

ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE A REDAÇÃO FINAL DA
TESE DEFENDIDA POR Cássia Maria
Lie Ugaya E APROVADA PELA
COMISSÃO JULGADORA EM 22/02/01.
Walter
ORIENTADOR

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

FACULDADE DE ENGENHARIA MECÂNICA

Análise de Ciclo de Vida: estudo de caso para materiais e componentes automotivos no Brasil

Autora: Cássia Maria Lie Ugaya

Orientador: Arnaldo César da Silva Walter

26/01

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
'FACULDADE DE ENGENHARIA MECÂNICA

Análise de Ciclo de Vida: estudo de caso para materiais e componentes automotivos no Brasil

Autora: **Cássia Maria Lie Ugaya**

Orientador: **Arnaldo César da Silva Walter**

Curso: Engenharia Mecânica

Área de Concentração: Térmica e Fluidos

Tese de Doutorado apresentada à comissão de Pós Graduação da Faculdade de Engenharia Mecânica como requisito para a obtenção do título de Doutor em Engenharia Mecânica.

Campinas, 2001.

São Paulo, Brasil.

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA - BAE - UNICAMP

Ug1a

Ugaya, Cássia Maria Lie

Análise de ciclo de vida: estudo de caso para materiais
e componentes automotivos no Brasil / Cássia Maria Lie
Ugaya. --Campinas, SP: [s.n.], 2001.

Orientador: Arnaldo César da Silva Walter
Tese (doutorado) - Universidade Estadual de
Campinas, Faculdade de Engenharia Mecânica.

1. Poluição. 2. Reciclagem - Indústria. 3. Energia -
Conservação. 4. Recursos naturais. 5. Usinas
siderúrgicas – Abastecimento de energia. 6. Degradação
ambiental. I. Walter, Arnaldo César da Silva. II.
Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de
Engenharia Mecânica. III. Título.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA MECÂNICA

TESE DE DOUTORADO

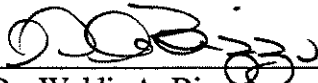
**Análise de Ciclo de Vida: estudo de caso para
materiais e componentes automotivos no Brasil**

Autora: Cássia Maria Lie Ugaya

Orientador: Arnaldo César da Silva Walter



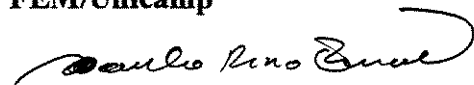
**Prof. Dr. Arnaldo César da Silva Walter, Presidente
FEM/Unicamp**



**Prof. Dr. Waldir A. Bizzo
FEM/Unicamp**



**Prof. Dr. José Tomaz V. Pereira
FEM/Unicamp**



**Prof. Dr. Marcelo Risso Errera
UFPR**



**Dra. Leda Coltro
CETEA/ITAL**

Campinas, 22 de Fevereiro de 2001.

À Larissa

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Arnaldo César da Silva Walter que orientou esta tese com sabedoria.

Aos professores do curso, especialmente ao Bizzo, Silvia e Tomaz.

Aos colegas de curso, dos quais gostaria de destacar os amigos Ricardo, Thomaz, Marcelo, Rosi, Cristiano, Sérgio e Lourenço.

Aos funcionários da Unicamp, em especial à Neusa, Rodrigues e Raquel.

A todos aqueles que forneceram informações para o desenvolvimento deste trabalho.

Aos amigos e professores de toda vida, que fazem parte do meu desenvolvimento pessoal.

Aos amigos que estiveram presentes, mesmo distantes: Hubert, Jacobo, Lothar, Naci, Boris, Bernd, Oleg e Marcel.

À Patrícia, que me ensinou o que é dedicação.

À minha mãe, que nunca me deixou desistir.

Ao meu pai, pelo eterno apoio em quaisquer circunstâncias.

Ao Ricardo, pelo incentivo e companheirismo.

À minha filha Larissa e à minha afilhada Júlia, que me fazem desejar um mundo melhor.

“...o essencial é invisível aos olhos”.

Antoine de Saint Exupéry

RESUMO

UGAYA, Cássia Maria Lie, *Análise de Ciclo de Vida: estudo de caso para materiais e componentes automotivos*, Campinas,: Faculdade de Engenharia Mecânica. Unicamp. 2001. 199 p. Tese (Doutorado).

A crescente conscientização social a respeito da limitação dos recursos naturais, bem como dos limites da capacidade de suporte do planeta, são os marcos mais importantes para a gradativa, embora lenta, mudança de comportamento que temos assistido. O uso de tecnologias de controle da poluição, ou de fim de tubo, apenas transfere os problemas de poluição atmosférica e de contaminação via efluentes líquidos para um problema de disposição de resíduos sólidos. O conceito de ecologia industrial, ou desmaterialização, surgiu com o objetivo de que as organizações possam praticar o chamado princípio do desenvolvimento sustentável, não somente com o controle da poluição, mas também, e sobretudo, com sua prevenção. Considerando estes aspectos, o objetivo deste estudo é analisar instrumentos para se alcançar o desenvolvimento sustentável, através da: i) comparação quantitativa do uso de alguns materiais primários e secundários utilizados em automóveis, ii) análise da possibilidade de uso de banco de dados internacionais para o Brasil e, iii) verificação, de forma qualitativa, das ações de reuso, reciclagem e recuperação energética como alternativas para a disposição final de alguns componentes automotivos. Para alcançar este fim, utiliza-se a metodologia de Análise de Ciclo de Vida (ACV), que possibilita identificar os impactos ambientais de um produto, processo ou atividade, desde a extração dos recursos até o seu retorno ao meio ambiente. Os resultados da

análise quantitativa mostram que, regra geral, a substituição do aço pelo alumínio só seria vantajosa do ponto de vista ambiental com a redução do peso do veículo. Os resultados obtidos a partir de bancos de dados internacionais e nacionais são distintos, exceto no caso do consumo de energia, o que indica a necessidade de construção de uma base de dados nacionais. A ACV qualitativa mostra que as alternativas de reciclagem e recuperação energética para os componentes automotivos avaliados devem ser realizadas com maior cuidado, para que os impactos ambientais causados por estes processos sejam menores que a disposição final. Enfim, a ACV de um produto complexo é extremamente trabalhosa, necessitando de grande quantidade de dados, de muitos cálculos, do conhecimento de muitos processos industriais e de uma análise detalhada dos resultados obtidos. Para tanto, não cabe dúvida que programas computacionais e bancos de dados são de extrema importância.

Palavras-chave: análise de ciclo de vida, automóvel, reuso, reciclagem, recuperação energética.

ABSTRACT

UGAYA, Cássia Maria Lie, *Análise de Ciclo de Vida: estudo de caso para materiais e componentes automotivos*, Campinas,: Faculdade de Engenharia Mecânica. Unicamp. 2001. 199 p. Tese (Doutorado).

The social conscious increase about the natural resources limitation and the planet capacity is one of the most important behaviour changes, however slowly. The utilization of end-pipe technologies to control the pollution only transforms the air and water pollution into a solid residue problem. The ecological industry concept or dematerialization emerged aiming to achieve the sustainable development, that is, not only to control the pollution, but also, to prevent it. The main goal of this study was to use these concepts analysing: i) primary and secondary automobile materials, ii) the use of an international database to Brazil and, iii) some alternatives to the materials disposal, that are: reutilization of components, recycling and energy recovery of materials. The Life Cycle Assessment (LCA) was used to perform this evaluation. LCA is a methodology which aims environmental improvements of a product from its extraction till the disposal. The results obtained in the quantitative analysis showed that the substitution of steel by aluminum had better environmental performance only if the automobile weight was reduced. The comparison between the international and national databases resulted in quite different pollution, except for the energy consumption. The qualitative LCA showed that the recycling and energy recovery options should be taken within more environmental concerns, otherwise they would be as harmful to the environment as disposal. Furthermore, it was concluded that the improvement of databases and computational programs are of extreme importance for the LCA of a complex product needs lots of data, calculation and several industry processes knowledge.

Key words: life cycle assessment, automobile, reuse, recycling, energy recovery.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	V
LISTA DE TABELAS	VIII
LISTA DE ABREVIATURAS	XI
CAPÍTULO 1 INTRODUÇÃO	1
CAPÍTULO 2 ANÁLISE DE CICLO DE VIDA.....	5
2.1 <i>Metodologia de Análise de Ciclo de Vida</i>	5
2.1.1 Definição dos Objetivos e do Escopo.....	10
2.1.1.1 Identificação do produto, processo ou atividade.....	11
2.1.1.2 Identificação do sistema e dos subsistemas.....	12
2.1.1.3 Definição da fronteira e do período	13
2.1.1.4 Definição da poluição e dos impactos ambientais.....	14
2.1.1.5 Definição da unidade funcional	15
2.1.2 Análise do Inventário	16
2.1.2.1 Definição de um procedimento de coleta e armazenamento de dados	16
2.1.2.2 Definição do processo de alocação	19
2.1.2.3 Interpretação dos dados da AI.....	19
2.1.3 Análise de Impacto.....	20
2.1.3.1 Classificação	21
2.1.3.2 Caracterização.....	22
2.1.3.3 Valoração.....	23
2.1.4 Análise de Melhorias / Interpretação.....	26
2.1.4.1 Verificação da poluição ambiental.....	27
2.1.4.2 Levantamento das alternativas tecnológicas.....	27
2.1.4.3 Construção de cenários	28
2.2 <i>Dificuldades e Simplificações da Metodologia</i>	28
CAPÍTULO 3 ACV PRELIMINAR	32
3.1 <i>Extração de Materiais</i>	34
3.2 <i>Fabricação de Materiais e do Automóvel</i>	37

3.2.1 Consumo de Energia	38
3.2.2 Emissões de Poluentes Atmosféricos	39
3.2.3 Consumo e Contaminação de Água.....	40
3.2.4 Resíduos Sólidos.....	42
3.3 <i>Utilização do Automóvel</i>	42
3.3.1 Consumo de Energia	47
3.3.2 Lançamentos no Ar	50
3.3.3 Lançamentos na Água e no Solo	57
3.3.4 Acidentes.....	58
3.3.5 Congestionamentos	59
3.4 <i>Descarte</i>	60
3.5 <i>Ações da Indústria Automobilística</i>	63
3.5.1 Eficiência Energética.....	63
3.5.2 Alternativas energéticas.....	68
3.5.3 Reutilização de Recursos	70
3.6 <i>Considerações Finais</i>	71
CAPÍTULO 4 ESTUDO DE CASO QUANTITATIVO.....	73
4.1 <i>Definição do objetivo e do escopo</i>	73
4.1.1 Identificação do Produto, Processo ou Atividade.....	73
4.1.2 Identificação do Sistema e dos Subsistemas.....	74
4.1.3 Definição da Fronteira e do Período	74
4.1.4 Definição dos Impactos Ambientais na Produção do Aço e do Alumínio.....	74
4.1.4.1 Principais poluentes na fabricação do aço	77
4.1.4.2 Principais poluentes na fabricação do aço secundário	82
4.1.4.4 Principais poluentes na fabricação do alumínio secundário.....	86
4.1.4.5 Poluição advinda da vida útil do automóvel	89
4.1.4.5 Descarte	90
4.1.5 Definição da Unidade Funcional para a ACV do Aço e do Alumínio.....	91
4.2 <i>Análise de Inventário</i>	93
4.2.1 Dados Nacionais.....	93
4.2.1.1 Aço primário	93
4.2.1.2 Aço Secundário.....	95
4.2.1.3 Alumínio primário	96
4.2.1.4 Alumínio secundário	98
4.2.2 Dados Internacionais.....	99
4.2.2.1 Aço primário e secundário	102
4.2.2.2 Alumínio primário	103
4.2.2.3 Alumínio secundário.....	104
4.2.3 Vida Útil do Automóvel.....	104
4.2.4 Descarte do Automóvel.....	108

4.3 Interpretação.....	108
4.3.1 ACV do Aço e do Alumínio - Dados Nacionais.....	109
4.3.2 Análise das Etapas.....	120
4.3.3 Análise de Sensibilidade dos Resultados	124
4.3.4 Avaliação de Bancos de Dados Internacionais.....	130
CAPÍTULO 5 ESTUDO DE CASO QUALITATIVO	136
5.1 Definição do Objetivo e do Escopo.....	136
5.1.1 Identificação do Produto, Processo ou Atividade.....	136
5.1.2 Identificação do Sistema e dos Subsistemas.....	137
5.1.3 Definição da Fronteira e do Período	137
5.1.4 Definição da Poluição e dos Impactos Ambientais	137
5.1.5 Definição da Unidade Funcional para a ACV	138
5.2 Análise de Inventário	138
5.2.1 Disposição e Recuperação do Material de Baterias.....	138
5.2.1.1 Disposição final	142
5.2.1.2 Aumento da vida útil.....	143
5.2.1.3 Reciclagem.....	143
5.2.1.4 Incineração.....	146
5.2.2 Disposição e Recuperação do Material de Pneus	146
5.2.2.1 Disposição final	148
5.2.2.2 Aumento de vida útil.....	149
5.2.2.3 Reciclagem.....	150
5.2.2.4 Incineração.....	151
5.3 Interpretação.....	152
CAPÍTULO 6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	154
6.1 Sobre a Análise de Ciclo de Vida Qualitativa	154
6.2 Sobre a Análise de Ciclo de Vida Quantitativa	156
6.3 Sobre a Comparação das ACVs a Partir de Bancos de Dados Nacionais e Internacionais.....	158
6.4 Sobre a ACV Executada.....	159
REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA.....	160
ANEXOS.....	181
Anexo I Apresentação e Comunicação da ACV.....	181
Anexo II Características de um Bom Software para ACV	182
Anexo III Processo de Revisão.....	185
Anexo IV Análise de Sensibilidade.....	186
Anexo V Participação do Setor de Transportes na Emissão de Poluentes Causadas por Ações Antrópicas em Alguns Países [%].....	187
Anexo VI Fluxogramas de Produção do Aço no Brasil	188
Anexo VII Zonas do Alto Forno.....	194

<i>Anexo VIII Fluxogramas de Produção do Alumínio Primário no Brasil.....</i>	<i>195</i>
<i>Anexo IX Fluxogramas de Produção do Alumínio Secundário no Brasil.....</i>	<i>198</i>

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. 1: Tipos de pressões e respostas ambientais das empresas	2
Figura 2. 1 Ciclo de vida de um produto, serviço ou atividade.....	6
Figura 2. 2 Etapas da ACV	9
Figura 2. 3 Delimitação entre o sistema e o meio ambiente.....	12
Figura 2. 4 Relação entre o consumo de energia e emissões na produção de gasolina, gasolina com MTBE e Diesel.	16
Figura 2. 5 Concorrência.....	24
Figura 3. 1 Ciclo de vida do automóvel	33
Figura 3. 2: Uso de recursos no sistema.....	34
Figura 3. 3: Frota de Automóveis [milhões]	43
Figura 3. 4: Índice habitante por veículo em alguns países.....	44
Figura 3. 5: Distribuição dos veículos no Brasil em 1998	45
Figura 3. 6: Consumo de energia da frota de automóveis de alguns países.....	47
Figura 3. 7 Participação dos Setores no Consumo de Energia do Brasil (1999).....	48
Figura 3. 8: Participação do setor de transportes na emissão de poluentes causada por ações antrópicas devido à etapa de utilização de veículos automotores [%].....	51
Figura 4.1 Esquema da produção de aço.....	78
Figura 4.2 Esquema da produção de alumínio	84
Figura 4.3 Proveniência da sucata de alumínio que é reciclada no Brasil.....	87
Figura 4.4 Fluxograma de produção do alumínio secundário	88

Figura 4.5 Taxa de sucateamento de automóveis no Brasil	105
Figura 4.6 Distância média percorrida por automóvel no Brasil, em função da idade.....	105
Figura 4. 7 Consumo de matéria prima no ciclo de vida de automóveis.....	110
Figura 4. 8 Produção de resíduos sólidos no ciclo de vida do automóvel.....	112
Figura 4. 9 Consumo de energia no ciclo de vida de automóveis	113
Figura 4. 10 Consumo de eletricidade no ciclo de vida de automóveis	115
Figura 4. 11 Emissões atmosféricas no ciclo de vida do automóvel	117
Figura 4.12 Emissões de CO ₂ no ciclo de vida do automóvel.....	119
Figura 4.13 Contribuição das etapas do ciclo de vida nos impactos ambientais relativos ao uso de aço primário em automóveis.....	121
Figura 4.14 Contribuição das etapas do ciclo de vida nos impactos ambientais quando do uso de aço secundário em automóveis.....	122
Figura 4.15 Contribuição das etapas do ciclo de vida nos impactos ambientais quando do uso de alumínio primário em automóveis.....	123
Figura 4.16 Contribuição das etapas do ciclo de vida nos impactos ambientais quando do emprego de alumínio secundário em automóveis.....	124
Figura 4. 17 Variação dos resultados a partir do aumento em 10% no consumo de matéria prima e de energia na etapa de fabricação de materiais	126
Figura 4. 18 Variação dos resultados finais a partir do aumento em 10% nas emissões de poluentes para a etapa de fabricação de materiais.....	127
Figura 4. 19 Variação dos resultados finais a partir do aumento em 10% nos dados do consumo de energia e emissão de poluentes da etapa de uso	129
Figura 4. 20 Comparação da análise de inventário para a produção de aço primário a partir de dados nacionais e internacionais.....	131
Figura 4. 21 Comparação da análise de inventário para a produção de aço secundário a partir de dados nacionais e internacionais.....	132
Figura 4. 22 Comparação da análise de inventário para a produção de alumínio primário a partir de dados nacionais e internacionais.....	133
Figura 4. 23 Comparação da análise de inventário para a produção de alumínio secundário a partir de dados nacionais e internacionais.....	134
 Figura 5.1 Processo de fabricação de baterias automotivas	 139
Figura 5.2 Ciclo de vida da bateria de um automóvel.....	141
Figura 5.3 Processo de reciclagem do chumbo de baterias	145
Figura 5.4 Evolução da produção de pneus no Brasil	146
Figura 5.5 Ciclo de vida do pneu automotivo	148

Figura A. 1 Fluxograma da produção de aço da Belgo-Mineira - usina de Juiz de Fora (BELGO MINEIRA, 2001)	188
Figura A. 2 Fluxograma da produção de aço da Belgo-Mineira - usina de Vitória (BELGO MINEIRA, 2001)	189
Figura A. 3 Fluxograma da produção de aço da Belgo-Mineira - usina de Monlevade (BELGO MINEIRA, 2001)	189
Figura A. 4 Fluxograma de produção do aço da Belgo-Mineira - usina de Piracicaba	190
Figura A. 5 Fluxograma de produção da CSN (CSN, 2000)	191
Figura A. 6 Fluxograma de produção do aço da Usiminas – processos de redução à laminação a quente (USIMINAS, 2000)	192
Figura A. 7 Fluxograma de produção do aço da Usiminas – processos de redução à laminação a frio (USIMINAS, 2000)	193
Figura A. 8 Fluxograma de produção de alumínio primário (ABAL, 2001)	195
Figura A. 9 Fluxograma de produção de alumínio primário da ALCOA (ALCOA, 2000)	196
Figura A. 10 Fluxograma de produção do alumínio primário da ALCAN (ALCAN, 2001)	196
Figura A. 11 Fluxograma de reciclagem do alumínio na ALCAN (ALCAN, 2001)	198

LISTA DE TABELAS

Tabela 2. 1 Poluição ambiental específica	14
Tabela 2. 2: Intervenções Ambientais no Ecossistema e na Saúde Humana	22
Tabela 2. 3 Propostas para o desenvolvimento da metodologia de ACV.....	31
Tabela 3. 1 Principais fontes emissoras de algumas substâncias poluentes do ar e da água	37
Tabela 3.2 Emissão de poluentes atmosféricos na etapa de fabricação de materiais	40
Tabela 3.3 Consumo de água na produção de materiais	41
Tabela 3. 4 Nível de emprego, produção de veículos e faturamento da indústria de veículos no Brasil.....	46
Tabela 3.5: Emissão máxima de veículos nacionais saídos das fábricas [g/km]	52
Tabela 3. 6: Emissões de poluentes no uso do automóvel	53
Tabela 3. 7 Estimativas de emissão no ciclo de vida de um automóvel na RMSP [kg]	54
Tabela 3. 8: Distúrbios na saúde devido à emissão de poluentes	56
Tabela 3.9 Metas ambientais e alternativas.....	63
Tabela 3. 10 Uso do plástico em automóveis, no Brasil	68
Tabela 3.11 Consumo de energia e emissões atmosféricas (CO ₂ equivalente) para algumas alternativas energéticas. 69	
Tabela 3.12 Ações da indústria automobilística para a minimização de recursos.....	70
Tabela 4. 1 Poluentes atmosféricos, da água e resíduos sólidos	75
Tabela 4.2 Principais emissões atmosféricas na produção de aço e alumínio e em atividades relacionadas à indústria automobilística	76
Tabela 4. 3 Tecnologias utilizadas na produção de aço, no Brasil.....	79
Tabela 4.4 Composição química do ferro gusa e do aço doce [% do peso]	80

Tabela 4. 5 Planilhas de aquisição de dados para coleta de informações ambientais relativas à produção de um quilograma de aço primário.....	81
Tabela 4. 6 Planilhas de aquisição de dados para coleta de informações ambientais relativas à produção de um quilograma de aço secundário	82
Tabela 4. 7 Planilhas de aquisição de dados para coleta de informações ambientais relativas à produção de um quilograma de alumínio primário.	86
Tabela 4. 8 Planilhas de aquisição de dados para coleta de informações ambientais na produção de um quilograma de alumínio secundário.....	89
Tabela 4. 9 Consumo de energia e emissão de poluentes na etapa de uso do automóvel.....	90
Tabela 4.10 Algumas características de modelos de automóveis no Brasil	91
Tabela 4.11 Síntese dos casos avaliados quanto à substituição de materiais [kg].....	93
Tabela 4. 12 Consumo médio de matéria prima e de energia por quilograma de aço bruto produzido (1998).....	94
 Tabela 4.13 - Produção de aço bruto e emissão de poluentes na produção de 1 kg de aço primário (1998)	95
Tabela 4.14 Consumo médio de matéria prima e de energia por quilograma de aço secundário produzido (1998)....	96
Tabela 4.15 Impactos ambientais na produção de aço secundário (1998)	96
Tabela 4.16 Consumo de matéria prima e de energia na produção de 1 kg de alumínio primário no Brasil, em 1998	97
Tabela 4.17 Emissão de poluentes da produção de alumínio primário [gramas]	97
Tabela 4.18 Consumo de matéria prima e de energia na produção de 1 kg de alumínio secundário no Brasil (1998)	98
Tabela 4.19 Emissão de poluentes na produção de 1 kg de alumínio secundário no Brasil (1998) [gramas]	99
Tabela 4.20 Dados disponíveis no banco de dados relativas aos EUA	100
Tabela 4.21 Consumo de matéria prima e de energia por quilograma de aço bruto produzido da base de dados internacional (1995)	103
Tabela 4.22 Emissão de poluentes por quilograma de aço bruto produzido da base de dados internacional (1995).	103
Tabela 4.23 Consumo de matéria prima e de energia por quilograma de alumínio primário da base de dados internacional (1995)	103
Tabela 4.24 Emissão de poluentes na produção por quilograma de alumínio primário da base de dados internacional (1995).....	104
Tabela 4.25 Consumo de matéria prima e de energia na produção de 1 kg de alumínio secundário – base de dados internacional (1995)	104
Tabela 4.26 Emissão de poluentes na produção de 1 kg de alumínio secundário – base de dados internacional (1995)	104
Tabela 4.27 Consumo de energia e emissão de poluentes durante a vida útil do automóvel	106
Tabela 4.28 Fatores de deterioração do consumo de energia e emissão de poluentes durante a vida útil do automóvel	108

Tabela 4.29 Estimativa da produção de resíduos sólidos no descarte do automóvel no Brasil por quilograma de material que é utilizado na fabricação de automóveis – 1998	108
Tabela 4.30 Redução das emissões de NO _x , HC e Pb dos automóveis pequenos em relação aos automóveis grandes	120
Tabela 4.31 Variação dos resultados a partir do aumento em 10% no consumo de matéria prima e de energia na etapa de fabricação de materiais	125
Tabela 4.32 Variação dos resultados finais a partir do aumento em 10% nas emissões de poluentes para a etapa de fabricação de materiais	125
Tabela 4.33 Variação dos resultados finais a partir do aumento em 10% nos dados do consumo de energia e emissão de poluentes da etapa de uso	128
Tabela 4.34 Variação dos resultados finais a partir do aumento em 10% nos dados de entrada da etapa de descarte	128
Tabela 4.35 Comparação da análise de inventário para a produção de aço primário a partir de dados nacionais e internacionais.....	131
Tabela 4. 36 Comparação da análise de inventário para a produção de aço secundário a partir de dados nacionais e internacionais.....	132
Tabela 4. 37 Comparação da análise de inventário para a produção de alumínio primário a partir de dados nacionais e internacionais.....	132
Tabela 4. 38 Comparação da análise de inventário para a produção de alumínio secundário a partir de dados nacionais e internacionais.....	133
 Tabela 5.1 Processos produtivos e principais emissões atmosféricas no ciclo de vida da bateria e do pneu automotivo	137
Tabela 5.2 Estrutura molecular dos polímeros de borrachas de pneus.....	147

LISTA DE ABREVIATURAS

AAMA - *American Automobile Manufacturers Association*
ABAL – Associação Brasileira do Alumínio
Aciesp - Academia de Ciências do Estado de São Paulo
ACV – Análise de Ciclo de Vida
AI – Análise de Inventário
AICV – Análise de Impacto do Ciclo de Vida
AISI – *American Iron and Steel Institute*
ALCOA - *Aluminum Company of America*
AM – Análise de Melhorias
Anfavea - Associação Nacional de Fabricantes de Veículos Automotivos
ANP – Agência Nacional do Petróleo
ASR – *Automotive Shredder Residue*
BS – *British Standard*
Cempre - Compromisso Empresarial para Reciclagem
CET - Companhia de Engenharia de Tráfego
CETEA - Centro de Tecnologia de Embalagem
Cetesb - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
Conama - Conselho Nacional para o Meio Ambiente
Cosipa - Companhia Siderúrgica Paulista
COV – Compostos orgânicos voláteis
CSN – Companhia Siderúrgica Nacional
Denatran – Departamento Nacional de Trânsito

EAA – *European Aluminum Association*
 EPA – *Environmental Protection Agency*
 Geipot - Empresa Brasileira de Planejamento dos Transportes
 GM – *General Motors*
 Ibama - Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis
 IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia
 IBS – Instituto Brasileiro de Siderurgia
 IEA - Instituto de Economia Agrícola
 IPAI – *International Primary Aluminum Institute*
 IPCC – *Intergovernmental Panel on Climate Change*
 ISO – International Standard Organization
 ITEP - Fundação Instituto de Tecnologia de Pernambuco
 ITAL - Instituto de Tecnologia de Alimentos
 MMA - Ministério do Meio Ambiente
 MME - Ministério de Minas e Energia
 MTBE – Metil Tércio Butil Eter
 RCEP - *Royal Commission on Environmental Pollution*
 RMSP – Região Metropolitana de São Paulo
 RSC – *Royal Society of Chemistry*
 SAE – *Society of Automotive Engineering*
 SEMA - Secretaria Especial do Meio Ambiente
 Setac - *Society of Environmental Toxicology and Chemistry*
 Sisnama - Sistema Nacional do Meio Ambiente
 TC 207/SC 5 - Comitê técnico 207, Subcomitê 5 da ISO.
 UNEP - *United Nations Environment Programme*
 Usiminas - Usinas Siderúrgicas de Minas Gerais
 WICE - *World Industry Council for the Environment*

CAPÍTULO 1 INTRODUÇÃO

Praticamente todas as atividades humanas impactam o meio ambiente e, nesse sentido, o ser humano vem sendo responsável por diversos impactos ambientais há séculos. Mesmo muito antes da Revolução Industrial os homens alteraram o ambiente em que viviam como, por exemplo, através da agricultura, por exemplo, no Egito, da pecuária, das superpopulações, como na China, do uso de recursos finitos (Ilha de Páscoa), entre outras atividades. Contudo, o crescimento da atividade industrial faz com que os impactos ambientais antropogênicos aumentassem significativamente.

A crescente conscientização social a respeito da limitação dos recursos naturais, bem como dos limites da capacidade de suporte do planeta, são os marcos mais importantes para a gradativa, embora lenta, mudança de comportamento que temos assistido. As pressões exercidas pelos segmentos organizados da sociedade, pelo mercado consumidor, e pelos governos, são responsáveis por algumas ações das indústrias (vide Figura 1.1). Estas atitudes ocorrem em quatro níveis: através do simples cumprimento das disposições legais, em resposta a um procedimento regulatório conhecido como comando e controle, através de iniciativas isoladas não integradas, via o planejamento e iniciativas integradas e, finalmente, pela adoção de procedimentos compatíveis com o conceito de desenvolvimento sustentável (KINLAW, 1997).

