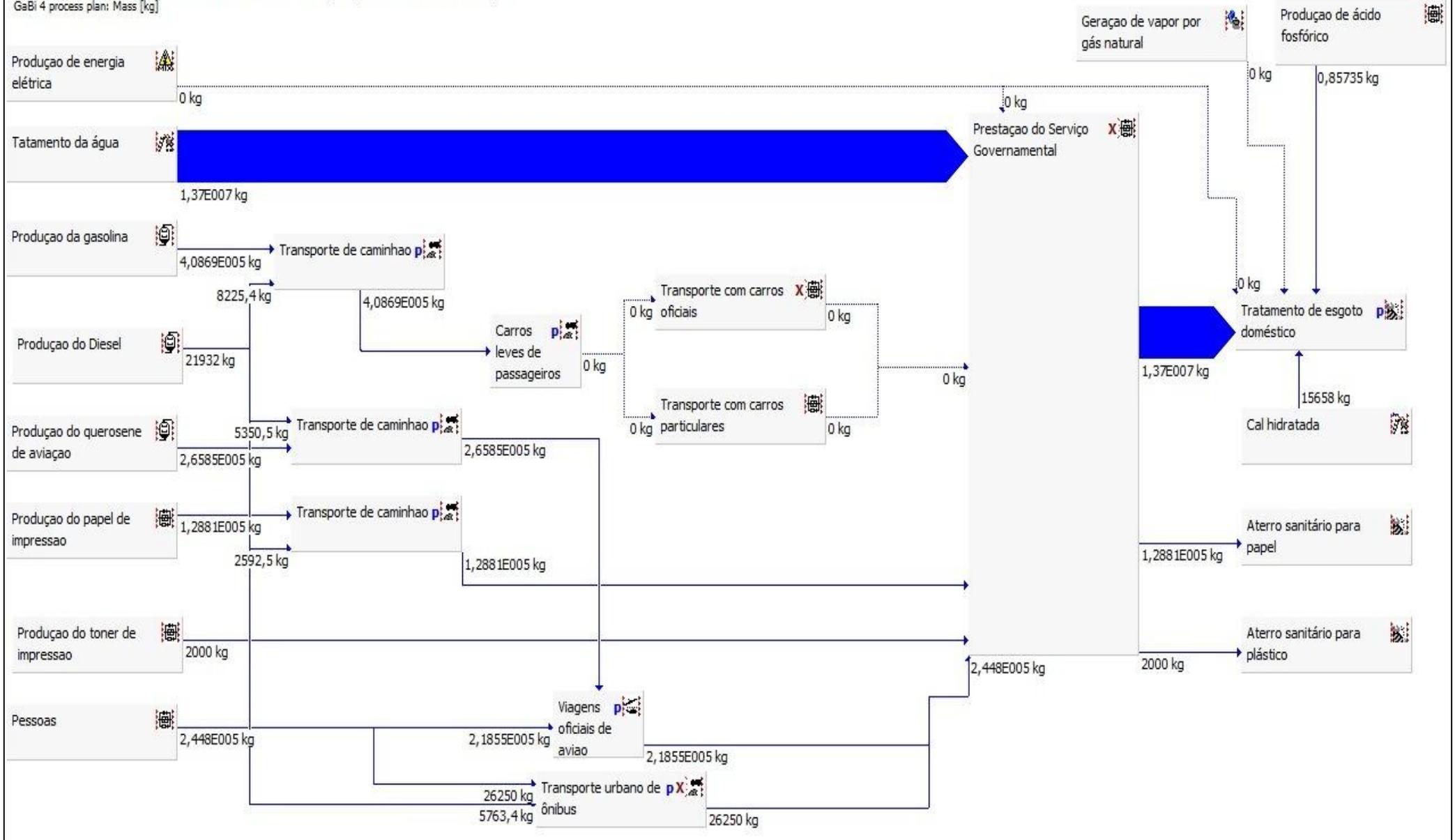


Figura 12 – Fluxo mássico do sistema

## 4.2 - FLUXOS ENERGÉTICOS

No Gráfico de setores, Figura 13, é apresentada a contribuição energética líquida relativa e absoluta dos processos na sua forma agregada por uso final, considerando a energia trocada entre os processos e o meio ambiente. Foram contabilizadas apenas formas de energia possuidoras de relevância e valor e excluídas energias degradadas, como atrito e energia térmica. Como consequência, as quantidades de entrada e saída são diferentes. Verificou-se que o uso do transporte pessoal privado é o processo agregado mais energeticamente relevante, com 48% de participação, seguido do uso do transporte oficial aéreo e da energia elétrica, com 31% e 8%, respectivamente.

Novamente é importante ressaltar que os fluxos energéticos não estão relacionados com os fluxos mássicos ou de emissões poluentes. Um processo pode ser dominante em termos energéticos, porém irrelevante em termos de um determinado tipo de emissão ou impacto ambiental. Cada processo possui suas peculiaridades, sendo necessária uma análise detalhada de seu inventário para a identificação dos aspectos dominantes.

Na Figura 14, é apresentado o fluxograma energético do sistema de estudo. A largura das setas indica a magnitude do fluxo e as setas pontilhadas possuem contribuição nula. Tal fluxograma apenas contabiliza os fluxos de interação entre os processos, não considerando os fluxos energéticos com o meio ambiente.

Nota-se que o fluxo de energia entre os processos de produção de querosene de aviação até a sua queima em viagens oficiais de avião representa o principal fluxo energético de interação entre os processos do sistema, com  $1,14 \times 10^7$  MJ/ano, seguido do fluxo da energia elétrica, com  $8,70 \times 10^6$  MJ/ano, e do vapor para tratamento do esgoto doméstico, com  $1,40 \times 10^6$  MJ/ano. A intensidade energética (considerando apenas o gasto com energia elétrica) do prédio do MDIC, que possui 18.486,00 m<sup>2</sup>, é de 468,73 MJ/ano.m<sup>2</sup> e, de acordo com dados oficiais, a taxa de ocupação é de 12,75m<sup>2</sup>/pessoa.

No estudo de Cole e Kernan (1996) foi encontrada uma intensidade energética de operação de 1.050 MJ/ano.m<sup>2</sup> para um prédio em Vancouver e 1.761 MJ/ano.m<sup>2</sup> em Toronto, ambos com garagem subterrânea e taxa de ocupação de 10m<sup>2</sup>/pessoa, valores acima do verificado no prédio do MDIC. Porém intensidades energéticas são extremamente sensíveis às

características do prédio, clima, eficiência dos sistemas prediais, taxa de ocupação, tipo de atividade, orientação geográfica etc. Aliado a esse fato, constata-se que as características climáticas nos locais onde estão localizados os prédios de Vancouver e Toronto são extremamente diversas das de Brasília, necessitando de uma carga energética de calefação, durante os períodos mais frios do ano, bastante elevada.

Cole e Kernan (1996) ilustram o fato de que a energia de operação representa 80% para o prédio de Vancouver e 90% para o prédio de Toronto do total da energia (utilizada na construção, operação manutenção e demolição) contida em um prédio com um ciclo de vida de 50 anos. No estudo de Scheuer *et al.* (2003), chegou-se a uma percentagem de 94,4% para um ciclo de vida de 75 anos. Caso possuísse dados do inventário de todo ciclo de vida do prédio do MDIC, esperar-se-ia um valor relativo mais baixo, devido à sua menor intensidade energética.

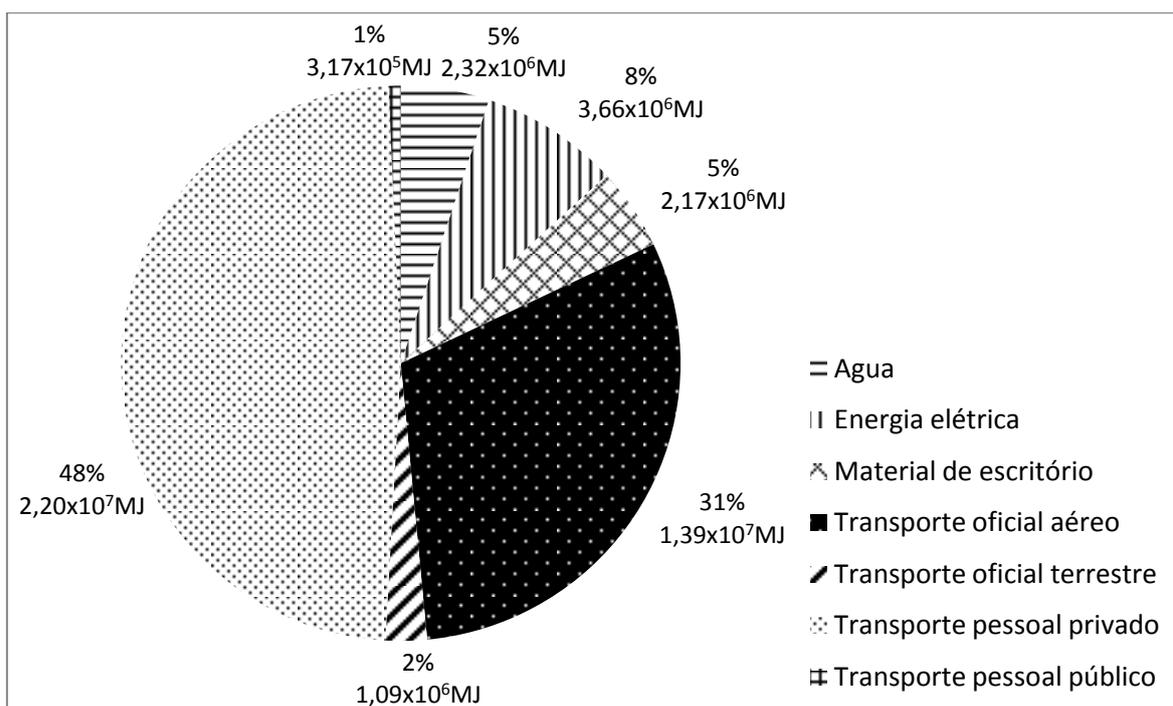


Figura 13 – Contribuição energética por processo agregado

# Análise do Ciclo de Vida do Serviço (caso do MDIC)

GaBi 4 process plan: Energy (net calorific value) [MJ]

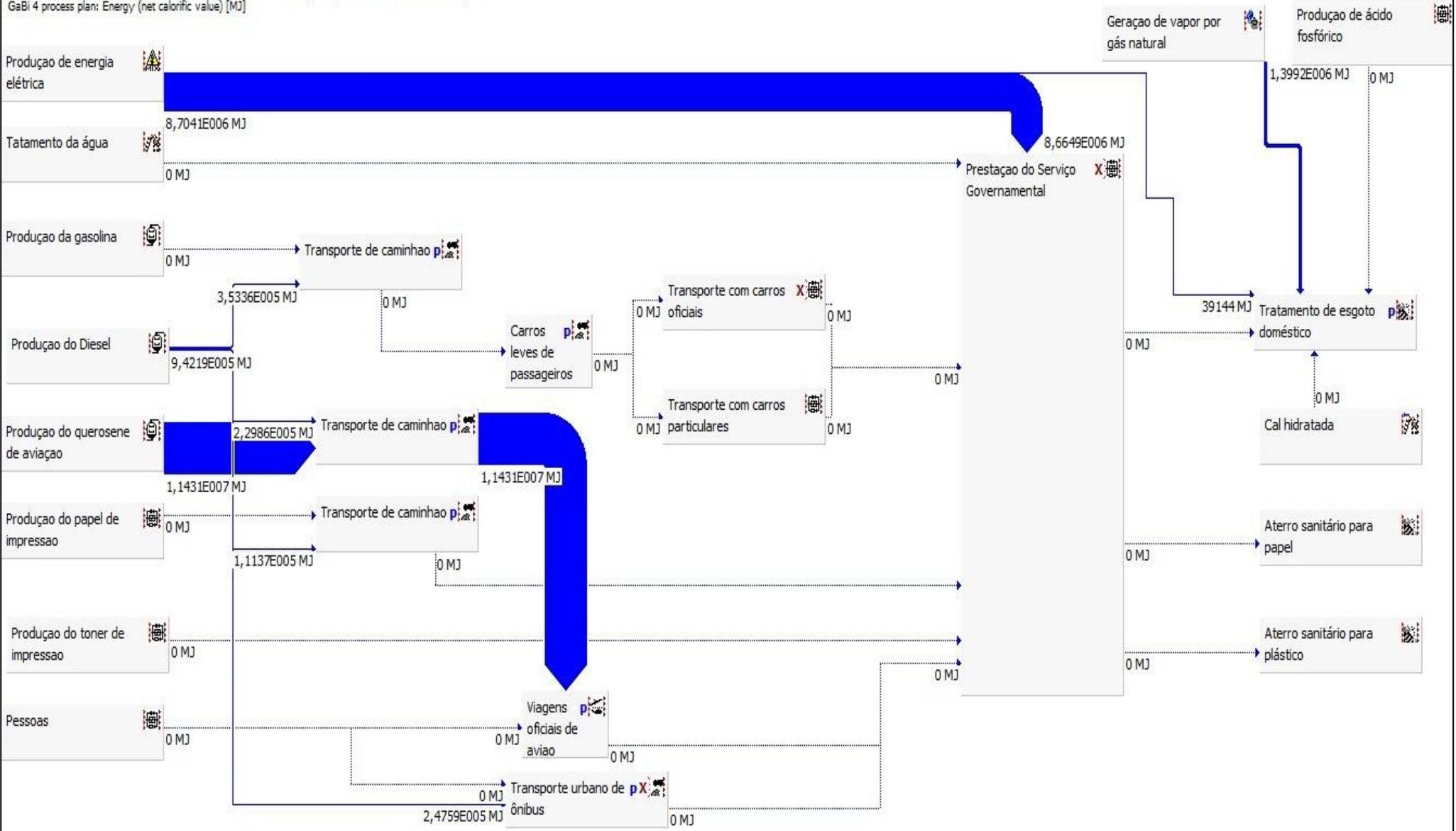


Figura 14 – Fluxo energético do sistema

### 4.3 - RESULTADOS DAS CATEGORIAS DE IMPACTO (CARACTERIZAÇÃO)

Nas Tabelas 9 e 10, é apresentado o inventário de emissões convertido em categorias de impacto. Os resultados são apresentados em sua totalidade e divididos em processos agregados por uso final. Os resultados estão em sua forma líquida, ou seja, foram contabilizadas as emissões relacionadas com as saídas, menos as emissões absorvidas na entrada. Os fatores de caracterização utilizados foram baseados nos manuais CML (2001), atualizados em novembro de 2009.

Tabela 9 – Inventário convertido em categorias de impacto

<b>Fatores de caracterização</b>	<b>Prestação do serviço e operacionalização das instalações durante 1 ano (Caso do MDIC)</b>
Potencial de depleção abiótica (kg Sb-Equiv.)	7,57E-01
Potencial de depleção abiótica fóssil (MJ)	4,23E+07
Potencial de acidificação (kg SO <sub>2</sub> -Equiv.)	1,22E+04
Potencial de Eutrofização (kg Fosfato-Equiv.)	3,89E+03
Potencial de ecotoxicidade de água doce (kg DCB-Equiv.)	1,13E+06
Potencial de aquecimento global em 100 anos (kg CO <sub>2</sub> -Equiv.)	4,72E+06
Potencial de toxicidade humana (kg DCB-Equiv.)	1,18E+07
Ecotoxicidade de água marinha (kg DCB-Equiv.)	1,98E+09
Potencial de depleção da camada de ozônio (kg R11-Equiv.)	5,26E-02
Potencial de criação de ozônio fotoquímico (kg eteno-Equiv.)	1,56E+03
Potencial de ecotoxicidade terrestre (kg DCB-Equiv.)	3,35E+04

Tabela 10 – Inventário convertido em categorias de impacto por processo agregado

<b>Fatores de caracterização</b>	<b>Água</b>	<b>Energia elétrica</b>	<b>Material de escritório</b>	<b>Transporte oficial aéreo</b>	<b>Transporte oficial terrestre</b>	<b>Transporte pessoal privado</b>	<b>Transporte pessoal público</b>
Potencial de depleção abiótica (kg Sb-Equiv.)	1,88E-02	4,94E-01	6,79E-02	2,20E-02	7,15E-03	1,45E-01	2,06E-03
Potencial de depleção abiótica fóssil (MJ)	1,91E+06	3,12E+06	1,54E+06	1,35E+07	1,03E+06	2,09E+07	3,03E+05
Potencial de acidificação (kg SO <sub>2</sub> -Equiv.)	2,70E+02	4,00E+03	5,46E+02	2,91E+03	2,02E+02	4,10E+03	1,18E+02
Potencial de Eutrofização (kg Fosfato-Equiv.)	2,24E+03	1,34E+02	2,36E+02	6,37E+02	2,87E+01	5,82E+02	2,61E+01
Potencial de ecotoxicidade de água doce (kg DCB-Equiv.)	1,11E+06	8,47E+03	8,23E+02	9,59E+02	3,66E+02	7,41E+03	5,37E+01
Potencial de aquecimento global em 100 anos (kg CO <sub>2</sub> -Equiv.)	1,53E+05	1,73E+06	1,93E+05	9,57E+05	7,85E+04	1,59E+06	2,14E+04
Potencial de toxicidade humana (kg DCB-Equiv.)	1,15E+07	1,02E+05	5,55E+03	1,52E+04	7,95E+03	1,61E+05	1,02E+03
Ecotoxicidade de água marinha (kg DCB-Equiv.)	1,74E+09	1,48E+08	1,30E+07	1,56E+07	2,74E+06	5,55E+07	4,06E+05
Potencial de depleção da camada de ozônio (kg R11-Equiv.)	5,36E-04	4,04E-02	6,00E-03	1,48E-03	1,96E-04	3,97E-03	4,53E-05
Potencial de criação de ozônio fotoquímico (kg eteno-Equiv.)	2,66E+01	2,25E+02	1,22E+02	2,30E+02	4,42E+01	8,95E+02	1,47E+01
Potencial de ecotoxicidade terrestre (kg DCB-Equiv.)	2,68E+04	3,53E+03	1,44E+02	4,25E+02	1,21E+02	2,45E+03	1,59E+01

O inventário convertido em categorias de impacto por processo não agregado encontra-se no Anexo 7.4, no qual é possível a visualização detalhada da contribuição dos subprocessos incluídos no sistema em estudo.

#### **4.4 - CONTRIBUIÇÃO ABSOLUTA E RELATIVA DOS PROCESSOS NAS CATEGORIAS DE IMPACTO E COMPARAÇÃO COM OUTROS ESTUDOS DISPONÍVEIS NA LITERATURA**

##### **4.4.1 - Considerações**

A comparação dos impactos ambientais com outros sistemas (fronteiras e processos diferenciados) exige bastante atenção, pois, na maioria das vezes, os processos que serão confrontados possuem tecnologias, unidade funcional, localização geográfica, horizonte de tempo, entre outros fatores, todos diferentes. No entanto, tais comparações possuem objetivo mais qualitativo do que quantitativo, permitindo avaliar a ordem de grandeza dos impactos calculados em processos semelhantes, adaptando-se à unidade funcional do estudo. Para processos muito díspares, não foi feita nenhuma comparação.

Utilizaram-se os estudos de Junnila e Nousiainen (2004), Junnila e Horvath (2003) e Sheuer, Keoleian e Reppe (2003), todos relacionados à ACV em edificações, para a comparação dos impactos ambientais. Os sistemas, isto é, o conjunto de processos, não foram comparados pelo fato de serem completamente diferentes, porém processos semelhantes foram contrapostos com os do presente estudo. Por motivos práticos, apesar de os processos semelhantes possuírem nomenclaturas diferentes, utilizou-se a nomenclatura dos processos da Tabela 4 para todos os casos.

Empregaram-se os resultados do estudo de Junnila e Nousiainen (2004) para a comparação dos processos de tratamento de água e esgoto, produção de energia elétrica, produção de papel, produção de *toner* de impressão, viagens oficiais de avião, transporte com carros leves de passageiros e aterro sanitário para plástico e papel. O estudo utilizou os fatores de equivalência recomendados pela Comissão Europeia (1997) e compatíveis com os manuais CML (2001). A unidade funcional de comparação será de pessoa.ano e os impactos considerados serão os potenciais de acidificação, eutrofização, criação de ozônio fotoquímico e aquecimento global.

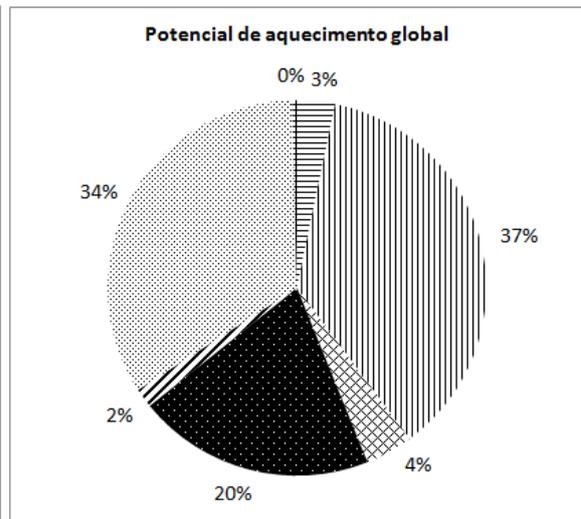
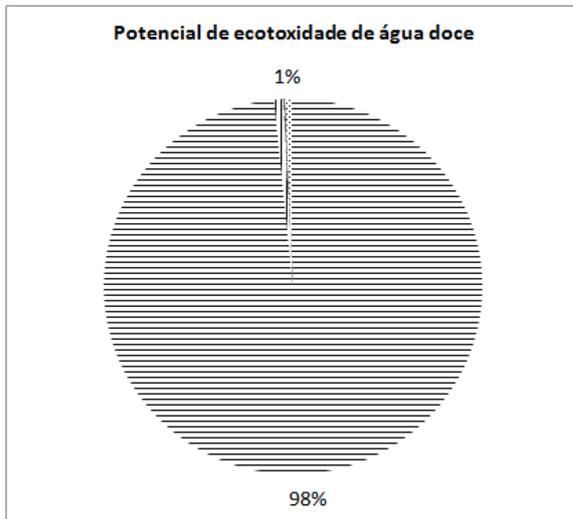
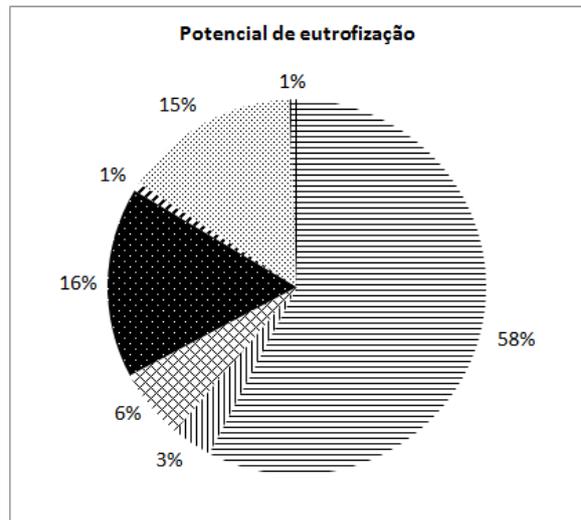
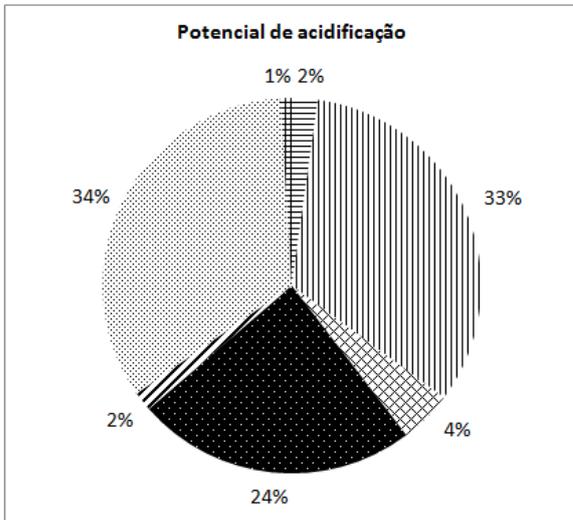
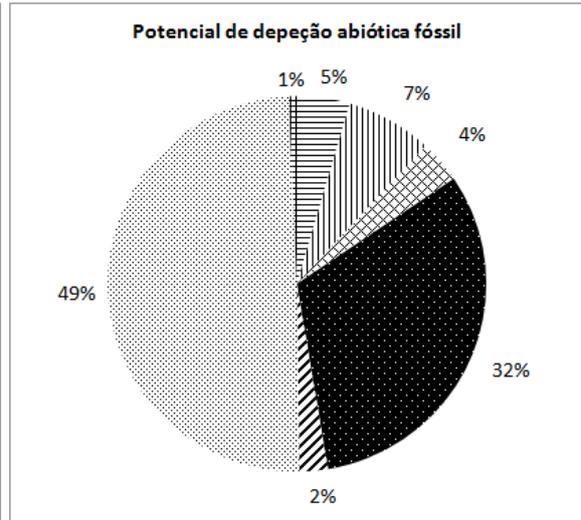
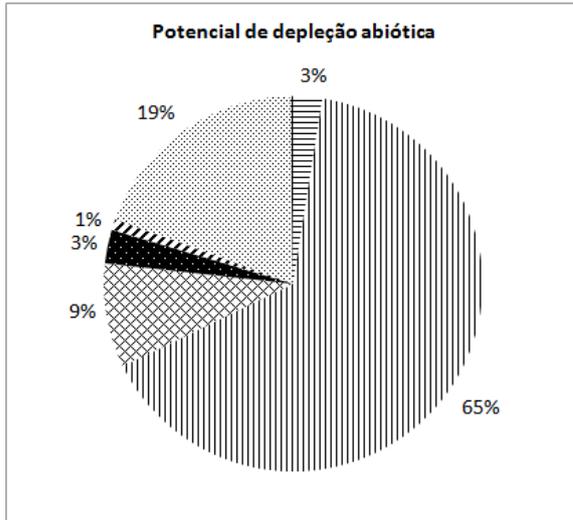
Empregaram-se os resultados do estudo de Junnila e Horvath (2003) para a comparação dos processos de tratamento de água e esgoto, produção de energia elétrica e aterro sanitário para plástico e papel. Os impactos considerados foram os potenciais de acidificação, eutrofização, criação de ozônio fotoquímico e aquecimento global. O estudo utilizou os fatores de equivalência recomendados pela Comissão Europeia (1997) e compatíveis com os manuais CML (2001).

Utilizaram-se os resultados do estudo de Sheuer, Keoleian e Reppe (2003) para a comparação dos processos de tratamento de água e esgoto e produção de energia elétrica. Os impactos considerados foram os potenciais de acidificação, eutrofização, depleção da camada de ozônio e aquecimento global. Os fatores de caracterização usados no estudo estão de acordo com os utilizados pela SETAC e US Environmental Protection Agency e, portanto, compatíveis com os métodos dos manuais CML (2001).

Todos os impactos calculados estão em sua forma líquida, isto é, o que é produzido menos o que é absorvido pelos diversos processos. Dessa forma, é possível a visualização dos processos que realmente contribuem para as diversas emissões.

#### **4.4.2 – Resultados obtidos**

A Figura 15 ilustra as contribuições relativas dos processos agregados por uso final nas 11 categorias de impacto avaliadas para um período de 1 ano de prestação de serviços.



- ≡ Água
- ⊞ Transporte pessoal privado
- ≡≡≡ Energia elétrica
- ◇ Material de escritório
- ≡≡≡≡ Transporte pessoal público
- ⊘ Transporte oficial terrestre
- Transporte oficial aéreo

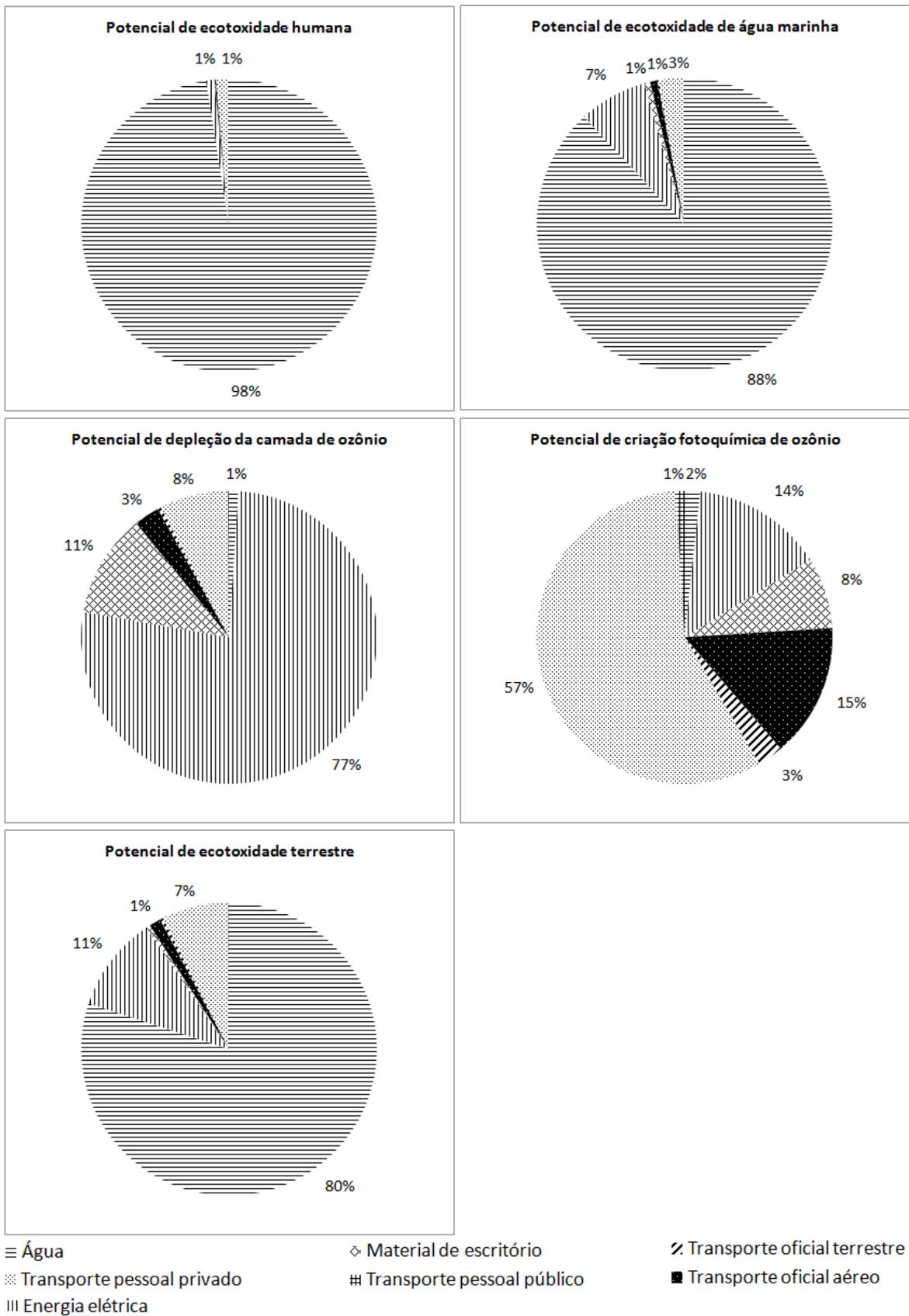


Figura 15 – Contribuições relativas dos processos nas diversas categorias de impacto

A categoria de impacto potencial de depleção abiótica está relacionada à extração de recursos naturais de origem não biológica, como minério de ferro, minério de cobre, bauxita etc. A contribuição absoluta dos diversos processos, em kg de antimônio (Sb) equivalentes, encontra-se ilustrada na Figura 16. Observa-se pela Figura 15 que o uso da energia elétrica domina essa categoria, com 65% de participação, seguido do uso do transporte pessoal privado e do material de escritório, com 19% e 9%, respectivamente. De acordo com o esquema de Itsubo e Inaba (2003), Figura 10, nota-se que essa categoria de impacto possui como indicador de categoria o custo final para o usuário e como área de proteção, a vida humana. No entanto, Udo de Hades *et al.* (1999) afirmam que essas relações não possuem consenso na comunidade científica, são altamente não lineares por natureza, são de difícil modelagem e representam apenas indicadores.

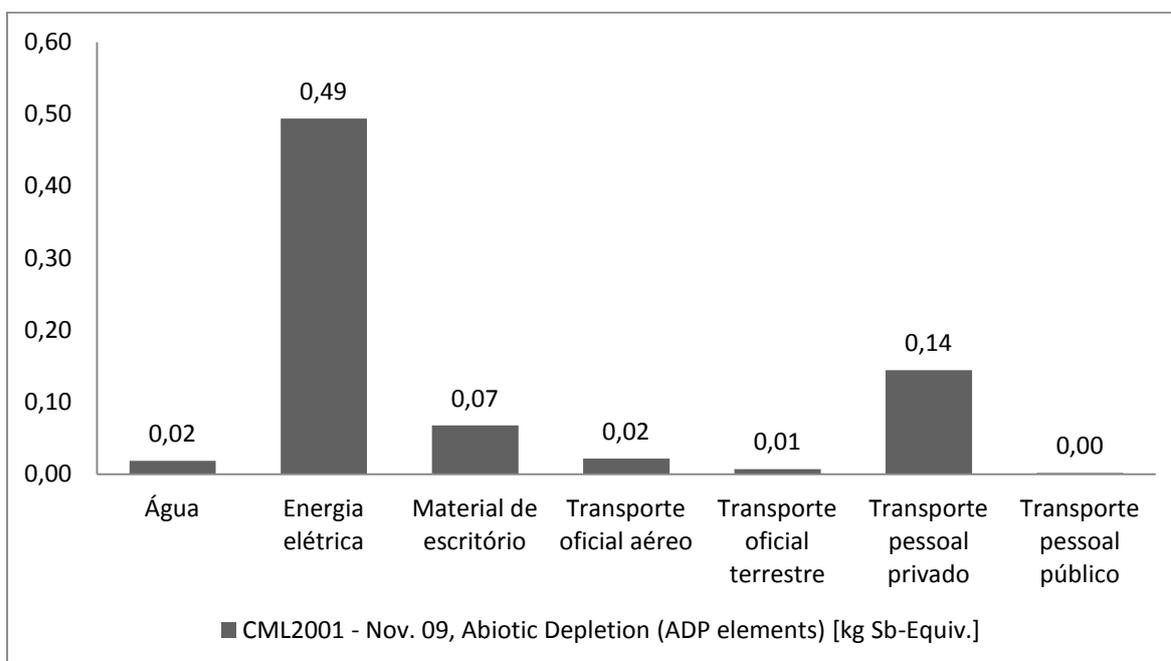


Figura 16 – Contribuição absoluta: potencial de depleção abiótica

A categoria de impacto potencial de depleção abiótica fóssil está relacionada à extração de recursos naturais de origem fóssil, como o petróleo e derivados, carvão mineral e gás natural. O impacto possui como indicador de categoria, conforme o esquema de Itsubo e Inaba (2003), o custo final para o usuário e como área de proteção, a vida humana. A contribuição absoluta dos diversos processos, em megajoules (MJ), encontra-se ilustrada na Figura 17. Observa-se pela Figura 15 que o uso do transporte pessoal privado domina essa categoria, com 49% de participação, seguido do uso do transporte oficial aéreo, com

32% e da produção de energia elétrica, com 7%. A participação da energia elétrica, nessa categoria de impacto, justifica-se pela matriz elétrica brasileira, em que 3,6% da energia elétrica provêm da queima de derivados do petróleo (Ben, 2011).

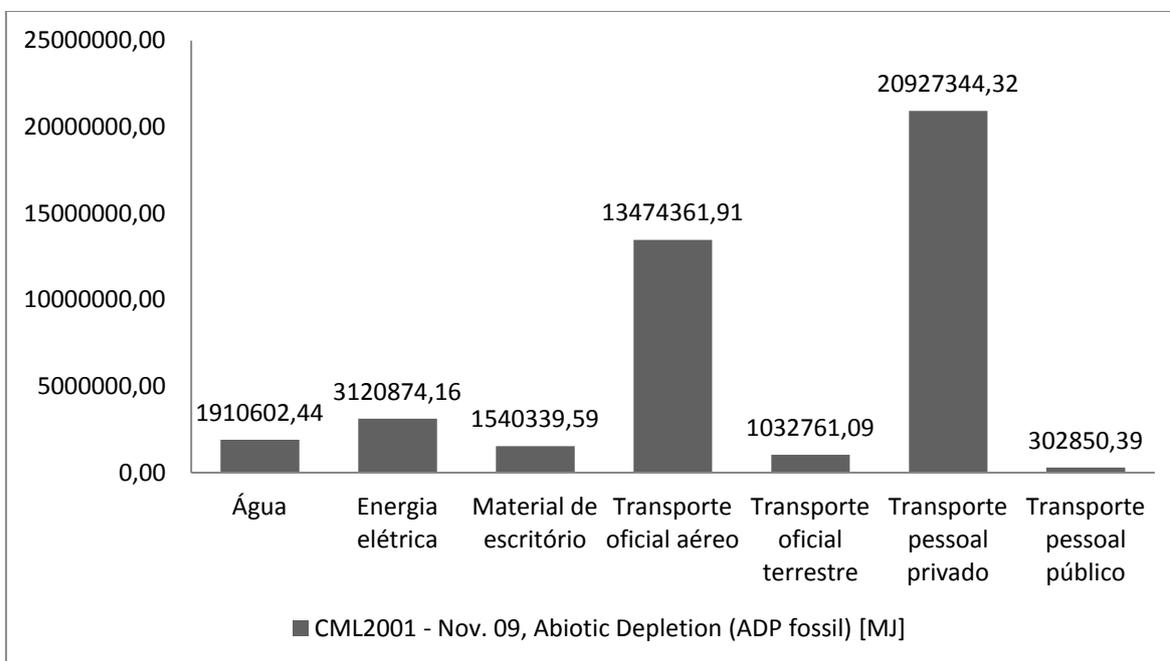


Figura 17 – Contribuição absoluta: potencial de depleção abiótica fóssil

A categoria de impacto potencial de acidificação possui como indicadores de categoria, conforme o esquema de Itsubo e Inaba (2003), as florestas, os pescados e a produção de plantas e como áreas de proteção, a saúde humana e o ecossistema. A contribuição absoluta dos diversos processos, em kg de dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>) equivalentes, encontra-se ilustrada na Figura 18. Observa-se pela Figura 15 que o uso do transporte pessoal privado domina essa categoria, com 34% de participação, seguido do uso da energia elétrica, com 33% e do transporte oficial aéreo, com 24%.

Na comparação com outros estudos (Figuras 19 e 20 e Tabela 11), notam-se valores do potencial de acidificação não muito distantes, mínimo de 54,45% e máximo de 242,84%, dos processos de uso de eletricidade e água, nos estudos de Junnila e Nousiainen (2004) e de Sheuer, Keoleian e Reppe (2003), respectivamente. As unidades funcionais de comparação devem ser necessariamente iguais.