O uso de tecnologias de controle da poluição ou de fim de tubo (*end of pipe*) visam, em geral, o atendimento dos padrões estabelecidos por lei. Neste nível de resposta não há preocupação em reduzir a emissão de poluentes através do controle do processo, por exemplo, mas sim exclusivamente com o controle das emissões. As tecnologias de fim de tubo não

resolvem o problema da escassez de recursos e, em geral, transferem os problemas de poluição atmosférica, bem como os associados a efluentes líquidos, para um problema de disposição de resíduos sólidos. Algumas técnicas de fim de tubo utilizadas são: o emprego de filtros para reduzir emissão de poluentes atmosféricos, tratamento de efluentes líquidos, tratamento de resíduos sólidos, construção de barreiras de som, etc.

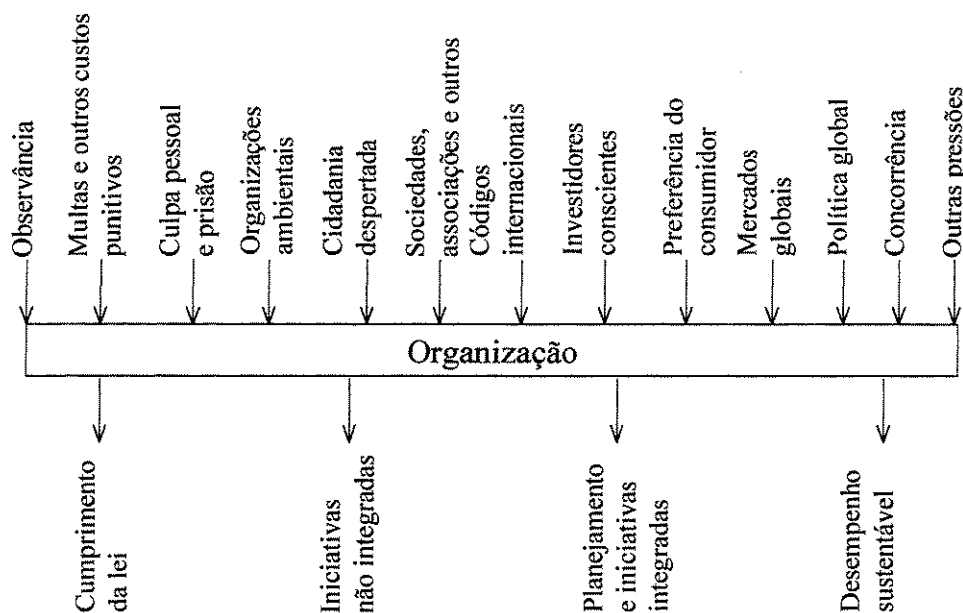


Figura 1. 1: Tipos de pressões e respostas ambientais das empresas

Fonte: KINLAW, 1997

As iniciativas não integradas nas indústrias consistem na execução de medidas isoladas que minimizam os impactos ambientais sem, entretanto, ter por referência uma política ambiental interna que insere a questão ambiental no dia a dia da empresa. Por exemplo, a indústria pode estar promovendo a reciclagem do material de escritório, mas não faz o mesmo com o material que é utilizado em sua produção.

Quando, por outro lado, a organização toma atitudes que beneficiam o meio ambiente de forma integrada, há um planejamento ambiental em todas as atividades que executa, que engloba os conceitos de ecologia industrial (GRAEDEL e ALLENBY, 1995 e GRAEDEL, 1997) e de desmaterialização (RUTH, 1998). Estes conceitos surgiram e têm sido difundidos pelas

organizações (indústrias em particular), tendo como ponto focal a prática do chamado princípio do desenvolvimento sustentável, não somente com o controle da poluição mas, também, e sobretudo, com sua prevenção. Dessa forma, a organização não estará apenas preocupada com o seu processo produtivo, mas também com a origem, o uso e o destino final do produto. Algumas alternativas que vêm sendo utilizadas pelas empresas com o objetivo de reduzir impactos ambientais são a reutilização, a reciclagem e a recuperação energética de materiais.

Na versão inicial do projeto de tese tinha-se como objetivo a análise dos problemas ambientais associados ao automóvel e, em particular, dos problemas associados ao uso, à reciclagem, reuso e substituição de seus diferentes materiais. A Análise de Ciclo de Vida - ACV é imaginada como a ferramenta básica para a realização do estudo. O uso da ACV tem como finalidade alcançar melhorias ambientais de um dado produto, processo ou atividade econômica desde a extração dos materiais da natureza até o retorno dos mesmos ao meio ambiente (SETAC, 1993a). No capítulo 2 apresenta-se maiores detalhes acerca desta metodologia.

Com o passar do tempo, e face à grande quantidade de informações necessária para realizar uma Análise de Ciclo de Vida, e ainda mais de um produto tão complexo quanto o automóvel, algumas simplificações são definidas. Assim, o escopo final do trabalho tem como condições de contorno os seguintes aspectos:

1. a tendência tecnológica que se verifica para os automóveis, principalmente no que concerne à substituição de materiais e aos esforços de redução de peso dos veículos;
2. as etapas do ciclo de vida do automóvel de maior impacto ambiental, tendo por base informações disponíveis na literatura e que reportam estudos anteriores de aplicação da metodologia de ACV aos automóveis;
3. os impactos ambientais mais relevantes, bem como os poluentes mais significativos, análise que é feita no capítulo 3 deste trabalho;
4. e, finalmente, a disponibilidade de informações confiáveis.

Considerados os fatores acima relacionados, o escopo do presente estudo ficou limitado à:

- i) comparação quantitativa do emprego de aço e alumínio, tanto primário quanto secundário, em automóveis no país, ii) análise da possibilidade de uso de banco de dados internacionais em estudos realizados no Brasil e, iii) verificação das ações de reuso, reciclagem e recuperação energética como alternativas para a disposição final de alguns componentes automotivos, o que é feito apenas de forma qualitativa. Os dois primeiros tópicos estão apresentados no capítulo 4 e o último, no capítulo 5.

Por fim, são apresentadas no capítulo 6, as conclusões do trabalho referentes às análises realizadas e do uso da ACV, além de algumas sugestões para trabalhos futuros.

CAPÍTULO 2 ANÁLISE DE CICLO DE VIDA

Neste capítulo apresenta-se a metodologia de análise de ciclo de vida (ACV), discute-se sua aplicação na análise de alternativas de minimização de impactos ambientais, as dificuldades associadas à sua aplicação para tal finalidade, e as possíveis simplificações na realização da análise em si.

2.1 Metodologia de Análise de Ciclo de Vida

A ACV¹ é uma ferramenta concebida com o objetivo de viabilizar melhorias ambientais de um dado produto, processo ou atividade econômica, considerados os impactos em toda as etapas de seu ciclo de vida, isto é, os impactos ambientais ocorridos desde a extração dos materiais da natureza, como insumos, até o retorno dos mesmos ao meio ambiente, como resíduos (SETAC, 1993a). Doravante menciona-se ciclo de vida do produto, apesar das considerações serem válidas também para processos e atividades. A Figura 2. 1 ilustra o ciclo de vida de um produto genérico, na qual são identificadas as etapas de extração dos recursos da natureza para a posterior fabricação de materiais, a manufatura de componentes, a utilização do produto e o descarte finda a vida útil.

¹ A Análise de Ciclo de Vida é também denominada de ecobalanco ou “análise do berço ao túmulo”.

Algumas alternativas para a disposição imediata consistem na reutilização do produto, na reciclagem de materiais e na recuperação energética.

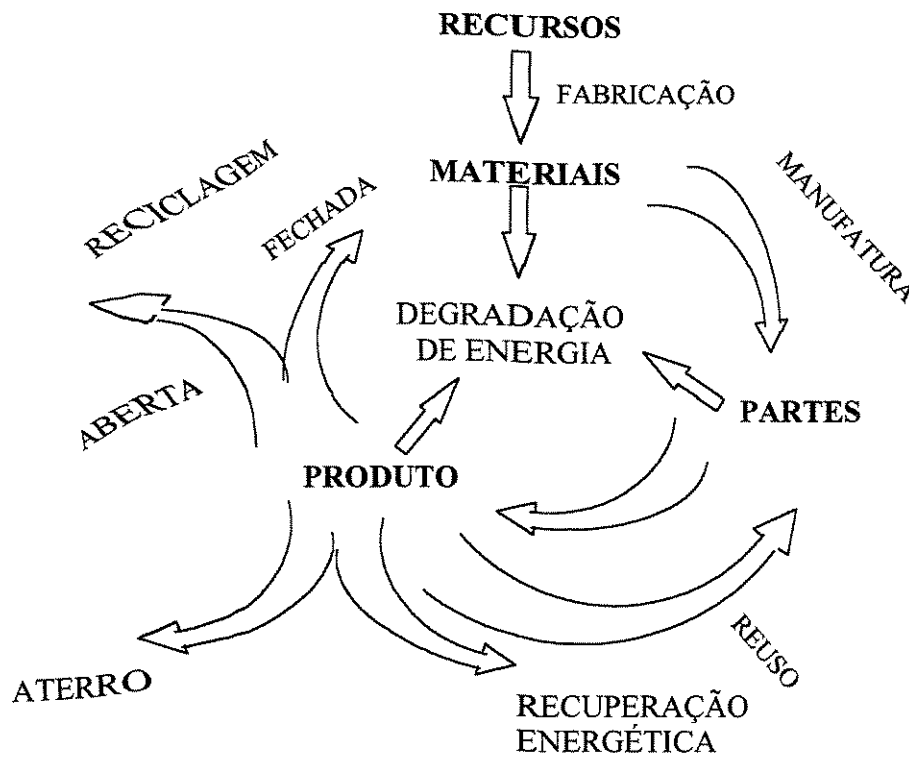


Figura 2. 1 Ciclo de vida de um produto, serviço ou atividade

A reutilização pode ter como finalidade prolongar a vida útil do produto visando a mesma finalidade para o qual é elaborado, ou não. Um exemplo para o primeiro caso é o retorno de garrafas de vidro ou bujões de gases para serem utilizados com a mesma função. Para o segundo caso, pode-se citar o uso de um pote de vidro como embalagem para algum produto ou então como um porta lápis.

A reciclagem consiste no reaproveitamento do material, não do produto. Caso o material venha a constituir o mesmo produto, denomina-se reciclagem fechada. Do contrário, reciclagem aberta (HEIJUNGS et al., 1992).

Alguns produtos e materiais não são reutilizados nem reciclados, contudo possuem energia que pode ser recuperada. O bagaço de cana, por exemplo, que há algum tempo é considerado

como um subproduto sem uso, é atualmente utilizado como uma fonte de energia. Outro exemplo é o pneu, discutido mais detalhadamente na seção 5.2.2.

Por fim, quando nenhuma das alternativas anteriores ocorre, o material é disposto, sendo uma das alternativas, o aterro.

Em cada uma das etapas consideradas, há também a degradação de energia, i.e., o consumo de exergia.

Apesar de existir desde a década de 60, a ACV não é extensamente utilizada por necessitar de grande quantidade de dados e porque há uma concentração de esforços limitados a estudar a questão energética na década de 70 (CURRAN, 1996). A metodologia esteve restrita a apenas algumas empresas, especialmente no setor de embalagens. O crescimento do movimento ecológico, a difusão e a melhoria do desempenho de computadores são responsáveis pelo uso crescente desta metodologia na década de 90.

Diversos estudos são realizados internacionalmente, desde ACV de alguns materiais (EAA, 1996), alimentos (ANDERSSON, 2000), fraldas (SAUER et al., 1994), a processos (MANN et al., 1996) e produtos mais complexos como automóveis (FUSSLER e KRUMMENACHER, 1991; KEOLEIAN et al., 1997), entre outros.

No Brasil a pesquisa ainda é muito incipiente, tendo mais uma vez o setor de embalagens tomado a dianteira. O Centro de Tecnologia de Embalagem (Cetea), parte do Instituto de Tecnologia de Alimentos (ITAL) em Campinas, SP, vem realizando ACVs para embalagens (CETEA, 2000). A Mercedes-Benz também realiza ACVs no Brasil, tendo apresentado resultados ao comparar alguns materiais para estofado de bancos de caminhões em 1998 (METZNER, 1998). Algumas ACVs para alguns materiais usados em automóveis também realizadas, entretanto a partir de dados internacionais (UGAYA e WALTER, 1998 e IZZO, 1998).

O emprego da metodologia de ACV permite a identificação de oportunidades de melhorias ambientais, considerando todas as etapas do ciclo de vida do material

Os resultados obtidos na ACV podem influenciar tanto atividades públicas quanto privadas (WICE, 1994). Em se tratando das questões públicas, a análise fornece informações que possibilitam o desenvolvimento de políticas, tais como: i) a regulação mandatória (por exemplo, através de leis e da definição de padrões), ii) a regulação econômica (criando mecanismos de mercado), iii) o estabelecimento de prioridades de pesquisa e desenvolvimento e, iv) a educação, o treinamento e a disseminação de informações para a população (SETAC, 1997, ALLEN, 1996, WICE, 1994, HEIJUNGS et al., 1992).

Dentre as oportunidades privadas, a ACV permite que as empresas conheçam os impactos ambientais causados por seus produtos, processos ou atividades, gerando informações capazes de: i) influenciar na regulação relacionada com o meio ambiente, ii) identificar e solucionar problemas para a melhoria do produto, processo ou atividade, bem como gerar informações ao consumidor, iii) desenvolver o planejamento estratégico do projeto do produto e do processo (por exemplo, aplicando técnicas de otimização), iv) identificar oportunidades de melhorias ambientais, visando a redução de impactos, v) dar suporte para a auditoria ambiental, vi) promover a minimização de resíduos, vii) desenvolver o marketing ecológico, viii) viabilizar os chamados selos ecológicos e a certificação de produtos e ix) auxiliar a definição de políticas e procedimentos relativos ao processo de especificação e compra do produto (SETAC, 1993a e WICE, 1994; HEIJUNGS et al., 1992 e ALLEN, 1996).

A tendência é que a ACV tenha cada vez maior crescimento dentro das indústrias, que após reduzir os impactos ambientais de seus processos passariam para um segundo estágio: a redução dos impactos ambientais de seus produtos (KASTRUP, 2000). Isto também porque a ACV permite conhecer e reduzir os desperdícios de seus fornecedores e auxiliar no atendimento de legislações que responsabilizam as indústrias pelo seus produtos em outras etapas do ciclo de vida, além dos limites de suas instalações.

A completa ACV deve ser executada em quatro etapas: definição de objetivos e do escopo, análise do inventário, análise de impactos e análise de melhorias (SETAC, 1993a; GUINÉE, 1995 e BOGUSKI et al., 1996). LECOULS (1999), entretanto, afirma que nas discussões realizadas

pelo TC 207/SC 5² a análise de melhorias é substituída pela interpretação dos resultados (ver Figura 2. 2).

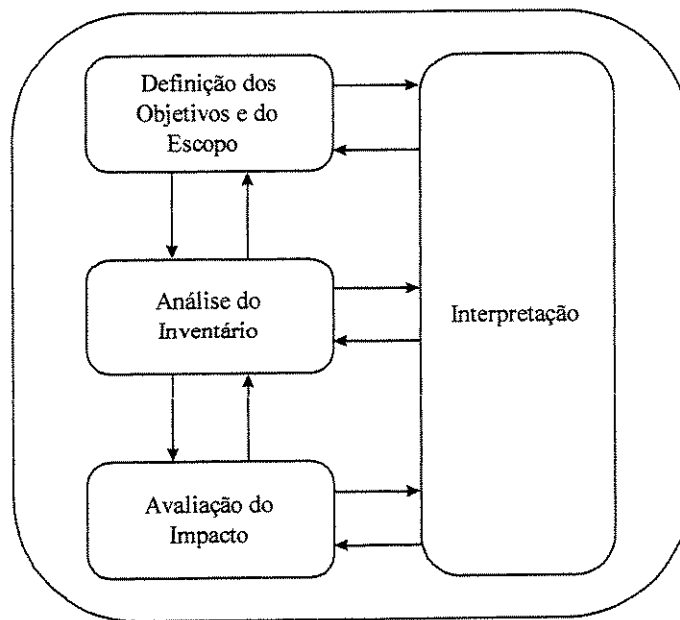


Figura 2. 2 Etapas da ACV

Fonte: LECOULS, 1999

Em função dos resultados obtidos da ACV, os responsáveis pela redução dos impactos ambientais devem agir levando em consideração as condições de contorno que se colocam, relacionadas ao marketing, à viabilidade econômica, à disponibilidade de tecnologia, entre outros aspectos.

Há, contudo, estudos da ACV que se limitam a algumas destas etapas, que serão mencionadas posteriormente nas simplificações da metodologia.

² TC: Comitê técnico, SC: sub comitê da ISO (*International Standard Organisation*).

2.1.1 Definição dos Objetivos e do Escopo

A definição dos objetivos consiste no estabelecimento da proposta do estudo. Embora seja a primeira etapa da ACV, esta pode ser alterada a qualquer momento.

De acordo com KEOLEIAN et al. (1997), um projeto de ciclo de vida deve ter como objetivo maior a promoção do uso de recursos de modo sustentável, prevenindo a poluição, protegendo a saúde humana e a ecologia e, também, visando a equidade ambiental³. A definição dos objetivos requer a compreensão dos sistemas produtivos, suas restrições internas e sua relação com outros sistemas produtivos e a própria sociedade. Alguns autores afirmam que a consideração de aspectos de ordem econômica não faz parte dos objetivos da ACV (VIGON et al., 1993), porém CURRAN (1996) admite que a inserção deste fator pode auxiliar na compreensão da importância da ACV.

Alguns objetivos específicos de uma ACV são citados na literatura, tais como a determinação ou a comparação do consumo de energia (FUSSLER, 1991), a avaliação comparativa do uso exergético (MICHAELIS, 1997; FINNVEDEN e ÖSTLUND, 1997; MICHAELIS et al., 1998 e AYRES et al., 1998) e a comparação dos impactos ambientais (MCCULLOCH, 1994; NIEUWLAAR, e ENGLERBURG, 1996; GRAEDEL e ALLENBY, 1998).

Uma ACV de um produto requer, em média, informações de cerca de 40 a 50 outros processos produtivos (BOGUSKI et al., 1996). Isto significa que a análise demanda, em geral, uma quantidade imensa de dados e procedimentos adequados, consumindo tempo e capital (WICE, 1994). Quanto maior a quantidade de etapas da ACV e de subsistemas considerados, maior é a precisão da análise e maior o conhecimento sobre os impactos ambientais resultantes. Por outro lado, maior será também a quantidade de informações necessárias e, consequentemente, maior o tempo e o custo despendido.

³ A equidade ambiental, segundo os próprios autores, é alcançada levando-se em consideração a distribuição dos recursos e riscos ambientais, a equidade entre gerações e a equidade entre sociedades.

Além disso, muitas vezes estes dados estão associados às tecnologias de produção utilizadas, podendo ser inacessíveis ou, quando acessíveis, desatualizadas (WHITE e SHAPIRO, 1993).

Em virtude do que é mencionado, necessita-se da definição de restrições, de sorte que o projeto seja factível. Esta definição do estudo ocorre na própria definição do escopo que, ao ser realizada adequadamente, reduz a quantidade de informações necessárias. Estas delimitações devem ser apresentadas na documentação da ACV de forma íntegra e crível, através de relatórios objetivos e transparentes (vide Anexo I).

O processo de definição do escopo abrange a:

- identificação do produto, processo ou atividade;
- identificação do sistema objeto de análise e de eventuais subsistemas;
- definição da fronteira e do período objeto de análise;
- definição das intervenções e dos impactos ambientais e,
- definição da unidade funcional.

2.1.1.1 Identificação do produto, processo ou atividade

A identificação de um produto, processo ou atividade pode parecer óbvia em um primeiro instante, mas deve ser realizada com cuidado, especialmente para produtos que contêm mais de um material ou mais de um componente. Seja, por exemplo, uma embalagem de vidro. Para avaliar seu ciclo de vida é necessário conhecer o processo de retirada do material do seu estado natural, todas as etapas que envolvem a fabricação do material e da embalagem, o uso, o transporte e o descarte. Caso esta embalagem seja substituída por uma embalagem cartonada longa vida, os materiais utilizados e objetos de análise aumentariam para três: papel, polietileno de baixa densidade e alumínio. No caso de produtos constituídos de vários componentes, como computadores, aviões, edifícios, entre outros, a ACV seria exaustiva, a menos que a ACV se

restrinja à comparação de apenas alguns materiais ou componentes ou já exista um banco de dados confiável que supra informações sobre as diversas etapas.

2.1.1.2 Identificação do sistema e dos subsistemas

O limite do sistema de um produto em uma ACV é definido na fronteira entre o seu ciclo de vida, outros sistemas e o meio ambiente, que nem sempre é óbvio. De modo geral, o sistema interage com outros sistemas da economia de diversas maneiras: como fornecedores ou clientes (*a* e *b*), reutiliza ou recicla (*c* e *d*), interfere no meio ambiente (*g*) e não têm relação com outros sistemas, como em *e* e *f* (Figura 2. 3).

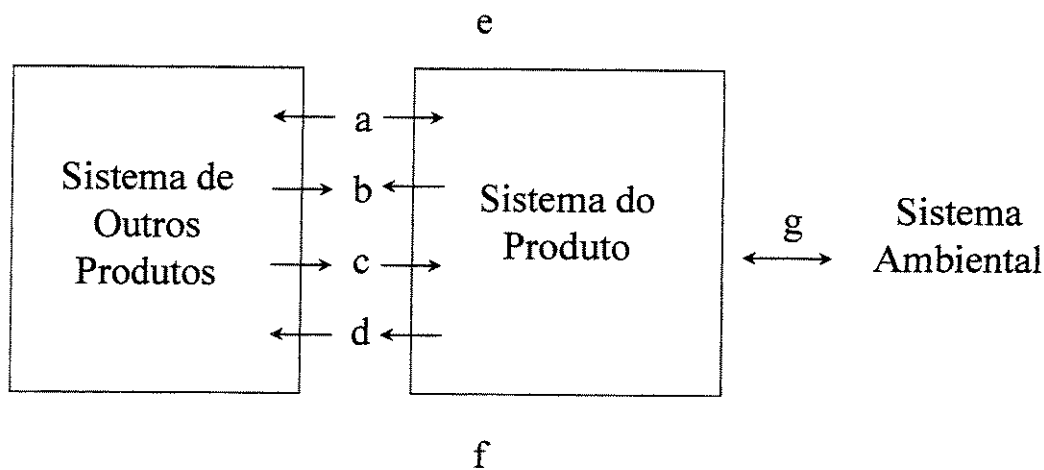


Figura 2. 3 Delimitação entre o sistema e o meio ambiente

Fonte: HEIJUNGS et al, 1992.

Na identificação do sistema objeto de estudo o analista se depara com duas dificuldades: a necessidade de impor fronteiras entre o sistema e o meio ambiente e a definição do nível de desagregação do sistema.

A imposição de fronteiras entre o sistema e o meio ambiente é tema de muitos estudos. Alguns desses estudos consideram que o ser humano está incluso no meio ambiente, enquanto outros não. Assim, dependendo da delimitação adotada, um efeito na saúde humana pode ou não estar sendo considerado em uma dada avaliação. Outros exemplos da dificuldade de impor fronteiras correspondem aos estudos de ciclo de vida de metais e de florestas cultivadas. No

primeiro caso, aceita-se que o estudo comece da obtenção dos recursos do meio ambiente, i.e., a partir da extração do minério, enquanto para as florestas cultivadas, o sistema objeto de estudo tem início com o plantio e não com o anterior corte das árvores nativas.

A questão do nível de desagregação do sistema está associada à determinação da profundidade em que serão analisadas as etapas do ciclo de vida, ou seja, e por exemplo, se o menor nível de desagregação são as indústrias, os processos, ou as máquinas. Este detalhamento implica as dificuldades anteriormente mencionadas, uma vez que quanto maior a desagregação, maior será a quantidade de dados requeridos, o tempo dispendido, o custo, etc., embora mais detalhadas sejam as informações obtidas.

2.1.1.3 Definição da fronteira e do período

A fronteira e o período em que o estudo é válido também devem estar explícitos. Os vários itens de produção, tais como as matérias primas, a mão de obra e a energia não provêm de uma mesma região geográfica, o que dificulta a delimitação das fronteiras espaciais da ACV. Usualmente a produção também ocorre em um local diferente daquele onde o consumo é verificado. Seja, por exemplo, um estudo que procura avaliar os impactos ambientais no ciclo de vida da energia elétrica no Estado de São Paulo. A etapa da vida útil da energia, isto é, do consumo, se dá no Estado, mas grande parte da eletricidade é produzida e perdida (no transporte) em outros Estados. Delimitar o estudo considerando apenas as intervenções ocorridas no Estado de São Paulo pode acarretar resultados distorcidos e de pouca ou nenhuma utilidade.

Muitos dos impactos ambientais também não são limitados a uma área geográfica. A poluição atmosférica, por exemplo, resultante de atividades na região metropolitana de São Paulo afeta outras regiões. São igualmente conhecidos os problemas de poluição transfronteiriça, associados, por exemplo, à produção termelétrica em uma dada região e o deslocamento da massa de poluentes gasosos para regiões distantes, atingindo muitas vezes outros países.

No caso da determinação do período da análise, quanto mais extenso o período avaliado e mais recentes os dados, melhor a compreensão sobre o objeto alvo de estudo. O período pertinente de obtenção de dados é, em geral, de um ano, evitando assim obter dados que possam ser sazonais. Por exemplo, a emissão de poluentes e resíduos pode ser uma rotina do processo,

mas também fugitiva ou acidental. Nestes últimos casos, deve-se apresentar informações sobre a frequência e a concentração na análise de inventário.

Muitas vezes as informações disponíveis não são atuais, prejudicando a análise. Algumas soluções propostas correspondem à utilização de um sistema de banco de dados interligado, fornecendo informações em tempo real e programas computacionais que agilizam a compilação dos dados.

2.1.1.4 Definição da poluição e dos impactos ambientais

Emissão ou poluição ambiental é o lançamento ocorrido no meio ambiente proveniente de atividades humanas, acarretando ou não impactos ambientais (ACIESP, 1987). As emissões podem ser gasosas, em efluentes líquidos e de resíduos sólidos. Para que se definam as intervenções que serão consideradas na análise de inventário, é conveniente se trabalhar com uma lista de referência. BOGUSKI et al. (1996) fazem uma compilação da literatura científica obtendo 41 tipos de emissões que são frequentemente utilizadas nos estudos de impactos ambientais (Tabela 2. 1).

Tabela 2. 1 Poluição ambiental específica

Ácidos (ar)	Sólidos dissolvidos	Óxidos de nitrogênio
Ácidos (água)	Óxido de etileno	Enxofre
Aldeídos	Fluoretos	Óleo
Alumínio	Herbicidas	Outros orgânicos
Amônia	Hidrocarbonetos	Particulados
Arsênio	Ácido fluorídrico	Pesticidas
DBO	Ferro	Fenóis
Dióxido de Carbono	Querosene	Fosfatos
Monóxido de Carbono	Chumbo	Fósforo
DQO	Mercúrio	Sulfato
Cloro	Íons metálicos	Ácido Sulfúrico
Cromo	Metano	Óxidos de Enxofre
Cianeto	Níquel	Sólidos suspensos
	Nitrogênio (água)	Zinco

Fonte: BOGUSKI et al., 1996

Algumas dessas intervenções podem não ocorrer em determinados processos. A fim de se restringir aos aspectos relevantes, é preciso o conhecimento dos processos envolvidos no ciclo de vida do produto, bem como suas intervenções ambientais. Para a melhor definição das

intervenções, uma possibilidade é a consulta a especialistas do assunto, sendo outra alternativa ter por base análises preliminares de ciclo de vida do mesmo produto, ou de congêneres.

As emissões ambientais escolhidas para a ACV são então classificadas segundo os diversos impactos (vide seção 2.1.3). O conhecimento completo dos impactos associados à ações antrópicas é, até o presente momento, limitado. A solução, segundo HEIJUNGS et al. (1992), é a análise apenas das categorias de impacto que têm metodologias reconhecidas e, para os demais casos, somente a identificação qualitativa.

2.1.1.5 Definição da unidade funcional

A unidade funcional é uma base de equivalência definida de acordo com a função que o produto exerce (BOGUSKI et al., 1996; HEIJUNGS et al., 1992). Na ACV, não se compara um quilograma de carvão com um quilograma de óleo combustível para a produção de eletricidade, mas quanto é necessário de cada combustível para a produção de 1 kWh elétrico.

Um exemplo de como a escolha da unidade funcional afeta nos resultados finais é o estudo de FURUHOLT (1995), que comparou o consumo de energia e as emissões de alguns poluentes na produção de 1000 litros (Caso 1) e 1 MJ (Caso 2) de gasolina, gasolina com MTBE⁴ e óleo Diesel.

Na Figura 2. 4 estão apresentados os resultados obtidos na análise. O autor conclui que ao se avaliar os combustíveis em base energética, a diferença existente entre as gasolinas e o Diesel é maior que no caso da comparação em base volumétrica. Ambas as análises apresentam o Diesel com menores consumo de energia e emissões, exceto para as emissões de SO₂, tanto para a gasolina como para a gasolina com MTBE. No caso das emissões de CO, apenas a gasolina tem resultados menores que o Diesel.

⁴ MTBE – Metil-terc butil eter.

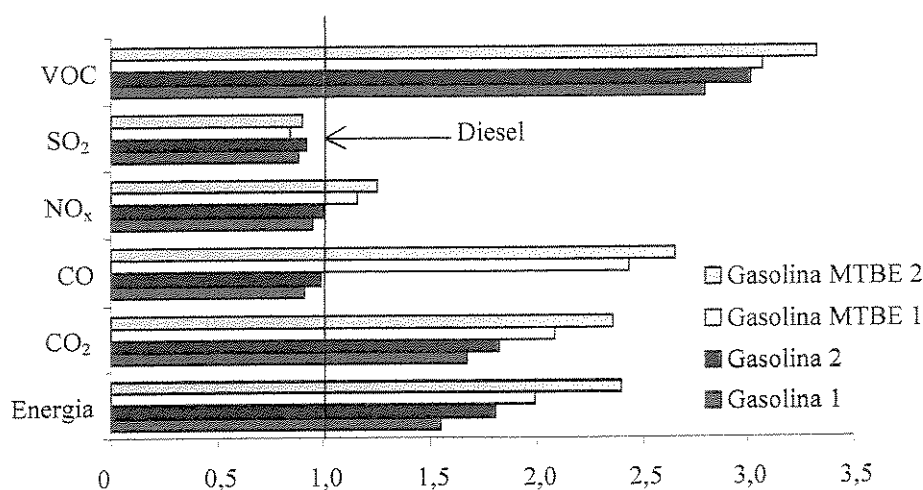


Figura 2. 4 Relação entre o consumo de energia e emissões na produção de gasolina, gasolina com MTBE e Diesel.

Nota: Referência – Diesel, Caso 1: 1; Caso 2: 2

Fonte: FURUHOLT, 1995.

2.1.2 Análise do Inventário

A análise de inventário (AI) consiste no levantamento de informações, qualitativas ou quantitativas, acerca do produto, processo ou atividade.

Para a execução da AI, é necessário que se defina:

- o procedimento de coleta e armazenamento de dados e
- o processo de alocação dos dados entre os produtos.

2.1.2.1 Definição de um procedimento de coleta e armazenamento de dados

A coleta de informações é vital na qualidade dos estudos de ACV, porque os resultados da análise e as sugestões de melhorias ambientais são obtidos com base nesses dados. Portanto, a definição do procedimento de obtenção destas informações deve ser realizada com cautela. De acordo com SETAC (1993a), alguns itens que devem constar do relatório de coleta de dados são as fontes de informação, o nível de agregação e o processo de geração dos dados.

Deve-se mencionar qual a origem dos dados, isto é, se esses provêm de relatórios industriais ou laboratoriais, de documentos do governo, revistas especializadas, livros, patentes, livros de referência, de bases de dados, se são obtidos junto à associações de comércio, consultores e se provêm de outros inventários.

Por sua vez, a informação sobre o nível de agregação dos dados deve refletir se esses são provenientes de observações individuais (por exemplo, se correspondem a registros do monitoramento de uma determinada operação em uma fábrica), se correspondem à médias (em base mensal ou anual) ou se é informação normalizada.

O processo pelo qual os dados são obtidos também deve ser mencionado no relatório. Esses processos podem ser medição, estimativas, amostragem ou ainda, modelagem.

Uma lista de checagem (*check list*) pode ser utilizada para auxiliar a coleta de dados. Esta lista, segundo a Agência de Proteção Ambiental Americana (*Environmental Protection Agency*), deve ter dois componentes: um sumário descrevendo os procedimentos e o sistema estudado, e um conjunto de planilhas listando e qualificando os dados coletados (VIGON et al, 1993).

A manutenção dos dados pode ser realizada em via física e eletrônica. A armazenagem em meio magnético deve ter compatibilidade com os principais programas computacionais de armazenamento de dados, na medida do possível. Evidentemente, a utilização de planilhas auxilia a requisição de dados, facilita a análise e assegura a consistência entre as várias fontes de informações (VIGON et al., 1993).

WHITE e SHAPIRO (1993) sugerem que apenas as fontes que podem ser citadas sejam incluídas na ACV, o que permitiria a reprodução da análise. Entretanto, isto nem sempre é factível.

Definição do uso de programa computacional e de banco de dados

Alguns programas computacionais vêm sendo desenvolvidos para auxiliar a compilação de dados, desenhando o diagrama de fluxo, isto é, as conexões entre os sistemas do ciclo de vida, estimando as emissões e os impactos, além de permitir a visualização dos dados e resultados através de tabelas e gráficos.

Segundo VIGON (1996) e MENKE et al. (1996), um programa computacional ideal deve responder a uma série de requisitos quanto ao uso, aos dados, à qualidade de dados, ao relatório, além de questões pertinentes à configuração do computador, ao custo e à base de dados. As principais características de um bom *software* para realização de uma ACV são apresentadas no Anexo II.

VIGON (1996) e EYERER et al. (1991) relatam que o banco de dados e o programa computacional devem: i) permitir a tomada explícita das decisões que podem resultar em melhoria ambiental; ii) permitir que a decisão acerca do processo industrial e do material a serem utilizados seja tomada a partir de considerações objetivas de ordem técnica, econômica e ecológica; iii) possibilitar a quantificação do consumo de energia e dos impactos ambientais; iv) estimar a exaustão das reservas dos recursos; v) possibilitar a determinação, o controle e a correção dos processos; vi) permitir a identificação de inovações tecnológicas que possam ser incorporadas e, vii) possibilitar a determinação do potencial de reciclagem, considerando-se resultados tais como a redução do consumo de materiais, a energia e/ou a exergia associadas, as emissões de poluentes, os resíduos, etc.

Definição do Método de Avaliação da Qualidade de Dados

Qualidade dos dados é o grau de confiabilidade que se tem nas informações, em função da fonte de informações, do método de coleta, da idade e do nível de agregação dos dados (SETAC, 1994). Para se avaliar a qualidade dos dados utilizam-se alguns indicadores, que podem ser quantitativos ou qualitativos. Alguns indicadores quantitativos são: a exatidão, o desvio ou o erro sistemático, a plenitude (se os dados são completos), a distribuição em relação a um padrão teórico, a homogeneidade, a precisão em relação à média e a incerteza. Indicadores qualitativos são: acessibilidade, aplicabilidade, comparabilidade, consistência, identificação de anomalias, processo de revisão de especialistas⁵, representatividade, reprodutibilidade, estabilidade e transparência.

⁵ Vide Anexo III.

2.1.2.2 Definição do processo de alocação

Alocar consiste em realizar um procedimento de repartição da responsabilidade dos impactos ambientais entre os diversos produtos, materiais ou processos, que se faz necessária devido à variedade de componentes que estão entrando ou saindo do sistema (subsistemas ou processos). A alocação pode ser realizada através de propriedades intensivas⁶ ou em termos de algum parâmetro econômico⁷ (custo ou o preço do produto) ou por função⁸ (HEIJUNGS et al., 1992; SETAC, 1993a, VIGON et al., 1993). Apesar do método de alocação por massa ser o mais comum devido à disponibilidade de dados (por sua simplicidade) e à característica objetiva e constante (por estar relacionada com o processo químico e físico), HEIJUNGS et al. (1992) e BÖHM e WALZ (1996) afirmam que não há um método correto para o processo de alocação. Em alguns casos, recomenda-se a alocação de impactos em função da exergia dos produtos.

2.1.2.3 Interpretação dos dados da AI

Os resultados apresentados na análise de inventário devem deixar claro quais as estimativas e os limites considerados, bem como a qualidade e o nível de agregação dos dados (VIGON et al., 1993). Além disso, deve-se interpretar a variabilidade dos dados e realizar a análise de sensibilidade⁹, visando verificar a ordem de grandeza da incerteza inserida na análise.

Muitos dos estudos de ACV têm se limitado a esta etapa por atender às necessidades de quem realiza a ACV e também pelas controvérsias da execução da Análise de Impacto, especialmente no que diz respeito à valoração. As conclusões advindas são, entretanto, limitadas,

⁶ Propriedades intensivas são propriedades físicas proporcionais à massa.

⁷ A dificuldade na alocação em função de parâmetros econômicos está na falta de estabilidade desses, que podem variar muito conforme comportamento do mercado. Além disso, é difícil se determinar cientificamente o comportamento desses parâmetros (BÖHM e WALZ, 1996).

⁸ Por exemplo, para determinar o custo de uma linha telefônica que atende a múltiplas chamadas, pode-se proceder a alocação segundo a quantidade ou pela duração das chamadas realizadas ou ainda por ambas.

⁹ Vide Anexo IV.

permitindo apenas a redução de determinados poluentes, o que nem sempre representa melhorias para o meio ambiente. Por exemplo, na redução do consumo de energia na reciclagem de alumínio em fornos rotativos, produz-se grande quantidade de resíduos sólidos com alto teor de sais.

2.1.3 Análise de Impacto

Impacto ambiental é toda alteração brusca ocorrida no meio ambiente devido à ações naturais ou antrópicas (ACIESP, 1987 e FEEMA, 1992). De acordo com o CONAMA¹⁰, impacto ambiental é:

“Qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetem: (i) a saúde, a segurança e o bem estar da população; (ii) as atividades sociais e econômicas; (iii) a biota; (iv) as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; (v) a qualidade dos recursos ambientais”.

O propósito da Análise de Impacto na ACV (AICV) é o de averiguar os impactos ambientais decorrentes da atividade humana no ciclo de vida do produto, processo ou atividade. Segundo a SETAC (1993), essa etapa consiste em um processo técnico, quantitativo e/ou qualitativo¹¹ para identificar, caracterizar e avaliar os efeitos ambientais das intervenções selecionadas na análise do inventário.

¹⁰ Resolução CONAMA 001 de 23/1/86.

¹¹ Por exemplo, classificar as fontes energéticas como sendo renovável ou fóssil, comentar sobre a alteração do uso do solo, os efeitos no habitat, entre outros (VIGON et al., 1993; HEIJUNGS et al., 1992).

FINNVEDEN e LINDFORS (1997) apresentam cinco passos para a execução da AICV: definição, classificação, caracterização, valoração e a análise de significância. A maioria dos autores, entre eles SETAC (1993a.), HEIJUNGS et al. (1992) e CURRAN (1996), sugerem apenas as etapas de classificação, caracterização e valoração.

2.1.3.1 Classificação

Na classificação, atribuem-se as emissões de poluentes obtidas na AI às categorias de impacto, como por exemplo, classificando o NO_x como responsável pela acidificação e pela eutrofização¹² (SETAC, 1993a).

Existe uma gama imensa de impactos ambientais, sendo que não se tem conhecimento científico sobre todos ou não há metodologias de análise para todos. HEIJUNGS et al. (1992) sugerem que sejam apenas considerados nos cálculos somente os aceitáveis, procurando não tornar a análise ainda mais complexa. Outra alternativa, de acordo com os autores, é citar o impacto ambiental qualitativamente.

Dentre os impactos gerais, os reconhecidos segundo GUINÉE (1995) são: a exaustão de recursos bióticos e abióticos, a destruição da camada de ozônio, o aquecimento global, a formação de agentes fotoquímicos, a acidificação, a toxicidade humana, a toxicidade ecológica, eutrofização, efeitos radiativos, dispersão de calor, ruídos, odores, problemas à saúde ocupacional, desertificação, degradação física do ecossistema, degradação da paisagem e problemas tais que levem à existência de vítimas humanas.

Em suas ACVs, a Union Carbide elabora uma lista mais detalhada, dividindo em dois grandes grupos todos os impactos ambientais, ou seja, os impactos no ecossistema e os impactos na saúde humana. Esta lista está reproduzida na Tabela 2. 2.

¹² Eutrofização é o enriquecimento de nutrientes em ecossistemas aquáticos, que leva ao aparecimento de grande quantidade de algas e pode acarretar na exaustão do oxigênio na água, resultando na matança de peixes (MOLEN, 1982).

Intervenções ambientais			
Ecossistema	Aquecimento global	Saúde humana	Irritação (olhos, pele, etc.)
	Destruição da camada de ozônio		Câncer
	Chuva ácida		Efeitos no sistema respiratório
	Smog fotoquímico		Efeitos no sistema circulatório
	Eutrofização		Efeitos no sistema nervoso central
	Alteração química ou biológica		Efeitos no sistema cardiovascular
	Alterações climáticas		Efeitos no sistema reprodutor
	Contaminação das águas		Efeitos no comportamento
	Mudança climática		Efeitos renais ou ósseos
	Outros		Outros

Fonte: BOGUSKI et al., 1996.

Tabela 2. 2: Intervenções Ambientais no Ecossistema e na Saúde Humana

2.1.3.2 Caracterização

Na etapa de caracterização, cada emissão deve ser agrupada nas categorias de impacto, contribuindo para com essas segundo fatores de equivalência. BOGUSKI et al. (1996) apresentam cinco maneiras de se efetuar a caracterização: i) em função da carga, ii) da equivalência, iii) das propriedades químicas, iv) dos efeitos da exposição generalizada e, v) dos efeitos da exposição específica.

A análise de carga tem como princípio a suposição de que a menor quantidade de lançamentos ambientais é sempre a melhor solução, o que dificulta a análise no caso de lançamentos simultâneos que ocorram em proporções inversas, ou seja, ao se reduzir uma intervenção ambiental, eleva-se outra. É o caso da já citada reciclagem de alumínio, comparada com a produção primária, que tem menor consumo de energia, mas produz resíduos salinos.

No caso da caracterização por unidades equivalentes, as intervenções ambientais são analisadas com base no efeito potencial que possuem. HEIJUNGS et al. (1992) apresentam os seguintes passos para uso desse critério: seleção dos tipos de problemas ambientais, definição dos fatores de classificação, criação de uma lista dos poluentes e a normalização dos efeitos através de pontuações.

Por sua vez, na caracterização segundo a análise de exposição generalizada, as intervenções ambientais são consideradas de forma global. Exemplos deste critério são os índices que indicam o potencial de aquecimento global e o potencial de destruição da camada de ozônio¹³.

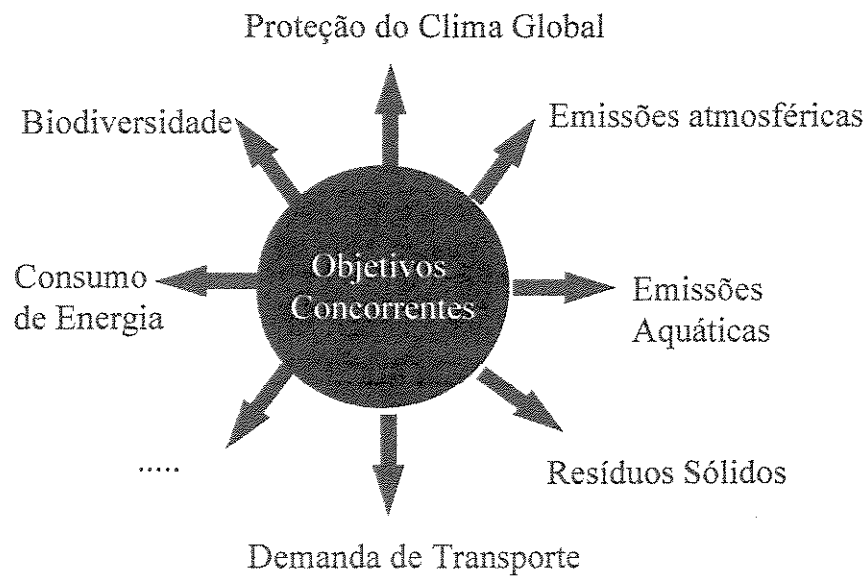
2.1.3.3 Valoração

A valoração ou avaliação procura refletir a atribuição de importância. Esta avaliação pode ser realizada por métodos fundamentados objetiva ou subjetivamente. A execução deste processo se dá face à necessidade de estabelecer prioridades em diversas etapas da ACV: na definição dos escopos e dos objetivos, na escolha e ponderação dos impactos ambientais e na formulação e análise de alternativas. Este termo é, entretanto, mais utilizado na análise dos impactos da AICV com o objetivo de proceder um julgamento envolvendo diversos impactos ambientais através de regras, condições e métodos confiáveis (GIEGRICH e SCHMITZ, 1996).

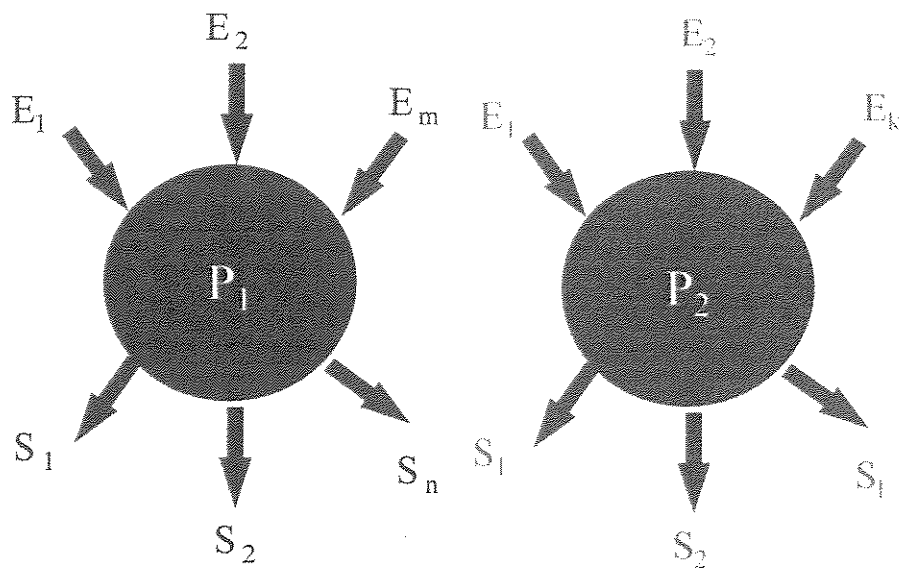
A necessidade de valorar advém dos aspectos ou objetivos concorrentes de uma análise ambiental. Por exemplo, na Figura 2. 5.a são mostrados alguns objetivos concorrentes em uma ACV. Qual o mais importante? Outro exemplo é o da comparação de dois produtos, como ilustrado na Figura 2. 5.b, caso em que os recursos utilizados (E) e as emissões lançadas (S) estão em proporções distintas, de sorte que se $E_{P1} > E_{P2}$, não necessariamente corresponde a $S_{P1} > S_{P2}$. Qual o produto que traz menores conseqüências negativas ao meio ambiente?

A resposta para essas perguntas advém de uma metodologia com julgamentos transparentes e claros. De acordo com a SETAC (1993b), tal fato é mais importante do que a existência de uma grande quantidade de dados sem um modo efetivo de análise.

¹³ GWP (*Global Warming Potential*) e o ODP (*Ozone Depletion Potential*).



a) Objetivos Concorrentes na ACV baseado em GIEGRICH e SCHMITZ (1996).



b) Concorrência de entradas e saídas de produtos, processos ou atividades.

nota: Produtos, processos ou atividades P_1 e P_2 com entradas de recursos I e E e saídas O e S.

Figura 2. 5 Concorrência

Estes métodos são conhecidos na teoria de decisão e alguns têm sido utilizados para valorar, como: método do volume crítico, análise da escassez, análise dos valores monetários e modelos de decisão através de múltiplos critérios (HEIJUNGS et al., 1992).

O método do volume crítico baseia-se na relação entre a emissão real do poluente e a emissão padrão. O problema desse método é que o parâmetro de valoração variará de local para local, em função do padrão. Além disso, o procedimento não considera efeitos cumulativos e a expectativa de vida de cada poluente no meio ambiente (JOCHER, 1988).

O método conhecido como análise da escassez tem como base a relação entre a demanda e a oferta (recursos) do material. A vantagem desse método consiste na facilidade de uso, embora apresente resultados que dependem das prioridades políticas de cada nação, já que as taxas de utilização de recursos são bastante variáveis entre os países (TUKKER, 1994).

Outro método de valoração baseia-se nos procedimentos de atribuição de valores monetários, tal como ocorre na avaliação de custos externos, ou externalidades. Nesse caso, alguns métodos de valoração monetária utilizados são o do custo do dano e o da disponibilidade a pagar ou aceitar pagamento, também chamado avaliação contingente (HOHMEYER, 1989). O princípio do custo do dano é utilizado quando o custo monetário do dano ambiental pode ser avaliado objetivamente, como, por exemplo, quando há uma perda de produção agrícola. No método da disponibilidade a pagar/ou a receber um pagamento a título de compensação, uma pesquisa é realizada junto a comunidade afetada, ou potencialmente afetada, levantando informações acerca das preferências individuais. A SETAC (1993b) criticou este método de valoração já que a escolha do melhor para um indivíduo não representa necessariamente o melhor para o meio ambiente, como na Tragédia dos Comuns mostrada por HARDIN (1968).

Já a teoria de decisão utilizando múltiplas atribuições consiste em decompor múltiplos objetivos separadamente e estimar uma função que identifique todas as atribuições (SETAC, 1993b). Uma simplificação consiste na hierarquização das diversas atribuições através de pontuações. Nesse caso, a um fator avaliado como mais importante é atribuída uma pontuação maior que a um de menor importância. A soma desses pontos ponderados pode ser interpretada como um índice. As vantagens desse método são sua flexibilidade, o fato de poder ser usado em

casos específicos, a possibilidade de incorporação de uma análise de sensibilidade e o fato de permitir que as atribuições sejam comparadas entre si (BÖHM e WALZ, 1996).

Na Suíça, uma variante de valoração mesclando essa última técnica e a do volume crítico é utilizada para avaliar as poluições ocorridas no ar, na água e o consumo de energia (BUWAL, 1991).

A matriz de análise de impacto permite uma valoração direta que requer a opinião de especialistas no assunto. GRAEDEL e ALLENBY (1998) utilizam-se desse método para realizar um estudo qualitativo em automóveis de 1950, considerando cinco etapas no ciclo de vida: pré-manufatura, manufatura, embalagem, uso do produto e reciclagem, descarte e reuso. Cinco aspectos ambientais são considerados no estudo: escolha de matéria prima, uso de energia, disposição de resíduos sólidos, descarga de efluentes líquidos e emissões gasosas. Os resultados do estudo indicam que o consumo de energia na fase de utilização do automóvel é o aspecto ambiental mais relevante.

O problema da utilização deste método é encontrar um critério que não seja passível de subjetividade.

2.1.4 Análise de Melhorias / Interpretação

A Análise de Melhorias (AM) ou Interpretação tem como objetivo reduzir os impactos ambientais através da identificação ou avaliação e seleção de opções para a melhoria ambiental do produto ou processo (SETAC, 1993a). Até o momento, pouco se tem discutido sobre essa etapa da ACV, não obstante a melhoria ambiental ser o alvo principal da realização da análise. Isto se deve, em grande parte, ao estágio de desenvolvimento da ferramenta, às limitações das AICVs e também porque alguns dos objetivos podem ser cumpridos nas etapas anteriores da ACV.

Tendo em vista a necessidade de executar essa etapa da ACV, propõe-se que sejam realizadas as seguintes sub etapas: a verificação da poluição ambiental, o levantamento das opções tecnológicas e econômicas e a construção de cenários.

2.1.4.1 Verificação da poluição ambiental

Uma vez enumerados os impactos ambientais de maior importância na valoração realizada na AICV, cabe nesta etapa averiguar a influência de cada poluição ambiental responsável por estes impactos. Uma técnica que pode ser utilizada é a da análise de sensibilidade.

Segundo a SETAC (1993) e VIGON ET AL. (1993), o uso da análise de sensibilidade permite avaliar simultaneamente as variáveis que têm maior influência, onde se encontram as maiores incertezas, checar dados de qualidade suspeita ou desconhecida e verificar onde se necessitam dados mais detalhados e melhores (VIGON ET AL., 1993).

2.1.4.2 Levantamento das alternativas tecnológicas

A partir do momento que se tenha conhecimento de que as alterações trazem resultados significativos ao meio ambiente, é preciso que se faça um levantamento das alternativas tecnológicas disponíveis, inclusive avaliando os custos inerentes à implantação.

Há, no entanto, alguns aspectos que devem ser considerados. O primeiro consiste na desagregação do sistema, já que a substituição ou aperfeiçoamento de uma tecnologia dificilmente pode ser perfeitamente analisada se são considerados subsistemas de grande porte¹⁴. Nesse caso, uma alternativa é restringir o estudo para aqueles considerados de maior impacto ambiental.

¹⁴ Imagine a ACV de um prego. Poder-se-ia considerar como subsistemas da etapa de fabricação do aço o beneficiamento do minério, a redução e a oxidação. Ainda se poderia identificar em qual destes subsistemas há maior emissão de poluentes, entretanto não se conseguiria obrigatoriamente conhecer o equipamento com maior emissão. Com isto, um subsistema A pode vir a ser o maior emissor de poluentes entre os subsistemas considerados, entretanto, a emissão pode ser dispersa entre diversos equipamentos, enquanto em um subsistema B um único equipamento pode emitir mais que em A.

Outro aspecto importante é a dificuldade de serem considerados os recursos de capital (por exemplo, máquinas, edificações, etc.) na ACV, o que restringe a análise na avaliação das implicações ambientais advindas da troca de equipamento ou da área de produção¹⁵.

2.1.4.3 Construção de cenários

A técnica de cenários permite verificar como as alterações de tecnologias, de processos, etc. podem influenciar no ciclo de vida de um produto. UGAYA (1996) utiliza-se dessa técnica para comparar os custos econômicos da expansão do sistema com os custos associados à medidas de uso racional de energia, sob o ponto de vista de uma concessionária.

2.2 Dificuldades e Simplificações da Metodologia

Além das dificuldades até aqui comentadas, há ainda os obstáculos inerentes à definição de um procedimento metodológico para a ACV. Essas dificuldades, de acordo com GRAEDEL e ALLENBY (1998), WICE (1994), HEIJUNGS et al. (1992), KEOLEIAN et al. (1997), SETAC (1997) e FOUHY (1993) estão associadas:

- i) ao tempo requerido para a execução da análise e obtenção de resultados, que é muito extenso em comparação aos ciclos de desenvolvimento de alguns produtos;
- ii) à inexistência de uma metodologia até então padronizada para a definição dos limites do estudo e à alocação dos impactos¹⁶;
- iii) à dificuldade de obtenção dos dados necessários¹⁷ e à qualidade dos mesmos;

¹⁵ Por exemplo, no caso de transferência da área de produção, como na transferência de indústrias já existentes para regiões mais tranquilas, em função das melhores condições fiscais ou de infra estrutura.

¹⁶ À época das publicações mencionadas, a série ISO 14040 ainda não havia sido publicada. Mais a frente comenta-se sobre este assunto.

¹⁷ Considerando tanto a geração da informação quanto o acesso aos dados.

- iv) à diversidade dos modelos de análise de impactos ambientais existentes;
- v) ao fato dos efeitos ambientais causados no ciclo de vida estarem associados com produtos já conhecidos, o que pode dificultar a realização da análise para novos produtos e;
- vi) à falta de conhecimento suficiente para a determinação dos custos advindos dos impactos ambientais.

A ausência de um método padrão fazia com que a ACV não fosse aceita como instrumento decisório (BÖHM e WALZ, 1996). A ISO, entretanto, publicou em 1997 uma série de normas que procuram padronizar a ACV. Apesar de fornecer as diretrizes gerais de condução da ACV, a identificação dos limites dos estudos é sempre realizada de acordo com as necessidades de quem está executando a análise.

Algumas dificuldades anteriormente assinaladas têm sido superadas através da simplificação da metodologia. BOGUSKI et al. (1996), WICE (1994) e HEIJUNGS et al. (1992) citam alguns exemplos de simplificação, como:

- i) a exclusão de algumas das etapas que não alteram significativamente as conclusões, o que requer a realização de uma pesquisa preliminar;
- ii) a eliminação de operações similares na comparação de produtos, processos ou atividades;
- iii) truncamento da análise, ou seja, exclusão das etapas inicial ou final, ou de ambas, tendo por base informações de um estudo prévio;
- iv) simplificação do número de intervenções ou impactos ambientais considerados.

Os autores acima citados lembram, contudo, que apesar da utilidade desses recursos de simplificação, especialmente na comparação de alguns produtos, os mesmos não podem ser generalizados.