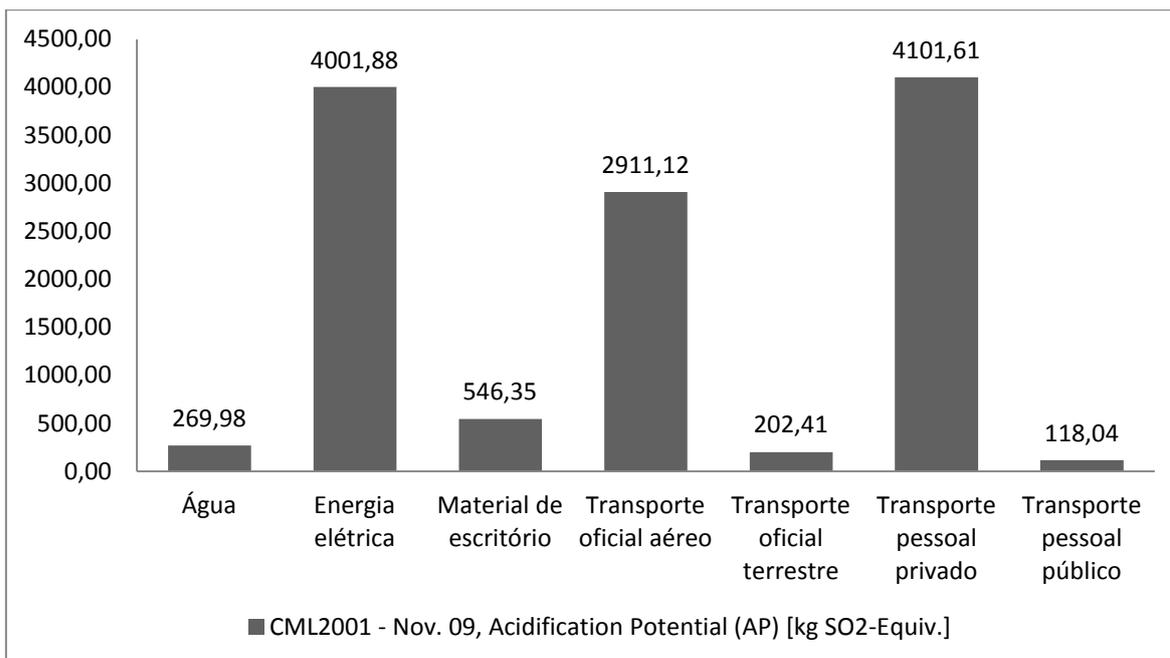


Figura 18 – Contribuição absoluta: potencial de acidificação

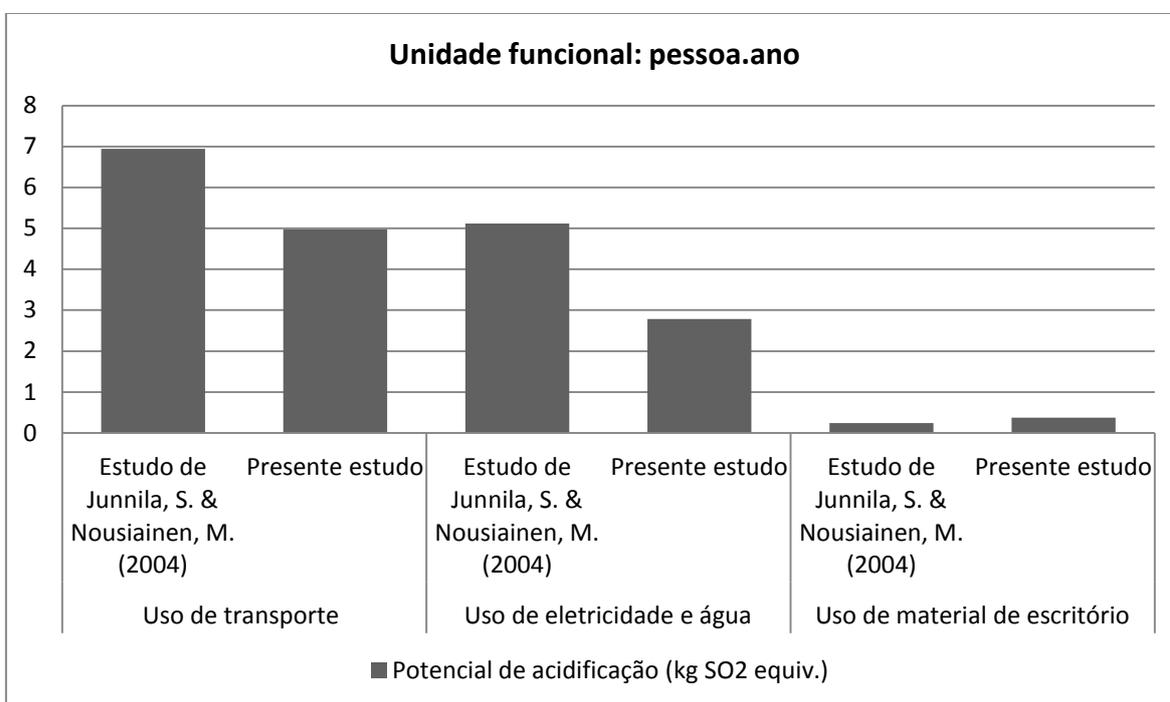


Figura 19 – Gráfico comparativo: potencial de acidificação

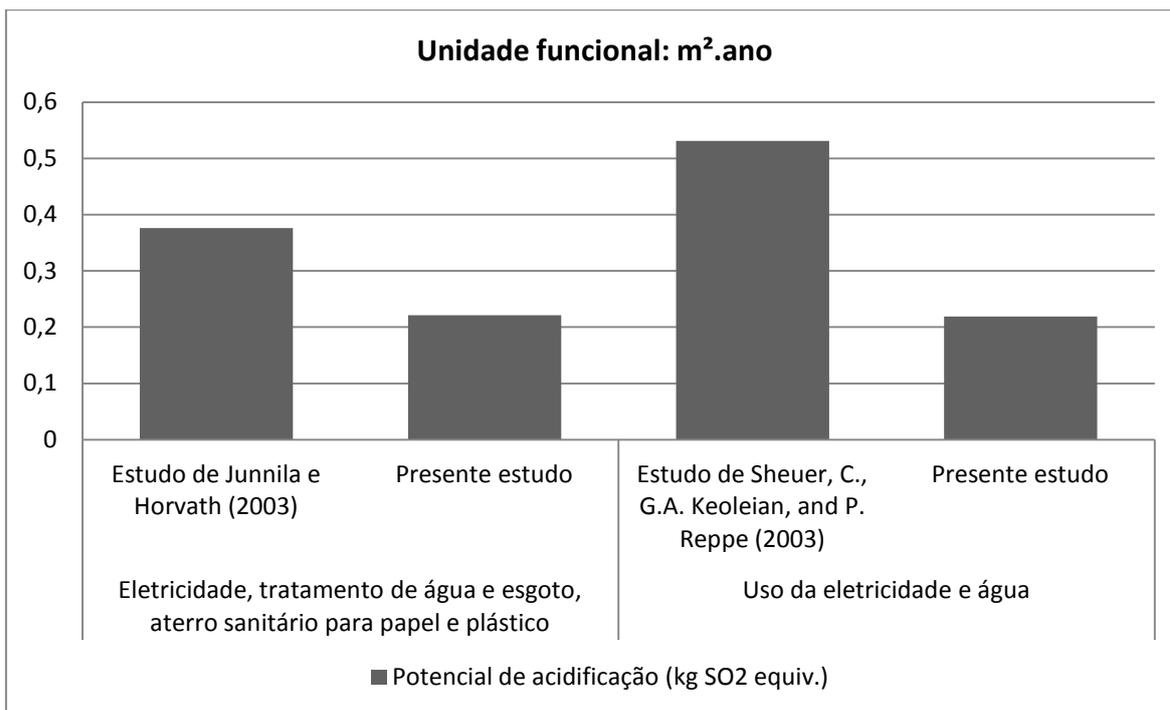


Figura 20 – Gráfico comparativo: potencial de acidificação

Tabela 11 – Potencial de acidificação – Tabela comparativa

<b>Potencial de acidificação – Tabela comparativa</b>				
Processos	Presente estudo	Junnila, S. e Nousiainen, M. (2004)	Junnila e Horvath (2003)	Sheuer, C., Keoleian, G. A. e Reppe, P. (2003)
Uso de transporte (pessoa.ano).	100,00%	139,47%	-	-
Uso de eletricidade e água (pessoa.ano)	100,00%	54,45%	-	-
Uso de material de escritório (pessoa.ano)	100,00%	63,83%	-	-
Eletricidade, tratamento de água e esgoto, aterro sanitário para papel e plástico (m <sup>2</sup> .ano)	100,00%	-	169,84%	-
Uso de eletricidade e água (m <sup>2</sup> .ano)	100,00%	-	-	242,84%

A categoria de impacto potencial de eutrofização possui como indicadores de categoria, conforme o esquema de Itsubo e Inaba (2003), a pesca e como área de proteção, a vida humana. A contribuição absoluta dos diversos processos, em kg de fosfato ( $\text{PO}_4$ ) equivalentes, encontra-se ilustrada na Figura 21. Observa-se pela Figura 15 que o processo de uso da água domina essa categoria, com 58% de participação, seguido do uso do transporte oficial aéreo e do transporte pessoal privado, com 16% e 15% de participação, respectivamente.

Na comparação com outros estudos (Figuras 22 e 23 e Tabela 12), observam-se valores do potencial de eutrofização não muito distantes, mínimo de 39,25% e máximo de 142,86%, do processo de uso da eletricidade do estudo de Junnila e Nousiainen (2004) e do processo de uso de transporte, respectivamente. As unidades funcionais de comparação são necessariamente iguais.

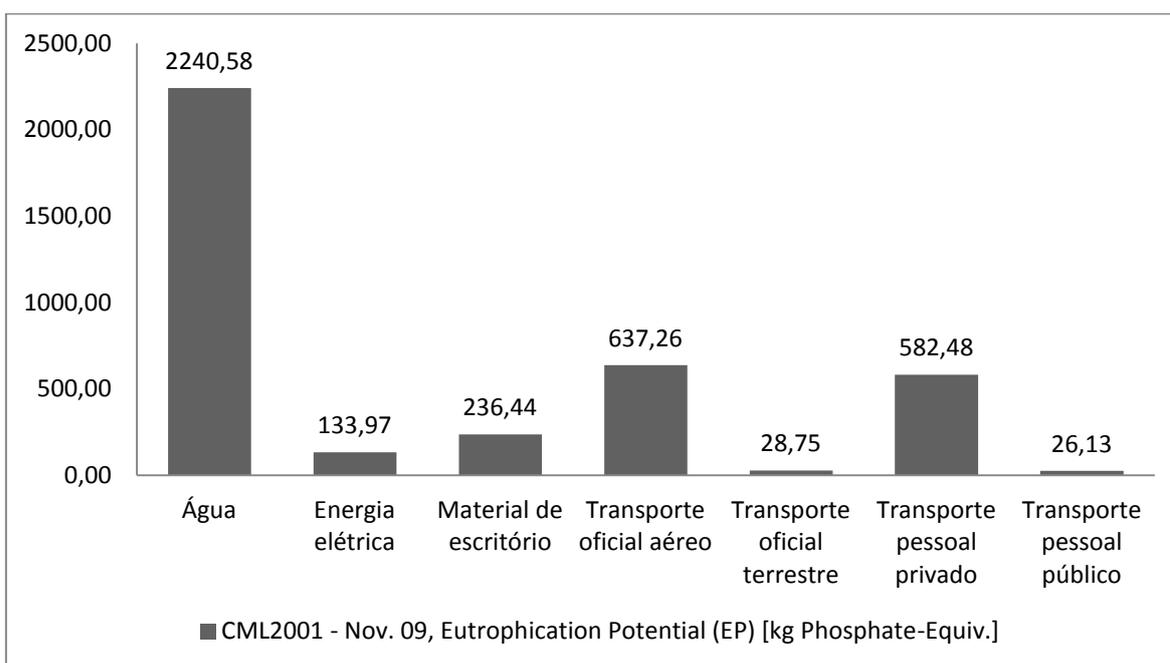


Figura 21 – Contribuição absoluta: potencial de eutrofização

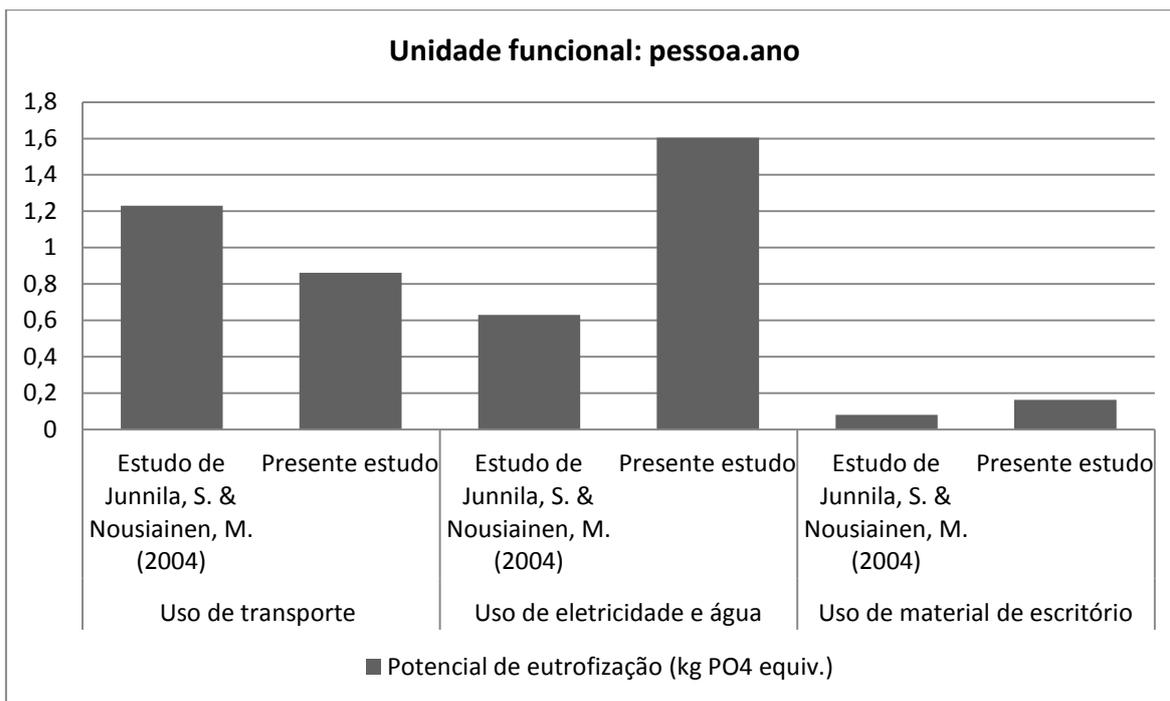


Figura 22 – Gráfico comparativo: potencial de eutrofização

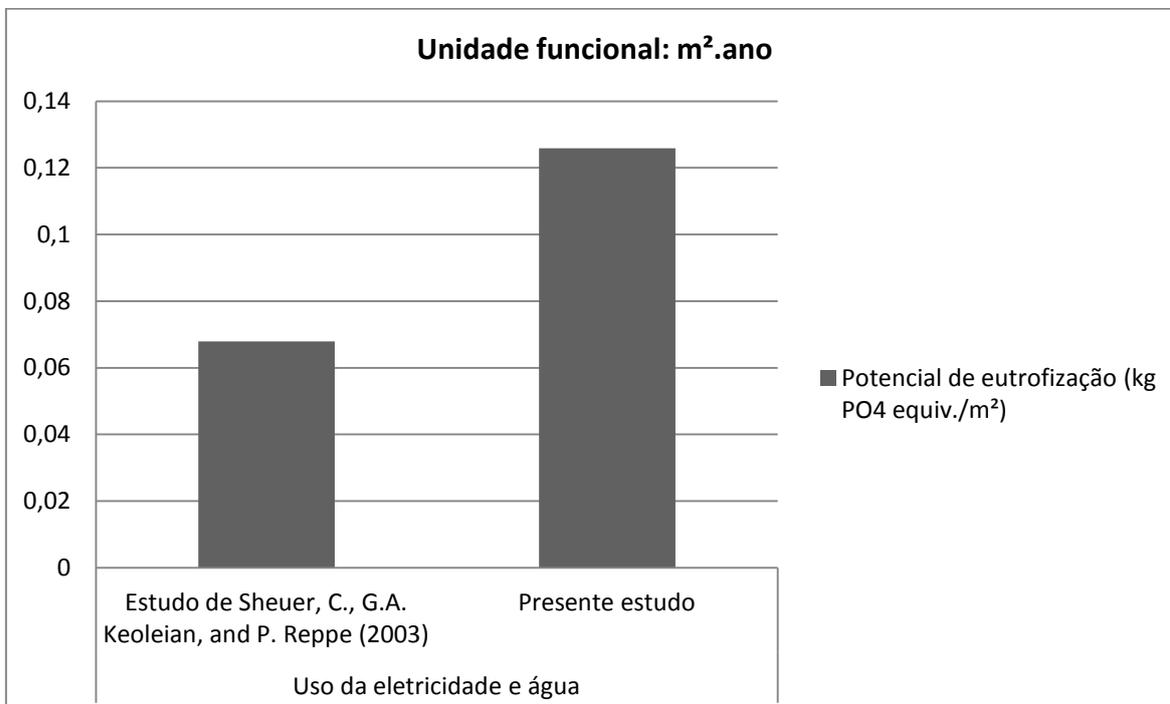


Figura 23 – Gráfico comparativo: potencial de eutrofização

Tabela 12 – Potencial de eutrofização – Tabela comparativa

<b>Potencial de eutrofização – Tabela comparativa</b>			
Processos	Presente estudo	Junnila, S. e Nousiainen, M. (2004)	Sheuer, C.; Keoleian G. A. e Reppe, P. (2003)
Uso de transporte (pessoa.ano)	100,00%	142,86%	-
Uso de eletricidade e água (pessoa.ano)	100,00%	39,25%	-
Uso de material de escritório (pessoa.ano)	100,00%	49,05%	-
Uso de eletricidade e água (m <sup>2</sup> .ano)	100,00%	-	53,96%

A categoria de impacto potencial de ecotoxicidade de água doce possui como indicadores de categoria, conforme o esquema de Itsubo e Inaba (2003), a vida aquática (marinha e de água doce) e terrestre, apresentando o ecossistema como área de proteção. A contribuição absoluta dos diversos processos, em kg de 1,4-diclorobenzeno (DCB) equivalentes, encontra-se ilustrada na Figura 24. Observa-se pela Figura 15 que o processo de uso da água domina quase a totalidade dessa categoria de impacto, com 98% de participação, seguido do uso da energia elétrica e do transporte pessoal privado, com 0,8% e 0,7%, respectivamente.

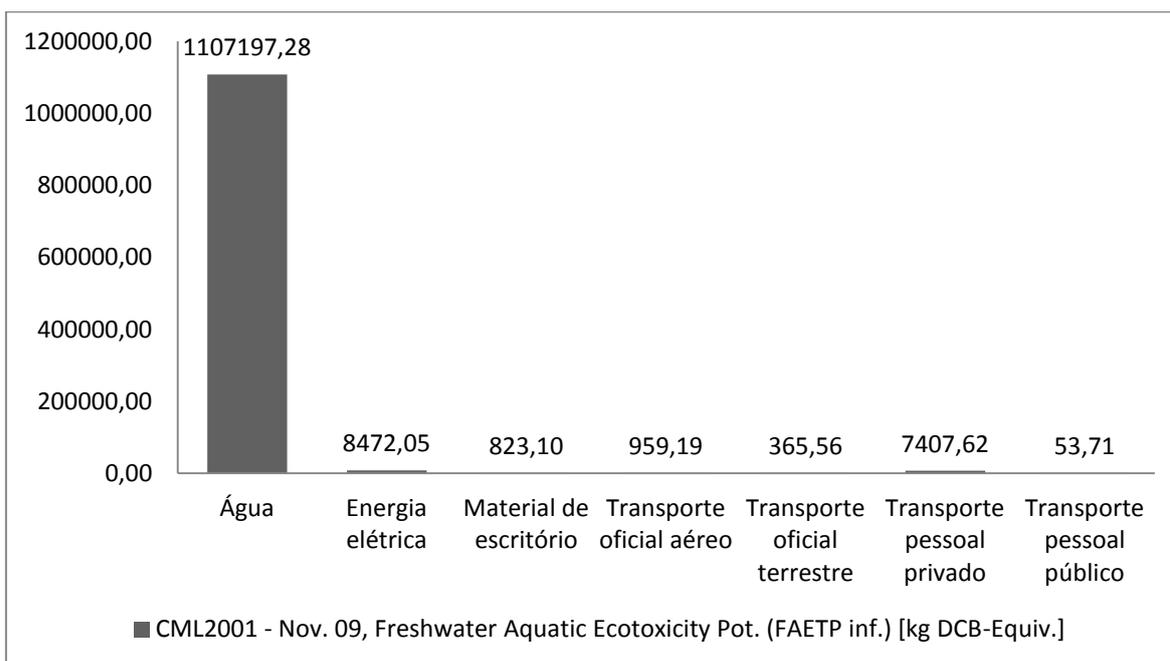


Figura 24 – Contribuição absoluta: potencial de ecotoxicidade de água doce

A categoria de impacto potencial de aquecimento global para o horizonte de tempo de 100 anos possui como indicadores de categoria, conforme o esquema de Itsubo e Inaba (2003), doenças infecciosas, estresse térmico, desastres naturais, energia, grãos, florestas, terras e plâncton e, como áreas de proteção, a vida humana e o ecossistema. A contribuição absoluta dos diversos processos, em kg de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) equivalentes, encontra-se ilustrada na Figura 25. Observa-se pela Figura 15 que o uso da energia elétrica domina essa categoria de impacto, com 37% de participação, seguido do uso do transporte pessoal privado e do transporte oficial aéreo, com 34% e 20% de participação.

Na comparação com outros estudos (Figuras 26 e 27 e Tabela 13), observam-se valores do potencial de aquecimento global (100 anos) não muito distantes, mínimo de 30,13% e máximo de 251,95%, dos processos de uso do material de escritório do estudo de Junnila e Nousiainen (2004) e do processo de uso da eletricidade e água de Sheuer, Keoleian e Reppe (2003), respectivamente. As unidades funcionais de comparação são necessariamente iguais. Observou-se notável semelhança de valores do potencial de aquecimento global do processo de eletricidade, tratamento de água e esgoto, aterro sanitário para papel e plástico entre o presente estudo e o estudo de Junnila e Horvath (2003).