TODD (1996) adiciona a crítica de que as simplificações na ACV podem encobrir etapas do ciclo de vida que contribuem significativamente com certos impactos ambientais. HUNT et al. (1998), por exemplo, analisaram dez técnicas de simplificação aplicadas a sete produtos e constataam que nenhum dos métodos apresenta conclusões satisfatórias quando comparados com o estudo completo de ACV.

É, entretanto, praticamente impossível incluir todas as cadeias do ciclo de vida à análise, requerendo que seja inserida basicamente toda a estrutura da economia (BÖHM e WALZ, 1996). Um estudo simplificado, embora não reflita plenamente a realidade, pode guiar a indústria, o governo e os consumidores em suas escolhas, tendo sempre claro as considerações e os objetivos do estudo (WHITE e SHAPIRO, 1993). Realça-se a importância de que, nas ACVs simplificadas, as hipóteses e os métodos devem constar dos relatórios, sendo explicitados e discutidos detalhadamente.

HEIJUNGS et al. (1992) afirmam que a execução da ACV também pode ser simplificada através de outros procedimentos, tais como o uso de programas computacionais que permitam realizar análise de sensibilidade, o desenvolvimento de uma base de dados pública e confiável¹⁸ e o uso de métodos de ACV mais rápidos e menos detalhados, com aplicação de regras simples¹⁹.

Para que a ACV seja uma metodologia padronizada e reconhecida internacionalmente, a SETAC (1993a) sugere que se desenvolva uma metodologia de ACV que apresente as vantagens de baixo custo e de simplicidade de execução. A sociedade acrescenta ainda que é necessário que a metodologia tenha maior credibilidade, o que requer um esforço de prover informações e educar, e interaja com outras ferramentas já aceitas, como a administração da qualidade total (*Total Quality Management*) e o conceito de “projeto para o meio ambiente” (*Design for Environment*), entre outros. Algumas propostas da SETAC para alcançar esses objetivos estão listadas na Tabela 2. 3.

¹⁸ Os autores acreditam que essa base de dados seria de difícil viabilização, e que sua qualidade e amplitude dependeria muito do objetivo pelo qual é elaborada, e por quem é construída.

¹⁹ Regras simples, do inglês, “*rules of thumb*”.

Tabela 2. 3 Propostas para o desenvolvimento da metodologia de ACV

	Desenvolvimento requerido
Análise de Inventário	Planilhas para armazenar informações Metodologia de contabilização do consumo de energia Alocação de co-produtos, de fontes de energia elétrica, dos resíduos sólidos Metodologias distinguindo resíduos sólidos, co-produtos e produtos
Dados	Indicadores da qualidade dos dados Procedimento de manutenção e atualização dos dados
Análise de Impacto	Modelos gerais Parâmetros para aferir se a análise é apropriada Análise de riscos Métodos de valoração Procedimentos para contabilizar os efeitos ambientais
Análise de Melhoria / Interpretação	Ocorrência contínua da melhoria
Publicação	Resumidas, em revistas profissionais Extensivas, porque podem resultar em regulamentações e políticas

Fonte: SETAC (1993a), SETAC (1993b)

CAPÍTULO 3 ACV PRELIMINAR

A ACV, como apresentado no capítulo anterior, é uma metodologia complexa em que as definições dos limites do estudo são de grande importância para que o mesmo seja factível. Como instrumento para auxiliar a determinação desses limites, apresenta-se neste capítulo um estudo preliminar das etapas do ciclo de vida do automóvel. Esta análise visa identificar as principais etapas do ciclo de vida deste produto, bem como os componentes e os materiais automotivos que são responsáveis pelos maiores impactos ambientais associados ao ciclo de vida do automóvel.

Na seção 3.2 são apresentadas algumas ações já realizadas, assim como tendências para que a indústria automobilística nacional e internacional possa reduzir esses impactos ambientais. Enfim, com a análise apresentada neste capítulo busca-se identificar referências para a realização de uma ACV do automóvel no Brasil.

Na Figura 3. 1 é mostrado o ciclo de vida de um automóvel, conforme apresentado por KEOLEIAN et al. (1997). Embora sucinto, o diagrama é abrangente englobando a produção de materiais, a manufatura de componentes automotivos, a montagem, o uso de automóvel e o descarte. O diagrama, entretanto, não mostra as etapas de extração de materiais, de transporte e apresenta o consumo de água apenas na fabricação de tinta, muito embora seja utilizada nas demais etapas. Este capítulo apresenta as etapas de extração extração de recursos naturais, fabricação de materiais e do automóvel, uso do automóvel e descarte.

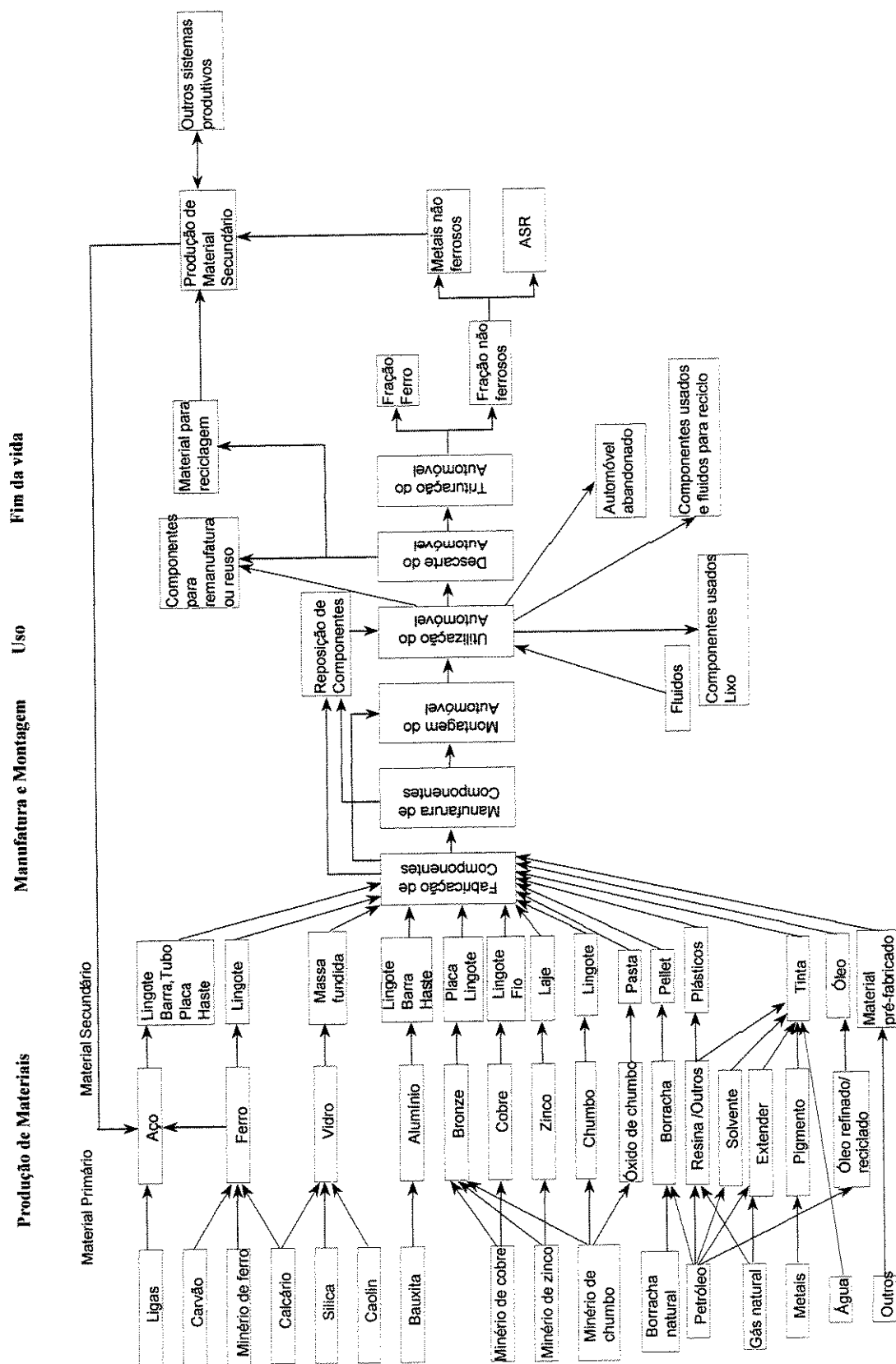


Figura 3.1 Ciclo de vida do automóvel

Fonte: KEOLEIAN et al., 1997

3.1 Extração de Materiais

Tudo aquilo que é retirado do meio ambiente é denominado recurso ambiental. De acordo com a Lei nº 6938 de 31/8/1981, os recursos ambientais são:

“a atmosfera, as águas interiores, superficiais e subterrâneas e os estuários, o mar territorial, o solo, o subsolo e os elementos da biosfera”.

Seja no processo de manufatura, na utilização ou no descarte do automóvel, há a necessidade de recursos providos da natureza, tais como energia e matéria prima (ver Figura 3. 2).

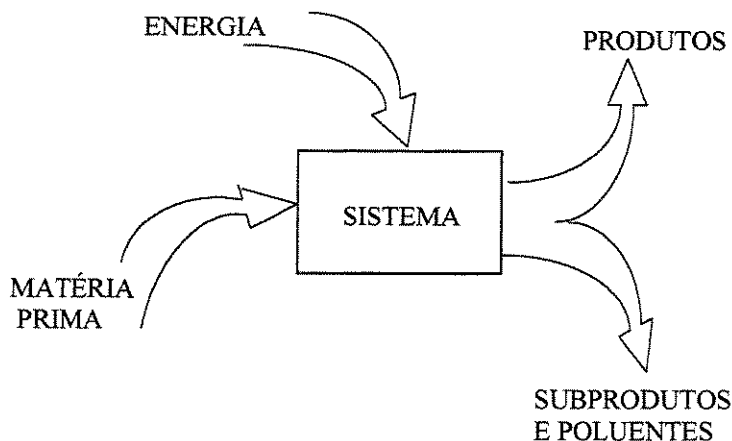


Figura 3. 2: Uso de recursos no sistema

O automóvel contém vários componentes e materiais e o uso de recursos naturais em sua produção é expressivo. A título de exemplo, a indústria automobilística é responsável pelo consumo de 20% do aço produzido no mundo, 10% do alumínio²⁰ (RCEP, 1994), 7% dos

²⁰ Desde 1994 a indústria de transporte representa o maior mercado do alumínio. Em 1971 o alumínio contido em um automóvel corresponde a aproximadamente 35 kg (SAE, 1992), sendo que em 1996 a participação chegou a 112 kg (SCHULTZ, 1996).

plásticos²¹ (WEBER, 1991) e 75% do magnésio fundido²² (MAGERS, 1995). A produção de aço no Brasil, em 1996, foi de 25 milhões de toneladas, dos quais 6,4% foram destinados à indústria automobilística e à indústria de autopeças e acessórios (MME, 1997).

O peso médio do automóvel foi reduzido, entre os anos de 1978 a 1985, em virtude da substituição do aço por materiais mais leves. Após esta data houve um aumento do peso face à inserção de componentes²³ (STARK, 1996 e SAE, 1992).

A composição média do automóvel nos EUA em 1997 foi de 55,1% de aço, 11,6% de ferro FUNDIDO, 6,3% de alumínio e 7,5% de plástico, sendo que o peso médio era de 1.473 kg (STARK, 1998). Outros materiais como a borracha, vidro, cobre, tecido, etc., constituíam o restante da composição do automóvel.

Esses materiais são extraídos da natureza através da mineração e da perfuração, ou são cultivados (produtos agrícolas) e criados (pecuária). As minas podem ser superficiais ou subterrâneas, resultando em vários impactos ambientais, tais como o aumento da acidez da água, a formação de solos áridos e a destruição da vida nos rios (YOSHIKI-GRAVELSINS et al., 1993b e MANAHAN, 1994). Esses impactos podem ser resultantes de emissões gasosas ou da emissão de ácidos, de descargas de substâncias tóxicas e de metais pesados, e da disposição indevida de resíduos sólidos (RSC, 1994).

²¹ Alguns autores, entre eles RAZIN e KANIUT (1990), acreditam que os plásticos possam representar no futuro de 20 a 50% do peso dos automóveis. Outros autores, entretanto, afirmam que esse valor deve ser bastante inferior devido à difícil reciclabilidade e à degradabilidade do material.

²² O magnésio apresenta baixa densidade - cerca de dois terços do alumínio e apenas um quinto do aço - e vem sendo utilizado em painéis de instrumentos e estruturas de assentos, entre outros usos (LUO et al., 1995).

²³ Um carro equipado com diversos acessórios pode aumentar o peso em mais de 200 kg (LOURO, 1998). Um equipamento como o ar condicionado, por exemplo, pesa cerca de 12 kg, a direção hidráulica, 15 kg e um *airbag*, 6 kg.

O solo é utilizado intensamente na mineração de superfície, solo esse que poderia ter outra finalidade, como para a agricultura, uso urbano ou para recreação. Esse tipo de mineração deteriora o meio ambiente e cria locais potencialmente perigosos para os trabalhadores e a população (CRAIG et al., 1996).

Por sua vez, os principais impactos decorrentes da mineração subterrânea são o afundamento do solo, a geração de resíduos sólidos e o gasto energético elevado para o bombeamento de água e compressão de ar. De acordo com BÔAS (1995), dos resíduos provenientes da produção de Al, Cu, Zn e Mg, em média 36,4% resultam da extração dos recursos.

SÁNCHEZ (1993) aponta sete problemas de gerenciamento ambiental na mineração: controle da poluição, impactos sobre os ecossistemas, impactos sociais, consumo de recursos naturais, gerenciamento de riscos, impactos ambientais a longo prazo, gerenciamento de resíduos sólidos e reciclagem de materiais e resíduos.

A fuga de fluidos de camadas subterrâneas e empobrecimento do solo são os principais impactos ambientais na perfuração para extração de recursos minerais (KEOLEIAN et al., 1997). Na produção *offshore*²⁴ e no transporte do petróleo, o espalhamento de óleo no mar, conforme CRAIG et al. (1996), é um problema freqüente.

A maioria dos estudos de ACV de automóveis não considera a etapa de extração ou a inclui com a fabricação de materiais. Esta etapa, porém pode ser responsável por uma parcela significativa de impactos ambientais. Um estudo sobre o consumo de energia na produção de alguns materiais, realizado por YOSHIKI-GRAVELSINS et al. (1993a), leva em consideração a extração. De acordo com os autores, a mineração de bauxita corresponde a 3,3% do consumo de energia necessária na produção do alumínio. Já a etapa de extração do minério de ferro representa 15,4% do consumo de energia da produção do aço.

²⁴ No mar.

3.2 Fabricação de Materiais e do Automóvel

A obtenção de materiais para posterior utilização na manufatura de componentes e partes do automóvel também responde por uma série de intervenções ambientais.

Os principais responsáveis pela emissão de alguns poluentes no ar e na água são apresentados na Tabela 3. 1. Nota-se que muitas destas indústrias fazem parte da fabricação do automóvel, como é o caso de indústrias metalúrgicas, siderúrgicas, químicas, chumbo, borracha, vidros, etc.

As análises de ciclo de vida realizadas para automóveis em vários países têm mostrado que a etapa de fabricação de materiais é expressiva no consumo de energia, na emissão de alguns poluentes atmosféricos, no consumo de água e na geração de resíduos sólidos. A importância de cada impacto ambiental depende do material considerado, de sua origem (se primário ou secundário) e também do componente automotivo sob avaliação.

Tabela 3. 1 Principais fontes emissoras de algumas substâncias poluentes do ar e da água

a) Fontes de poluição atmosférica

Substâncias	Principais Emissores
Partículas em Suspensão	Minerais não metálicos, metalúrgicas, papel e papelão, química, têxtil e produtos alimentícios
Dióxido de enxofre (SO ₂)	Refinaria de petróleo, indústria de fertilizantes, celulose, ácido sulfúrico.
Óxidos de nitrogênio (NO _x)	Motores a combustão, fornos, incineradores, fabricação de cal, explosivos, etc.
Hidrocarbonetos (HC)	Indústria química (ácido sulfúrico, nítrico e fosfórico, tintas e vernizes, vidros, detergentes, fertilizantes e produtos sintéticos)

b) Fontes de poluição da água

Substâncias	Principais Emissores
DBO	Matadouros e frigoríficos, fabricação de laticínios, cervejas, usinas de açúcar e álcool, papel e papelão, etc.
Óleos e Graxas	Siderúrgicas, petroquímicas, materiais bélicos, etc.
Material em suspensão	Explosivos, beneficiamento de borracha, produção de ceras vegetais, etc.
Arsênio (As)	Mineração, inseticidas, herbicidas, vidros, gases químicos, tintas, etc.
Cromo (Cr)	Galvanoplastia e águas de resfriamento na produção de aço, curtimento de couros, explosivos, baterias, tintas, pigmentos, etc.
Chumbo (Pb)	Tintas e pigmentos, inseticidas, produtos elétricos, refinação do chumbo, indústrias químicas e de pesticidas.
Mercúrio (Hg)	Indústria de cloro-álcalis, tintas, mineração e refino, cloro, papel e alguns praguicidas.
Cádmio (Cd)	Resíduos de galvanoplastia
Fenóis	Indústria químicas, petroquímica e farmacêutica

Fonte: AMÊNDOLA et al. (1995)

3.2.1 Consumo de Energia

SCHUCKERT et al. (1997) indicam que 60% do consumo de energia na produção do automóvel na Alemanha ocorre durante a fabricação de materiais e 19% na etapa de pintura. O consumo pode ser ainda superior na pintura, com a utilização de tintas hidrossolúveis que requerem maior quantidade de energia para secar (WILLIAMSON, 1999).

Apenas para se ter uma idéia do consumo de energia na fabricação de materiais, no início da década de 90, a produção de aço consumia de 5,3 a 11,1 MWh/t e a de alumínio, de 30 a 75 MWh/t, conforme dados de YOSHIKI-GRAVELSINS et al. (1993a). Os autores afirmam ainda que do consumo de energia na fabricação do alumínio, 70% era eletricidade, dos quais 90% são

utilizados na eletrólise (20 a 51 MWh/t de Al). Dados mais recentes da IPAI – *International Primary Aluminum Institute* (1999) apontam que a eletrólise da alumina para obtenção do alumínio requer em média, 15,7 MWh/t de Al. O instituto aponta ainda que as plantas mais modernas consomem 14 MWh/t de Al. A redução do consumo de energia por unidade produzida também ocorreu na fabricação de aço. No Brasil, houve uma queda de 7,1% do consumo de energia entre os anos de 1984 e 1999 (MME, 2000).

3.2.2 Emissões de Poluentes Atmosféricos

As emissões de CO, CO₂, NO_x, SO_x, hidrocarbonetos e material particulado são provenientes da queima de combustível. O CO e os hidrocarbonetos são formados na queima incompleta, o SO_x devido à presença de enxofre nos combustíveis. A emissão de NO_x decorre de vários fatores, dentre os quais se destacam a quantidade de nitrogênio do ar e no combustível, a temperatura de combustão, a temperatura do forno, o tipo de queimador.

As principais intervenções no meio ambiente na produção do aço são: consumo de energia e de água, emissão de sólidos suspensos, amônia, fenol, resíduos sólidos, CO, CO₂, NO_x, SO_x e HC (RAVINDRAN, 1998 e HEINISCH, 1993). Na produção de alumínio primário consome-se grande quantidade de eletricidade e água. Alguns impactos ambientais da atividade estão associados à emissão de fluoretos, de alcatrão, de SO₂, CO, CO₂, HCl, HCN e NH₃, e à disposição de óleos e de graxas (IPAI, 1999, RAVINDRAN, 1998 e FILLETI, 1995).

A produção dos anodos pré-cozidos, utilizados no processo de eletrólise do alumínio, emite 0,05 kg de hidrocarbonetos²⁵ por tonelada de alumínio (IPAI, 1999). O IPAI menciona que o uso da tecnologia Söderburg²⁶ reduz essa emissão para 0,025 kg/t Al e que nas plantas mais modernas pode-se alcançar até 0,01 kg/t Al.

²⁵ *Polycyclic aromatic hydrocarbons* – Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos.

²⁶ A tecnologia Söderburg é basicamente diferenciada da pré-cozida pelo tipo de anodo utilizado. Na primeira, o anodo, uma pasta, é alimentado de forma contínua e é cozido na própria célula produtora de alumínio (IPAI, 1999).

Os resultados obtidos em algumas ACVs anteriormente feitas para o automóvel, no caso da emissão de alguns poluentes atmosféricos na etapa de fabricação de materiais, são mostrados na Tabela 3.2. Para os quatro estudos de referência, a dispersão de alguns resultados é pequena, enquanto para outros é grande, como no caso da emissão de CO₂. Isto pode ter sido decorrente do modo de aquisição de dados (estimativas ou reais, médias ou pontuais, etc.), das diferentes tecnologias utilizadas na fabricação ou da exclusão de algum processo na análise.

Tabela 3.2 Emissão de poluentes atmosféricos na etapa de fabricação de materiais

Emissões [kg / veículo]	TEUFEL (1994)	SCHUCKERT et al. (1996)	SCHUCKERT et al. (1997)	KOBAYASHI (1997)
HC	21,5	4,5 – 10	3,4	
CH ₄		6,5 – 26	16	
CO	31,2	10,4 – 36	21	
Partículas sólidas	2,0			
NO _x	15,6	3 – 13	5	
SO _x	11,8		n.d	
SO ₂			8	
CO ₂	13.100	6.500 – 23.000	3.700	1.039

KEOLEIAN et al. (1997) e TEUFEL (1994) afirmam que as etapas de fabricação de materiais e o refino de petróleo são responsáveis pelo lançamento ao meio ambiente de ácidos, de metais pesados, outras substâncias tóxicas e por grande parte dos lançamentos de material particulado em todo o ciclo de vida do automóvel.

3.2.3 Consumo e Contaminação de Água

A água é utilizada na produção de materiais e do próprio automóvel, principalmente para limpeza e refrigeração. O consumo de água na produção de materiais é intenso. A quantidade de água necessária para a produção de alguns materiais utilizados na fabricação de automóveis é mostrada na Tabela 3.3.

Tabela 3.3 Consumo de água na produção de materiais

Material	Água (litros)
Refino de um barril de petróleo	1.770
1 tonelada de ferro	114 mil
1 tonelada de alumínio	1.325 mil
1 tonelada de borracha sintética	2.500 mil

Fonte: CRAIG et al., 1996.

A contaminação dos recursos hídricos pode ser classificada como de via direta ou indireta. No primeiro caso a contaminação advém diretamente das fontes emissoras, como é o caso do aumento da acidez da água após a mesma ser utilizada em um processo industrial. Os lançamentos indiretos são aqueles cuja origem é o ar ou o solo, sendo os poluentes carreados através da chuva, lixiviação, etc. Um estudo da General Motors – GM mostra que os lançamentos diretos de mais de 50 elementos tóxicos na água correspondem a 0,25%²⁷ dos lançamentos totais durante a produção de automóveis, enquanto a FORD estima que essa parcela seja de 6%²⁸ (KEOLEIAN et al., 1997).

De acordo com SCHUCKERT et al. (1997), o consumo de água na produção de um veículo modelo Golf, na Alemanha, é de 56 m³. No Brasil, a fábrica da FIAT de Betim, MG, que produz cerca de 2.200 carros por mês, consome 1,5 x 10⁶ m³ de água mensalmente, apesar de reutilizar 92% desse volume (CAETANO, 1998). Mesmo assim, 120 mil m³ por mês (55 m³ por automóvel) são consumidos, o que corresponde aproximadamente ao consumo para sobrevivência de 167 mil pessoas²⁹ durante um ano.

A etapa de transporte de materiais também resulta em deterioração da qualidade da água. COURTRIGHT (1990) menciona que, de acordo com a EPA (*U.S. Environmental Protection Agency*), o derramamento de um galão de petróleo pode contaminar um milhão de galões de água,

²⁷ São consideradas emissões atmosféricas, na água, no solo, esgoto público, tratamento/disposição.

²⁸ Admitindo as emissões no ar, solo e água.

²⁹ Considerando-se que uma pessoa (70 kg) consuma 720 litros de água por ano (CRAIG et al., 1996).

o equivalente ao consumo de 50 pessoas em um ano. Isso se deve à descarga de Pb, As, Cd, halogenados, benzeno, gasolina, entre outros materiais.

Um exemplo das consequências advindas de um grande derramamento de óleo no mar corresponde ao acidente que ocorreu em 1989, no Alasca. CRAIG et al. (1996) citam que a estimativa é de que se tenha exterminado cerca de 400.000 aves marítimas e de 4.000 lontras devido ao vazamento de um cargueiro petrolífero – o Exxon Valdez. Segundo as estimativas da *The National Oceanographic and Atmospheric Administration*, até 1996, 50% do óleo derramado nesse acidente teria sido biodegradado, 20% evaporado, 14% recuperado, 12% afundado no mar e 1% permanecido na água.

3.2.4 Resíduos Sólidos

A produção de resíduos sólidos resultantes da fabricação de materiais ocasiona impactos ambientais medianos a elevados no processamento do Al, Cu, Mg e Ti e baixos na fabricação e na manufatura³⁰ (BÔAS, 1995). De acordo com o autor da referência citada, a perda média de materiais na fabricação e manufatura de materiais deve-se à mistura do elemento a outros materiais, sendo respectivamente de 6,4 e 11,5%, em média, considerando apenas o material associado ao minério.

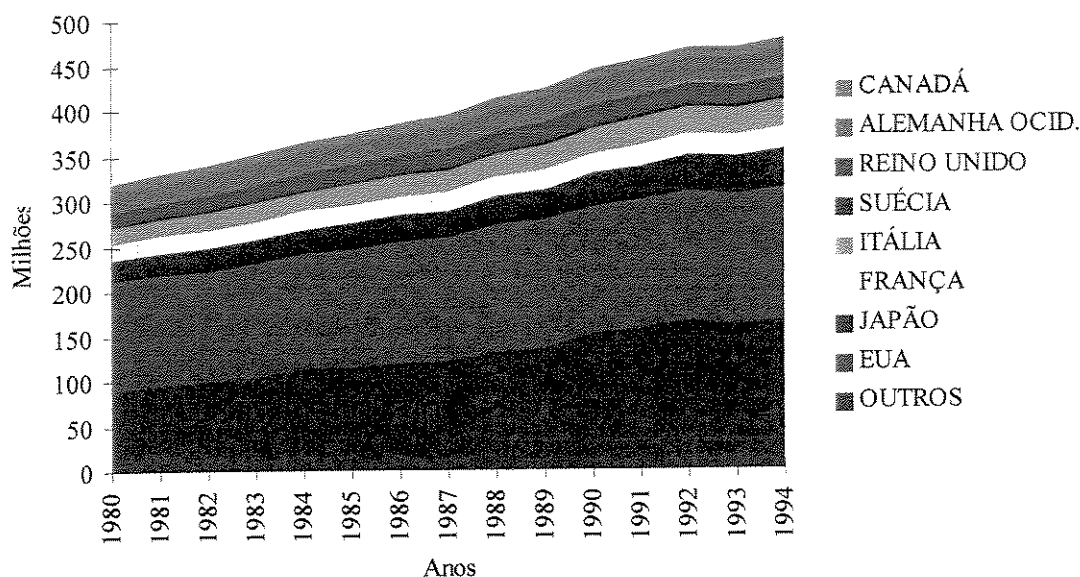
3.3 Utilização do Automóvel

A frota mundial de veículos particulares tem apresentado crescimento praticamente ininterrupto desde o final da Segunda Guerra. Isto é consequência da queda de preços em relação

³⁰ O autor considera que o processamento dos materiais consiste no processo metalúrgico ou químico de transformação do minério em metal. A fabricação consiste nas operações para produção de tarugos, chapas, etc., e a manufatura é a aplicação de operações mecânicas para dar forma aos metais.

à renda, e porque o automóvel representa autonomia na locomoção, símbolo de status e de liberdade³¹ (FERRO, 1990).

A Figura 3. 3 apresenta o crescimento da frota no período entre 1980 a 1994. Em 1980, o número de automóveis no mundo era de 320 milhões e, em 1996, 486 milhões, isto é, um aumento da ordem de 2,9% a.a. Caso essa taxa de crescimento seja mantida nos próximos anos, a frota mundial de automóveis atingirá a casa dos 700 milhões em 2010.



Fonte: DAVIS e MCFAULIN, 1996.

Figura 3. 3: Frota de Automóveis [milhões]

Para ilustrar o quanto o crescimento da frota tem sido expressivo, durante o período 1980-94 o crescimento médio da população mundial foi de 1,6 % a.a., reduzindo a relação habitante por veículo em muitos países (Figura 3. 4). Nos países economicamente mais ricos esse índice não tem sofrido grandes alterações, contrastando com o que ocorre nos países em desenvolvimento econômico, como a Coréia do Sul, onde o índice no período 1977-1995 foi reduzido de 79 para

³¹ Em diversos países do leste europeu, o automóvel ainda é reconhecido como um “ícone da liberdade” (GRAEDEL e ALLENBY, 1998).