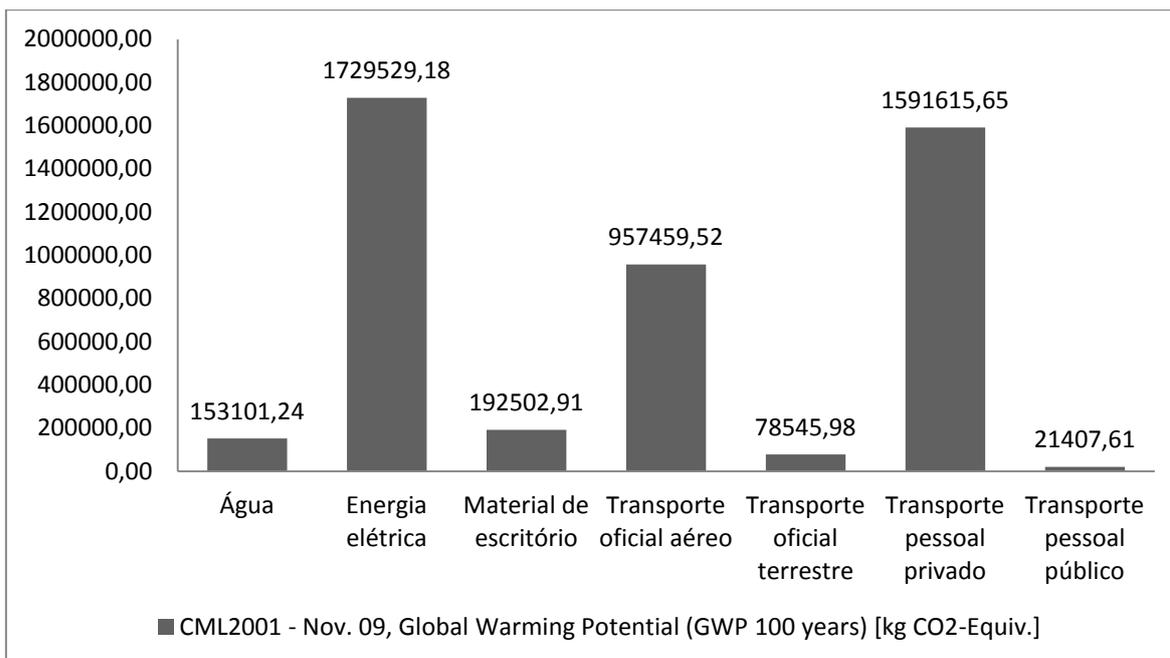


Figura 25 – Contribuição absoluta: potencial de aquecimento global

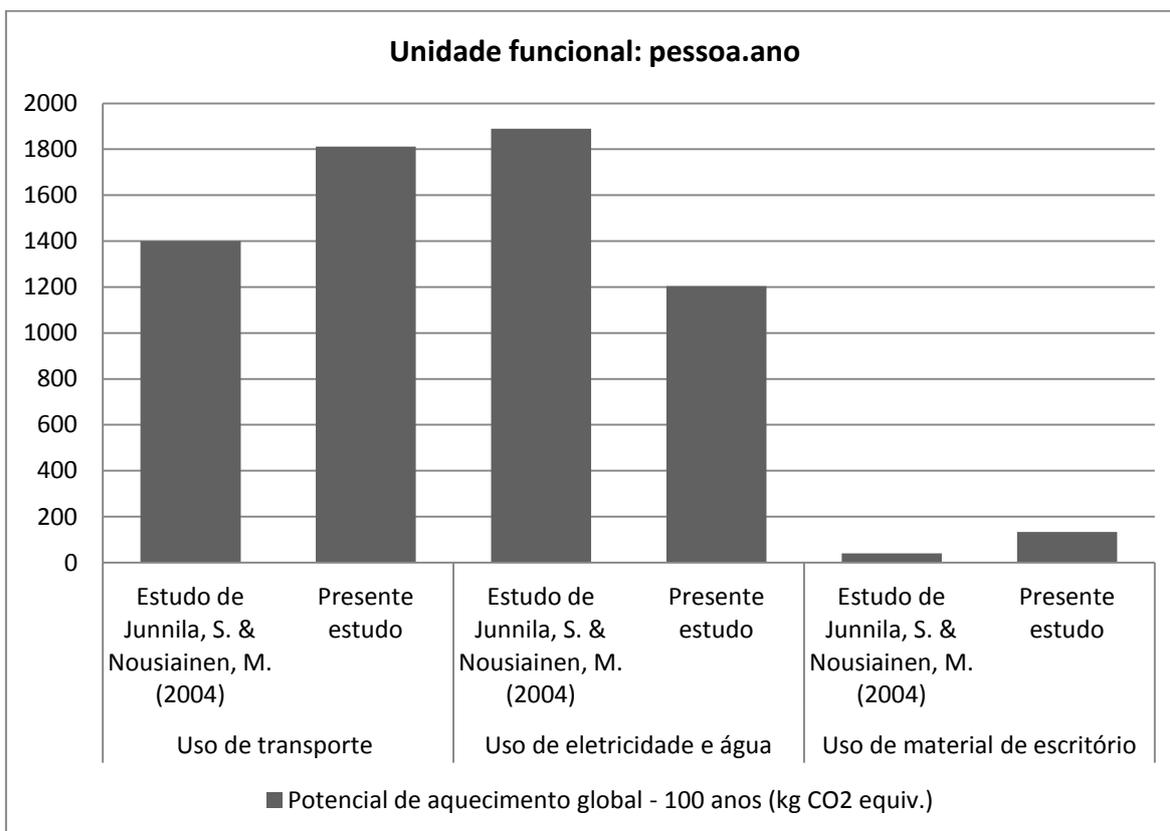


Figura 26 – Gráfico comparativo: potencial de aquecimento global

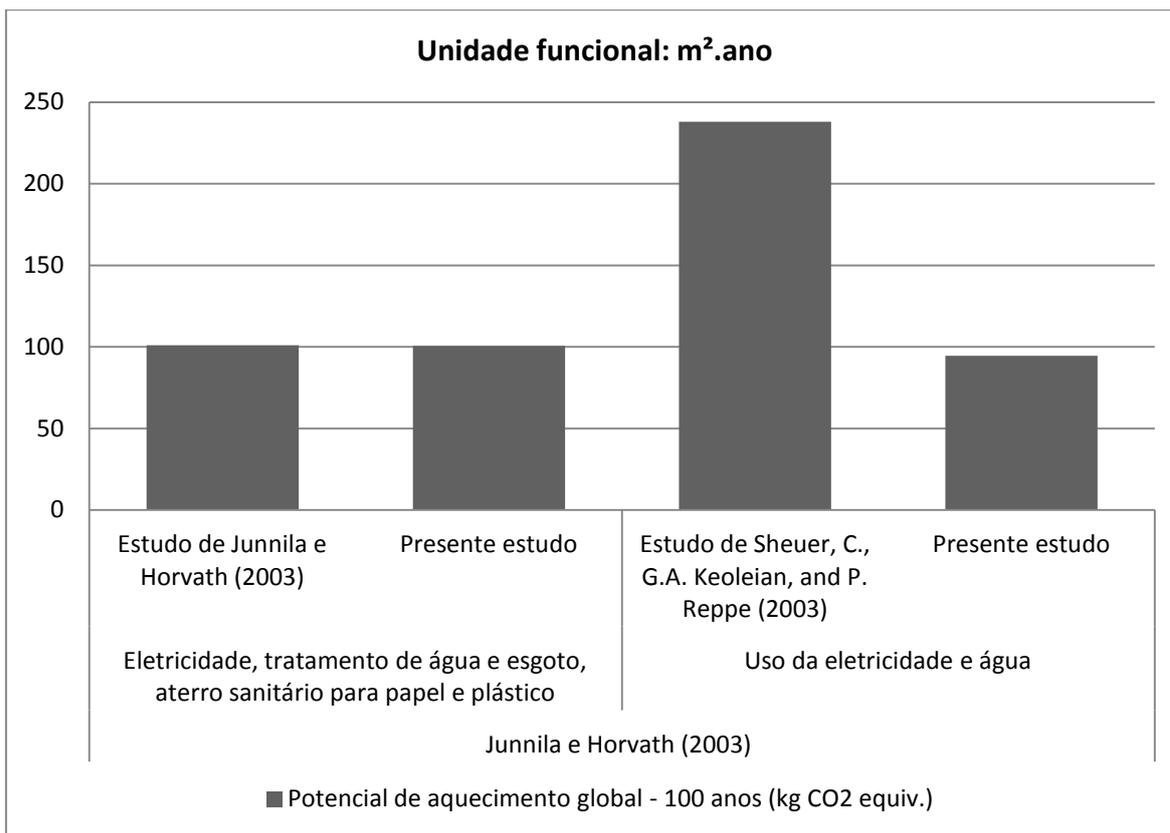


Figura 27 – Gráfico comparativo: potencial de aquecimento global

Tabela 13 – Potencial de aquecimento global – Tabela comparativa

<b>Potencial de aquecimento global (100 anos) – Tabela comparativa</b>				
Processos	Presente estudo	Junnila, S. e Nousiainen, M. (2004)	Junnila e Horvath (2003)	Sheuer, C.; Keoleian G. A. e Reppe, P. (2003)
Uso de transporte (pessoas.ano)	100,00%	77,26%	-	-
Uso da eletricidade e água (pessoas.ano)	100,00%	156,97%	-	-
Uso do material de escritório (pessoas.ano)	100,00%	30,13%	-	-
Eletricidade, tratamento de água e esgoto, aterro sanitário para papel e plástico (m <sup>2</sup> .ano)	100,00%	-	100,39%	-
Uso da eletricidade e água (m <sup>2</sup> .ano)	100,00%	-	-	251,95%

A categoria de impacto potencial de ecotoxicidade humana possui como indicadores de categoria, conforme o esquema de Itsubo e Inaba (2003), as doenças respiratórias e o câncer e como área de proteção, a vida humana. A contribuição absoluta dos diversos processos, em kg de 1,4-diclorobenzeno (DCB) equivalentes, encontra-se ilustrada na Figura 28. Observa-se pela Figura 15 que o uso da água possui quase a totalidade da participação, com 98%, seguido do uso do transporte pessoal privado e da energia elétrica, com 1% e 0,9%, respectivamente.

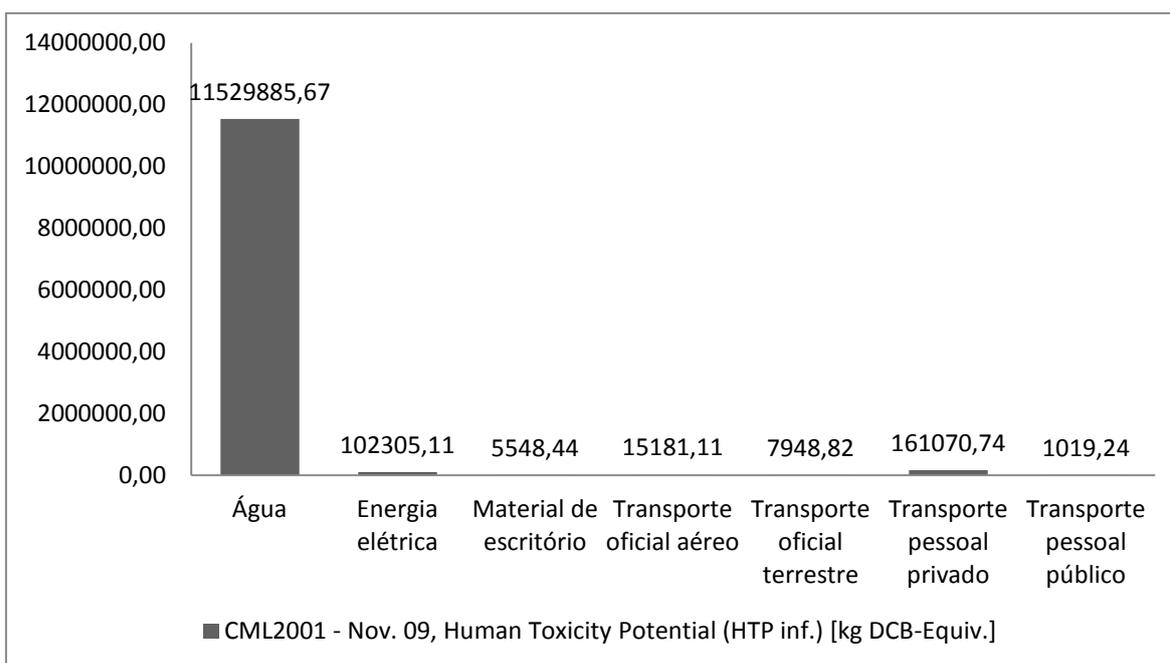


Figura 28 – Contribuição absoluta: potencial de toxidade humana

A categoria de impacto potencial de ecotoxicidade de água marinha possui como indicadores de categoria, conforme o esquema de Itsubo e Inaba (2003), a vida aquática (marinha e de água doce) e terrestre, apresentando o ecossistema como área de proteção. A contribuição absoluta dos diversos processos, em kg de 1,4-diclorobenzeno (DCB) equivalentes, encontra-se ilustrada na Figura 29. Observa-se pela Figura 15 que o processo de tratamento de esgoto doméstico domina quase a totalidade dessa categoria de impacto, com 88% de participação, seguido do uso da energia elétrica e do transporte pessoal privado, com 7% e 3%, respectivamente.

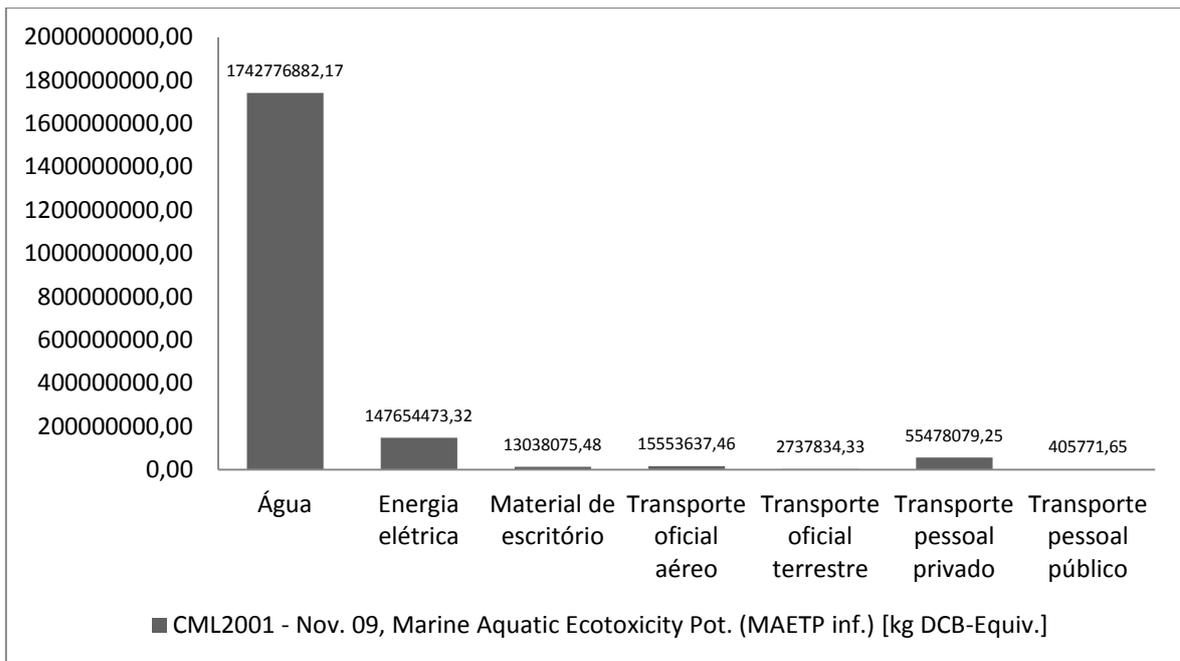


Figura 29 – Contribuição absoluta: potencial de ecotoxicidade de água marinha

A categoria de impacto depleção da camada de ozônio possui como indicadores de categoria, conforme o esquema de Itsubo e Inaba (2003), o câncer, a catarata, a produção de grãos, as florestas, a terra e o plâncton, e como áreas de proteção, a vida humana e o ecossistema. A contribuição absoluta dos diversos processos, em kg de triclorofluormetano (R-11 ou CFC-11) equivalentes, encontra-se ilustrada na Figura 30. Observa-se pela Figura 15 que o uso da energia elétrica domina essa categoria de impacto, com 77% de participação, seguido do uso do material de escritório e do transporte pessoal privado, com 11% e 8%, respectivamente.

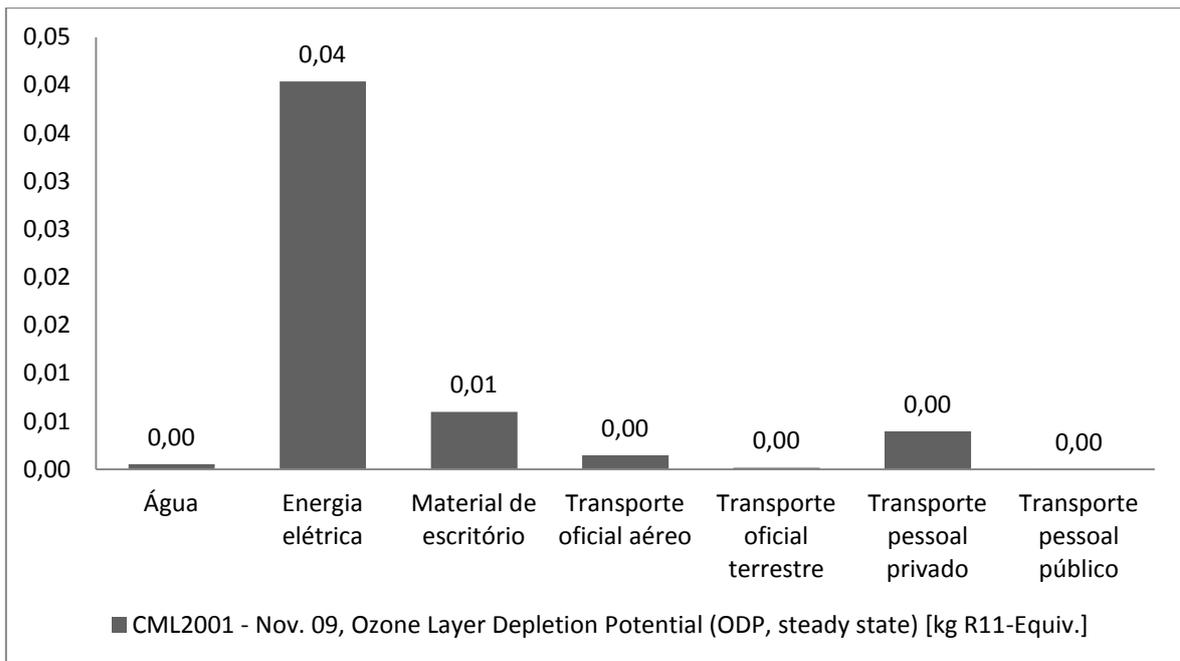


Figura 30 – Contribuição absoluta: potencial de depleção da camada de ozônio

A categoria de impacto criação fotoquímica de ozônio possui como indicadores de categoria, conforme o esquema de Itsubo e Inaba (2003), as doenças respiratórias, as florestas e a produção de grãos e plantas, e como áreas de proteção, a saúde humana e do ecossistema. A contribuição absoluta dos diversos processos, em kg de etileno ( $C_2H_4$ ) equivalentes, encontra-se ilustrada na Figura 31. Observa-se pela Figura 15 que o uso do transporte pessoal privado domina essa categoria de impacto, com 57% de participação, seguido do uso do transporte oficial aéreo e da energia elétrica, com 15% e 14%, respectivamente.

Na comparação com outros estudos (Figura 32 e Tabela 14), observam-se valores do potencial de criação fotoquímica de ozônio bastante díspares, mínimo de 255,58% e máximo de 790,49%, do processo de uso de transporte oficial aéreo, transporte oficial terrestre e transporte pessoal privado do estudo de Junnila e Nousiainen (2004) e do processo de uso da eletricidade e da água do mesmo estudo, respectivamente. As unidades funcionais de comparação são necessariamente iguais. Essa alta diferença de valores deve-se, muito provavelmente, às diferenças na modelagem da fronteira do sistema e às diferenças técnicas dos subprocessos que compõem os processos. A matriz energética da Finlândia, país do estudo comparativo, é bastante diferente da matriz nacional, motivo que,

por si só, já influencia todo o inventário de emissões. As características de deslocamento até o local de trabalho, assim como as distâncias das viagens aéreas, também podem justificar a significativa diferença. Porém, fica aberto a futuras discussões o porquê de apenas a categoria de impacto potencial de criação de ozônio fotoquímico apresentar valores tão discordantes do presente estudo.

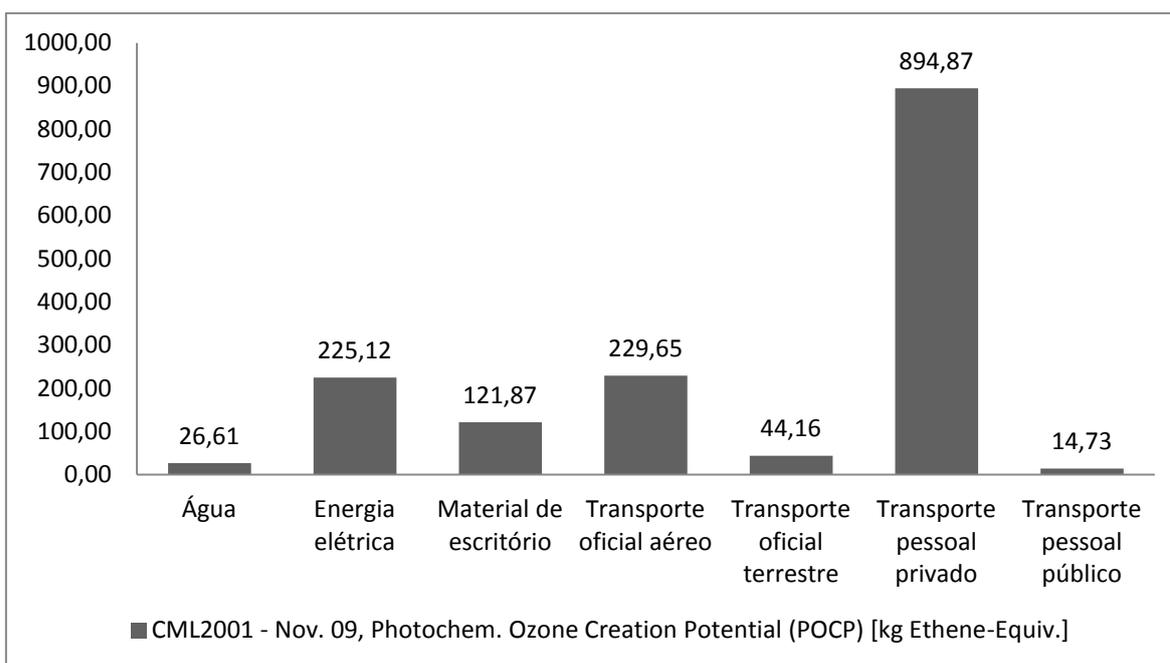


Figura 31 – Contribuição absoluta: potencial de criação fotoquímica de ozônio

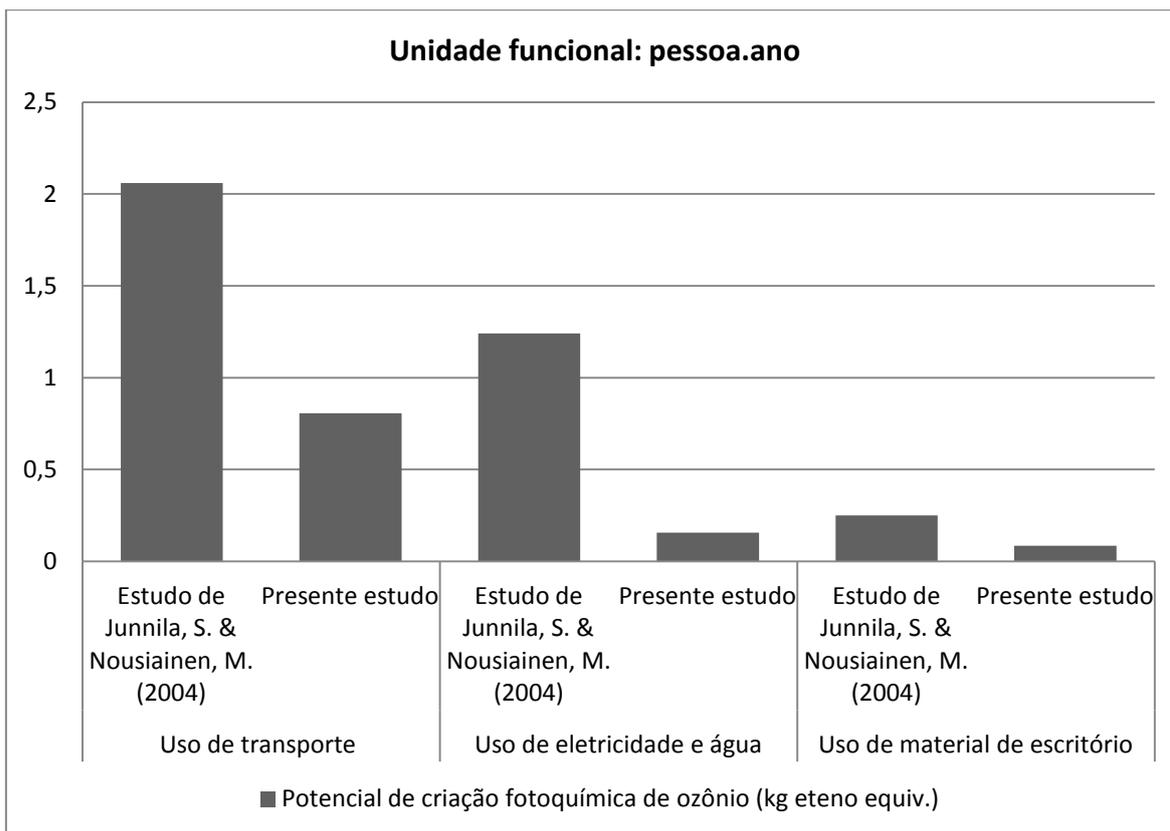


Figura 32 – Gráfico comparativo: potencial de criação fotoquímica de ozônio

Tabela 14 – Potencial de ozônio fotoquímico – Tabela comparativa

<b>Potencial de criação fotoquímica de ozônio (kg eteno equiv.) – Tabela comparativa</b>		
Processos	Presente estudo	Junnila, S. e Nousiainen, M. (2004)
Uso de transporte (pessoa.ano)	100,00%	255,58%
Uso da eletricidade e água (pessoa.ano)	100,00%	790,49%
Uso do material de escritório (pessoa.ano)	100,00%	297,62%

A categoria de impacto potencial de ecotoxicidade terrestre possui como indicadores de categoria, conforme o esquema de Itsubo e Inaba (2003), a vida aquática (marinha e de água doce) e terrestre, e como área de proteção, o ecossistema. A contribuição absoluta dos diversos processos, em kg de 1,4-diclorobenzeno (DCB) equivalentes, encontra-se ilustrada na Figura 33. Observa-se pela Figura 15 que o uso da água domina essa categoria

de impacto, com 80% de participação, seguido do uso da energia elétrica e do transporte pessoal privado, com 11% e 7%, respectivamente.