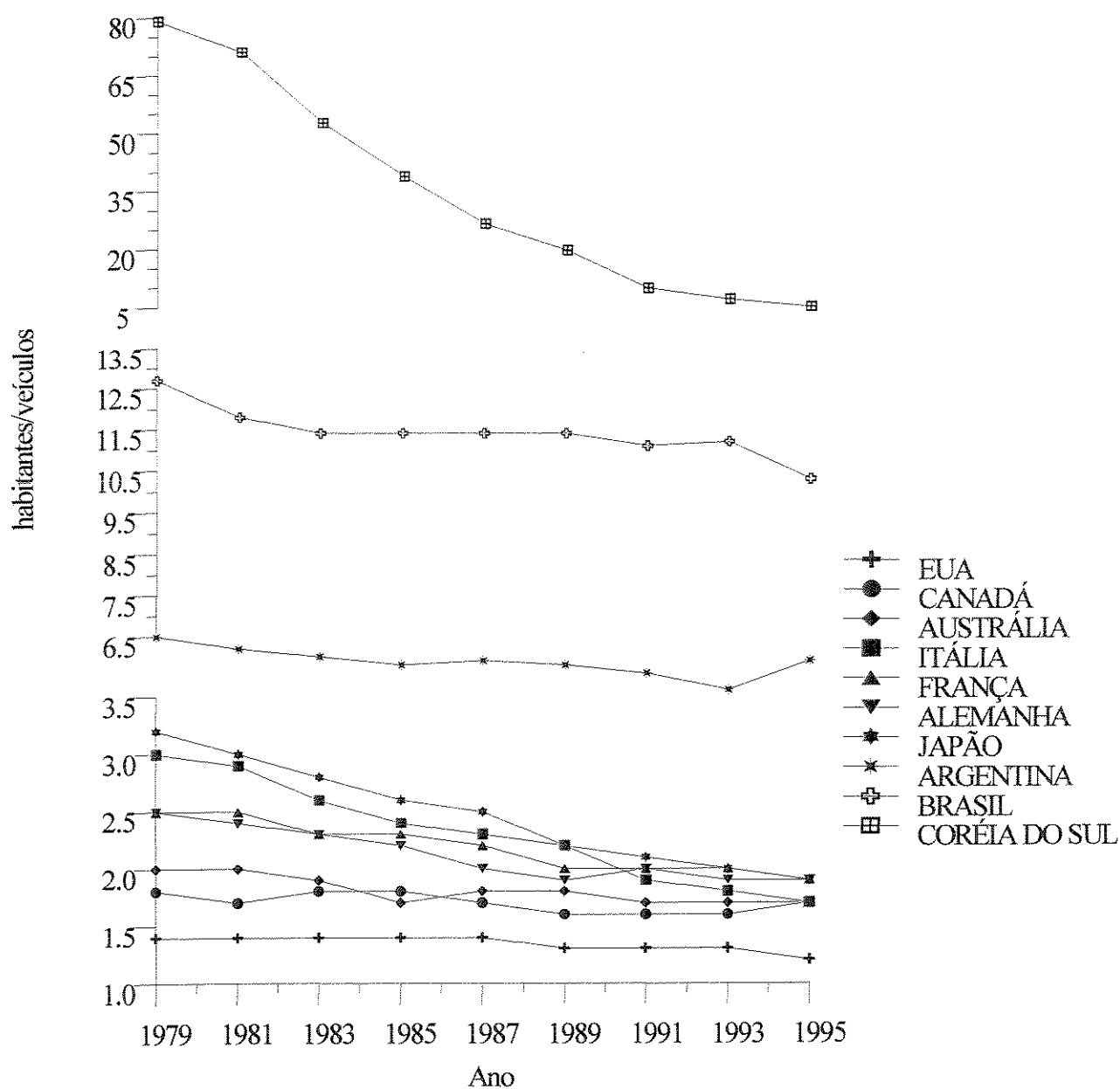


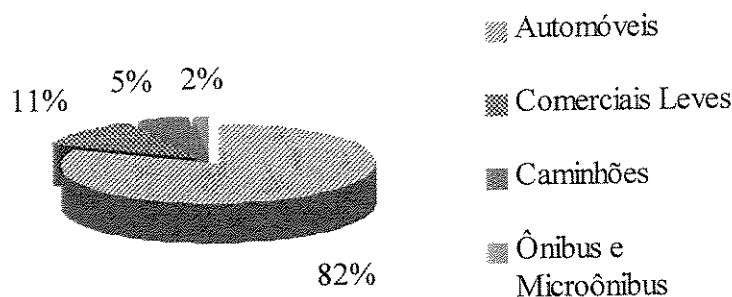
Figura 3. 4: Índice habitante por veículo em alguns países³²

³² Os dados de 1994 e 1995 para o Brasil são estimados; os dados da Alemanha até 1990 referem-se unicamente à ex-Alemanha Ocidental e, a partir desta data, à Alemanha unificada.

5,9 habitantes/veículo. Nota-se que essa relação também tem diminuído no Brasil, embora a taxas bem mais modestas, sendo que em 1995 correspondeu a 11 habitantes/veículo.

Apesar do aumento da frota de veículos, a posse do automóvel é restrita a 1% da população mundial. No Brasil, por exemplo, 61% da frota de veículos estava no sudeste em 1997, onde viviam 43% da população.

Os dados apresentados até o momento são relativos aos veículos em geral, englobando os automóveis, os veículos comerciais leves, caminhões, ônibus e similares. Os automóveis, entretanto, representam geralmente grande parte do total. No Brasil, por exemplo, estes corresponderam a 82% da frota total de veículos em 1998 (vide Figura 3. 5).



Fonte: ANFAVEA, 1998

Figura 3. 5: Distribuição dos veículos no Brasil em 1998

A indústria automobilística é reconhecida pela sua capacidade de geração de empregos e de indução do desenvolvimento regional. O número de empregados na indústria automobilística brasileira aumentou de 6,2% a.a. de 1957 a 1996, tendo, no entanto, atingido o ápice em 1980, com 133 mil trabalhadores (Tabela 3. 4). Em 1996, os empregos diretos na indústria automobilística representaram 0,6% da população ocupada no Brasil. Estima-se que para cada emprego gerado nas montadoras de automóveis são gerados outros 46 empregos (LÜDERS, 1999). Com isto, os empregos diretos e indiretos somaram quase 5 milhões, o que representava 22% da população ocupada no país.

Nos EUA, em 1994, os empregos relativos ao transporte rodoviário corresponderam a 7,4% do total, dos quais 45,6% estavam na venda e nos serviços, 24,7% na construção e na manutenção de rodovias, 15,5% na manufatura do veículo e de equipamentos, 10,6% no refino de petróleo e na produção de derivados e 3,6% no frete (AAMA, 1997).

Ainda na Tabela 3. 4 são mostrados dados da produção de veículos por emprego no Brasil. Nota-se que a produção praticamente dobrou de 1976/1980 para 1996, enquanto houve redução do quadro de funcionários. Isto foi decorrente do aumento de produtividade, fato necessário para a competitividade do setor em nível mundial, como afirma FERRO (1990).

Tabela 3. 4 Nível de emprego, produção de veículos e faturamento da indústria de veículos no Brasil

Ano	Nível de Emprego	Produção de Veículos	Veículos por Emprego	Faturamento [10 ⁶ US\$]	% do PIB Industrial Nacional
1957	9.773				
1967	46.396			4.953	9,2
1976	112.429	986.611	8,8	16.684	14,0
1977	111.514			16.191	12,4
1980	133.683	1.165.174	8,7	15.887	10,3
1987	113.474			16.576	9,8
1996	101.857	1.804.328	17,7	24.881	11,5
1997	106.085			27.282	12,1

Fonte: ANFAVEA, 1998

O desenvolvimento regional trazido pela indústria de automóveis é notado na competição entre os governos para atraí-la. Por conta das isenções fiscais, os estados do Brasil pagam cerca de 200 mil dólares por emprego gerado (BERNARDES et al., 1999). Os autores citam ainda que a cessão destes subsídios acarreta no fechamento de uma fábrica nos EUA, tendo desempregado seus funcionários.

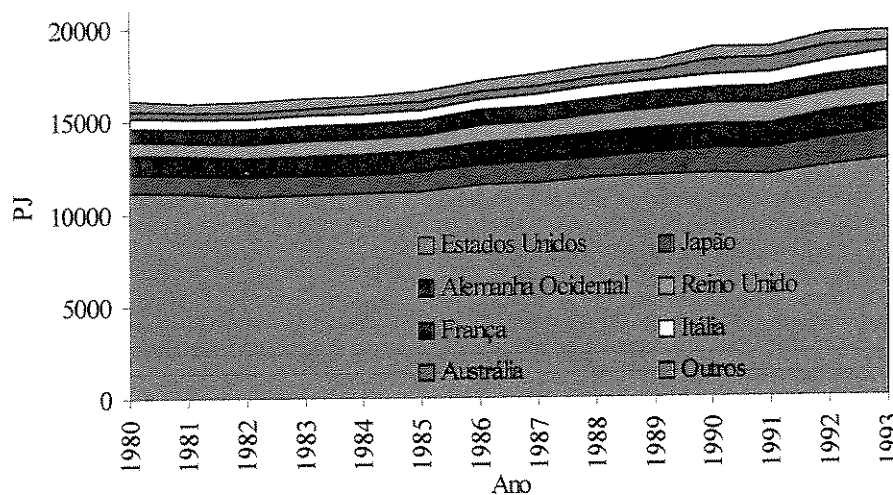
Dados do faturamento da indústria automobilística nacional mostram um aumento considerável de 1976 a 1996 (taxa média de 2% a.a. no período). Em 1997, o faturamento do segmento atingiu quase 27 bilhões de dólares, que correspondeu a cerca de 12% do PIB industrial do país, de acordo com estimativa da ANFAVEA (1998).

A indústria automobilística é uma das mais importantes atividades econômicas mundiais. Entretanto, junto com o automóvel, é responsável por uma série de impactos ambientais, afetando

a sociedade, o consumo de recursos naturais e causando emissões no ar, na água e no solo, entre outros.

3.3.1 Consumo de Energia

Por causa do desenvolvimento tecnológico, o consumo específico dos automóveis é atualmente cerca de 10% em relação ao verificado no início da década de 20. Apesar da contínua melhoria de rendimento, o consumo mundial de energia relativo aos automóveis é elevado, causado especialmente pelo aumento considerável da frota. Em 1994, o consumo de combustível para movimentar cerca de 65% dessa frota³³ foi de $19,6 \times 10^{18}$ J (ver Figura 3. 6)³⁴.



Fonte: DAVIS e MCFAULIN, 1996.

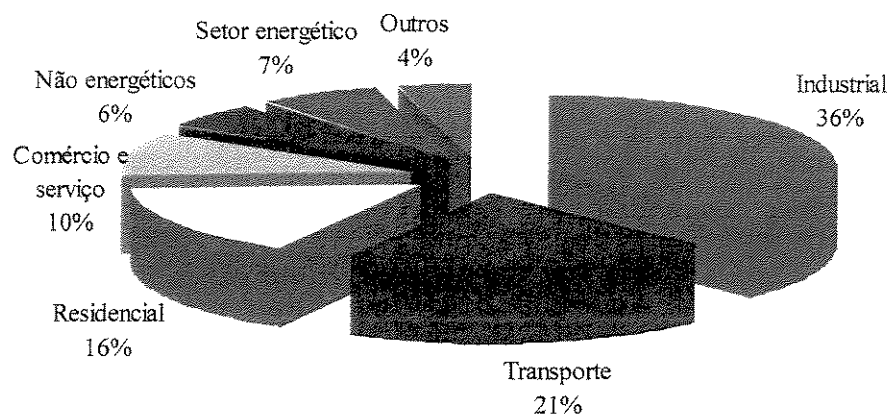
Figura 3. 6: Consumo de energia da frota de automóveis de alguns países

Nos EUA, o setor de transportes foi responsável por 26% do total de energia consumida em 1997 (DOE, 1998). O Departamento de Energia dos Estados Unidos (DOE, 1998) avalia que os

³³ Considerando a frota dos EUA, Alemanha Ocidental, França, Suécia, Noruega, Reino Unido, Japão, Itália, Finlândia, Dinamarca e Austrália.

³⁴ 1 BTU = 1.055 J.

automóveis são responsáveis por 76% do consumo de energia deste setor, o que significou 18,8% do consumo total de energia do país. No Brasil, os transportes representaram em 1999, 21% da energia total consumida, atrás apenas do setor industrial. Considerando que o consumo no país é basicamente de gasolina e álcool, em 1999, estes participaram com 44,2% do consumo do setor de transportes, isto é, 9,6% do consumo total para fins energéticos do país (MME, 2000).



Fonte: MME, 2000

Figura 3. 7 Participação dos Setores no Consumo de Energia do Brasil (1999)

Os impactos da frota automobilística no consumo de energia não se restringem à intensidade do consumo, mas também ao fato de se utilizar basicamente de combustíveis fósseis, salvo algumas exceções, como é o caso do álcool no Brasil. O grande consumo de petróleo para a mobilização da frota de automóveis implica gastos militares³⁵ e emissões de uma série de elementos químicos que haviam sido armazenados há milhões de anos.

A utilização de uma fonte energética renovável também pode resultar em diversos impactos ambientais. No caso da produção do álcool, por exemplo, pode-se citar o cultivo de uma

³⁵ No final da década de 80, os EUA gastaram de 15 a 54 bilhões de dólares por ano para assegurar o suprimento do petróleo, o que implicaria custos adicionais aos consumidores equivalentes a 23 dólares por barril, como afirma HUBBARD (1991).

monocultura³⁶, o uso do solo que poderia ser utilizado para lavouras³⁷, as queimadas³⁸ e o uso de energia não renovável³⁹ na produção.

Alguns autores, como SCHUCKERT et al. (1996), KOBAYASHI (1997), TEUFEL (1994) e FUSSLER (1991) indicam que a vida útil do automóvel é a etapa de maior consumo de energia no ciclo de vida do automóvel dos casos avaliados.

SCHUCKERT et al. (1996) realizam um estudo para diferentes materiais considerando o consumo de energia no ciclo de vida de automóveis de motor de combustão interna. Em qualquer um dos casos, a etapa de uso é responsável por grande parte do consumo energético (de 79 a 87% de todo o ciclo de vida). Em uma análise mais recente para o automóvel Golf, SCHUCKERT et al. (1997) indicam o consumo de 430 GJ durante esta etapa.

O resultado obtido por KOBAYASHI (1997) mostra que a etapa de utilização é responsável por 83,5% do consumo de energia no ciclo de vida do automóvel no Japão, o que corresponde a 333,1 GJ.

TEUFEL (1994) indica um percentual menor correspondente ao consumo de energia na vida útil do automóvel⁴⁰ na Europa (71% do total do ciclo de vida), o que pode ser justificado por ter sido considerado no estudo o transporte de materiais.

³⁶ As monoculturas, em geral, desgastam o solo e favorecem as erosões. Uma estimativa feita para o Estado de São Paulo avalia perdas anuais de 27 milhões de toneladas de solo face ao plantio de cana de açúcar, ou seja, 14% do total no Estado (IEA, 1991).

³⁷ No Brasil, em 1988, 4,3 milhões de hectares de terra são destinados à plantação de cana, o que corresponde a 8% do ocupado por lavouras (FIBGE, 1988).

³⁸ A queima da cana-de-açúcar para posterior colheita é responsável pela perda de 30 a 40% da massa de cana verde e destruição do grande potencial energético existente nas pontas da cana e na palha (CORTEZ et al., 1992).

³⁹ A energia fóssil utilizada na fase agrícola corresponde a 78% do consumo total de energia para a produção de álcool (NOGUEIRA, 1987).

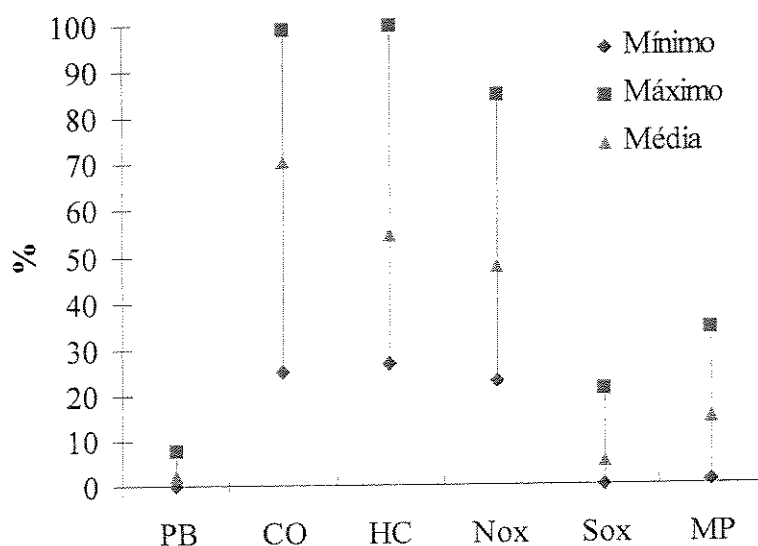
⁴⁰ Considerando um automóvel de 1.100 kg, percorrendo 130.000 km.

FUSSLER (1991) chega a resultados bem distintos ao analisar o consumo de energia no ciclo de vida, considerando diferentes materiais e componentes automotivos. No caso de materiais primários, por exemplo, o autor constata que a vida útil representa 84% do consumo energético do ciclo de vida de um paralamas de aço, 49% para o uso de alumínio e 77% para o emprego de poliuretano.

3.3.2 Lançamentos no Ar

A combustão perfeita de um combustível contendo apenas hidrocarbonetos produz dióxido de carbono (CO_2) e água (H_2O). Entretanto, por causa da composição do combustível, das condições de queima e do uso do ar atmosférico, produz-se óxidos de nitrogênio (NO_x), óxidos de enxofre (SO_x), monóxido de carbono (CO), hidrocarbonetos (HC), materiais particulados (MP), entre outros poluentes.

De acordo com JOUMARD et al. (1996) as emissões de NO_x , CO_2 , materiais particulados, COV (Compostos Orgânicos Voláteis), CO , SO_2 (dióxido de enxofre) e Pb (chumbo) são os principais poluentes atmosféricos de responsabilidade do setor de transporte. Embora novas tecnologias estejam sendo desenvolvidas para reduzir a emissão de poluentes, os veículos motorizados ainda constituem uma enorme fonte de poluição do ar. Na Figura 3. 8 mostra-se a participação dos veículos a motor na emissão de poluentes em alguns países. Destaca-se a produção de CO , cuja participação do setor de transportes varia de 66 a 99% nas regiões analisadas. As diferenças existentes entre os vários países podem ser justificadas (i) pelo tamanho da frota, (ii) pelo perfil da geração elétrica, (iii) pela dimensão do parque industrial e (iv) pelo uso de metodologias diversas na avaliação das emissões. Além disso, as condições em que os veículos trafegam, a tecnologia e a manutenção dos automóveis e a qualidade do combustível utilizado afetam a emissão de poluentes.



nota: Vide Anexo V para maiores detalhes.

Figura 3. 8: Participação do setor de transportes na emissão de poluentes causada por ações antrópicas devido à etapa de utilização de veículos automotores [%]

Uma estimativa realizada pela CETESB (1996), para a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), em 1995, mostra que os veículos foram responsáveis pela emissão de 98% de CO, 97% de HC e NO_x, 86% de SO_x e 58% de materiais particulados em 1995. Os automóveis a gasolina e a álcool responderam por 65% de CO, 72% de HC, 15% de NO_x, 8% de SO_x e 11% de materiais particulados das emissões totais. Essas estimativas levam em conta o fator de deterioração dos veículos. A emissão de novos veículos saídos das fábricas no Brasil é dada na Tabela 3.5.

Outro estudo, realizado por URIA e SCHAEFFER (1997), que considera o fator de deterioração da frota de automóveis e veículos leves, apresenta como resultados a emissão, no caso da gasolina, de 18,15 g/km de CO, 1,76 g/km de HC e 0,95 g/km de NO_x. Para o álcool, esses indicadores são, respectivamente, 16,53, 1,87 e 1,21 g/km. Esses valores são, contudo, maiores do que aqueles apresentados na Tabela 3.5 e bem inferiores às emissões dos veículos

norte americanos, de acordo com o IPCC (1996)⁴¹. O resultado apresentado pode ter sido influenciado pelas condições dos veículos⁴² e do tráfego⁴³ considerados.

Tabela 3.5: Emissão máxima de veículos nacionais saídos das fábricas [g/km]

Emissão	CO		HC		NOx		Aldeídos	
Ano	Gasolina	Álcool	Gasolina	Álcool	Gasolina	Álcool	Gasolina	álcool
1980 - 83	33	18	3	1,6	1,4	1	0,050	0,180
1984 - 85	28	16,9	2,4	1,6	1,6	1,2	0,050	0,180
1986 - 87	22	16	2	1,6	1,9	1,8	0,040	0,110
1988	18,5	13,3	1,7	1,7	1,8	1,4	0,040	0,110
1989	16,2	12,8	1,6	1,6	1,6	1,1	0,040	0,110
1990	13,3	10,8	1,4	1,3	1,4	1,2	0,040	0,110
1991	11,5	3,4	1,3	1,1	1,3	1,0	0,040	0,110
1992	6,22	3,64	0,56	0,59	0,63	0,54	0,013	0,035
1993	6,3	4,2	0,6	0,7	0,8	0,022	0,022	0,040
1994	6,0	4,6	0,6	0,7	0,7	0,7	0,036	0,042
1995	4,7	7,3	0,6	0,7	0,6	0,7	0,025	0,042
1996	3,8	3,9	0,4	0,6	0,5	0,7	0,019	0,040
1997	1,2	0,9	0,2	0,3	0,3	0,3	0,007	0,012
1998	0,79	0,67	0,14	0,19	0,23	0,24	0,004	0,014
1999	0,74	0,60	0,14	0,17	0,23	0,22	0,004	0,013

Notas: Os valores são médias de produção; os dados da gasolina a partir de 1980 são referentes à mistura de gasolina e álcool (78% gasolina, 22% álcool).

Fonte: CETESB, 2000.

Uma particularidade do Brasil é a utilização do álcool como combustível veicular. O programa do álcool (PROALCOOL) permite o crescimento da frota de automóveis movidos por essa fonte de energia⁴⁴. A vantagem do álcool é a de ser um combustível renovável e por

⁴¹ Considerando um consumo específico de 4,7 a 8,5 km/litro, emitindo de 40 a 244 g/km de monóxido de carbono, 3,07 a 9,76 g/km de óxidos de nitrogênio, e de 3,172 g/km de dióxido de enxofre.

⁴² Na Califórnia, mais da metade da poluição é atribuída a automóveis antigos, que representavam apenas 10% do total em circulação (THE ECONOMIST, 1996).

⁴³ CET (1994) afirma que há um consumo adicional de 2 litros de combustível para cada hora em que o veículo se encontrava em trânsito lento.

⁴⁴ A produção de automóveis movidos a álcool chegou a corresponder a mais de 90% da produção total, sofrendo uma queda na década de 90 (ANFAVEA, 1998).

contribuir com a redução da emissão de alguns poluentes. LEITE (1990) afirma que em virtude do uso desse combustível há, na cidade de São Paulo, uma redução de 57% na emissão de CO₂, 64% de HC e 70-80% do teor de chumbo entre 1979 e 1983.

Na Tabela 3. 6 são apresentadas as emissões de alguns poluentes atmosféricos obtidas de alguns estudos de ciclo de vida. Os dados mostram que há uma variação enorme desses resultados, que chega a variar 15 vezes no caso da emissão de monóxido de carbono. Estas diferenças podem ter sido decorrentes das mesmas razões apresentadas para o consumo de energia na seção anterior.

SCHUCKERT et al. (1996) consideram o uso e o descarte conjuntamente. Os resultados apresentados pelos autores indicam que esta etapa contribui com 88-89% da emissão de CO no ciclo de vida do automóvel, 45-50% de HC, 6-14% de CH₄, 35-63% de NO_x e 9-20% de SO₂. Em um estudo posterior (SCHUCKERT et al., 1997), realizado para o modelo Golf, os resultados apresentados são ligeiramente diversos na emissão de CO (94,5%), de CH₄ (4,8%), de NO_x (30,1%) e de SO₂(17,7%), e bem diferentes na emissão de HC (5,5%) e CO₂ (80,8%).

Tabela 3. 6: Emissões de poluentes no uso do automóvel

Emissões de poluentes [kg]	TEUFEL (1994)	SCHUCKERT et al. (1996)	SCHUCKERT et al. (1997)	KEOLEIAN et al. (1997)	KOBAYASHI (1997)
HC	36	14 – 29		120	
CH ₄		2,5 – 4	9		
CO	325	140 – 280	390	2.100	
Partículas sólidas	0,2				
NO _x	46,8	16 – 24	8	190	
SO _x	4,8				
SO ₂		4 – 7	6		
CO ₂	44.300		29.000	31.300	22.300
NH ₃			6		

As duas outras etapas consideradas nestes dois estudos para as emissões de poluentes no ar são: produção de combustível, a produção do automóvel (incluindo a fabricação de materiais), o uso e descarte do automóvel. SCHUCKERT et al. (1996 e 1997) verificam que as emissões de HC e NO_x são distribuídas na produção de combustível e no uso e descarte do automóvel. Ao se considerar o metano na lista de hidrocarbonetos, entretanto, a produção de combustível se torna a

etapa de maior responsabilidade na emissão de HC. A emissão de SO₂ também ocorre sobretudo nesta etapa, enquanto o CO é emitido sobretudo durante o uso e descarte do automóvel.

Os resultados apresentados por KOBAYASHI (1997) indicam que a fase de utilização do automóvel também é a que tem maior responsabilidade na emissão de CO₂ durante o ciclo de vida do veículo para o caso japonês.

O automóvel tem uma longa vida útil no Brasil. Dados do GEIPOT (1998) indicam que cerca de 50% dos veículos de passeio têm 10 anos ou mais. Com isso, a etapa do uso do automóvel tem maior importância na emissão dos poluentes atmosféricos, face à longa vida útil. Um estudo realizado por UGAYA e WALTER (2000) mostra o efeito de algumas emissões atmosféricas no ciclo de vida do automóvel. No caso dos hidrocarbonetos, considerando-se o fator de deterioração, as emissões de um veículo a gasolina ao longo de sua vida útil são 3,6 vezes maiores em relação à média da produção⁴⁵ (Tabela 3.5). Por outro lado, a deterioração faz com que as emissões de óxidos de nitrogênio são reduzidas ao longo da vida útil do automóvel⁴⁶ (ver Tabela 3. 7).

Tabela 3. 7 Estimativas de emissão no ciclo de vida de um automóvel na RMSP [kg]

	CO		HC		NO _x	
	Gasolina	Álcool	Gasolina	Álcool	Gasolina	Álcool
I	2284	1686	216	189	212	198
II	3308	2527	791	607	172	189

I: Média da produção.

II: Considerando o fator de deterioração.

Fonte: UGAYA e WALTER, 2000

⁴⁵ A emissão média da produção é obtida considerando a quantidade de automóveis existentes na Região Metropolitana de São Paulo em 1996, os anos de produção de cada automóvel e os limites máximos de emissão no ano em que são produzidos.

⁴⁶ Isso é ocasionado pelo desgaste das partes, que resulta na perda de compressão e na redução da temperatura de combustão (PEDROSO JR., 1996).

A emissão dos poluentes mencionados implica diversos impactos ambientais, tais como o efeito estufa, a destruição da camada de ozônio, chuva ácida, a produção de *smog*⁴⁷, prejuízos à saúde humana e ao bem estar, à biodiversidade, entre tantos outros.

O aquecimento global, a despeito de seus efeitos e causas não serem totalmente conhecidos, tem sido uma preocupação mundial face à possibilidade de estar ocorrendo aceleradamente em decorrência de ações antrópicas (MOLION, 1995). Esse aumento da temperatura da atmosfera terrestre estaria ocorrendo, segundo as teorias mais difundidas, face ao aumento de concentração de alguns gases na atmosfera, tais como o CO₂, CH₄ (metano), N₂O (óxido nitroso), CO, NO_x, COV, gases refrigerantes (CFC 11, 12, 113, HCFC-22, HCFC-23 e PFC) e o metil-clorofórmio. Dentre esses, o CO₂ é o que tem maior contribuição para o efeito estufa, em função das quantidades emitidas, seguido pelo CH₄, NO_x, COV⁴⁸, SO₂ e CO (JOURMARD et al., 1996).

O ozônio constitui um gás nocivo ao ser humano. Na estratosfera, contudo, a existência de uma camada desse gás permite a absorção da radiação ultra violeta⁴⁹ (UV-B⁵⁰) proveniente do sol e, também, permite o equilíbrio da temperatura terrestre. Algumas substâncias podem destruir a camada de ozônio, sendo que as principais que provêm do consumo energético no setor de transportes são o NO_x e os COVs (JOURMARD et al., 1996).

A acidificação da chuva se dá pela presença de elementos químicos tais como o monóxido de carbono, os óxidos de enxofre, os de nitrogênio e compostos orgânicos voláteis no ar. O pH da chuva é normalmente ácido, em torno de 5,6 (CRAIG et al., 1996). No entanto, os gases citados o reduzem ainda mais, acarretando uma série de danos, tais como a corrosão de monumentos e pinturas, a destruição de matas, a deterioração das condições de vida em rios, lagos e em outros

⁴⁷ Smog, do inglês *smoke* + *fog* (névoa e fumaça).

⁴⁸ Excluindo o CH₄.

⁴⁹ Essa radiação é prejudicial às plantas, à saúde humana (à visão, ao sistema imunológico, e pode causar câncer de pele) e aos animais (especialmente os marinhos).

⁵⁰ Ultravioleta B.

ecossistemas. De acordo com GRAEDEL e ALLENBY (1998), os automóveis contribuem em cerca de 10 a 15% para a formação da chuva ácida, sendo que esse valor pode ser mais alto em locais onde a frota é elevada e seu uso, intenso.

O smog fotoquímico é causado pela incidência da luz solar em elementos como o NO_x , COV e o CO na atmosfera, produzindo uma série de poluentes como o ozônio, aldeídos, cetonas e peróxidos. Cerca de 40% das emissões mundiais de NO_x provém dos automóveis (GRAEDEL e ALLENBY, 1998).

Os efeitos na saúde causados pela poluição atmosférica são diversos, desde irritações nos olhos, cansaço e dores de cabeça, até a danificação dos sistemas circulatório, nervoso, renal, reprodutor e respiratório, além de poder causar vertigem, paralisia, coma e óbitos. Na Tabela 3. 8 estão sintetizados alguns efeitos na saúde humana causados por sete poluentes atmosféricos provindos da utilização do automóvel.

Tabela 3. 8: Distúrbios na saúde devido à emissão de poluentes

Efeitos na Saúde	NO_x	M.P.	COV	CO	SO_2	Pb	Aldeído
Irritação nos olhos							
Sistema circulatório							
Sistema nervoso							
Sistema renal							
Sistema reprodutor							
Sistema respiratório							
Dor de cabeça							
Cansaço							
Coma							
Câncer							
Paralisia							
Vertigem							
Fatalidade							

Fontes: FAIZ, 1993, RCEP, 1994, VLADIMIR et al., 1996 e GRAEDEL e ALLENBY, 1998.

Outra forma de poluição é a sonora. O excesso de ruído pode resultar na interferência do repouso e do sono, no estresse, provocar irritação e mal estar e até na perda de audição (LOWE, 1991 e VLADIMIR et al., 1996). O ruído é cada vez menor dentro dos automóveis, contudo pedestres, ciclistas e residentes nas proximidades de vias ainda sofrem com os ruídos

provenientes do tráfego. Uma estimativa realizada em 13 países europeus da OCDE conclui que a fonte de ruídos dominante nos centros urbanos é o tráfego rodoviário, e que 90% dos ruídos escutados dentro de residências são provenientes desse tráfego⁵¹ (LOWE, 1993).

O conhecimento científico atual não permite a identificação de todos os impactos ambientais associados ao automóvel, e principalmente a extensão de seus danos. VLADIMIR et al. (1996), por exemplo, citam que há aumento da emissão de platina na atmosfera, proveniente dos catalisadores automotivos, mas que ainda são desconhecidos os efeitos sobre a saúde.

3.3.3 Lançamentos na Água e no Solo

O principal consumo de água durante a etapa de uso do automóvel é para sua limpeza. SCHUCKERT et al. (1997) constatam que a demanda de água associada ao uso de um Golf na Alemanha é de 28 m³ por automóvel.

A participação da etapa de uso do automóvel na produção de resíduos sólidos é pequena, porém o seu uso implica uma infraestrutura intensa, cuja necessidade de solo é elevada. A área ocupada em centros urbanos para essa finalidade representa cerca de 30%, em decorrência do grande número de veículos. Nos EUA, esse valor é estimado, em média, de 50% do espaço urbano (DURNING, 1992) e em Los Angeles, Califórnia, corresponde a 2/3 da área (LOWE, 1991). De acordo com o Relatório da Comissão Real de Poluição Ambiental no Reino Unido (RCEP, 1994), a área ocupada por vias está em torno de 20%. Isso se deve, provavelmente, à existência de uma malha ferroviária e metroviária extensa e eficiente.

Outros impactos advindos da extensa infraestrutura criada para os veículos são as influências sobre as comunidades, residências e os locais arqueológicos.

⁵¹ Em Viena, Áustria, 60% da poluição sonora decorre do tráfego rodoviário, de acordo com ÖSLZ (1992).

3.3.4 Acidentes

Quanto aos acidentes, SHARON (1993) estima que os automóveis respondem por cerca de 250.000 fatalidades, 500.000 aleijamentos e 10 milhões de feridos ao ano, em todo o mundo, afetando usuários dos veículos, pedestres e ciclistas. Conforme estatísticas do Denatran, em 1994, das 7.575 mortes no trânsito registradas no Brasil, 40% foram de pedestres. Para o caso dos 136 mil feridos, 60% foram pedestres. Em 1996, o número de acidentes com vítimas no país foi de 264 mil, contudo com o advento do novo Código Nacional de Trânsito houve uma redução desse número. Na cidade de São Paulo, por exemplo, ocorreu 31% menos fatalidades no primeiro semestre de 1998 que no mesmo período do ano precedente, o que correspondeu a 80 milhões de dólares economizados⁵² (JSEG).

Além das consequências ao bem estar, os acidentes implicam diversos custos, desde os relativos ao conserto do veículo e da infraestrutura, até os correspondentes à necessidade de hospitais e serviços funerários. Alguns esforços de contabilização monetária procuram considerar esses e outros custos, como os benefícios advindos de um ser humano para a sociedade. O Departamento Britânico de Transportes estima que o custo de cada falecimento em rodovia é de 1,3 milhões de dólares. LOWE (1993) menciona alguns estudos que avaliam os custos dos acidentes⁵³ com veículos motorizados em relação ao PIB como sendo de 1,2% para os países em desenvolvimento, 2,4% na França, 2,6% na ex-Alemanha Ocidental e 3,0% na Austrália. Nos EUA, a estimativa é de 8% do PIB em 1988⁵⁴, avaliando os danos à saúde humana e ao meio ambiente provocados por veículos motorizados como sendo de 93 bilhões de dólares por ano.

⁵² A estimativa considera gastos hospitalares, danos materiais e perda de produtividade. US\$ 131 mil de perda de produtividade por vítimas fatais (recebendo um salário de US\$ 545 durante 20 anos) e custos hospitalares e dias não trabalhados no período de recuperação correspondente a R\$ 13.168 (US\$ 1 = R\$ 1,17).

⁵³ Levando em consideração as mortes, dano à propriedade privada, encargos médicos, legais e administrativos, serviços de emergência, etc.

⁵⁴ Incluindo a dor, o sofrimento e a perda de qualidade de vida.

No Brasil, de acordo com estimativas do Denatran, de 1986 a 1990 o custo público resultante do atendimento a acidentes automobilísticos foi de 710 milhões de dólares por ano⁵⁵. Esse valor é bem inferior ao dos EUA, pois apenas os gastos hospitalares são considerados na contabilização.

3.3.5 Congestionamentos

O automóvel, criado para aumentar a mobilidade humana e projetado e produzido para atingir velocidades cada vez maiores, atinge atualmente, em grandes centros urbanos, uma velocidade média de 10 km/h nos horários de tráfego intenso. Essa velocidade é aproximadamente a mesma obtida antes da invenção do automóvel, quando do uso de carroças (DURNING, 1992). Nos EUA, a velocidade média geral é de 31 km/h (IPCC, 1996) e um cidadão despende, ao longo de sua vida, cerca de 2 anos em congestionamentos nos grandes centros urbanos (LOWE, 1991).

Com os congestionamentos, há aumento da poluição sonora – devido ao maior uso de buzinas e mais ruídos inerentes ao próprio funcionamento do motor, já que esse permanece mais tempo ligado do que quando as vias encontram-se livres – do consumo de combustível, da emissão de poluentes, do número de acidentes, do estresse e há prejuízo na movimentação de veículos de coleta de lixo, de entrega de produtos, e, principalmente, para os de emergência.

A estimativa do custo de congestionamentos no Reino Unido foi de 15 bilhões de libras em 1989 (RCEP, 1994). Estudos realizados em 1988 nos EUA avaliam que o congestionamento nas áreas urbanas acarreta em um custo de US\$ 400 a 750 por veículo, por ano (LOWE, 1993).

Mesmo com todas as conseqüências provindas do tráfego lento, o aumento da posse de veículos particulares vem crescendo mundialmente. O Departamento de Contabilidade dos EUA informa que, havendo continuidade do aumento do número de automóveis nas proporções atuais,

⁵⁵ Admitindo um gasto de US\$ 1.500 de hospital por dia e 338 mil feridos que estiveram internados durante uma semana.

o congestionamento nas estradas triplicará em 15 anos, mesmo que a capacidade das mesmas aumente em 20% (LOWE, 1993).

3.4 Descarte

Após o veículo ser descartado, nos países desenvolvidos, os fluidos e a bateria são retirados, tanto para o reuso dos componentes quanto para a reciclagem dos materiais. O veículo passa então por um processo de trituração (*shredder*) e então são separados os metais ferrosos e alguns metais não ferrosos. O material que resta é denominado resíduo da trituração do automóvel (ASR, do inglês *Automotive Shredder Residue*). A disposição do automóvel e a extração de materiais são os principais responsáveis pela geração de resíduos sólidos em seu ciclo de vida.

O ASR é composto de materiais orgânicos (plásticos⁵⁶, borracha, espuma, etc.) e inorgânicos (vidros, componentes eletrônicos, etc.) (WILLIAMS et al., 199-?). HATORI (1996) afirma que 30% do peso do ASR corresponde aos plásticos, que têm poder calorífico de cerca de 18,8 MJ/kg. KEOLEIAN et al. (1997) indicam que 38% do peso do ASR corresponde aos plásticos, 12% aos fluidos, 21% à borracha, 14% ao vidros e 16% a outros materiais. Além disso, encontram-se metais pesados no ASR, dos quais o Zn, o Pb, Cd, Cr e o Cu são os encontrados em maior proporção, segundo DAY (1993).

Na Europa, cerca de 9 a 12 milhões de automóveis são descartados por ano (KREBS e MEIER, 1996; KASPEROWSKI, 1996 e LANFRANCHINI et al., 1996) acarretando a disposição de aproximadamente 10 milhões de toneladas de aço, 1 milhão de toneladas de alumínio, 50

⁵⁶ O aumento do teor de plásticos no automóvel tem reduzido a porcentagem de reciclagem e, conseqüentemente, aumentado o volume de material disposto. Enquanto os carros descartados em 1990 no Canadá, que haviam sido fabricados em 1979, produziram 1.100 kg de metal ferroso e cerca de 250 kg de ASR, os fabricados em 1989 continham 1.000 kg de metal e 260 kg de ASR (DAY, 1993).

milhões de pneus e 2,5 milhões de toneladas de ASR⁵⁷ (WILLIAMS et al., 199-?). No entanto, nem todo material é disposto no solo e cerca de 75% da massa de um veículo já são reciclado na produção de aço e de outros metais não ferrosos, como o alumínio⁵⁸. O ASR ainda é disposto e, muito embora BUSCH (1995) afirma que isto se suceda a um custo relativamente baixo, não compensando a reciclagem dos mesmos, a RCEP (1994) assegura que tal prática é um sério problema em diversos países, dado o custo cada vez mais elevado dos locais de disposição. KASPEROWSKI (1996) acrescenta a possibilidade desses elementos contaminarem o lençol freático, além do desperdício de recursos naturais.

Apesar de representar apenas cerca de 2 a 3% do total de resíduos sólidos dispostos mundialmente⁵⁹, o ASR é considerado uma das cinco prioridades entre os fluxos de resíduos nos EUA (MAPLESTON, 1995).

Os principais materiais e componentes do automóvel, que ao serem descartados inadequadamente resultam em sérios impactos ambientais, são os fluidos, a bateria e os pneus. Os países desenvolvidos já viabilizam a retirada dos fluidos e das baterias para não serem dispostos com o resíduo, contudo os pneus ainda são empilhados.

De acordo com o CEMPRE (2000), cerca de 18% do óleo lubrificante usado no Brasil é recuperado e reciclado. Do mercado total, os veículos respondem por 70% do consumo de óleo lubrificante, dos quais destacam-se os veículos a Diesel.

⁵⁷ Apenas na República Federal da Alemanha aproximadamente 2,5 milhões de veículos são descartados por ano, produzindo cerca de 450.000 toneladas de resíduos (KREBS e MEIER, 1996). Na França, os veículos descartados são de cerca de 1,8 milhões por ano, gerando 400.000 toneladas de ASR (LANFRANCHINI et al., 1996).

⁵⁸ Caso a reciclagem do automóvel no mundo seguisse a mesma tendência dos países industrializados, os resíduos lançados no solo corresponderiam a aproximadamente 4 milhões de toneladas por ano, considerando um peso médio do produto de 1.100 quilogramas.

⁵⁹ Na Espanha, por exemplo, o resíduo dos veículos representa cerca de 2% do total de resíduos sólidos urbanos gerado (SALAS e RODRIGUEZ, 1994).

A disposição inadequada das baterias pode resultar na lixiviação de metais pesados, expondo o chumbo e o ácido sulfúrico ao meio ambiente. Em Nebraska, EUA, por exemplo, as baterias são responsáveis por cerca de 65% do chumbo existente no lixo municipal (de 5,6 a 7,5 kg por bateria) e contém de 3,78 a 7,56 litros de ácido sulfúrico por bateria (NIEMEYER et al., 1995). O chumbo é utilizado nas baterias automotivas devido ao baixo custo, apesar de apresentar vida útil curta (AMMANN, 1998). Uma alternativa é a utilização de células de combustível (JOST, 2000).

As alternativas que estão sendo avaliadas para os carros elétricos são as baterias de níquel-cádmio e de níquel-metal híbrido. No primeiro caso o material apresenta custos maiores que o chumbo, além de que o cádmio tem alta toxicidade e não há infraestrutura para reciclá-lo. A bateria de níquel e metal híbrido por sua vez, é extremamente cara e a tecnologia ainda se encontra em desenvolvimento (AMMANN, 1998).

Os pneus são geralmente empilhados quando descartados, proporcionando locais para proliferação de mosquitos. A redução dos impactos ambientais ocasionados pela disposição final dos pneus pode ser alcançada através do aumento da vida útil do pneu, reciclagem do material, incineração controlada (produzindo vapor ou energia elétrica) e redução do material aterrado.

Há ainda um grande potencial de recuperação e aproveitamento dos pneus, ainda não utilizado. Somente na Comunidade Européia, em 1993, 47% dos 2 milhões de toneladas de pneus descartados foram aterrados, sendo que o restante foi recondicionado (23%) e reciclado, ou ainda utilizado de outra forma (30%) (ALLEN, 1993).

A expectativa da Comunidade Européia era de que, em 2000, reduziria-se a geração de pneus usados em 10%, reutilizaria-se de 25 a 30%, reciclaria-se 60% e disporia no máximo 10% do material (ALLEN, 1993).

A etapa de disposição final do automóvel também necessita consumir energia e é responsável pela emissão de alguns poluentes. KOBAYASHI (1997) realiza uma estimativa, obtendo um consumo de 226 MJ/automóvel, no Japão, com a emissão de 11 kg de CO₂. Já nos

EUA, KEOLEIAN et al. (1997) estimaram um consumo de 801 kJ/kg de material reciclado, sendo 84,6% no transporte, 12,1% na trituração e 3,2% na separação do material triturado.

3.5 Ações da Indústria Automobilística

A indústria automobilística tem tomado algumas medidas para reduzir os impactos ambientais no ciclo de vida do automóvel, face às pressões do mercado consumidor e dos governos. KURIHARA (1993) apresenta algumas metas ambientais e analisa alternativas para a indústria automobilística atingi-las (Tabela 3.9). Conclui que, em suma, a indústria automobilística precisa aumentar a eficiência energética, empregar fontes renováveis e reutilizar os recursos materiais.

Tabela 3.9 Metas ambientais e alternativas

	Pontos de preocupação	Alternativas
Aquecimento Global	Ocasionado pelo efeito estufa causado pelas emissões de CO ₂ e outros gases	Aumento da eficiência energética; Emprego de fontes renováveis, que geram menor quantidade de CO ₂ .
Poluição Atmosférica e Chuva Ácida	Problemas com a saúde, causados pela emissão de NO ₂ e outros gases; Danos em florestas, lagos e pântanos, pela ação da chuva ácida.	Menores emissões; Fontes de energia mais limpas.
Destruição da Camada de Ozônio	Aumento da incidência dos raios ultravioleta, como resultado da destruição da camada de ozônio.	Eliminar ou recuperar e reusar fluorcarbonetos específicos.
Disposição de Lixo	Aumento da quantidade de resíduos; Diminuição da área para disposição.	Reuso de recursos/ Redução de lixo

Fonte: KURIHARA, 1993

3.5.1 Eficiência Energética

Em passado recente (1976-1989), o ganho no consumo de combustíveis se deve principalmente ao uso de veículos mais leves, melhorias do sistema de transmissão e dos motores, melhorias na aerodinâmica, melhorias nos lubrificantes e nos pneus, utilização de sistemas de injeção de combustível e utilização da tração dianteira (WESTBROOK, 1989). Já na década de 90, as melhorias de desempenho do automóvel são obtidas graças à injeção eletrônica de combustível, ao uso de mais válvulas por cilindro, às transmissões automáticas, aos materiais mais leves, aos pneus com menor resistência de rolagem e à melhorias na aerodinâmica (ORNL,

199-?). GREENE e FAN (1994) constatam que, se um automóvel de 1975 fosse construído com a tecnologia dos veículos comerciais de 1994, a eficiência aumentaria de 6,7 km/litro para 11,2 km/litro.

Nos próximos anos, os avanços tecnológicos nos automóveis, que permitirão a redução no consumo de combustível, estarão centrados na substituição de materiais⁶⁰, na redução do coeficiente de atrito aerodinâmico⁶¹, no uso de transmissões automáticas⁶², na diminuição de atritos no motor⁶³, na utilização de sistemas de abertura das válvulas⁶⁴ com controle variável, no aumento da relação ar/combustível⁶⁵ e no uso de pneus de menor resistência de rolagem⁶⁶ (ORNL, 199-?; BAJAY *et al.*, 1991; MONCAYO, 1995; AMMAN, 1998 e LEITE, 1999).

Já faz alguns anos que se procura utilizar materiais mais leves na produção de automóveis. Em 1978 o peso médio de um automóvel era de 1.588 kg, passando para 1.316 kg em 1990. Durante esse período, o uso do aço foi reduzido de 855 kg para 567 kg, enquanto o peso dos plásticos elevou-se de 80 para 101 kg, representando atualmente cerca de 8% do peso do

⁶⁰ Alguns estudos mostram que uma redução do peso do automóvel em torno de 10% implica uma queda no consumo de combustível de 5,5 a 11% (RCEP, 1994, ALLISON e COLE, 1993, FUSSLER *et al.*, 1991).

⁶¹ Segundo ORNL (199-?), para cada redução de 10% no coeficiente de arrasto, há cerca de 2 a 2,5% de economia de combustível.

⁶² O emprego da primeira geração da tecnologia de transmissão automática pode resultar em redução de 0,5% no consumo de combustível e, com o uso da segunda geração, 1,5% (ORNL, 199-?).

⁶³ Alcançando até 4,5% de economia de combustível (ORNL, 199-?).

⁶⁴ Com o uso de tecnologias de primeira geração, há a possibilidade de diminuir o consumo de combustível em 8%. Tecnologias mais modernas podem resultar em reduções de 10% (ORNL, 199-?).

⁶⁵ O que significaria a redução da emissão de hidrocarbonetos e monóxido de carbono. Entretanto, haveria maior formação de óxidos de nitrogênio, a menos da utilização de catalisadores, que vêm sendo desenvolvidos (ORNL, 199-?).

⁶⁶ Podendo implicar economias de combustível de 3 a 4% (ORNL, 199-?).

automóvel. Há ainda expectativa de que esse percentual dobre durante esta década. O uso do alumínio também apresentou crescimento, de 35 kg em 1971, em média, para 73 kg em 1992.

O aço ainda é o principal material utilizado no automóvel, devido à alta resistência, à boa ductibilidade, ao domínio das tecnologias de fabricação e de manuseio, à alta taxa de reciclabilidade e aos custos relativamente baixos. Atualmente o aço é o material dominante na carroçaria, no motor e na transmissão.

O uso do aço em automóveis, por outro lado, resulta em alto peso. Além disso, o material é passível de corrosão, podendo ocasionar falhas no sistema automotivo e, conseqüentemente, reduzindo a vida útil do automóvel. Diversas pesquisas vêm sendo realizadas para torná-lo mais competitivo, com a utilização do aço inoxidável e ligas leves de aço.

O alumínio compete com o aço em algumas aplicações automotivas, devido à condutividade térmica elevada, à boa resistência à corrosão, à facilidade de moldagem e usinagem⁶⁷, à boa condutividade elétrica, à aparência e à reciclabilidade. A grande vantagem do alumínio é possibilitar a redução do peso do veículo sem resultar em perda de performance (BROWN et al., 1995).

O alumínio é tradicionalmente empregado em componentes do motor, no radiador, na transmissão, e tem encontrado uso crescente na fabricação do chassi, carroçaria e portas, tampas, cárters, válvulas, coletores de admissão, pistões, bielas, suportes, e outros (BUCHHOLZ, 1996; COLE e SHERMAN, 1995; BROWN et al., 1995). Nos próximos anos prevê-se a difusão no uso em capôs e portas (BUCHHOLZ, 1996).

Um exemplo de utilização de alumínio é encontrado na carroceria de um veículo esportivo da Hyundai, que substituiu 295 kg de aço por 148 kg de alumínio, reduzindo o consumo de combustível em 10% (SCHOLZ, 1998). O modelo Audi A2 é outro exemplo: tem a carroçaria, o chassi, as portas e a armação dos bancos de alumínio. O automóvel pesa 895 quilogramas e tem a carroçaria 20% mais leve que um equivalente feito em aço (MARI, 1999).

⁶⁷ Conferindo, por exemplo, boa precisão dimensional na moldagem sob pressão.

SCHULTZ (1996) estima o aumento do uso do alumínio, dos atuais 112 kg nos automóveis para 250-340 kg, ou mais, até o ano de 2015. Um carro intensivo em alumínio (com cerca de 454 kg de Al) seria cerca de 25% mais leve que o equivalente produzido com aço, economizando cerca de 20% do combustível durante a etapa de uso do veículo (SAE, 1992). Alguns exemplos de automóveis com uso intenso de alumínio são o Neon Lites e o Plymouth Prowler, ambos modelos da Chrysler, que têm, respectivamente, 317 e 453 kg de alumínio (BUCHHOLZ, 1998).

Outro material que vem competindo com o aço é o plástico, que tem uso dominante no interior de veículos. O plástico i) apresenta baixa densidade, o que resulta componentes bem mais leves quando comparados a outros materiais, ii) é fácil de ser conformado, inclusive no caso de peças complexas, reduzindo o custo de fabricação, iii) tem alta resistência a corrosão, iv) tem resistência a pequenos impactos⁶⁸, v) não origina faíscas, vi) tem elasticidade elevada e, vii) atua como isolante térmico (BRAGG, 1996; ALVARADO, 1996).

Por outro lado, o plástico degrada⁶⁹, é difícil de ser reciclado e perde a forma a altas temperaturas (AISI, 1996 e ALVARADO, 1996). Além disso, nem sempre resulta na redução do peso do componente. Segundo a CADILLAC, o peso do tanque de combustível de plástico não representa redução quando comparado com o tanque de aço (ALVARADO, 1996).

A competição entre os materiais tem sido acirrada, contribuindo para a realização de pesquisas para reduzir ou eliminar as desvantagens do plástico. Um exemplo é o esforço de torná-lo totalmente reciclável⁷⁰, mantendo suas propriedades originais. A Chrysler tem planos de produzir automóveis com a carroçaria totalmente de plástico na China, enquanto a GM e a Montell estão estudando o uso desse material em portas e painéis traseiros (GRANDE, 1999).

⁶⁸Podendo ser utilizado em locais que não exigem alta capacidade de absorção de energia e quando as propriedades mecânicas necessárias são inferiores a dos metais (tampas, coletores, dutos, cárter e corpos de componentes).

⁶⁹Prejudicando a qualidade do material reciclado.

⁷⁰Nos Estados Unidos já é viabilizado um experimento no qual o material reciclado continha as mesmas propriedades que o material primário (GRANDE, 1999).

Segundo informações da Chrysler, além da redução do consumo de combustível e das emissões proporcionadas pela redução substancial do peso do veículo, há ganhos de tempo, energia e custo na produção do veículo.

Entre a variedade de plásticos existentes, o polipropileno (PP), o polietileno (PE) e o nylon têm sido muito utilizados. O PP e o PE representaram dois terços dos plásticos utilizados em automóveis em 1991 (WEBER, 1991).

O polipropileno é atualmente o termoplástico com maior participação no mercado e é utilizado na construção de estruturas complexas, como painéis de instrumentos, de portas e em sistemas que precisam absorver energia (por exemplo, para choques). A vantagem do uso desse material é de necessitar mínimo manuseio ao final da vida útil, para recuperação e reciclagem (BUCHHOLZ, 1996).

O polietileno de alta densidade é utilizado em tanques de combustível. Antes de 1996 este material era utilizado em 30 a 35% dos tanques de combustíveis de automóveis norte-americanos e em 70-75% dos europeus, resultando em redução do peso, no aumento da resistência à corrosão e na redução da emissão de vapor e de hidrocarbonetos (BUCHHOLZ, 1996).

O nylon é utilizado em carcaças do motor, pedais, coletores de admissão e até na parte externa do automóvel (MAPLESTON, 1999). O uso desse material se deve à baixa densidade, à resistência ao calor e à facilidade de conformação (CARLSON e NELSON, 1996).

Segundo WEBER (1991), há mais de dez diferentes tipos de plástico sendo utilizados em motores e unidades elétricas de automóveis, o que prejudica a viabilidade econômica da reciclagem. O mesmo autor ainda afirma que uma base realística na recuperação de plásticos de automóveis é de cerca de 30%, devido às questões técnicas (por exemplo, devido à variedade de tipos de plástico) e econômicas (baixos preços do material reciclado).

O Brasil também tem acompanhado o crescimento do uso de plásticos nos automóveis, que já chegou a representar 15% do peso nos modelos Golf IV e Audi A3. Na Tabela 3. 10 é apresentada uma lista de componentes automotivos que já são manufaturados com plástico.

Dentre os plásticos utilizados, destacam-se o polipropileno, a poliamida, a ABS (acrilonitrila butadieno estireno) e o Noryl (polióxido de fenileno) (PLÁSTICOS EM REVISTA, 1998).

Tabela 3. 10 Uso do plástico em automóveis, no Brasil

Carro	Parachoque	Paralama	Coletor de admissão	Painel	Pedal *	Revestimento interno das 4 portas	Outros
Classe A		X		X	X	X	porta luvas, quebra sol, saídas de ar condicionado, tampa do air bag, lentes dos faróis, etc.
Golf IV	X			X	X		
Mégane	X	X					
Scenic	X	X					
Clio		X					
Audi A3 **	X			X		X	
Passat B5	X					X	
Palio #	X						
Vectra #	X						
Santana #	X		X				radiador, cobertura sob o capô
Gol 1.0			X				
Marea	X			X	X		tanque de combustível
Civic	X						
Outros							espelho retrovisor, grade de ventilação, etc.

* embreagem e acelerador

** 5,1% de elastômeros, 11,7% de polietileno, 14,4% de ABS, 10,7% de polipropileno

recheio estrutural do parachoque

Fonte: PLÁSTICOS EM REVISTA, 1998.

3.5.2 Alternativas energéticas

Quanto ao uso em larga escala de fontes alternativas de energia, alguns autores acreditam que a troca dos combustíveis fósseis por outras fontes de energia é uma tendência, visto que o petróleo é finito e responsável por uma série de impactos ambientais (ORNL, 199-?; BAJAY *et al.*, 1991 e MONCAYO, 1995). As principais alternativas energéticas consideradas são o gás natural, o hidrogênio, a eletricidade, a biomassa e células de combustível. Para tanto, é necessário que se desenvolvam diversas tecnologias, como o armazenamento seguro e a baixo custo do

hidrogênio, a redução do peso da bateria em automóveis movidos a eletricidade e o custo e peso das células de combustível.