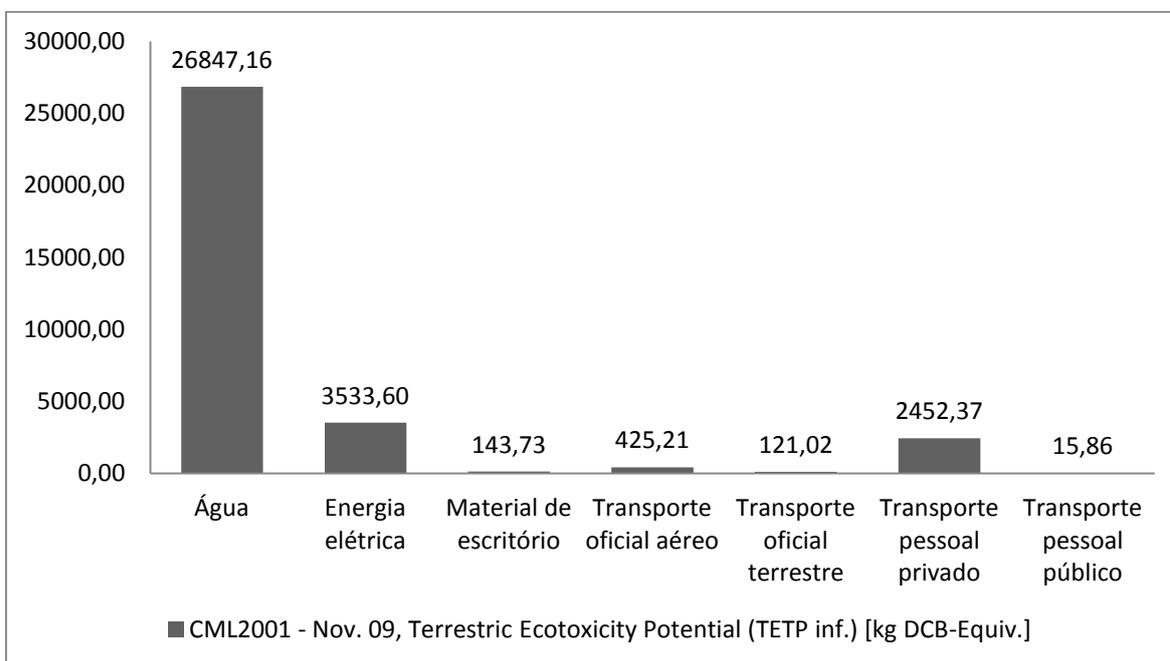


Figura 33 – Contribuição absoluta: potencial de ecotoxicidade terrestre

#### 4.5 - RESULTADOS CONSOLIDADOS

A Tabela 15 e o Figura 34 mostram os resultados consolidados obtidos. Foram considerados processos relevantes aqueles que estão entre os 3 processos que mais contribuem para uma determinada categoria de impacto e, especialmente relevantes, aqueles que contribuem em, pelo menos, 50% da totalidade de uma categoria de impacto.

Tabela 15 – Processos relevantes para as categorias de impacto

<b>Categoria de Impacto</b>	<b>Contribuição relevante (está entre os 3 processos que mais contribuem)</b>	<b>Contribuição especialmente relevante (superior a 50%)</b>
<b>Depleção de recursos abióticos</b>	- Uso da energia elétrica - Uso do transporte pessoal privado - Uso do material de escritório	- Uso da energia elétrica
<b>Depleção de recursos abióticos fósseis</b>	- Uso do transporte pessoal privado - Uso do transporte oficial aéreo - Uso da energia elétrica	-
<b>Acidificação</b>	- Uso do transporte pessoal privado - Uso da energia elétrica - Uso do transporte oficial aéreo	-
<b>Eutrofização</b>	- Uso da água - Uso do transporte oficial aéreo - Uso do transporte oficial pessoal privado	- Uso da água
<b>Aquecimento global</b>	- Uso da energia elétrica - Uso do transporte pessoal privado - Uso do transporte oficial aéreo	-
<b>Ecotoxicidade humana</b>	- Uso da água - Uso do transporte pessoal privado - Uso da energia elétrica	- Uso da água
<b>Ecotoxicidade de água marinha</b>	- Uso da água - Uso da energia elétrica - Uso do transporte pessoal privado	- Uso da água
<b>Ecotoxicidade terrestre</b>	- Uso da água - Uso da energia elétrica - Uso do transporte pessoal privado	- Uso da água

<b>Ecotoxicidade de água doce</b>	- Uso da água - Uso da energia elétrica - Uso do transporte pessoal privado	- Uso da água
<b>Depleção da camada de ozônio</b>	- Uso da energia elétrica - Uso do material de escritório - Uso do transporte pessoal privado	- Uso da energia elétrica
<b>Criação fotoquímica de ozônio</b>	- Uso do transporte pessoal privado - Uso do transporte oficial aéreo - Uso da energia elétrica	-

---

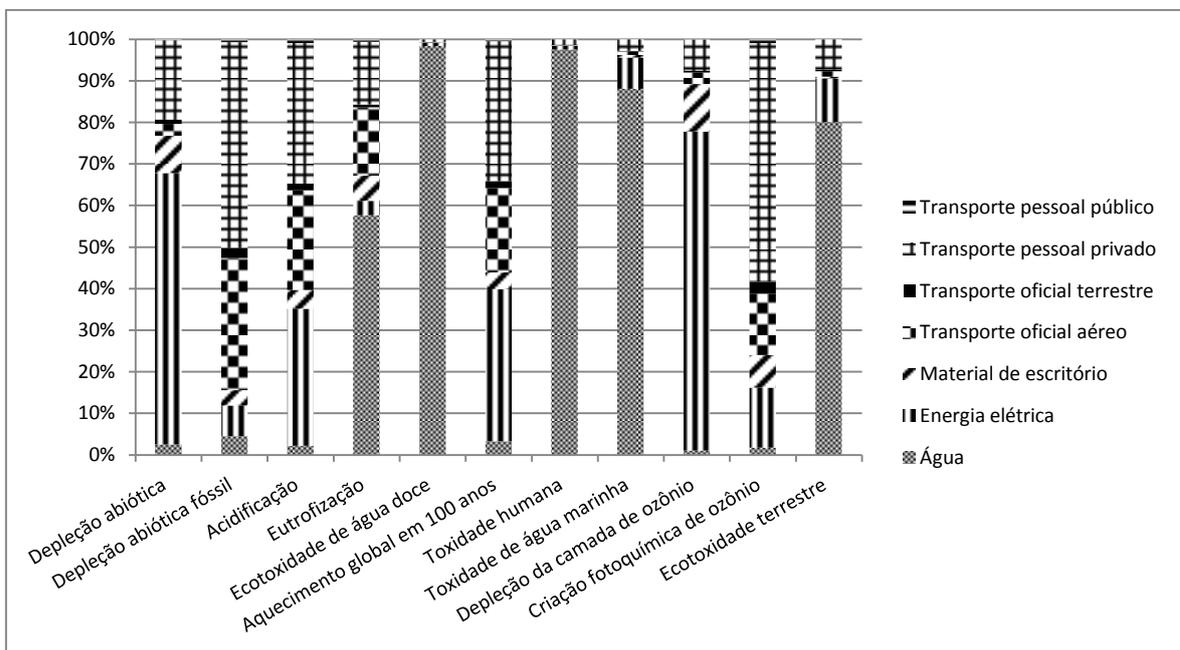


Figura 34 – Contribuição relativa – Gráfico resumo

#### 4.6 - ESTUDO DE CASO

O estudo de caso se propõe a avaliar os impactos ambientais gerados pelos serviços prestados pelo MDIC para a situação em que é variado o percentual dos funcionários que comutam, em seu trajeto diário residência-trabalho-residência, por meio de ônibus coletivo. Desta forma é possível avaliar os efeitos que o transporte pessoal privado possui sobre o meio ambiente e os eventuais benefícios do transporte coletivo.

Foram avaliados os impactos eutrofização, aquecimento global, criação fotoquímica de ozônio e acidificação para os casos em que o percentual de trabalhadores do MDIC (total

de 1450 pessoas) que comutam por ônibus coletivo é de 10%, 40%, 70% e 100%. Os que não comutam por ônibus coletivo utilizam carros leves de passageiros.

Os resultados (Figuras 35, 36, 37 e 38) mostram que o fato das pessoas trocarem o transporte individual por carros leves pelo transporte coletivo por ônibus reduz consideravelmente todos os impactos avaliados. A redução mais significativa foi no impacto criação fotoquímica de ozônio e a menos significativa no impacto eutrofização. Para o primeiro, se 100% das pessoas comutassem por ônibus coletivo, o impacto causado pelos serviços prestados pelo Ministério se reduziria em 58,70%. Para o último, se 100% das pessoas comutassem por ônibus coletivo, o impacto causado pelos serviços prestados pelo Ministério se reduziria em 14,92%.

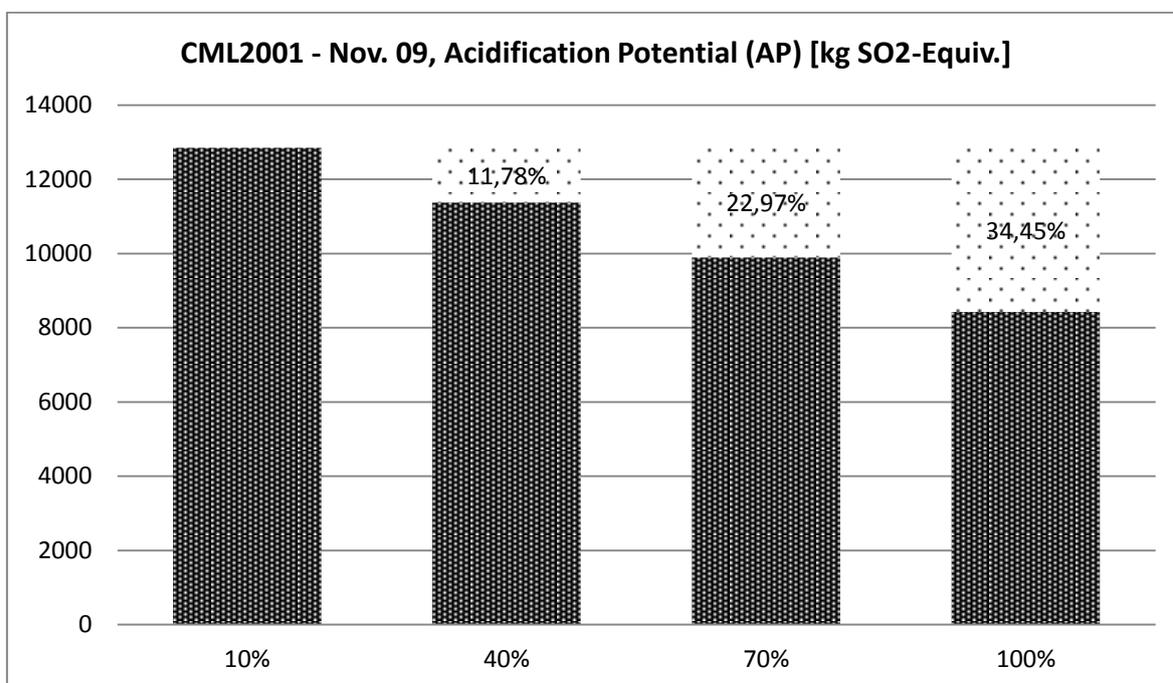


Figura 35 – Estudo de caso: potencial de acidificação

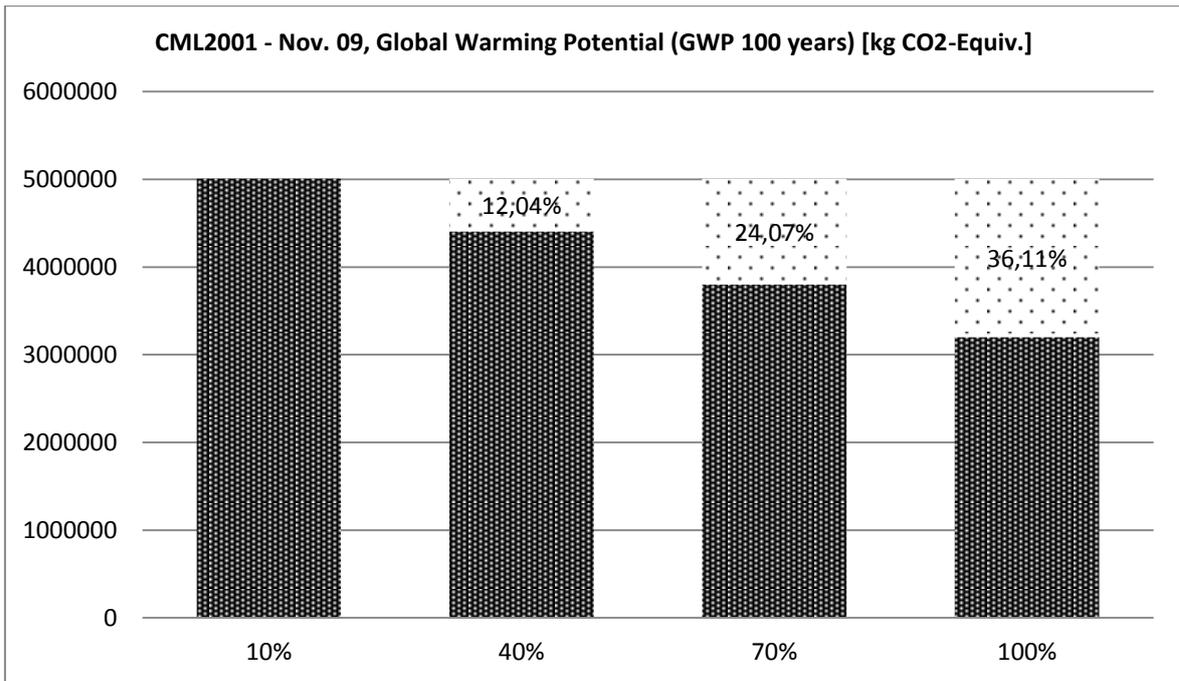


Figura 36 – Estudo de caso: potencial de aquecimento global

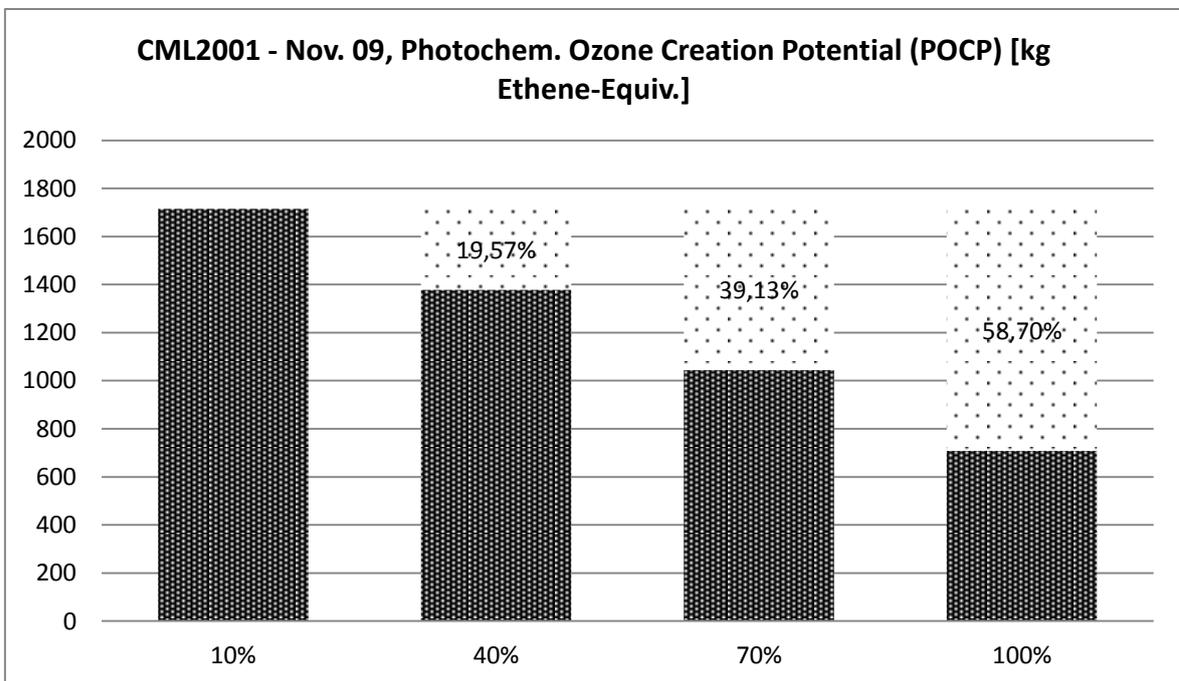


Figura 37 – Estudo de caso: potencial de criação fotoquímica de ozônio

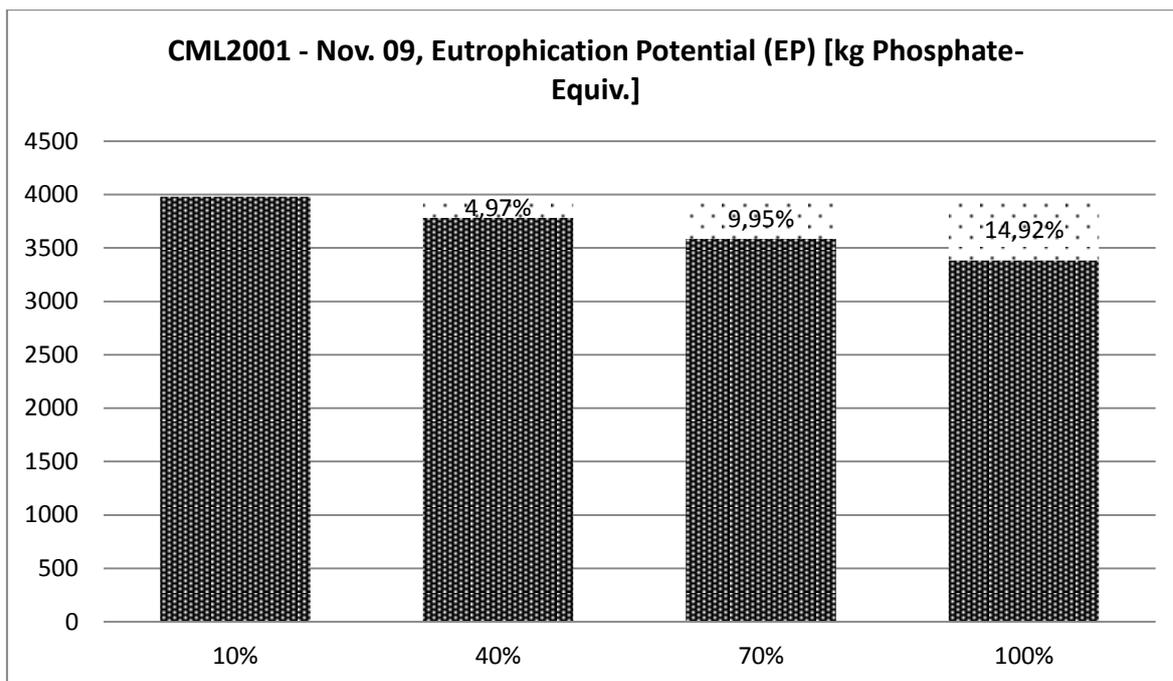


Figura 38 – Estudo de caso: potencial de eutrofização

#### 4.7 - SUGESTÕES PARA A REDUÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS

Os serviços prestados pelo MDIC interagem com o meio ambiente de duas formas distintas. Diretamente, por meio dos processos que detêm o controle de sua execução ou indiretamente, por meio da demanda de serviços e produtos, cuja fabricação ou execução produz impactos ambientais. Dos 19 processos não agregados (Figuras 12 e 14) geradores de emissão na fase de prestação do serviço e operacionalização das instalações, apenas 1 encontra-se sob a direta execução do MDIC (transporte com carros leves de passageiros). Os outros processos não podem ser controlados pelo MDIC, do ponto de vista ambiental, pelas suas características técnicas, mas podem ser controlados indiretamente pela quantidade demandada, escolha de fornecedores e políticas de educação e incentivo. Todos os processos podem possuir estratégias de compensação ambiental, ou seja, medidas que visam à minimização ou à anulação dos impactos ambientais gerados por atividades que absorvam as emissões geradas. A Tabela 16 mostra algumas das possíveis estratégias de redução de impacto ambiental dos processos agregados por uso final:

Tabela 16 – Estratégias de redução de impacto por processo

<b>Processo agregado</b>	<b>Estratégias de redução de impacto</b>
<b>Uso da energia elétrica</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Aquisição e troca dos aparelhos condicionadores de ar do tipo “split” e janela de baixo rendimento por aparelhos controlados pelo INMETRO e com eficiência “A” conforme valores do Manual do PROCEL (2010);</li> <li>- Proteção das unidades condensadoras dos aparelhos do tipo “Split” por meio de sombreamento;</li> <li>- Redução da intensidade energética pela adoção de sistemas de condicionamento de ar centrais e automatizados que possibilitem o controle da temperatura por zona, desligamento automático, altas eficiências e recomendações do Manual do PROCEL (2010);</li> <li>- Adoção de ventilação natural onde for possível;</li> <li>- Adoção de circuito elétrico com possibilidade de medição centralizada por uso final para melhor controle;</li> <li>- Modernização dos elevadores por meio da adoção de acionamento micro processado, inversor de frequência e frenagem regenerativa;</li> <li>- Adoção de medidas de isolamento térmico das paredes e cobertura, pintura e iluminação zenital de forma a obedecer aos valores mínimos do nível A do Manual do PROCEL (2010) de eficiência energética;</li> <li>- Adoção de um sistema de iluminação com potência instalada e critérios de controle de iluminação com valores mínimos do nível A do Manual do PROCEL (2010) de eficiência energética;</li> <li>- Adoção de medidas de compensação ambiental.</li> </ul>
<b>Uso do transporte pessoal privado, transporte oficial terrestre e transporte pessoal público</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Adoção de programas institucionais de transporte solidário;</li> <li>- Incentivo institucional ao transporte coletivo;</li> <li>- Adoção de sistemas GPS e controle de tráfego urbano para o aperfeiçoamento de rotas e horários;</li> <li>- Uso de frota oficial e particular movida a etanol;</li> <li>- Incentivos institucionais ao uso de transporte subterrâneo – metrô;</li> <li>- Adoção de veículos com motores a combustão interna de baixa cilindrada e alto rendimento na frota oficial e particular;</li> <li>- Adoção de medidas de compensação ambiental.</li> </ul>
<b>Uso da água</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Redução da pressão do sistema hidráulico na edificação por meio de válvulas e manômetros de controle;</li> <li>- Aplicação de uma rotina de manutenção predial rigorosa com programas de detecção, localização e eliminação de vazamentos no sistema hidráulico da edificação;</li> <li>- Uso de sistemas de captação de água pluvial;</li> <li>- Modernização do sistema hidráulico com a adoção de torneiras de fechamento automático, torneiras eletrônicas, dispositivos arejadores, mictórios com sensores, válvulas de descarga de ciclo fixo e sistema de esgotamento sanitário a vácuo;</li> <li>- Adoção de medidas de compensação ambiental.</li> </ul>
<b>Uso do transporte oficial aéreo</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Adoção de sistemas e programas de videoconferência;</li> <li>- Adoção de um programa institucional de racionalização de viagens aéreas;</li> <li>- Adoção de medidas de compensação ambiental.</li> </ul>
<b>Uso do material de escritório</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Incentivo institucional ao uso de papel reciclado para esboços, rascunhos e leitura;</li> <li>- Adoção de programas institucionais de racionalização de uso de materiais de escritório e incentivo à leitura de documentos nas telas dos computadores e <i>tablets</i>;</li> <li>- Adoção de sistemas e processos digitais;</li> <li>- Compra de papel com certificação ambiental internacionalmente aceita;</li> <li>- Compra de <i>toner</i> com certificação ambiental internacionalmente aceita;</li> <li>- Adoção de medidas de compensação ambiental.</li> </ul>

#### **4.8 - PROBLEMAS, DESAFIOS E FUTURAS PESQUISAS**

Apesar de a técnica de ACV estar bastante desenvolvida e possuir codificação por grandes organizações, como ISO e SETAC, ainda é uma ferramenta com grande necessidade de melhoras. Decisões problemáticas e limitações da técnica surgem durante todas as fases de um estudo de ACV (Reap *et al.*, 2007) e, especialmente, em uma área onde existem poucos estudos disponíveis e base de dados, como o setor de serviços.

A definição, os objetivos e o escopo de estudo apresentam problemas específicos, como a definição da unidade funcional e fronteiras do sistema. Uma adequada seleção da unidade funcional é de fundamental importância, pois diferentes unidades funcionais resultam em diferentes resultados para um mesmo estudo (Hichier, Reichart, 2003 *apud* Reap *et al.*, 2007). No caso dos serviços prestados pelo MDIC, poder-se-ia ter discriminado todos os serviços disponíveis (serviços de regulamentação e execução dos programas e atividades relativas ao comércio exterior, serviços de metrologia, normalização e qualidade industrial etc.) e uma unidade de tempo como unidade funcional. No entanto, é muito difícil estabelecer procedimentos de alocação dos fluxos energéticos e materiais para os diversos serviços, sendo que eles utilizam uma mesma estrutura predial e de equipamentos. Além do exposto, o fracionamento da unidade funcional poderia levar a resultados que não refletem os impactos relevantes relacionados à operacionalização das instalações, além de dificultar a comparação com outros estudos. Por esse motivo, optou-se por uma unidade funcional que agregasse todos os serviços em uma unidade de tempo considerada razoável (1 ano) para absorver eventuais anomalias na demanda.

A definição da fronteira do sistema ou os processos e atividades incluídos é alvo de intensos debates nos estudos de ACV. Isso ocorre porque a seleção da fronteira do sistema depende de critérios de corte, ou seja, de conhecimento prévio dos processos e impactos gerados, de modo a decidir quais serão incluídos e quais serão negligenciados. Esses critérios de corte podem ser baseados na contribuição mássica, energética ou em uma determinada categoria de impacto. No geral, recomenda-se um estudo prévio acerca do sistema, incluindo-se o máximo possível de processos, seguido de uma análise de sensibilidade para determinar os processos ambientalmente relevantes (Suh *et al.*, 2004 *apud* Reap *et al.*, 2007). Tal análise de sensibilidade não foi conduzida, no presente estudo, devido à falta de uma base de dados completa (inventários) dos inúmeros processos

presentes no serviço e à presença de estudos disponíveis na literatura que mostravam que as fases de operacionalização das instalações e prestação do serviço eram dominantes em várias categorias de impacto, tanto no ciclo de vida de um serviço quanto no ciclo de vida de uma edificação. Com o conhecimento das fases dominantes, foi possível restringir a fronteira do sistema, eliminando processos complicados, como a construção da edificação, a fabricação de computadores, a fabricação de móveis etc., e respectivos fins de vida.

Muitos pesquisadores criticam a quantidade de subjetividade na definição dos critérios de corte, e muitos acham difícil justificar qualquer um deles. Segundo Suh *et al.* (2004 *apud* Reap *et al.*, 2007), não há base teórica ou empírica que garante que uma pequena contribuição de massa ou energia sempre irá resultar em impactos ambientais negligenciáveis. Também, de acordo com os mesmos autores, embora as contribuições ambientais de determinados processos possam ser pequenas, a sua soma pode influenciar nos resultados consideravelmente. Um critério de corte, idealmente, se baseia em uma porcentagem de impacto agregado (substâncias equivalentes) ou em indicadores de impacto que podem ser negligenciados. No entanto, isso exige do pesquisador um prévio e perfeito conhecimento acerca do sistema e de todos os possíveis efeitos ambientais da inclusão ou exclusão de processos, o que, na prática, é extremamente difícil.

As tecnologias de extração, produção, distribuição e fim de vida dos produtos e materiais podem variar bastante, dependendo do local (Reap *et al.*, 2007). Países possuem diferentes matrizes energéticas, facilidades e matérias primas para a produção de um mesmo processo. As características locais influenciam na quantidade de recursos demandados e nos resíduos produzidos pela transformação do processo produtivo. Apesar disso, alguns processos são modelados de forma genérica, resultando em inventários de emissões que não refletem as características locais. No presente estudo, utilizou-se uma base de dados genérica, aplicável a todas as regiões do planeta, com exceção da produção e transmissão de energia elétrica, em que utilizaram-se dados locais. Esse problema está relacionado à falta de uma base de dados nacional de inventários de processos produtivos. Alguns países e regiões, como os Estados Unidos e a União Europeia, já estão bastante avançados na compilação de uma base de dados local, com a criação do *U. S. Life Cycle Inventory* do *National Renewable Energy Laboratory* (NREL), do *European Reference Life Cycle Database* (ELCD) e do *Joint Research Centre* (JRC). O Brasil vem dando os seus

primeiros passos com algumas publicações (Ex: Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de Gases do Efeito Estufa publicado pelo Ministério da Ciência e Tecnologia).

Um aspecto que gera discussões nos estudos de ACV é a seleção das categorias de impacto, que carece de regulação e consenso (Udo de Haes *et al.*, 2002). Enquanto que a escolha de categorias finais (indicadores de impacto) possui alto grau de incerteza e é muito sensível às condições locais; as categorias intermediárias (categorias de impacto) são mais difíceis de interpretar, pois a sua relação com os indicadores é incerta. Como a interpretação dos resultados e a tomada de decisões fogem do escopo do presente estudo, escolheram-se as categorias de impacto intermediárias, recomendadas a um primeiro estudo de ACV (CML 2001). Outro erro bastante comum ocorre na fase de classificação, ao se contabilizar a mesma emissão a várias categorias de impacto, ao invés de fazer a partição correta (Ex: NO<sub>x</sub> pode contribuir para a criação de ozônio fotoquímico, acidificação e eutrofização) e não considerar os eventuais efeitos sinérgicos e antagônicos das substâncias. O método CML (2001), utilizado no presente estudo, recomenda, apesar de possuir como consequência a majoração dos impactos e a relegação dos efeitos sinérgicos e antagônicos, assinalar todas as substâncias em todas as categorias de impacto.

Outro aspecto polêmico dos estudos de ACV envolve a tomada de decisões e os custos relacionados à redução de impactos ambientais. A técnica é falha na recomendação entre possíveis trocas econômicas e ambientais e na escolha entre as diversas categorias de impacto. Isso ocorre devido às dificuldades em mensurar as consequências econômicas e sociais de um impacto ambiental e à falta de regulação por parte dos entes governamentais. Como consequência, vários pesquisadores têm desenvolvido técnicas de integração do ACV com a Avaliação do Custo do Ciclo de Vida (ACC) e Avaliação do Impacto Social (AIS) (Rebitzer e Hunkeler, 2003, Dreyer *et al.*, 2006; Hunkeler, 2006). Para se tomar decisões práticas a respeito da redução de impactos ambientais no caso do MDIC, estudos do gênero são recomendados de forma a avaliar os custos econômicos e sociais de tal medida. Tais estudos possibilitam a atribuição de pesos aos impactos, aspecto que gera intensos debates em ACV, por envolver um forte aspecto subjetivo (Finnveden, 1997). Outra forma de atribuir uma hierarquização dos impactos é pela pesagem por distância ao limite. Porém, o limite aceitável de concentração de substâncias ainda carece de consenso científico e representa uma área de estudo em aberto. Tais procedimentos de pesagem são

importantes quando surge a incômoda obrigação de decidir qual impacto é mais indesejável.

O presente estudo não contou com análises de incertezas e erros devido à falta de informações que os quantificassem. Estudos disponíveis na literatura da ACV dificilmente descrevem a origem dos dados, suposições e distribuições probabilísticas usadas (Björklund, 2002). No entanto, utilizou-se a Matriz *Pedigree* proposta por Lindfors *et al.* (1995) para avaliar, qualitativamente, a confiabilidade dos dados.

A avaliação de cenários alternativos pode ser alvo de futuros estudos. Mudanças nos processos, escolha de produtos e fornecedores, alteração nos comportamentos de consumo, reciclagem de rejeitos etc. podem alterar significativamente os resultados dos impactos ambientais. Consequentemente, a avaliação de cenários possíveis pode levar a alternativas de redução de emissões, sem que isso represente acréscimos de custos econômicos e sociais para a sociedade.

## 5 - CONCLUSÃO

A crescente conscientização a respeito das questões ambientais tem levado a uma percepção mundial da necessidade de preservação dos recursos naturais e minimização dos impactos que as diversas atividades humanas causam sobre o meio ambiente. Um novo modelo de desenvolvimento econômico sustentável tem surgido como um imperioso caminho a ser seguido por governos, sociedade civil e empresas, em que a eficiência na utilização de recursos e a responsabilização pelos impactos resultantes das atividades humanas se tornam aspectos dominantes nas tomadas de decisão.

O governo é o responsável final pelo consumo e produção de grande parte da riqueza produzida pelo país e, portanto, a gestão responsável dos recursos naturais, a redução dos impactos ambientais e a proposta de redução dos gases do efeito estufa passam obrigatoriamente pela esfera da Administração Pública e suas atividades desenvolvidas. O presente estudo teve como objetivo gerar informações à Administração Pública para gestão ambientalmente responsável dos recursos da sociedade. Para tanto, quantificaram-se os impactos ambientais dos serviços prestados pelo MDIC pela técnica de ACV, possibilitando a avaliação da importância geral e relativa das atividades sobre o ecossistema. Para alcançar tal objetivo, foram realizados o mapeamento do fluxograma de processos, a identificação do inventário de entradas e saídas energéticas e materiais, a classificação e conversão do inventário em categorias de impacto, previamente selecionadas, e a interpretação dos resultados.

Foram considerados processos relevantes aqueles que estão entre os 3 processos que mais contribuem para uma determinada categoria de impacto e, especialmente relevantes, aqueles que contribuem em, pelo menos, 50% da totalidade de uma categoria de impacto.

O cálculo dos fluxos mássicos dos processos com o meio ambiente revelou que os processos relacionados ao uso do material de escritório, da energia elétrica e do transporte pessoal privado são dominantes nesse quesito, com 87,77% de participação total. Nota-se que, apesar do uso do material de escritório representar o processo com maior interação mássica com o meio ambiente, ele possui participação relevante em apenas 2 categorias de impacto e nenhuma especial relevância. Já os resultados dos fluxos energéticos dos

processos com o meio ambiente mostraram que o uso do transporte pessoal privado, do transporte oficial aéreo e da energia elétrica são dominantes, com 87,02% de participação. Observa-se que não existe correlação entre as intensidades dos fluxos energéticos e materiais dos processos com as contribuições nas diversas categorias de impacto.

O processo de uso do transporte pessoal privado possui participação relevante em todos os impactos avaliados. O processo lidera os impactos de depleção abiótica fóssil, acidificação e criação fotoquímica de ozônio, possui participação superior a 10% em 6 categorias e é especialmente relevante (superior a 50%) na categoria criação fotoquímica de ozônio. A cidade de Brasília, em especial, devido à falta de uma ampla política de incentivo ao uso do transporte coletivo, que se mostra defasado, sucateado e insuficiente, à alta concentração de renda e ao próprio planejamento físico-territorial da cidade, oferece grandes incentivos ao transporte pessoal privado. Esse tipo de transporte é responsável por 40% da poluição da atmosfera nas grandes cidades e tem como principais produtos o CO<sub>2</sub>, CO, SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, hidrocarbonetos e material particulado. A redução dos impactos que esse tipo de atividade tem no meio ambiente é de difícil controle por parte do MDIC, porém incentivos institucionais ao transporte coletivo tendem a surtir efeito.

Observa-se que o processo de uso da energia elétrica possui participação relevante em 10 dos 11 impactos avaliados. O processo lidera os impactos de depleção abiótica, aquecimento global e depleção da camada de ozônio, possui participação superior a 10% em 6 categorias e é especialmente relevante nas categorias de depleção abiótica e depleção da camada de ozônio. O sistema de ar condicionado é o maior responsável pelo gasto energético e, conseqüentemente, deve ser o sistema predial priorizado para melhor eficiência no uso da eletricidade. A forma e a orientação do edifício ao longo das cargas de aquecimento e resfriamento são de difícil modificação, sendo a eficiência dos equipamentos, a distribuição de ar e o envelopamento da edificação o foco na mitigação dos impactos causados pelo uso da energia elétrica.

O uso da água pela edificação do MDIC mostrou-se preponderante nos impactos relacionados à emissão de substâncias tóxicas ao ser humano e ao ecossistema, possuindo participação relevante em 5 dos 11 impactos avaliados. Isso se deve ao fato de que a água é o principal agente solvente das diversas substâncias tóxicas resultantes dos diversos processos que compõem os serviços do Ministério. O processo lidera os impactos de

eutrofização, ecotoxicidade de água doce, ecotoxicidade de água marinha, ecotoxicidade terrestre e toxicidade humana e possui participação especialmente relevante em todas as categorias em que lidera. A mitigação desses impactos passa, necessariamente, pela modernização do sistema hidrossanitário da edificação. A adoção de sistema de captação de águas pluviais, reaproveitamento de água para irrigação, manutenção rigorosa e a troca de equipamentos, como torneiras e válvulas, podem reduzir bastante a utilização desse recurso natural de fundamental importância, cujo consumo tem excedido a renovação na natureza, se configurando como utilização não sustentada.

O processo de uso do transporte oficial aéreo possui participação relevante e superior a 10% em 5 dos 11 impactos avaliados, porém nenhuma participação especialmente relevante. O processo de uso do material de escritório possui participação relevante em 2 dos 11 impactos avaliados, participação superior a 10%, apenas na categoria de impacto depleção da camada de ozônio, e nenhuma participação especialmente relevante. Os processos de transporte pessoal público e transporte oficial terrestre não possuem nenhuma participação relevante e superior a 10% nos 11 impactos avaliados.

A comparação dos resultados obtidos com os disponíveis na literatura apenas foi possível para algumas categorias de impacto e alguns processos (agregados ou não), devido à compatibilidade entre as unidades funcionais, fronteiras e características dos sistemas analisados. A comparação do desempenho ambiental entre produtos e serviços diversos é extremamente difícil devido às peculiaridades de cada um.

Observaram-se, em determinados processos, para os impactos de acidificação, eutrofização e aquecimento global, valores semelhantes aos obtidos no presente estudo. A diferença mais significativa ocorreu na categoria criação fotoquímica de ozônio para os processos de uso da eletricidade e água entre o presente estudo e o de Junnila e Nousiainen (2004). Tal fato se deve, muito provavelmente, às diferenças entre as características locais dos processos produtivos, às diferenças tecnológicas e às fronteiras dos processos que compõem o sistema. É importante salientar que o propósito principal do presente estudo foi a identificação dos impactos ambientais relevantes, no caso dos serviços prestados pelo MDIC, e a comparação com estudos disponíveis na literatura constituiu-se como objetivo secundário, permitindo avaliar a ordem de grandeza dos impactos em processos semelhantes.

A quantificação dos impactos ambientais das atividades humanas e suas consequências no ecossistema estão se tornando prioridade na formulação de políticas públicas. Futuras regulamentações nas emissões do setor público e privado necessitarão de uma metodologia robusta, com aplicação sistemática, confiável e transparente. Porém, antes de tais regulamentações, políticas institucionais de caráter experimental podem ser aplicadas a centros pioneiros, com o objetivo de gerar informações úteis nas fases de planejamento, implementação e contabilização dos resultados obtidos. Tal experiência poderá ser de fundamental importância na aplicação de dispositivos compulsórios de mitigação dos impactos ambientais na Administração Pública, em suas diversas esferas.