Os fabricantes de automóveis estão realizando pesquisas para a utilização de células de combustível (JOST, 2000; AZEDO, 1999 e NAUSS, 1999). De acordo com JOST (2000), já existem diversos protótipos, dentre os quais o NECAR 4 da Daimler Chrysler, P2000 HFC e TH!NK da Ford, FCX V1 da Honda e a FCEV da Nissan utilizam células de combustíveis PEM (Proton Exchange Membrane) do Ballard Power System. O Precept da GM também usa células de combustível PEM, contudo são desenvolvidas pela própria empresa. A BMW espera ser a primeira a utilizar as células de combustíveis PEM (fornecidas pela International Fuel Cells) em escala comercial nos modelos de automóveis da Série 7 em substituição à bateria convencional de ácido e chumbo (JOST, 2000).

Em uma revisão de vários autores, KEOLEIAN et al. (1997) apresentam o consumo de energia e as emissões de CO₂ equivalente relativo ao uso de diferentes formas de energia, informação que é sintetizada na Tabela 3.11. Nota-se que a quantidade de energia em um litro de Diesel e as emissões de CO₂ equivalente durante o uso do veículo são superiores às demais alternativas, exceto ao se considerar as emissões da gasolina reformulada. Por outro lado, as emissões relativas à produção de combustível e à fabricação são menores que as outras opções, exceto pela energia solar.

Tabela 3.11 Consumo de energia e emissões atmosféricas (CO₂ equivalente) para algumas alternativas energéticas

Tipo	Gasolina reformulada	Diesel	GLP GN e petróleo	GN comprimido	Etanol milho	Metanol GN	Hidrogênio nuclear	Elétrico EUA
Energia [MJ/litro]	32	37	24	3,8	21	16	25	0,2-0,3
Emissão g/km								
Uso	534	520	454	430	82	444	36	0
Prod. de Comb.	163	91	59	147	770	243	96	98
Fabricação	89	67	91	100	89	89	531	723
Tipo	regular			líquido	madeira	carvão	solar	solar
Emissão g/km								
Uso	551			419	82	444	36	2
Prod. de Comb.	89			93	89	89	96	98
Fabricação	138			162	146	744	3	-

Fonte: KEOLEIAN et al., 1997

3.5.3 Reutilização de Recursos

A União Européia definiu metas para que em 2002 não mais do que 15% do peso do automóvel seja descartado como resíduo finda sua vida útil. Para os novos modelos fabricados a partir de 2002, o percentual deve cair para 10%, chegando a apenas 5% para veículos produzidos a partir de 2015 (KASPEROWSKI, 1996).

Para tanto, os produtores de carros estão empenhados em viabilizar técnica e economicamente processos que permitam a reutilização e a reciclagem de materiais e componentes, bem como a recuperação energética (LANFRANCHINI et al., 1996 e KASPEROWSKI, 1996). Na Tabela 3.12 são listadas algumas ações da indústria automobilística visando a reutilização e aproveitamento de materiais.

Tabela 3.12 Ações da indústria automobilística para a minimização de recursos

Ações	Local	Vigor	Empresa
Reusar – 19%; Reciclar – 63%; Recuperar Energia – 13%	R. Unido	em vigor	ACORD
Reciclagem fechada da bateria	R. Unido	desde 11/97	FORD
Reciclagem de materiais após o uso do automóvel	Itália	desde 92	FIAT
Reciclagem de materiais e água na produção do automóvel	Brasil	em vigor	FIAT
Reciclagem de materiais e água na produção do automóvel	Brasil	em vigor	FORD
Reciclagem de resíduos sólidos na produção do automóvel	Brasil	em vigor	GM
Reciclagem de materiais na produção		em vigor	MITSUBISHI
Emprego de materiais reciclados na produção do automóvel		piloto	FORD e SUBARU
Reciclagem de pára-choque com qualidade equivalente			FORD
Reciclagem de materiais com qualidade equivalente			VW

Fonte: MAPLESTON, 1995; DEMMLER, 1998; VALENTE, 1999; MUNDO FIAT, 1998; AZEDO, 1999;

CHAMBERLAIN, 1993 e MARK III, 1993

Na Alemanha pretendia-se reciclar 50% dos plásticos utilizados em automóveis até o ano 2000. Uma associação entre a VW AG e a REKObv visa produzir materiais recicláveis com propriedades similares às do material primário. Outra iniciativa é da FORD e da GE Plastics, que possuem um programa piloto, regenerando o material coletado de para-choques para obter uma resina com as mesmas propriedades do material primário (MARK III, 1993). A FORD também tem utilizado plásticos, em alguns modelos de automóveis, provindos de garrafas recicladas para a estrutura de alguns dos seus componentes (por exemplo, em faróis, grades, lâmpadas, etc.) (CHAMBERLAIN, 1993).

No Reino Unido, o ACORD tem conseguido minimizar os resíduos a apenas 5%, recuperando 19% (base mássica) do automóvel através da renovação e do reuso de componentes, 63% através da reciclagem de material, restando 13% que é empregado em processos de recuperação energética dos materiais (MAPLESTON, 1995). A FORD, por sua vez, vem realizando a reciclagem fechada da bateria, exceto o ácido sulfúrico, desde novembro de 1997 (DEMMLER, 1998).

A FIAT, com o projeto FARE, tem como objetivo acabar com os rejeitos da produção (MAPLESTON, 1995). De 1992 a agosto de 1999 foram reciclados, na Itália, 855.000 toneladas de aço, 19.210 toneladas de vidro, 5.424 pára-choques e 6.554 blocos de espuma de bancos (VALENTE, 1999).

No Brasil, um exemplo do reaproveitamento de material durante a produção de automóveis é o da fábrica da FIAT em Betim, MG. Dos 300 kg de resíduos gerados para cada veículo produzido, são reaproveitados até 90% do material. A relação de material reaproveitado incluiu 430 t de papel e papelão, 120 t de plástico, 50 t de isopor, 5.000 t de chapas de aço, 8.000 t de sucata de aço e 410 t de limalha de ferro em 1997 (MUNDO FIAT, 1998).

3.6 Considerações Finais

O automóvel, em seu ciclo de vida, é responsável por uma série de impactos ambientais. Os impactos mais significativos da etapa de extração de recursos naturais correspondem ao uso do solo, à geração de resíduos sólidos e às emissões de material particulado.

As etapas de fabricação de materiais e de produção do automóvel têm impactos distintos em função do material estudado e da origem do mesmo (se material virgem ou reciclado). Em geral, essa etapa responde por emissões atmosféricas expressivas, por um elevado consumo de água e de energia, e por lançamentos de toxinas na água e no solo.

O uso do automóvel é, até o momento, a etapa que tem sofrido maiores restrições ambientais. Tal fato não decorre apenas de sua proximidade com a sociedade, mas da constatação de que a participação dessa etapa no consumo de energia e nas emissões de poluentes

atmosféricos é a maior do ciclo de vida. Paralelamente, a etapa de uso do automóvel é responsável por congestionamentos, acidentes, poluição sonora e extensivo uso e ocupação do solo pela infraestrutura.

A disposição final de resíduos sólidos implica desperdício de recursos naturais e a contaminação do solo e de recursos hídricos. Tais fatos motivam a reutilização de componentes, a reciclagem de materiais e a recuperação de energia.

A reciclagem pode trazer benefícios face à redução do consumo de energia e de água, bem como face à minimização na emissão de alguns poluentes. A incineração de materiais, embora reduza o volume da matéria a ser levado à disposição, tem impactos ambientais associados às emissões atmosféricas e, portanto, deve ser uma alternativa analisada com cuidado.

CAPÍTULO 4 ESTUDO DE CASO QUANTITATIVO

Neste capítulo apresenta-se um estudo de caso quantitativo para o Brasil, seguindo a metodologia de ACV apresentada no capítulo 2.

4.1 Definição do objetivo e do escopo

O objetivo deste estudo é avaliar quantitativamente, tendo por base a ACV, algumas alternativas de uso de materiais em automóveis. Opta-se por restringir o estudo à AI (Análise de Inventário) em virtude da limitação das ferramentas disponíveis.

A necessidade de obtenção de informações para realizar a ACV de um produto complexo como o automóvel requer que alguns limites sejam impostos, tal como mencionado anteriormente. Na sequência do texto estes limites são apresentados.

4.1.1 Identificação do Produto, Processo ou Atividade

Como o automóvel contém diversos componentes e materiais, procura-se selecionar os materiais que são avaliados neste estudo considerando a participação atual e as tendências dos mesmos na composição do veículo.

O capítulo anterior mostra que o aço ainda é o material que tem a maior participação na composição do automóvel em base mássica, sendo seguido pelo alumínio e pelos plásticos. O setor automotivo nacional vem acompanhando as tendências internacionais que apontam para uma maior utilização desses dois últimos materiais. Face à diversidade de tipos de plásticos existentes, opta-se por analisar apenas os ciclos de vida do aço e do alumínio utilizados em automóveis. Além disso, dada a crescente taxa de reciclagem desses materiais, inclui-se esta possibilidade na análise.

4.1.2 Identificação do Sistema e dos Subsistemas

Tal como apresentado no capítulo três, as etapas do ciclo de vida do automóvel de maior responsabilidade na emissão de poluentes são a fabricação de materiais primário e secundário, o uso do automóvel e seu descarte, justamente as etapas consideradas neste estudo quantitativo.

4.1.3 Definição da Fronteira e do Período

A análise se limita ao Brasil e os dados coletados correspondem a 1998.

Em um primeiro levantamento, são obtidos dados nacionais. Posteriormente, são utilizados dados internacionais que caracterizam os impactos ambientais na fabricação dos materiais – aço e alumínio. A comparação dessas análises permite verificar a consistência das informações anteriormente obtidas, bem como a pertinência do uso de bases de dados disponíveis em softwares internacionais para o Brasil, sem a devida adaptação.

4.1.4 Definição dos Impactos Ambientais na Produção do Aço e do Alumínio

Uma análise prévia é realizada acerca de cada etapa objeto de estudo (fabricação de materiais, uso e descarte do automóvel) a fim de definir os impactos ambientais a serem considerados no ciclo de vida do aço e alumínio primários e secundários.

As intervenções ambientais mais importantes associadas à fabricação dos materiais automotivos são relativas à emissão de determinados poluentes atmosféricos, à disposição de resíduos sólidos e aos consumos de água e de energia, como apresentado no capítulo anterior. A vida útil do automóvel é a etapa que tem maior participação no consumo de energia e em algumas emissões atmosféricas. Por sua vez, o descarte dos materiais de constituição do automóvel resulta desperdício de recursos naturais e pode acarretar impactos ambientais no solo e na água.

Na Tabela 4. 1 são relacionados os principais vetores de impactos ambientais no ar, na água e no solo. Muitas das substâncias listadas causam sérias conseqüências ao meio ambiente, mesmo quando suas emissões e descargas ocorrem em pequena quantidade.

Tabela 4. 1 Poluentes atmosféricos, da água e resíduos sólidos

	GRUPO	Substâncias
AR	Inorgânicos	
	Compostos de enxofre	SO ₂ , SO ₃ , H ₂ S, sulfatos
	Compostos de nitrogênio	NO, NO ₂ , NH ₃ , nitratos
	Compostos halogenados	HC, HF, HCl, cloretos, fluoretos
	Óxidos de carbono	CO e CO ₂
	Produtos fotoquímicos	Ozônio, oxidantes
	Outros	Cianetos, amônia, cloro-fluor-carbono
	Orgânicos	
	Hidrocarbonetos	Parafinas, acetileno, olefinas, aromáticos
	Compostos oxigenados	Aldeídos, cetonas, ácidos orgânicos, álcoois, etc.
ÁGUA	Partículas em suspensão	Partículas
	DBO	Matéria orgânica, oxigênio dissolvido
	Material inorgânico	Sódio
	PH e alcalinidade	ácidos, bases
	Nutrientes e eutroficação	Amônia, nitrito, nitrato, fósforo, etc.
	Óleos e graxas	
	Sólidos	Dissolvidos, suspensos, orgânicos, inorgânicos (madeira, Espuma, borracha, partículas, pigmentos, etc.)
SOLO	Temperatura	
	Substâncias tóxicas	Ácidos, metais pesados (As, Cr, Pb, Hg, Cd), cianetos, fenóis, etc.
	Resíduos perigosos	explosivos, gases comprimidos, sólidos e líquidos inflamáveis, oxidantes, corrosivos, venenosos, etiológicos, radioativos
	Inertes	resíduos inertes

Fonte: PERRY e GREEN (1997), MANAHAN (1994) e AMENDOLA et al. (1995)

Alguns dos vetores de impactos ambientais estão associados à fabricação de materiais que são largamente empregados na indústria automobilística e por seus fornecedores, como pode ser visto na Tabela 4.2. As emissões atmosféricas estão associadas à natureza do processo de

combustão (por exemplo, emissões de CO e o CO₂), à qualidade do combustível (por exemplo, as emissões de SO_x) ou ao emprego de fundentes (por exemplo, HF, HCl).

Os poluentes lançados junto com efluentes líquidos se originam das mesmas fontes que as emissões atmosféricas. Além disso, há a descarga de óleo e de graxa em efluentes líquidos, que provém de lubrificações. Parte dos resíduos sólidos são diluídos nos efluentes líquidos durante a limpeza do produto. Estes resíduos provêm, em geral, da existência de material contaminante na sucata do minério e nos materiais fundentes.

Tabela 4.2 Principais emissões atmosféricas na produção de aço e alumínio e em atividades relacionadas à indústria automobilística

Indústria Processos	PP *	HC	CO	SO _x	NO _x	HF	CF ₄	Cl ₂	HCl	Fumaça	Outros
Redução do alumínio											
Manipulação dos materiais	■										
Preparação do eletrodo											
Catodo		■									
Anodo	■										
Cozimento	■	■	■	■							Fluoretos
Carregamento		■	■	■		■	■				
Fundição do metal								■	■		
Alumínio e ferro											
Fundição	■									■	
Carregamento	■									■	
Derramamento			■								Óleo
Escoamento	■									■	
Aço											
Alto forno	■		■							■	
Forno elétrico	■		■							■	
Forno <i>open-hearth</i>	■		■							■	
Fornos a oxigênio	■		■							■	
Estoque de materiais											
Peletização											
Sinterização	■			■						■	

* Particulado e poeira

Fonte: PERRY e GREEN (1997)

PERRY e GREEN (1997) listam os principais resíduos sólidos esperados durante a fabricação de materiais e de automóveis. Para a fabricação de metais primários citam a produção de sucata de metais ferrosos e não ferrosos, areia, escória, moldes e adesivos. Na fabricação de produtos de metais, mencionam a produção de metais, cerâmicos, areia, escória, revestimentos,

solventes e lubrificantes como resíduos sólidos. Já na fabricação de veículos citam a produção de sucata de metal, fibra de vidro, borracha, plástico, tecido, tinta, solventes e derivados de petróleo.

Nas próximas seções são apresentados maiores detalhes sobre os mais importantes vetores de impactos ambientais nas etapas de fabricação de materiais (considerados o aço e o alumínio), no uso e no descarte do automóvel. A partir destas informações são elaboradas planilhas de aquisição de dados (*checklist*), conforme sugerido na metodologia de ACV no capítulo 2, que são a base para a coleta de dados nacionais.

4.1.4.1 Principais poluentes na fabricação do aço

Aço é uma liga ferro-carbono contendo, geralmente, de 0,008% a 2,11% de carbono, além de outros elementos residuais decorrentes de seu processo de fabricação (CHIAVERINI, 1988). Em 1996, 1.567 mil toneladas da produção da indústria siderúrgica no Brasil tiveram como destino a indústria automobilística, a de autopeças e de acessórios, o que representou naquele ano 12,4% da produção nacional de aço (MME, 1997).

O ferro é o segundo metal mais abundante da crosta terrestre, sendo encontrado em alguns minérios, entre os quais destacam-se a hematita (Fe_2O_3), a magnetita (Fe_3O_4) e a limonita ($\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$). O Fe_2O_3 tem um teor real de ferro de 45-68% e o Fe_3O_4 , de 50-70% (CAMPOS FILHO, 1981). Com isto, pelo menos 30% do minério é um resíduo da produção do aço, que pode ser lançado no ar, na água ou disposto. Grande parte desse resíduo retorna ao solo de onde é extraído (CRAIG et al. 1996).

Uma representação esquemática do processo de fabricação do aço é feita na Figura 4.1. O processo consiste basicamente do beneficiamento⁷¹, da aglomeração por pelotização e sinterização, da redução e da oxidação. Segundo HEINISCH (1993), as etapas produtivas que resultam em maior emissão atmosférica são a redução em alto forno, a sinterização e a oxidação na aciaria.

⁷¹ O objetivo do beneficiamento é o de separar a ganga, minério sem valor comercial, e concentrar o composto que contém o minério desejado (CAMPOS FILHO, 1981).

Existem diversos processos da redução do minério de ferro, sendo que a redução em altos fornos é o mais comum no Brasil. As principais siderúrgicas brasileiras, tais como a CSN (1999), a USIMINAS (2000), COSIPA (2000) e a CST (2000), que juntas responderam por 60% da produção nacional de aço em 1999 (MME, 2000), utilizam altos fornos para a redução do minério de ferro.

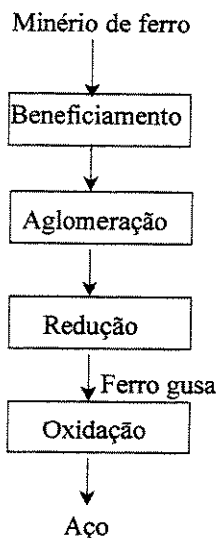


Figura 4.1 Esquema da produção de aço

Nota: Vide anexo VI para mais detalhes da produção do aço primário

Fonte: CAMPOS FILHO (1981), CSN (1999), CST (2000), USIMINAS (2000).

Já a etapa de oxidação pode ser realizada em conversores a ar, em conversores a oxigênio ou, ainda, em fornos de arco elétrico. No Brasil, utiliza-se sobretudo os conversores a oxigênio na produção do aço primário. Uma síntese das tecnologias empregadas na produção de aço no país é feita na Tabela 4.3.

No alto forno o minério de ferro é reduzido pela ação do coque e calcário, formando ferro gusa⁷², escória, material particulado e emitindo poluentes atmosféricos. O coque atua como agente redutor, além de fornecer energia para a reação. No Brasil utiliza-se tanto carvão vegetal

⁷² Ferro gusa é o ferro que sai do forno em estado líquido, contendo cerca de 3 a 4% de carbono dissolvido e 6 a 7% de impurezas (CAMPOS FILHO, 1981).

quanto coque de carvão mineral para realizar a redução (MME, 1999). A fonte energética utilizada na aciaria influencia na quantidade de escória (resíduos sólidos) produzida. No caso do uso de coque, a produção é de 700 a 800 g por kg de aço e, para o carvão vegetal, esse índice cai para 490 g/kg de aço (SILVA, 1999).

Tabela 4. 3 Tecnologias utilizadas na produção de aço, no Brasil

Empresa	Processo	Tecnologia
CSN	Redução	Alto forno
Cosipa	Redução	Alto forno
	Aciaria	Conversor a oxigênio
CST	Redução	Alto forno
	Oxidação	Conversor a oxigênio
Usiminas	Redução	Alto forno
	Oxidação	Conversor a oxigênio
Belgominera		
Juiz de Fora	Gusa + Sucata	Forno elétrico
Monlevade	Redução	Alto forno
	Oxidação	Conversor a oxigênio
Piracicaba	Gusa + Sucata	Forno elétrico
Vitória	Gusa + Sucata	Forno elétrico
Gerdau	Aciaria	Forno elétrico

Fonte: CSN (2000), COSIPA(2000), CST (2000), USIMINAS (2000), GERDAU (2000), BELGOMINEIRA (2000)

O calcário atua como fundente, isto é, auxilia na redução da temperatura de fusão dos elementos da ganga, facilitando a separação da mesma do produto final.

A combustão do coque é responsável pela emissão de CO, CO₂, HC e de material particulado (MP). A existência de enxofre no carvão/coque utilizado no alto forno implica a emissão de SO_x. As temperaturas elevadas do processo e o tipo de combustão contribuem para a formação de NO_x. PERRY e GREEN (1997) citam que são emitidos também HCN e HCl na fabricação do aço primário.

A redução no forno elétrico necessita apenas do coque como agente redutor, sendo possível utilizar uma carga de 100% de sucata. Como não há necessidade de injeção de ar para combustão, o equipamento pode ter um porte menor que o alto forno (CAMPOS FILHO, 1981). Por outro lado, esse processo demanda grande quantidade de eletricidade, sendo praticado em países onde o custo da eletricidade é baixo. As reações verificadas no forno elétrico se assemelham com as que

ocorrem no alto forno, exceto pela combustão. Os fornos Siemens-Martin também permitem a reciclagem de sucata na carga.

Das reações que ocorrem nos altos fornos⁷³, de acordo com CAMPOS FILHO (1981), e considerando que (i) o teor de ferro na carga de minérios é de 50% e (ii) que metade do aço produzido seja a partir da hematita e metade a partir da magnetita, necessita-se de 0,72 kg de Fe_2O_3 , 0,69 kg de Fe_3O_4 e 0,3 kg de carbono redutor para a produção de 1 kg de ferro gusa⁷⁴. Nesse caso, a geração de resíduos sólidos é de 405 g/kg de ferro gusa.

Após a redução, o ferro gusa é oxidado na aciaria, passando-se sobre a carga um fluxo de oxigênio (puro ou proveniente do ar). Algumas tecnologias que usam a injeção de ar são os conversores Bessemer e Thomas. Os processos LD, Kaldo, Rotor e Spray são exemplos de conversores por meio de oxigênio puro.

O processo de oxidação visa reduzir o teor de carbono, silício, de manganês, enxofre e fósforo do ferro gusa. A porcentagem desses elementos no ferro gusa e no aço doce, bem como suas reações de oxidação, são apresentadas na Tabela 4.4.

Tabela 4.4 Composição química do ferro gusa e do aço doce [% do peso]

Elemento	Reação de oxidação (1.600°C)	$\Delta H_{1.873} [\text{kJ/mol O}_2]$	Ferro-Gusa	Aço Doce
C	$2\text{C} + \text{O}_2 \rightarrow 2\text{CO}$	-167	3 – 4,5	0,02 – 0,1
Si	$\text{Si} + \text{O}_2 \rightarrow \text{SiO}_2$	-794	0,3 – 3,0	0,02 – 0,1
Mn	$2\text{Mn} + \text{O}_2 \rightarrow 2\text{MnO}$	-670	0,5 – 2,0	0 – 0,02
S	$\text{S} + \text{O}_2 \rightarrow \text{SO}_2$	-209	0,01 – 0,2	0,01 – 0,1
P	$4/5\text{P} + \text{O}_2 \rightarrow 2/5\text{P}_2\text{O}_5$	-334	0,05 – 2,0	0,05 – 0,2

Fonte: SILVA e MEI (1981) e CAMPOS FILHO (1981)

Como pode ser observado, as reações de oxidação são responsáveis pela emissão de CO , SiO_2 , MnO , SO_2 e P_2O_5 . Considerando os limites mínimos dos elementos químicos (C, Si, Mn, S e P) tanto no ferro gusa quanto no aço doce, a emissão teórica para cada quilograma de aço produzido é de 72,3 g de CO ; 0,24 g de SiO_2 ; 6,74 g de MnO ; 1,92 g de SO_2 e 10,90 g de P_2O_5 .

⁷³ Vide Anexo VII.

⁷⁴ Massa atômica do Fe: 55,845; O: 15,999 e C: 12,011.

Ainda a partir das reações descritas por CAMPOS FILHO (1981), a oxidação é uma reação exotérmica que não necessita de fornecimento adicional de energia e pode se dar pela injeção de ar, o que implica a inserção de nitrogênio no aço. Desconsiderando esse fato, para cada 1.035-1.109 g de ferro gusa é produzido um quilograma de aço doce, resultando no consumo de 1.419-1.449 g de minério de ferro e na produção de resíduos em alto forno da ordem de 419-449 g/kg de aço doce.

Em todo o processo, a necessidade de refrigeração demanda água que pode ou não ser recirculada. Os efluentes líquidos contêm óleo provindo do processo de laminação a quente (HEINISCH, 1993).

Em função do estudo do processo produtivo, são elaboradas duas planilhas de aquisição de dados para o aço primário, que são apresentadas nas Tabelas 4.5, para a) o consumo de matéria prima e energia e b) as emissões de poluentes.

Tabela 4. 5 Planilhas de aquisição de dados para coleta de informações ambientais relativas à produção de um quilograma de aço primário

a) Consumo de matéria prima e de energia

	Unidade	Quantidade
Entradas		
Minério de ferro		
Calcário		
Carvão mineral		
Carvão vegetal		
Energia		
Elettricidade		
Água		
Outros		

b) Emissão de poluentes

Saídas	Unidade	Quantidade
Água		
Material particulado		
Amônia		
CO ₂		
CO		
NO _x		
HC		
SO _x		
MnO		
SiO ₂		
P ₂ O ₅		
HCN		
HCl		
Resíduos Sólidos		

4.1.4.2 Principais poluentes na fabricação do aço secundário

A produção de aço secundário requer, basicamente, energia e sucata como matéria prima. Conforme mencionado na seção anterior, a sucata não precisa passar pelo processo de redução, porém é também oxidada em aciarias. Com isto, as emissões decorrentes da oxidação, e anteriormente descritas para o aço primário, são igualmente válidas para a produção do aço secundário. Em virtude da presença de material contaminante nas sucatas, há produção de resíduos sólidos.

As planilhas de aquisição de dados para o aço secundário são apresentadas na Tabela 4.6, para o consumo de matéria prima, a), e para as emissões de poluentes.

Tabela 4. 6 Planilhas de aquisição de dados para coleta de informações ambientais relativas à produção de um quilograma de aço secundário

a) Consumo médio de matéria prima e de energia

	Unidade	Quantidade
Entradas		
Sucata		
Energia		

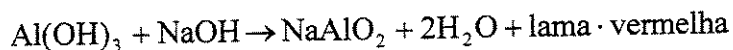
b) Emissão de poluentes

	Unidade	Quantidade
Saídas		
Resíduos sólidos		
CO		
SO _x		
MnO		
P ₂ O ₅		
SiO ₂		

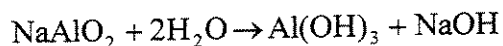
4.1.4.3 Principais poluentes na fabricação do alumínio primário

Alumínio é o metal mais abundante na crosta terrestre e é o terceiro elemento químico mais freqüente. A composição da bauxita, minério do qual se extrai o alumínio, varia de $\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ($\text{AlO}(\text{OH})$) a $\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ ($\text{Al}(\text{OH})_3$). A bauxita contém menos de 7% de sílica (SHREVE e BRINK JR., 1997).

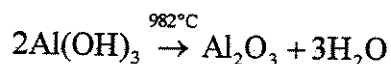
A extração da bauxita é, em geral, feita por mineração de superfície. Na Figura 4.2 apresenta-se um fluxograma básico da produção do alumínio. A bauxita é moída e em seguida passa pelo processo Bayer, onde se acrescenta soda cáustica (NaOH) a temperatura e pressão elevadas (SHREVE e BRINK JR., 1997, IPAI, 1999 e ALCOA, 1999). Disso resulta uma solução contendo aluminato de sódio (NaAlO_2) e matéria não dissolvida contendo ferro, silício e titânio, denominada lama vermelha, que é um resíduo sólido.



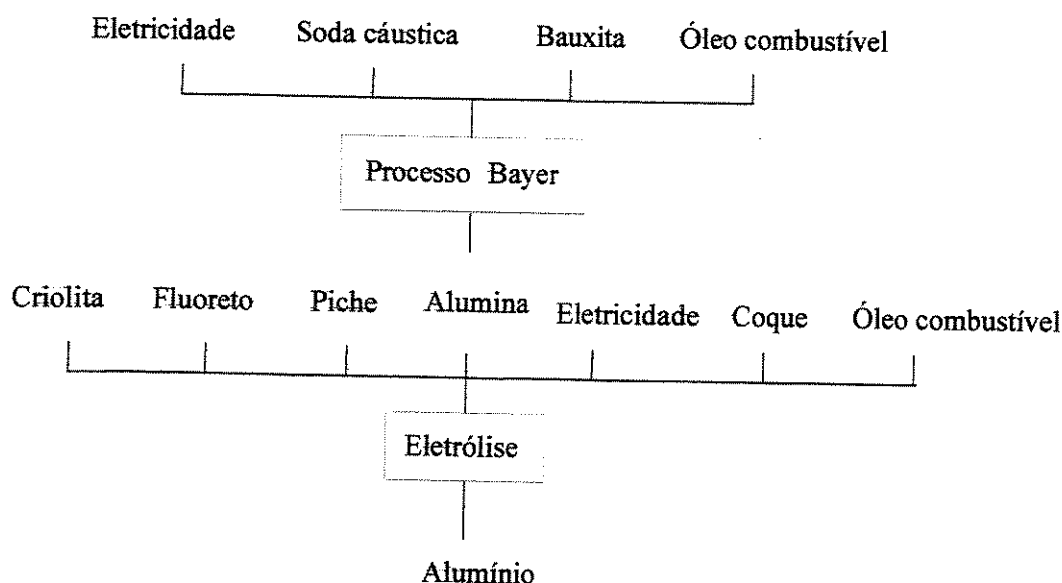
O NaAlO_2 é separado dessa lama e, pela adição de gás carbônico ou Al_2O_3 , há precipitação do hidróxido de alumínio purificado.