A antecipação a um problema futuro é a marca da inovação, e as vantagens decorrentes de tal adiantamento a uma tendência global são imensas. Os desafios e limitações do desenvolvimento sustentável representam oportunidades de aquisição de conhecimento teórico e prático, em que uma visão holística será requerida para a quebra de antigos padrões de utilização de recursos naturais. Uma nova maneira de se relacionar com o meio ambiente surge como uma necessidade, como um reconhecimento de responsabilidade, como um novo e desconhecido caminho que, ao ser trilhado, mostrará de forma clara o significado da palavra globalização.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adalberth, K., Almgren, A. e Peterson, E. H. (2001). “Life-cycle assessment of four multifamily buildings”. In: *International Journal of Low Energy and Sustainable Buildings*, 2, 1-21.
- Ahbe, S., Braunschweig, A. e Müller-Wenk, R. (1991). “Methodologie des Ecobilans sur la base de l’optimisation écologique”. Em l’Office fédéral de l’environnement, des forêts et du paysage (OFEFP) (eds.). *Cahier de l’environnement*, 133. Berne.
- Aittola, J., Sainio, S. e Hausen A (2000). *A survey of life cycle energy consumption programs*, TAKE Rep. 37, Espoo-Vantaa Institute of Technology, Espoo, Finland.
- Allenby, B. R. (1996). “Why Industrial Ecology?”. In: *International Journal of Environmentally Conscious Design and Manufacturing*, 5 (3-4), 3-9.
- Arena, A. P e Rosa, C. de (2003). “Life cycle assessment of energy and environmental implications of the implementation of conservative technologies in school building in Mendoza-Argentina”. *Building and Environment*, 38, 359-368.
- Assies, J. (1992). State of Art. *Life-Cycle Assessment*. Leiden, Netherlands: SETAC Europe, 1-20.
- Barnthouse, L., Fava, J., Humphreys, K., Hunt, R., Laibson, L., Noesen, S., Owens, J., Todd, J., Vigon, B., Weitz, K. e Young, J. (1997). *Life-cycle impact assessment: the state-of-the-art*. Pensacola FL: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC).
- Björklund, A. E. (2002). “Survey of approaches to improve reliability in LCA”. *Int J Life Cycle Assess*, 7, 64-72.
- Borg, M. (2001). *Environmental Assessment of Materials, Components and Buildings*. Stockholm, Sweden.
- Brasil. *Balanço Energético Nacional – Relatório final 2011 ano base 2010*. Empresa Brasileira de Pesquisas Energéticas, Ministério de Minas e Energia.
- Canadian Wood Council (1997). *Environmental Effects of Building Systems*. Wood the Renewable Resource n. 4.
- Casado, M. (2011). *Revista CREA/ES*. Disponível em: [http://www.gbcbrasil.org.br/sistema/referencia/1\\_\(201109035538\)Artigo\\_Marcos\\_Casado\\_Revista\\_CREA\\_ES\\_\\_Junho11.pdf](http://www.gbcbrasil.org.br/sistema/referencia/1_(201109035538)Artigo_Marcos_Casado_Revista_CREA_ES__Junho11.pdf).

- Chapin III, F. S., Reynolds, H. L., D'Antonio, C. e Eckhart, V. (1996). "The functional role of species in terrestrial ecosystems". In: Walker, B (ed.). *Global change in terrestrial ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, 403-428.
- CML, 2001. *An operational guide to the ISO-standards - Part 3: Scientific background*. Final report, May 2001. Available in: [www.leidenuniv.nl/cml/ssp/projects/lca2/lca2.html#gb](http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/projects/lca2/lca2.html#gb).
- Cole, R. J. e Kernan, P. C. (1996). *Life-Cycle Energy Use in Office Buildings, Building and Environment*, vol. 31, n. 4, 307-317.
- Consoli, F., Allen, D., Boustead, I., Fava, J., Franklin, W., Jensen, A., Oude, N., Parrish, R., Perriman, R., Postlethwaite, D., Quay, B., Séguin, J., e Vigon B. (eds.) (1993).. *Guidelines for Life-Cycle Assessment: A "Code of Practice"*. Sesimbra: Portugal. SETAC-Society of Environmental Toxicology and Chemistry
- Curran, M. (1999). "The Status of LCA in the USA". *Int. J. LCA*, vol. 4 (3), 123-124. Landsberg, Germany: Ecomed.
- Curran, M., (ed). (1996). *Environmental life-cycle assessment*. McGraw-Hill, New York.
- Dreyer, L. C, Hauschild, M. Z. e Schierbeck, J. (2006). "A framework for social life cycle impact assessment". *Int J Life Cycle Assess*, 11(2), 88-97.
- Energy Information Administration (EIA) (1997). *Commercial Buildings Characteristics 1995*, US Department of Energy, August 1997.
- Energy Information Administration (EIA) (2001). "State energy data report 1999, Table 155: Energy consumption estimates by source, 1960-1999, Minnesota." *Rep. No. DOE/EIA-0214(99)*, DOE, Washington, D. C.
- European Commission (1997). *European methodology for the evaluation of environmental impact of buildings, Application of life cycle analysis to buildings, Detailed description and review*. European Commission, Directorate general XII for science, Research and development, Programme Apas, Regener project, Final Reports. 145 p.
- FACULDADE DE AGRONOMIA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL. Manual de referências bibliográficas. Disponível em: <http://www.ufrgs.br/agronomia/manualcap1.htm>, Acesso em: 20 de ago. 2002.
- Fava, J. A. *et al.* (1991). *A Technical framework for life-cycle assessments*. Pensacola, FL. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) and Foundation for Environmental Education.
- Fava, J., Denison, R., Jones, B. e Curran, M. (1993a). "A Technical Framework for Life-Cycle Assessment". In: Fava, J., Consoli, F., Denison, R., Dickson, K. e Mohin, T.

- (eds.). *A Conceptual Framework for Life-Cycle Impact Assessment*. Sandestin, Florida: USA. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) (1991).
- Ferreira, José Vicente Rodrigues (2004). *Análise de Ciclo de Vida de Produtos*. Instituto Politécnico de Viseu.
- Finnveden, G. (1997). “Valuation methods within LCA - where are the values?”. *Int J LCA*.
- Graedel, T. E. e Allenby, B. R. (2003). *Industrial ecology*, 2. ed., Prentice-Hall, Upper Saddle River, N. J.
- Guile, Bruce, Cohen e Jared. (1997). “Sorting out a Service-Based Economy”, Chapter 5. In: Chertow, Marian, R., Esty e Daniel (eds). *Thinking Ecologically: The Next Generation of Environmental Policy* (New Haven, Conn.: Yale University Press, November 1997).
- Guinée, J. (1995). *Development of a Methodology for the Environmental Life-Cycle Assessment of Products (with a case study on margarines)*, Ph. D. thesis, Leiden University, Leiden.
- Graedel, T. “Life-Cycle Assessment in the Service Industries”. In: *Journal of Industrial Ecology*, vol. 1, n. 4. (October 1997), 57-70. doi:10.1162/jiec.1997.1.4.57.
- Hasegawa, T. (2002). “Policy Instruments for Environmentally Sustainable Buildings”. *Proc., CIB/iiSBE Int. Conf. on Sustainable Building 2002*, CD-ROM, EcoBuild, Oslo, Norway.
- Hischier, R. e Reichart, I. (2003). “Multifunctional electronic media-traditional media: the problem of an adequate functional unit”. *Int J Life Cycle Assess*, 8, 201-208.
- Hunkeler, D. (2006). “Societal LCA methodology and case study”. *Int J Life Cycle Assess*, 11(6), 371-382.
- Hunt, R. e Franklin, E. (1996). LCA - How it Came About. “Personal Reflections on the Origin and the Development of LCA in the USA”. *Int. J. LCA*, vol. 1 (1), 4-7. Landsberg, Germany: Ecomed.
- IBGE (2007, 2008). *Produto Interno Bruto*.
- IPCC Fourth Assessment Report (2007). Valencia, Spain.
- ISO 14001 (2004). *Environmental management systems -- Requirements with guidance for use*.

- ISO 14041 (1998). *Environmental management - Life Cycle Assessment - Goal and Scope Definition - Inventory Analysis*. Genève: Switzerland.
- ISO 14042 (2000). *Environmental management -- Life cycle assessment -- Life cycle impact assessment*. Genève: Switzerland.
- ISO/TR 14047 (2003). *Environmental management -- Life cycle impact assessment -- Examples of application of ISO 14042*. Genève: Switzerland.
- Itsubo, N. e Inaba, A. (2003). “A new LCIA method: LIME has been completed”. *Int J LCA*, 8, 305.
- Jonsson, M. e Malmqvist, B. (2000). “Ecosystem process rate increases with animal species richness: evidence from leaf-eating, aquatic insects”. *Oikos* 89, 519-523.
- Jonsson, M., Malmqvist, B. e Hoffsten, P. O. (2001). *Leaf litter breakdown in boreal streams: does shredder species richness matter? Freshwater Biology*, 46, 161-171.
- Junnila, S. e Nousiainen, M. (2004). “Environmental Contribution of the Office Building to the User Organization's Environmental Impact”. In: Then, D. S. S.: *Cib W70, Facilities Management & Maintenance. Human Elements in Facilities Management - Understanding the Needs of Our Customers*. Hong Kong, December 7-8. Hong Kong. Department of Building Services Engineering, The Hong Kong Polytechnic University, 93-101.
- Junnila, S. e Horvath, A. (2003). “Life-cycle Environmental Effects of an Office Building”. In: *Journal of Infrastructure Systems*, ASCE, 9(4), 157-166, DOI:10.1061/(ASCE)1076-0342(2003)9:4(157).
- KCL-ECO Manual 3.01* (1999). *Finnish Pulp and Paper Research Institute*, Espoo, Finland.
- Kesko (2002). “Indicators of environmental responsibility”. *Report of corporate responsibility*. Available in: <http://www.kesko.com/users/26/227.cfm>. (Oct. 10, 2002), Helsinki, Finland.
- Klöppfer, W. e Rebitzer, G. “A report on LCA activities at the SETAC”. Third World Congress, 21-25 May 2000 in Brighton, UK. *Int J Life Cycle Assess* 2000, 5, 249.
- Kofoworola, O. F. e Gheewala, S. H. (2009). “Life Cycle Energy Assessment of a Typical Office Building in Thailand”. *Energy and Buildings*, 41, 1076-1083.
- Lamont, B. B. (1995). “Testing the effect of ecosystem composition/structure on its functioning”. *Oikos* 74, 283-295.

- Lindfors, L. G., Christiansen, H., Hoffman, L., Virtanen, Y., Junttila, V., Hanssen, O. J., Ronning, A., Ekvall, T. e Finnveden, G. (1995). *LCA-Nordic, Technical Reports*, n. 1-9. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark.
- McCarthy, J. J, Canziani, O. F, Leary, N. A, Dokken, D. J e White, K. S. (2001). *Climate change 2001: impacts, adaptation, and vulnerability*. Cambridge, UK: Cambridge Univ. Press.
- Oyeshola, F., Kofoworola, Shabbir, H. e Gheewala (2008). “The Environmental life cycle assessment of a commercial office building in Thailand”. In: *International Journal of Life Cycle Assessment*.
- Pennington, D. W, Potting, J., Finnveden, G., Lindeijer, E., Jolliet, O., Rydberg, T. e Rebitzer, G. (2004). “Life cycle assessment part 2: current impact assessment practice”. In: *Environment International*, vol. 30, Issue: 5, Publisher: Elsevier, 721-739.
- PROCEL (1988). *Manual de Conservação de Energia Elétrica em Prédios Comerciais e Públicos*. Rio de Janeiro: /s.n./, 1988.
- PROCEL (2010). *Requisitos técnicos da qualidade par ao nível de eficiência energética de edifícios comerciais, de serviços e públicos*. Portaria n. 372 de 17 de setembro de 2010.
- Reap, J., Roman, F., Duncan, S. e Bras, B. (2007). “A survey of unresolved problems in life cycle assessment - Part 1: goal and scope and inventory analysis”. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 13, n. 4, 290-300.
- Reap, J., Roman, F., Duncan, S. e Bras, B. (2007). “A survey of unresolved problems in life cycle assessment - Part 2: impact assessment and interpretation”. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 13, n. 5, 374-388.
- Rebitzer, G. e Hunkeler, D. (2003). “Life cycle costing in LCM: ambitions, opportunities, and limitations - discussing a framework”. In: *International Journal of Life Cycle Assessment*, 8 (5), 253-256.
- Rebitzer, G., Ekvall, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norris, G., Rydberg, T., Schmidt, W. P., Suh, S., Weidema, B. P. e Pennington, D. W. (2004). “Life cycle assessment: Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications”. In: *Environment International*, vol. 30 (5), 701-720.
- Royal & SunAlliance (2001). *Carbon Dioxide Emission Equivalents, Benchmarking. Environmental Issue. Available in:*

<http://www.royalsunalliance.com/pdfs/environment/environmentalissues.pdf>.

Accessed October 10, 2002.

- Rosenblum, J., Horvath, A. e Hendrickson, C. (2000). “Environmental implications of service industries”. *Environmental science & technology*, 34(22), 4669-76, 15 Nov. 2000.
- Sartori, I. e Hestnes, A. G. (2007). “Energy use in the life cycle of conventional and lowenergy building: a review article”. *Energy and Buildings*, 39, 249-257.
- SETAC – Society of Environmental Toxicology and Chemistry, (1991). “A Technical Framework for Life-Cycle Assessment”. Em Fava, J., Denison, R., Jones, B., Curran, M., Vigon, B., Selke, S. e Barnum, J.(Eds.). Workshop report from the Smugglers Notch. Vermont, USA.
- SETAC – Society of Environmental Toxicology and Chemistry (1993). “A Conceptual Framework for Life-Cycle Impact Assessment”. Em Fava, J., Consoli, F., Denison, R., Dickson, K. e Mohin, T., (Eds.). Sandestin, Florida: USA.
- Sharma, A., Saxena, A., Sethi, M., Shree, V. e Varun (2010). *Life cycle assessment of buildings, A review*, vol. 15, 871–875, 2011.
- Scientific Applications International Corporation (SAIC) (2006). *Life cycle assessment: principles and practice*.
- Sheuer, C., Keoleian, G. A. e Reppe, P. (2003). “Life cycle energy and environmental performance of a new university building: modeling challenges and design implications.” *Energy and Buildings*, 35, 1049-1064.
- Sjöström, C. (2000). “Challenges of sustainable construction in the 21st century”. In: Sarja A. (ed.). *Proceedings of RILEM/CIB/ISO international symposium of integrated life-cycle design of materials and structures ILCDES*. Helsinki, Finland.
- Suh, S. (2004). “Functions, commodities and environmental impacts in an ecological-economic model”. *Ecol Econ*, 48, 451-467.
- Swiss Re. (2002). *Internal environmental performance indicators 2001 for Swiss Re group*. Available in: <http://www.swissre.com>. (Oct. 13, 2002).
- Todd, J. A. e Curran, M. A. (1999). *Streamlined Life Cycle Assessment: A Final report from the SETAC North America Streamlined LCA Workgroup*. SETAC.
- Tibor, T. e Feldman, I. (1996). *ISO 14000: A Guide to the New Environmental Management Standards*. USA: Times Mirror Higher Education Group.

- Tilman, D. e Downing, J. A. (1994). "Biodiversity and stability in grasslands". *Nature* 367, 363-365.
- Udo de Haes, H. (ed.) (1996). "Towards a methodology for lifecycle impact assessment". SETAC-Europe, *Report of the SETACEurope first Working Group on Life-Cycle Impact Assessment*, Brussels, Belgium.
- Udo de Haes, H. A, Finnveden, G., Goedkoop, M., Hauschild, M., Hertwich, E. G., Hofstetter, P., Jolliet, O., Klopffer, W., Krewitt, W., Lindeijer, E., Mueller-Wenk, R., Olsen, S. I., Pennington, D. W., Potting, J. e Steen, B. (eds) (2002). *Life-cycle impact assessment: striving towards best practice*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola.
- Udo de Haes, H. A., Jolliet, O., Finnveden, G., Hauschild, M., Krewitt, W. e Mueller-Wenk, R. (1999). "Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment: Part 1". *Int J LCA*, 4, 66-74.
- UNEP (2003). "Sustainable building and construction: facts and figures". In: *Industry and environment*, 26(2-3), 9-12. United Nations Environmental Programme, Division of Technology, Industry and Economics. Paris, France.
- UNEP (1999). "Energy and Cities: Sustainable Building and Construction". *United Nations Environmental Program*. Available in: [http://www.unep.or.jp/ietc/Focus/Sustainable\\_bldg1.asp](http://www.unep.or.jp/ietc/Focus/Sustainable_bldg1.asp). Accessed October 14, 2002.
- UNECE (1990). *Draft technical annex of classification of volatile organic compounds based on their photochemical ozone creation potential (POCP)*. United Nations Economic Commission for Europe (Economic and Social Council), Geneva.
- U. S. Department of Energy (2002). "Why is sustainable building important?". *Technical Rep*. Washington Department of Ecology, Washington, D. C. Available in: <http://www.ecy.wa.gov/programs/swfa/cdl/Benefits.htm>. (Oct. 13, 2002).
- USEPA-US Environmental Protection Agency (1995). *Guidelines for Assessing the Quality of Life-Cycle Inventory Data*. Office of Solid Waste. Research Triangle Park, NC.
- Vigon, B., Selke, S. e Barnum, J. (eds.). *Workshop report from the Smugglers Notch*. Vermont, USA.
- Vigon, B. W., Tolle, D. A., Cornaby, B. W., Latham, H. C., Arrison, C. L., Boguski, T. L., Hunt, R. G. e Sellers, J. D. (1993). *Life-Cycle Assessment: Inventory Guidelines and Principles*. Washington D.C. & Cincinnati: Office of Research And Development, USEPA.

- Walker, C. (2001). *Swiss Re and greenhouse gas emissions reduction*. Swiss Re. Available in: <http://www.sustainability-zurich.com/international/pdf/Walker.pdf>. (Oct. 15, 2002).
- Weidema, B. P. e Wesnoes, M. S. (1995). *Data Quality Management for life-cycle inventories – an example of using data quality indicators*. Paper presented at the SETAC World Congress, Vancouver, Canada.
- Weidema, B. P. (1994). “Qualitative and Quantitative Parameters in product Impact Assessment”. In: De Haes, H., Jensen, A., Klöpffer, W. e Lindfors, L. (eds.). *Integrating Impact Assessment Int LCA*, 29-36. Brussels, Belgium: SETAC-Europe.
- Wenzel, H., Hauschild, M. e Alting, L. (2001). “Environmental Assessment of Products”, vol. 1. *Methodology, Tools, and Case Studies in Product Development*. Kluwer Academic Publishers.
- WMO (World Meteorological Organisation) (1999). “Scientific assessment of ozone depletion: 1998”. *Global Ozone Research an Monitoring Projecto – Report n. 44*. Geneva.
- Worldwatch (1995). *A Building Revolution: How Ecology and Health Concerns are Transforming Construction*. *Worldwatch Paper 124*. Available at: <http://www.cityofseattle.net/sustainablebuilding/overview.htm>. Accessed August 10, 2002.

## **APÊNDICES**

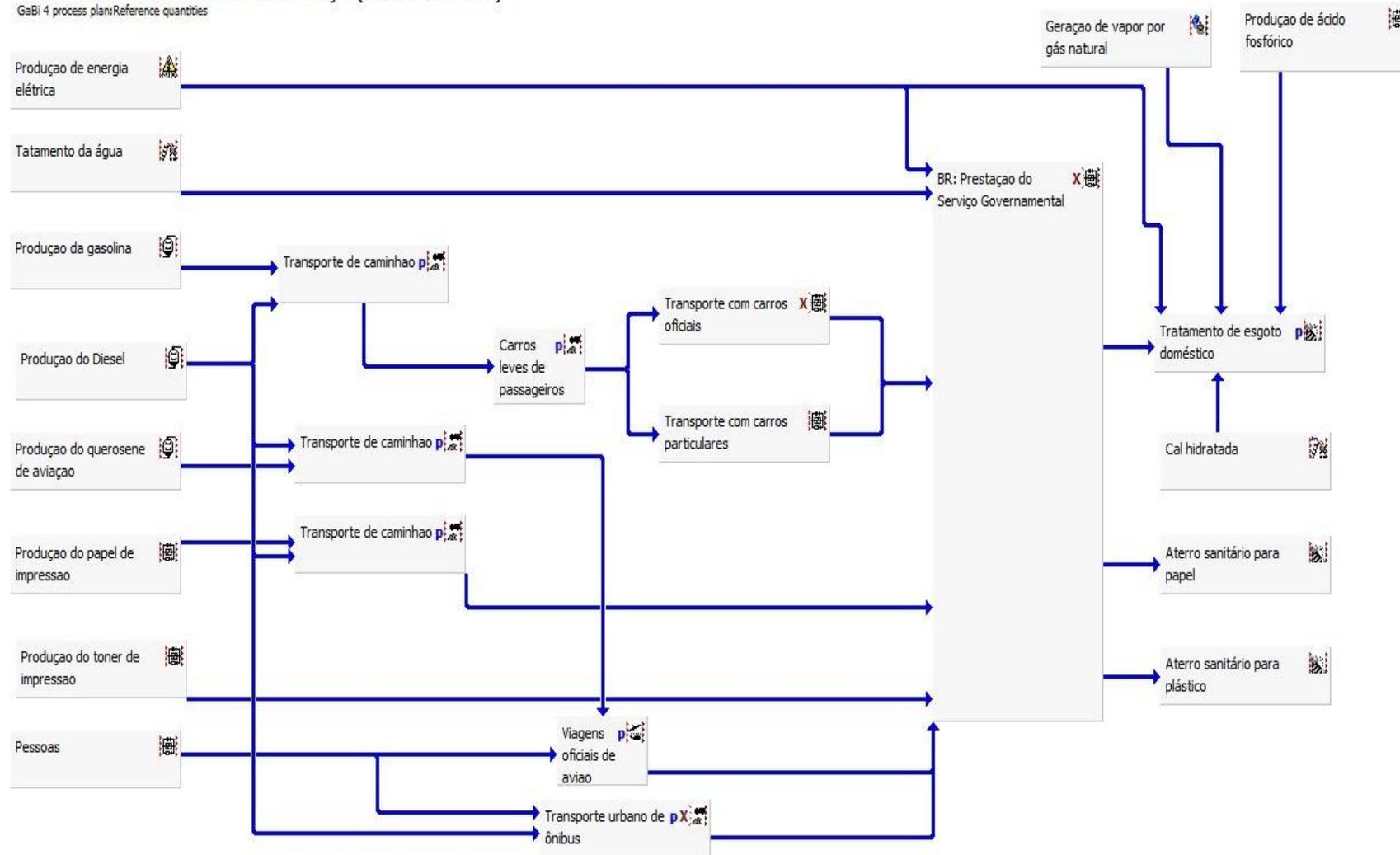
## APÊNDICE A - DADOS COLETADOS

<b>Dado</b>	<b>Período de Medição</b>	<b>Valor Anual</b>	<b>Valor mensal</b>	<b>Unidade de Medida</b>	<b>Matriz Pedigree (A, B, C, D, E, F)</b>
Consumo de água tratada	01/01/2010 a 01/01/2011	13.700	11.442	m <sup>3</sup>	(1, 1, 2, 1, 1, 1)
Consumo de energia elétrica	01/01/2010 a 01/01/2011	2.406.939	200.578	kWh	(1, 1, 2, 1, 1, 1)
Consumo de papel de impressão	01/01/2011 a 01/01/2012	55.071	4.589	Kg	(1, 1, 2, 1, 1, 1)
Consumo de <i>toner</i> de impressão	01/01/2011 a 01/01/2012	16.976	1.415	Unidade	(1, 1, 2, 1, 1, 1)
Quilômetros percorridos pelos veículos da frota oficial do MDIC	01/11/2011	258.909	21.575	Km	(1, 1, 2, 1, 1, 1)
Quilômetros percorridos pelos ônibus usados para o transporte residência-trabalho-residência	01/11/2011	3.360.000	280.000	Km	(3, 4, 5, 1, 1, 1)
Quilômetros percorridos pelos veículos usados para o transporte residência-trabalho-residência	01/11/2011	5.246.400	437.200	Km	(1, 1, 2, 1, 1, 1)
Quilogramas voados por unidade de distância nas viagens oficiais do Ministério	01/01/2010 a 01/01/2011	73	6	Kg/km	(2, 1, 2, 1, 1, 1)

# APÊNDICE B - FLUXOGRAMA COMPLETO DE PROCESSOS

## Análise do Ciclo de Vida do Serviço (caso do MDIC)

GaBi 4 process plan: Reference quantities



**APÊNDICE C - CATEGORIAS DE IMPACTO POR PROCESSO NÃO  
AGREGADO**

<b>Fatores de caracterização</b>	<b>Aterro sanitário para papel</b>	<b>Aterro sanitário para plástico</b>	<b>Fabricação da cal hidratada</b>	<b>Transporte com carros leves de passageiros</b>	<b>Geração de vapor por gás natural</b>	<b>Produção da gasolina</b>	<b>Produção de ácido fosfórico</b>	<b>Produção e transmissão de energia elétrica</b>	<b>Produção do diesel</b>
Potencial de depleção abiótica (kg Sb-Equiv.)	0,00134981	2,10E-05	0,00016257	0	0,00793119	0,149003	0,00027961	0,49628643	0,00783730
Potencial de depleção abiótica fóssil (MJ)	130396,229	2024,61030	64295,8685	0	1792976,92	21527881,4	29,9584442	3134972,67	1152462,92
Potencial de acidificação (kg SO <sub>2</sub> -Equiv.)	49,0174414	0,47620408	4,09836106	2796,84305	225,875955	1340,17952	0,00693371	4019,96016	57,9923146
Potencial de Eutrofização (kg Fosfato-Equiv.)	68,3463825	0,52971368	0,62333606	482,769577	46,4110717	91,5572792	0,00042109	134,572357	4,23478536
Potencial de ecotoxicidade de água doce (kg DCB-Equiv.)	17,6410440	0,61423778	3,84236647	24,2092896	104,852550	7672,44796	0,00579434	8510,32611	201,394775
Potencial de aquecimento global em 100 anos (kg CO <sub>2</sub> -Equiv.)	112079,174	137,508914	14494,1270	1330458,80	122223,086	309178,514	1,28196625	1737342,30	11381,1178
Potencial de toxidade humana (kg DCB-Equiv.)	307,324605	4,18255042	37,3385724	134452,046	2005,05931	33210,6894	0,12208735	102767,269	939,246118
Ecotoxicidade de água marinha (kg DCB-Equiv.)	1051376,17	16637,7062	93212,1172	5,05520347	842716,905	57636797,7	250,084673	148321500,	1544117,56
Potencial de depleção da camada de ozônio (kg R11-Equiv.)	0,00038180	5,93E-06	4,93E-05	0	0,00013083	0,00410166	1,25E-07	0,04059061	0,00017255
Potencial de criação de ozônio fotoquímico (kg eteno-Equiv.)	26,0420528	0,05965090	0,45142912	779,089794	23,8258789	140,321088	0,00155076	226,136068	6,69559309
Potencial de ecotoxicidade terrestre (kg DCB-Equiv.)	29,6900029	1,95753118	37,3466952	2,75635010	24,5713931	2548,02359	0,00154135	3549,55950	60,0008921

<b>Fatores de caracterização</b>	<b>Produção do querosene de aviação</b>	<b>Produção do toner de impressão</b>	<b>Tratamento de água</b>	<b>Transporte de caminhão (gasolina)</b>	<b>Transporte de caminhão (diesel)</b>	<b>Transporte de caminhão (papel)</b>	<b>Transporte urbano de ônibus</b>	<b>Tratamento de esgoto doméstico</b>	<b>Viagens oficiais de avião</b>	<b>Produção do papel de impressão</b>
Potencial de depleção abiótica (kg Sb-Equiv.)	0,02004207	0,02267173	0,00820089	0	0	0	0	0	0	0,04292719
Potencial de depleção abiótica fóssil (MJ)	13193204,3	309505,334	39201,1804	0	0	0	0	0	0	962248,862
Potencial de acidificação (kg SO <sub>2</sub> -Equiv.)	617,104407	45,4894571	21,9245442	145,2506481	94,4839744	45,78064381	102,7985524	0	2185,38358	398,762235
Potencial de Eutrofização (kg Fosfato-Equiv.)	42,0343570	4,60647404	6,28569562	35,30580827	22,96604614	11,12781702	25,01942533	2186,657	571,2303703	151,343466
Potencial de ecotoxicidade de água doce (kg DCB-Equiv.)	908,304524	28,7819619	31,6608395	0,99101107	0,644641974	0,312350584	0,790632054	1107018,642	1,111772176	751,984878
Potencial de aquecimento global em 100 anos (kg CO <sub>2</sub> -Equiv.)	91186,5507	15531,6443	8569,61374	26255,95205	17079,21262	8275,449403	18416,82108	0	846417,1973	55143,2457
Potencial de toxicidade humana (kg DCB-Equiv.)	9045,68467	336,796413	369,574767	1004,562297	653,4569011	316,621711	772,417337	11527011,41	5252,826133	4472,77140
Ecotoxicidade de água marinha (kg DCB-Equiv.)	15176930,5	680119,284	279593,990	0,197765241	0,128644149	0,06233239	0,157777792	1740894082	0,220593021	11108074,9
Potencial de depleção da camada de ozônio (kg R11-Equiv.)	0,0014347	0,00559535	0,00017325	0	0	0	0	0	0	0
Potencial de criação de ozônio fotoquímico (kg eteno-Equiv.)	79,2556828	13,9884998	1,31498352	17,10596678	11,12724624	5,391522741	12,96588809	0	137,6326602	75,6003299
Potencial de ecotoxicidade terrestre (kg DCB-Equiv.)	410,368503	8,94692867	3,73022808	0,112811295	0,073382527	0,035556287	0,090001241	26765,54421	0,126556358	96,0119279

## **ANEXOS**

## ANEXO A - MÉTODO DE CÁLCULO PARA OS FATORES DE CARACTERIZAÇÃO

### Depleção de recursos abióticos

Os recursos abióticos são recursos naturais não vivos e podem ser classificados como depósitos, fundos e fluxos. Exemplos de depósitos são sedimentos, combustíveis fósseis, argila etc. Fluxos são recursos que são constantemente regenerados, tais como, energia solar, vento e águas de rios. Já os fundos são recursos que se regeneram dentro da escala de tempo da vida humana, tais como, água subterrânea e solo. De acordo com Guinée e Heijungs, citados em CML (2001), a melhor alternativa para a determinação do fator de caracterização é o método baseado em depósitos totais e taxas de extração. No método proposto, o resultado indicativo é expresso em kg do recurso de referência:

$$PDA_i = \frac{DR_i \cdot (R_{ref})^2}{(R_i)^2 \cdot DR_{ref}}$$

Sendo:

$PDA_i$  = Potencial de depleção abiótico do recurso  $i$  (kg)

$M_i$  = Quantidade do recurso  $i$  extraída (kg)

$R_i$  = Quantidade total do recurso  $i$  (kg)

$DR_i$  = Taxa de extração do recurso  $i$  ( $\text{kg} \cdot \text{ano}^{-1}$ )

$R_{ref}$  = Taxa final do recurso de referência (kg)

$DR_{ref}$  = Taxa de extração do recurso de referência (kg)

### Depleção de recursos bióticos

Recursos bióticos são recursos materiais ou energéticos que podem ser considerados seres vivos, como, por exemplo, florestas, baleias etc. Guinée e Heijungs, citados em CML (2001), recomendam o método que considera as reservas, as taxas de extração e utilizam como recurso de referência elefantes africanos, expresso da seguinte forma:

$$BDP_i = \frac{DR_i \cdot (R_{ref})^2}{(R_i)^2 \cdot DR_{ref}}$$

Onde:

$BDP_i$  = Potencial de depleção do recurso i (adimensional)

$R_i$  = reserva do recurso i (kg ou número)

$DR_i$  = taxa de extração do recurso i ( $\text{kg}\cdot\text{ano}^{-1}$  ou  $\text{número}\cdot\text{ano}^{-1}$ )

$R_{\text{ref}}$  = reserva de elefantes africanos, o recurso de referência (kg ou número)

$DR_{\text{ref}}$  = taxa de extração do recurso de referência  $R_{\text{ref}}$  ( $\text{kg}\cdot\text{ano}^{-1}$  ou  $\text{número}\cdot\text{ano}^{-1}$ )

A consideração desse impacto ambiental deve ser definida na análise de inventário. É necessário verificar o tipo de recurso considerado. Por exemplo, a extração de uma plantação de árvores cultivadas para obtenção de celulose para papel não é vista como depleção de recursos bióticos. A consideração desse tipo de impacto é feita, na maioria das vezes, quando os recursos são obtidos diretamente da natureza e não são manipulados pelo homem.

### Aquecimento global

O aquecimento global é definido como o impacto que as emissões resultantes das atividades humanas possuem na absorção da radiação pela atmosfera e possui amplas implicações na saúde humana e no ecossistema, refletindo na produção de grãos, energia, produção de biomassa, casos de doenças infecciosas etc. Segundo Heijungs *et al.*, citados em CML (2001), ao calcular os impactos das emissões de diferentes gases, a cada um é atribuído um índice de potencial de aquecimento global (GWP) que expressa a proporção, integrada no tempo, entre o aumento da absorção da radiação infravermelha da substância considerada e o aumento da absorção da radiação infravermelha devido à emissão de 1 kg de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ):

$$GWP_{T,i} = \frac{\int_0^T a_i \cdot c_i(t) \cdot dt}{\int_0^T a_{\text{CO}_2} \cdot c_{\text{CO}_2}(t) \cdot dt}$$

Onde:

$GWP_{T,i}$  = potencial de aquecimento global do gás i pelo período de T anos (kg de  $\text{CO}_2$  equivalente)

$a_i$  = forçagem radioativa por unidade de concentração do gás i ( $\text{w}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{kg}^{-1}$ )

$c_i(t)$  = concentração do gás i no tempo t após a emissão ( $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ )

T = tempo de integração considerado (anos)

O potencial de aquecimento global depende do horizonte de tempo no qual a integração é calculada. Tempos longos (100 a 500 anos) são normalmente usados para quantificar os efeitos cumulativos, enquanto os pequenos (20 e 50 anos) são usados para uma indicação dos efeitos de curto prazo. Porém, é notado que, quanto mais o horizonte de tempo se expande, maiores são as incertezas dos resultados, sendo que o CML (2001) recomenda a utilização do índice GWP integrado em 100 anos. Atualmente o painel intergovernamental de mudanças climáticas (IPCC) possui disponível uma lista das melhores estimativas para o fator de caracterização GWP baseado em estudos de pesquisadores renomados.

### **Depleção fotoquímica de ozônio estratosférico**

A depleção de ozônio estratosférico é causada pela emissão de substâncias de origem antropogênica que possibilitam uma fração maior da radiação UV-B alcançar a superfície da terra, possuindo impactos diretos na saúde humana, ecossistemas aquáticos e terrestres, ciclos bioquímicos e materiais (UNEP, 1998). Segundo Heijungs *et al.*, citados por CML (2001), o potencial de depleção de ozônio estratosférico é definido como a relação entre a decomposição do ozônio em estado de equilíbrio, devido a emissões anuais (fluxo em  $\text{kg}\cdot\text{ano}^{-1}$ ) de uma substância, e a decomposição do ozônio em estado de equilíbrio, devido a uma quantidade igual de CFC-11:

$$ODP_i = \frac{d[O_3]_i}{d[O_3]_{\text{CFC-11}}}$$

Onde:

$ODP_i$  = representa o potencial de depleção do ozônio estratosférico da substância i (kg de CFC-11 equivalente)

$d[O_3]_i$  = representa a alteração na coluna de ozônio estratosférico no estado de equilíbrio devido à emissão anual da substância (i).

$d[O_3]_{\text{CFC-11}}$  = representa a alteração na coluna de ozônio estratosférico no estado de equilíbrio devido à emissão anual de CFC-11

A Organização Meteorológica Mundial (WMO, 1999) possui uma compilação das melhores estimativas do ODP para várias substâncias, compilação que tem sido internacionalmente aceita e constantemente revisada.

## Toxicidade humana

Esta categoria cobre os impactos que substâncias tóxicas têm na saúde humana. Os fatores de caracterização são denominados de potenciais de toxicidade humana ou HTP<sub>s</sub> (*Human Toxicity Potentials*) e possuem muitos métodos de cálculo. De acordo com Heijungs e Wegener Sleewwijk (*apud* CML, 2001), a fórmula geral para o cálculo do HTP possui os seguintes fatores independentes: destino, exposição/dose, efeito e transferência:

$$HTP_{i,ecom\text{p}} = \frac{\sum_r \sum_s PDI_{i,ecom\text{p},r,s} \cdot E_{i,s} \cdot N_s}{\sum_r \sum_s PDI_{1,4\text{-diclorobenzeno},ar,r,s} \cdot E_{1,4\text{-diclorobenzeno},r} \cdot N_s}$$

Sendo:

HTP<sub>i,ecom\text{p}}</sub> = potencial de toxicidade humana para a substância i emitida para o compartimento de emissão ecomp (adimensional)

N<sub>s</sub> = densidade populacional na escala s

PDI<sub>i,ecom\text{p},r,s</sub> = dose diária prevista via forma de exposição r na escala r para a substância i emitida para o compartimento de emissão ecomp (dia<sup>-1</sup>)

PDI<sub>1,4-diclorobenzeno,ar,r,s</sub> = dose diária prevista para o 1,4-diclorobenzeno (dia<sup>-1</sup>)

E<sub>i,r</sub> = fator efeito, representando o impacto tóxico-humano da substância i (dose diária aceitável via forma de exposição r (dia)

E<sub>1,4-diclorobenzeno,r</sub> = fator efeito, representando o impacto tóxico-humano da substância 1,4-diclorobenzeno (dose diária aceitável via forma de exposição r) (dia)

Da mesma forma, para os potenciais de aquecimento global, foram calculados os potenciais de toxicidade humana para mais de 180 substâncias nos horizontes de tempo de 20, 100, 500 anos e para o tempo considerado infinito, sendo, este último, o horizonte de tempo mais recomendado (Huijbregts *apud* CML, 2001).

## Ecotoxicidade

A ecotoxicidade cobre os impactos de substâncias tóxicas nos ecossistemas aquático, terrestre e sedimentos e possui como área de proteção o ambiente e os recursos naturais. Para essa categoria de impacto, uma série de métodos de cálculo está disponível, gerando um fator de caracterização que é conhecido como potencial de ecotoxicidade (ETP<sub>s</sub>).

Huijbregts (*apud* CML 2001) desenvolveu o modelo USES-LCA para cinco subcategorias da ecotoxicidade: água doce, água marinha, sedimentos de água doce, sedimentos de água marinha e terra e diferentes horizontes de tempo. Os fatores propostos para a água doce são:

$$FAETP_{i,comp} = \frac{PEC_{i,comp,água\ doce} \cdot E_{i,água\ doce}}{PEC_{1,4-diclorobenzeno,comp,água\ doce} \cdot E_{1,4-diclorobenzeno}}$$

Onde:

$FAETP_{i,comp}$  = potencial de ecotoxicidade aquática na água doce da substância i emitida para o compartimento de emissão  $comp$  (adimensional)

$PEC_{i,comp,água\ doce}$  = concentração ambiental prevista na água doce da substância i devido à sua emissão para o compartimento de emissão  $comp$  ( $kg \cdot m^{-3}$ )

$PEC_{1,4-diclorobenzeno,comp,água\ doce}$  = concentração ambiental prevista na água doce para a substância 1,4-diclorobenzeno devido à sua emissão para o compartimento de emissão  $comp$  ( $kg \cdot m^{-3}$ )

$E_{i,água\ doce}$  = representa o impacto toxicológico da substância i no ecossistema água doce ( $m^3 \cdot kg^{-1}$ )

$E_{1,4-diclorobenzeno}$  = representa o impacto toxicológico da substância 1,4-diclorobenzeno no ecossistema água doce ( $m^3 \cdot kg^{-1}$ )

Da mesma forma, são obtidos os outros fatores de caracterização para os outros impactos relacionados à ecotoxicidade:

<b>Categoria de impacto</b>	<b>Fator de caracterização</b>
Ecotoxicidade de sedimento de água doce	$FSETP_{i,comp}$
Ecotoxicidade de água marinha	$MAETP_{i,comp}$
Ecotoxicidade de sedimento de água marinha	$MSETP_{i,comp}$
Ecotoxicidade da terra	$TETP_{i,comp}$

Assim, como no caso do impacto toxidade humana, esse método está operacional para 181 substâncias para diferentes horizontes de tempo e usa a degradação e rotas de transporte intermediárias em consideração.

## Acidificação

Esta categoria de impacto possui consequências no solo, águas superficiais, águas subterrâneas, organismos biológicos, ecossistemas e materiais (Ex: Prédio). Os três maiores poluentes que causam a acidificação são o  $\text{NO}_x$ , o  $\text{SO}_2$  e o  $\text{NH}_4$ , e o impacto da acidificação é extremamente sensível às características locais.

O método recomendado é o proposto por Huijbregts (*apud* CML 2001) que utiliza fatores que refletem as características regionais e é dado por:

$$AP_{x,r} = \frac{\sum_e A_{eEj} \cdot \frac{t_{r,x,j}}{CL_{eEj}}}{\sum_e A_{eEj} \cdot \frac{t_{r,ref,j}}{CL_{eEj}}}$$

Sendo:

$AP_{x,r}$  = potencial de acidificação da substância x na região r

$A_{eEj}$  = ecossistema e na célula de grelha j

$CL_{eEj}$  = carga crítica para o ecossistema e na célula de grelha j

$t_{r,x,j}$  = fração de  $E_{r,x}$  depositada na grelha j

$t_{r,ref,j}$  = fração de  $E_{r,ref}$  depositada na grelha j

$E_{r,x}$  = emissão da substância x na região r

$E_{r,ref}$  = emissão da substância de referência *ref* na região r

## Eutrofização

A eutrofização cobre todos os impactos ambientais resultantes do alto nível de macronutrientes, em especial o nitrogênio (N) e o fósforo (P). O excesso de macronutrientes causa uma indesejável mudança no equilíbrio das espécies e uma alta produção de biomassa nos ecossistemas aquático e terrestre. Águas com elevado nível de eutrofização são consideradas não próprias para consumo, e a biomassa em decomposição leva a uma diminuição no nível de oxigênio e ao crescimento de algas, causando um efeito negativo na fauna e na flora.

O fator de caracterização recomendado por Heijungs *et al.* (*apud* CML 2001) é definido como:

$$EP_i = \frac{v_i/M_i}{v_{PO_4^{3-}}/M_{PO_4^{3-}}}$$

Onde:

$v_i$  = potencial de contribuição para a eutrofização de um mol da substância  $i$

$v_{PO_4^{3-}}$  = potencial de contribuição para a eutrofização de um mol de  $PO_4^{3-}$

$M_i$  = massa da substância  $i$  ( $\text{kg}\cdot\text{mol}^{-1}$ )

$M_{\text{ref}}$  = massa da substância de referência  $\text{ref}$

Apesar de ser amplamente recomendado, esse método de cálculo apresenta limitações, como a não inclusão do destino e a exposição do meio, assim como a variação de sensibilidade dos ecossistemas expostos (Ferreira, 2004).