O hidróxido é posteriormente calcinado a 982°C para formar o óxido de alumínio, também denominado de alumina (Al_2O_3) (GALLO, 1999).



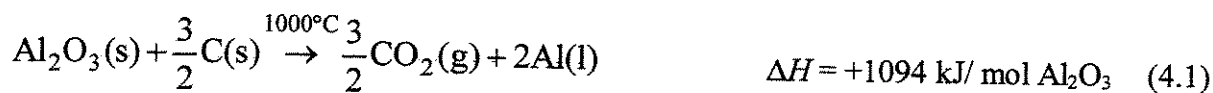
Grande parte da soda cáustica (NaOH) utilizada no processo pode ser recuperada e reutilizada. Para produzir uma tonelada de alumina são necessários aproximadamente 2 a 3 toneladas de bauxita (IPAI, 1999).



Nota: Baseado em ABAL (1999) e ALCOA (1999). Vide Anexo VIII para mais detalhes do fluxo de produção.

Figura 4.2 Esquema da produção de alumínio

O processo seguinte é o Hall-Héroult, que corresponde à uma reação eletroquímica na qual a alumina é banhada por uma solução de criolita (AlF_3NaF) e excesso de AlF_3 . A criolita é utilizada para reduzir a temperatura de fusão da mistura. Aplica-se uma corrente elétrica através dos anodos de carbono para eletrolizar a solução e obter o alumínio. A reação global é dada por:



Admitindo-se que o teor de alumina seja de 55% na bauxita, o valor teórico seria de 1,8 toneladas desta para a produção de uma tonelada daquela. Da reação 4.1 pode-se calcular que o

consumo teórico de carbono e de alumina são, respectivamente, 334 g e 1,89 kg para a produção de um quilograma de alumínio, com emissão de 1,2 kg de dióxido de carbono. SHREVE e BRINK JR. (1997) afirmam que o consumo de eletricidade teórico necessário para viabilizar a reação 4.1 é de 5,64 kWh/kg, mas só o consumo energético para a elevação da temperatura da solução é de 13,2 a 19,8 kWh/kg de alumínio produzido.

Além da emissão de CO₂ durante este processo ocorre também a emissão de CO, fluoretos e HF. A emissão de HF se deve à hidrólise do AlF₃ (SHREVE e BRINK JR., 1997) e de fluoretos provindos da criolita. Os fluoretos também são responsáveis pela emissão de CF₄, C₂F₆. De acordo com a ABAL (1999), a emissão de fluoretos na produção de alumínio no Brasil é pequena quando comparadas às emissões internacionais.

A energia necessária para todos os processos é obtida pela combustão de piche, coque e óleo combustível, bem como pelo consumo de eletricidade.

FILLETTI (1995) afirma que há ainda no processo a emissão de HCl e de NH₃, de acordo com as reações 4.2 e 4.3.



O autor acima citado também apresenta estimativas sobre a emissão de óleos e graxas, avaliando essas em 50 mg de óleo e 20 mg de graxa por litro de água efluente do processo de fabricação do alumínio primário no Brasil.

Conforme as informações obtidas, elaboram-se as planilhas de aquisição de dados mostradas nas Tabelas 4.7 a e b.

Tabela 4. 7 Planilhas de aquisição de dados para coleta de informações ambientais relativas à produção de um quilograma de alumínio primário.

a) Consumo de matéria prima e de energia

	Unidade	Quantidade
Alumina		
Elettricidade		
Óleo combustível		
Coque		
Piche		
Fluoreto		
AlF ₃		
Al ₂ O ₃		
Criolita		
Bauxita		
Soda Cáustica (NaOH)		
Água		

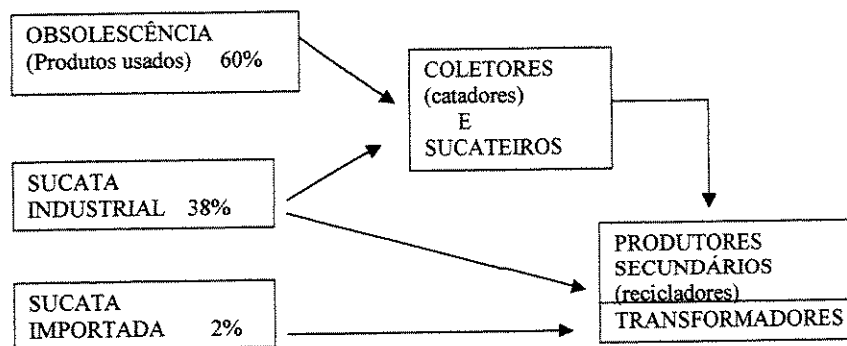
b) Emissão de poluentes

Elemento	Unidade	Quantidade
CF ₄		
C ₂ F ₆		
SO _x		
NO _x		
MP		
HC		
CO		
CO ₂		
HCl		
NH ₃		
Fluoreto		
Resíduos Sólidos		

4.1.4.4 Principais poluentes na fabricação do alumínio secundário

A reciclagem do alumínio atende cerca de 11% da demanda anual por esse material no Brasil (ABAL, 1999). Isso se deve, principalmente, ao sucesso da reciclagem de latas de alumínio, que foi de 65% em 1999. Por sua vez, essa reciclagem é muito mais fruto da pobreza e do desemprego no país, do que propriamente da consciência ambiental da população. Na Figura

4.3 pode-se observar que grande parte do alumínio recuperado no país provém de produtos usados e descartados.

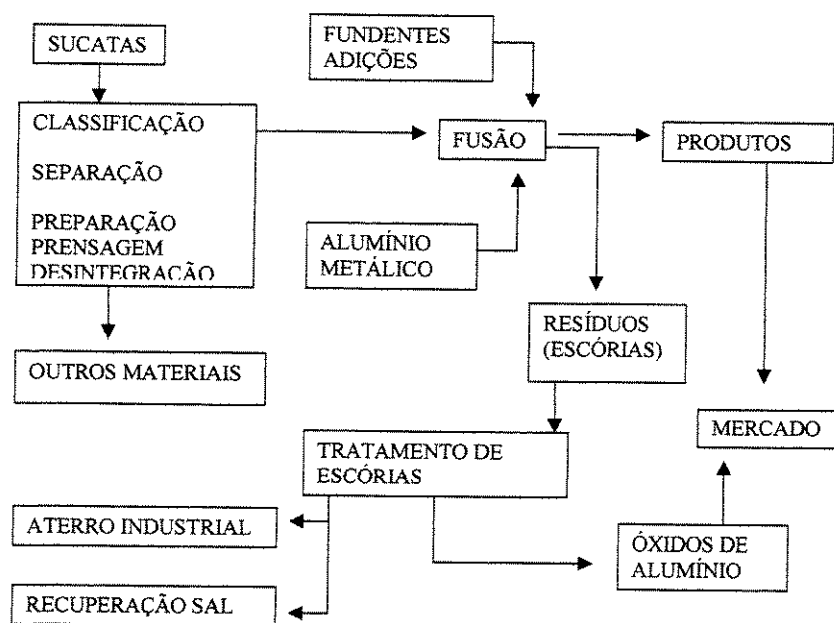


Fonte: POPOVICI, 1999.

Figura 4.3 Proveniência da sucata de alumínio que é reciclada no Brasil

A maior dificuldade na reciclagem do alumínio consiste na separação deste de outros materiais (SCHUTZER, 2000). O processo de recuperação do alumínio das latas consiste na retirada do material contaminante, como por exemplo a matéria orgânica, do excesso de umidade, de plásticos, vidro, areia e de outros metais. As tintas utilizadas na estamparia do alumínio são destruídas nos fornos de fundição durante o processo de obtenção do alumínio.

Um esquema do processo convencional de produção do alumínio secundário é mostrado na Figura 4.4. O óleo combustível é a fonte de energia mais usual. No processo de fusão são adicionados sais para reduzir a oxidação do alumínio (em geral, NaCl e KCl), sendo que a quantidade de sais empregada corresponde a 10-40% do peso da sucata. As sucatas podem ser utilizadas 2 ou até 3 vezes para essa finalidade (DA CRUZ e TENÓRIO, 1999).



Fonte: POPOVICI, 1999. Vide outro fluxograma de reciclagem do alumínio no Anexo IX.

Figura 4.4 Fluxograma de produção do alumínio secundário

O uso dos sais na fundição de alumínio implica geração de uma escória, denominada borra preta, com altos teores de sais e vapores corrosivos, e cujo processo de reciclagem é caro (DA CRUZ, 2000). Essa borra é, em geral, disposta (ALLEVA, 2000). A composição dessa borra preta, de acordo com POPOVICI (1999), é de 45 a 55% de sais, 8 a 15% de alumínio metálico e de 35 a 40% de óxidos de alumínio e outros.

Existem outras tecnologias para recuperação do alumínio que eliminam ou reduzem o uso de sais, entre as quais destacam-se o processo de fusão em fornos rotativos aquecidos por queimadores com oxigênio ou ar, enriquecidos e aquecidos por plasma. DA CRUZ e TENÓRIO (1999) realizam uma revisão acerca desses processos mas, de acordo com DA CRUZ (2000), não havia no Brasil, até então, nenhuma planta industrial operando com fornos a plasma à época.

Estima-se que, para o uso de material reciclado, o consumo de energia e a emissão de poluentes atmosféricos é 95% menor e o consumo de água é 97% menor (POWELSON, 1992). A ALCOA (1999), por exemplo, apresenta um consumo de apenas 0,75 kWh/kg de alumínio

secundário produzido. As planilhas de aquisição de dados para o alumínio secundário são apresentadas nas Tabelas 4.8 a) e b).

Tabela 4. 8 Planilhas de aquisição de dados para coleta de informações ambientais na produção de um quilograma de alumínio secundário.

a) Consumo de matéria prima e energia

	Unidade	Quantidade
Alumina		
Eletricidade		
Óleo combustível		
Coque		
Piche		
Fluoreto		
Criolita		
Bauxita		
Soda Cáustica		

b) Emissão de poluentes

	Unidade	Quantidade
CF ₄		
C ₂ F ₆		
SO _x		
CO ₂		
Fluoreto		
Resíduos Sólidos		
Bauxita		
Cubas		
Borra		

4.1.4.5 Poluição advinda da vida útil do automóvel

O uso do automóvel caracteriza-se pelo consumo intenso de combustível. A combustão é responsável pela emissão de vários poluentes atmosféricos, tal como apresentado na seção 3.3.2. Além disso, consome-se água na limpeza do automóvel e na refrigeração do motor. A produção de resíduos sólidos é sobretudo devida à troca de componentes (face ao término da vida útil, como é o caso dos pneus e da bateria e, face a acidentes, por exemplo, na troca de pára-choques).

A planilha de aquisição de dados relativa à etapa de uso do automóvel é mostrada na Tabela 4.9.

Tabela 4. 9 Consumo de energia e emissão de poluentes na etapa de uso do automóvel

	Unidade	Quantidade
Energia		
CO		
HC		
NO _x		
SO _x		
Pb		
MP		
CO ₂		
Água		
Resíduos sólidos		

4.1.4.5 Descarte

No descarte, de uma forma geral, tanto o aço quanto o alumínio do automóvel podem ser retirados e reciclados a partir de um processo de desmontagem e trituração de partes do veículo. Os metais ferrosos são facilmente selecionados com o uso de imãs. Os metais não ferrosos são sortidos, devido ao seu valor de mercado⁷⁵.

A Associação Brasileira de Engenharia Automotiva e outras entidades formaram em 1996 uma comissão para elaborar o chamado Sistema Nacional de Reciclagem de Veículos (CEMPRE, 1999b). Ainda não se sabe se, e quando, esse sistema entrará em vigor.

Por sua vez, a Gerdau instalou um centro de desmanche no Rio de Janeiro em função da expectativa de implantação do Programa Nacional de Renovação de Frota (GERDAU, 2000). Contudo, ainda aguarda-se que o mesmo entre em vigor.

Nas desmontadoras de pequeno porte existentes no Brasil são retiradas dos veículos todas as peças de valor comercial (baterias, vidros, metais, motor, caixa de câmbio, etc.). Os fluidos são, em geral, jogados no esgoto ou até no próprio solo. Os pneus e as peças de aço e de alumínio

⁷⁵ Em outubro de 1999, por exemplo, o preço de venda do alumínio prensado é de R\$ 350 a R\$ 1.600 por tonelada de material reciclado (CEMPRE, 1999b).

que não são vendidos são doados ou simplesmente dispostos como lixo. Algumas empresas que coletam e reciclam vêm buscar esse material.

Na ausência de procedimentos de reciclagem, os materiais automotivos acabam por serem dispostos. Neste trabalho, a coleta de dados relativa à produção de resíduos sólidos se limita à consideração das partes em aço e alumínio, quando os componentes não são reciclados, o que gerou a planilha de aquisição de dados apresentada na Tabela 4.9.

Tabela 4. 9 Planilha de aquisição de dados da produção de resíduos sólidos no descarte de componentes de aço e de alumínio

Poluente	Unidade	Quantidade
Resíduos Sólidos		

4.1.5 Definição da Unidade Funcional para a ACV do Aço e do Alumínio

Na Tabela 4.10 são apresentadas algumas características de modelos de automóveis fabricados no Brasil no final da década de 90. Nos automóveis, além do peso, vários aspectos tecnológicos têm grande influência na eficiência de uso de energia (vide, por exemplo, os casos do Classe A e do Civic, que têm peso superior ao do Uno, mas que apresentam menor consumo específico).

Tabela 4.10 Algumas características de modelos de automóveis no Brasil

Modelo	Empresa	Vendas (em 1998) [mil unidades]	Peso [kg]	Eficiência [km/l]	
				urbano	Estrada
Gol	Volkswagen	252	950	10,3* - 13,3	15,3 - 16,5
Classe A	Mercedes		1.085	11,72*	
Uno	Fiat		883	8,5	
Palio	Fiat	234		13,2	
Fiesta	Ford	79		12,3	
Ka	Ford	48		13,3	16,8
Corsa	General Motors	164			
Tempra	Fiat		1.239	8,04	11,48
Civic	Honda		1.085	10,6	14,47
Vectra	General Motors		1.268,5	8,76	12,94

* Sem ar condicionado. Para os demais valores de eficiência não há informação de inclusão ou não de ar condicionado.

Nota: Para o modelo Gol a faixa de valores é devida à variedade de modelos.

Fonte: Quatro Rodas

Há uma tendência no mercado nacional, seguindo a mesma tendência verificada nos EUA, de crescimento nas vendas de utilitários (caminhonetes). Estas caminhonetes pesam, em geral, mais de 1,5 tonelada. A venda de automóveis de passeio, entretanto, é ainda bem maior que a dos utilitários, tendo sido, respectivamente, igual a 81% e a 10% do total de vendas de veículos em 1998 (ANFAVEA, 1999). Dentre os automóveis vendidos, destacam-se os automóveis de pequeno porte, ditos “populares”. Neste trabalho essa classe de veículos é analisada, admitindo-se no estudo veículos de peso médio de 900 kg. Para comparar a diferença com os automóveis de grande porte, admite-se um peso médio de 1.300 kg para esses.

As frações do aço e do alumínio no peso total do automóvel foram estimadas em 67,5% e 5,8%, respectivamente, valores observados nos EUA em meados dos anos 90 (DANHOLT, 1996). Assim, para o automóvel mais leve tem-se 608 kg de aço e 52 kg de alumínio, enquanto para os automóveis mais pesados esses valores são, respectivamente, de 878 kg e 75 kg.

Refletindo a tendência de redução do peso dos veículos, em função da troca de materiais, neste trabalho considera-se que 30% do aço, em massa, seja substituído pelo alumínio, implicando uma redução de 20% no peso do aço. No caso dos automóveis mais leves, 182 kg de aço seriam substituídos por 146 kg de alumínio, enquanto no caso dos automóveis mais pesados, 211 kg de alumínio seriam utilizados em substituição a 263 kg de aço. Estas estimativas de uso do alumínio no automóvel estão dentro das expectativas de SCHULTZ (1996) e do IPAI (1999). Neste trabalho são comparados os impactos ambientais ao longo do ciclo de vida do automóvel resultantes desta substituição.

Há um consórcio internacional que trabalha visando o desenvolvimento de um aço de menor densidade para ser utilizado em automóveis (*Ultralight Steel Auto Body*). O relatório final de uma das etapas do projeto (AISI, 1998) apresenta a informação de que é possível a redução do peso de uma dada estrutura em aço, de 271 kg para aproximadamente 203 kg, isto é, uma redução de 25%. Neste trabalho essa possibilidade também é considerada, supondo-se a substituição de 182 kg de aço comum por 136,5 kg de aço ultra leve para o automóvel pequeno, e dos 263 kg de aço comum por 197 kg de aço ultra leve para o automóvel porte. Admite-se que o aço ultra leve seja essencialmente aço, sem a presença de outros materiais.

As hipóteses para os dois casos avaliados são sumarizadas na Tabela 4.11. O caso 1 reflete as condições do automóvel de grande porte e o caso 2, os de pequeno porte.

Tabela 4.11 Síntese dos casos avaliados quanto à substituição de materiais [kg]

Características	Caso 1	Caso 2
Peso inicial do automóvel	1.300	900
Aço presente a ser substituído	263	182
Substituição pelo aço ultraleve (redução de 25% do peso)	197	137
Substituição pelo alumínio		
sem redução do peso	263	182
com redução de 20% do peso	210	146
com redução de 50% do peso	132	91

4.2 Análise de Inventário

A partir da definição do objetivo e do escopo apresentados na seção anterior, contatou-se os fabricantes de materiais, a indústria automobilística e as organizações nacionais representantes destas empresas para a obtenção de informações. Os dados são coletados a partir das planilhas de aquisição de dados apresentadas na seção anterior, com armazenamento das informações em planilhas eletrônicas. A compilação destas informações é apresentada a seguir.

4.2.1 Dados Nacionais

4.2.1.1 Aço primário

Na Tabela 4. 12 são apresentados dados do consumo de matéria prima, água e energia resultantes da produção de um quilograma de aço bruto no Brasil. Os dados dos insumos e os da produção de aço bruto no Brasil foram obtidos do Anuário Estatístico do Setor Metalúrgico (MME, 1999).

Tabela 4. 12 Consumo médio de matéria prima e de energia por quilograma de aço bruto produzido (1998)

	Unidade	Primário e Secundário
Entradas		
Minério de ferro	kg	1,35
Sucata	kg	0,285
Ferro liga	kg	1,19E-02
Ferro gusa	kg	0,776
Ferro esponja	kg	0,012
Calcário	kg	0,197
Carvão mineral	kg	0,400757
Carvão vegetal	kg	0,238701
Óleo Diesel	kg	7,64E-04
Óleo combustível	kg	7,68E-03
Eletricidade	kWh	0,517231
Minério de manganês	kg	0,009
Dolomita	kg	0,053
Zinco	kg	0,002
Água	litros	133,5

Fonte: MME (1999).

Uma estimativa dos principais impactos ambientais na produção de aço nas siderúrgicas brasileiras é apresentada na Tabela 4.13. É importante destacar que o consumo de matéria prima e de energia referem-se à produção de 17% de aço secundário e 83% de aço primário.

Para as emissões de SO_x admite-se que o óleo combustível, o óleo Diesel e o carvão contêm 1% de enxofre, que a emissão é de SO_2 e que não há sistema de controle da emissão. Estas estimativas são realizadas considerando a pior situação, já que de acordo com as informações fornecidas pelas empresas e pela legislação vigente (ANP, 2000), o óleo combustível⁷⁶ e o óleo Diesel⁷⁷ não devem exceder 1% de enxofre. O teor de enxofre presente no carvão é considerado pelos valores dos Estados Unidos (PERRY e GREEN, 1997). Na verdade, muitas das empresas mantêm um controle da emissão para manter-se no exigido pela legislação (80 mg/Nm³).

⁷⁶ De acordo com a Portaria n° 80 da ANP de 30 de abril de 1999.

⁷⁷ Conforme Portaria n° 32 da ANP de 4 de agosto de 1997.

Tabela 4.13 - Produção de aço bruto e emissão de poluentes na produção de 1 kg de aço primário
(1998)

Saídas	Unidades	
Aço	g	1000
Água	litros	133,5
Recirculada	litros	37,38
Perdida	litros	96,12
Material particulado	g	2,99
Amônia	g	0,109
CO ₂	g	527,7
CO	g	72,3
SO _x	g	6,48
MnO	g	6,74
P ₂ O ₅	g	10,9
SiO ₂	g	0,24
Resíduos Sólidos	g	550
Alto forno	g	250
Aciaria	g	120
Aterro	g	180

Nota: Baseado nas informações de CSN, 1999, SILVA, 1999, USIMINAS, 1999 e COSIPA, 2000.

Dados da emissão de material particulado são obtidos das empresas.

As emissões de CO, MnO, P₂O₅ e SiO₂ são estimadas a partir das reações de oxidação ocorridas na aciaria (ver tabela 4.4).

4.2.1.2 Aço Secundário

Grande parte do aço recuperado é simplesmente adicionado no processo de fabricação do aço primário o que torna difícil encontrar informações relativas apenas à produção de aço secundário. O uso de sucata e o consumo de energia são os citados por PARO (2000). A produção de resíduos sólidos é considerada por subtração, a partir de dados de sucata e da quantidade de aço produzida. As emissões de CO, MnO, P₂O₅, SiO₂ e SO_x são obtidas a partir das mesmas estimativas no caso do aço primário. Os dados obtidos para o Brasil são apresentados nas Tabelas 4.14 e 4.15.

Tabela 4.14 Consumo médio de matéria prima e de energia por quilograma de aço secundário produzido (1998)

	Unidade	Secundário
Entradas		
Sucata	kg	1,150
Energia		30% do primário

Fonte: PARO (2000)

Tabela 4.15 Impactos ambientais na produção de aço secundário (1998)

	Unidade	Secundário
Saídas		
Resíduos sólidos	g	200
CO *	g	72,3
SO _x *	g	1,92
MnO *	g	6,74
P ₂ O ₅ *	g	10,9
SiO ₂ *	g	0,24

Fonte: PARO (2000)

* Estimativas obtidas pela reação de oxidação ocorrida na aciaria (ver tabela 4.4).

4.2.1.3 Alumínio primário

Os dados de consumo de matéria prima e de energia para a produção de alumínio primário no Brasil são apresentados na Tabela 4.16.

A estimativa do consumo de carvão nacional para a produção de alumínio primário é realizada admitindo-se que o carbono provém do coque, do piche e do óleo combustível utilizados, considerando os consumos que correspondem a dados da ABAL (1999). Considera-se ainda que o piche e o óleo combustível podem ser quimicamente representados por C_nH_{2n+2} , embora haja variação na composição, conforme BARATELLI (2000). Destas considerações resulta a estimativa de consumo de 874 g de carbono por quilograma de alumínio primário fabricado em 1998.

Como pode ser observado ainda na Tabela 4.16, o consumo de eletricidade é inferior ao valor teórico apresentado na seção 4.1.4.2. Isto pode ser explicado pelo fato de que naquela

estimativa considera-se que a energia elétrica é a única fonte energética. No caso nacional, deve-se acrescentar a contribuição energética do coque e do óleo combustível.

Tabela 4.16 Consumo de matéria prima e de energia na produção de 1 kg de alumínio primário no Brasil, em 1998

	Unidade	Alumínio Primário
Alumina	kg	1,992
Eletricidade	kWh	16,295
Óleo combustível	kg	0,395
Coque	kg	0,365
Piche	kg	0,114
Fluoreto	kg	0,021
Criolita	kg	0,006
Bauxita	kg	6,28
Soda Cáustica	kg	0,211

Fonte: ABAL, 1999 e FILLETI, 1995

Na Tabela 4.17 são apresentadas estimativas de emissões, no ar e na água, resultantes da produção de 1 kg de alumínio primário.

A emissão de CO₂ é estimada considerando a reação química expressa na equação 4.1, porém considerando-se o consumo real de carbono (874 g).

Admite-se que a produção de resíduos sólidos decorrente do uso de bauxita corresponde à diferença entre a quantidade de bauxita que é insumo do processo e a quantidade de alumínio que é produzida (ou seja, 5,1 kg).

Tabela 4.17 Emissão de poluentes da produção de alumínio primário [gramas]

Elemento	Quantidade [g]
CF ₄	0,23
C ₂ F ₆	0,023
SO _x	8,74
CO ₂	3.205
Fluoreto	0,6
Resíduos Sólidos	5.123
Bauxita	5.088
Cubas	24
Borra	11

Fonte: ABAL, 1999, PERRY e GREEN (1997) e FILLETI (1995)

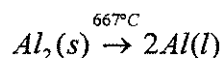
Para as emissões de SO_x, considera-se que o óleo combustível, o coque e o piche contêm 1% de enxofre em sua composição, e se admite que não há sistema de controle da emissão.

Como não é possível obter o consumo de água associado à produção de alumínio, as informações relativas à emissão de NH₃ e HCl também não são consideradas na análise, de acordo com as equações 4.2 e 4.3.

4.2.1.4 Alumínio secundário

De acordo com ALLEVA (2000) a taxa de recuperação do alumínio da sucata varia bastante em virtude da qualidade da matéria prima e da tecnologia utilizada. Para as latas de alumínio, cita-se que a recuperação é de 82 a 85%, significando que para a produção de 1 quilograma de alumínio reciclado são necessários 1,18 a 1,22 kg de sucata. PARO (2000) estima que a sucata utilizada (latas de alumínio) para a produção de 1 kg de alumínio secundário variava de 1,05 a 1,45 kg, valores que são utilizados neste estudo.

A reação abaixo representa o processo de obtenção de alumínio secundário (DA CRUZ e TENÓRIO, 1999):



Considerando-se que o consumo de eletricidade apresentado por PARO (2000) varia de 0,5 a 1,1 kWh (1,8 a 4 MJ) para a produção de alumínio secundário e que o PCS do óleo combustível é de 42,2 MJ, a quantidade de óleo combustível para fornecer a energia necessária à reação seria de 42,7 a 93,9 g. Na Tabela 4.18 são apresentados dados e estimativas do consumo de energia e de matéria prima na produção de um quilograma de alumínio secundário, no Brasil.

Tabela 4.18 Consumo de matéria prima e de energia na produção de 1 kg de alumínio secundário no Brasil (1998)

Entradas	Unidade	Quantidade
Sucata	g	1.050 – 1.450
KCl	g	8 – 120
NaCl	g	12 - 200
Óleo Combustível	g	42,7 – 93,9
Água	l	-

Fonte: ALLEVA, 2000; DAMIANCE, 2000 e ARO, 2000

As estimativas de emissões gasosas e de resíduos sólidos gerados no processo de fabricação de 1 kg de alumínio secundário são apresentadas na Tabela 4.19. A emissão de SO_x no processo é estimada considerando-se que há 1% de enxofre no óleo combustível e que não há nenhum equipamento de controle. Os resíduos sólidos são divididos em três componentes: os restos da sucata, o KCl e o NaCl. Para os sais, estima-se que podem ser reutilizados 3 vezes no processo de fabricação do alumínio secundário, resultando em uma perda média de 33,3% por corrida.

Tabela 4.19 Emissão de poluentes na produção de 1 kg de alumínio secundário no Brasil (1998)

[gramas]

Saídas	Quantidade [g]
SO_x	0,27
Resíduos sólidos	
Sucata	50 – 450
KCl	2,7 – 40
NaCl	4 – 67

Fonte: elaborado a partir de ALLEVA, 2000; DAMIANCE, 2000 e ARO, 2000

4.2.2 Dados Internacionais

Os dados internacionais apresentados por MANN e SPATH (1996) refletem o perfil da indústria nos EUA em 1995, e correspondem tão somente à fabricação de materiais. Na Tabela 4.20 são indicados (hachurados) os dados que estavam disponíveis no trabalho de referência. Ao compará-los com os dados nacionais, nota-se que há algumas diferenças. Alguns dados não são obtidos no caso nacional, como é o caso do consumo de lubrificante, urânio e trinitrolueno; emissão de aldeídos, amônia, cloretos, ácidos e metais na atmosfera; as emissões em efluentes líquidos e o detalhamento dos resíduos sólidos. Por outro lado, são obtidas informações para o Brasil sobre a emissão de CF_4 e C_2F_6 no ar, na produção de alumínio primário, consumo de sais na obtenção do alumínio secundário e são estimadas as emissões atmosféricas de MnO , P_2O_5 , SiO_2 na fabricação do aço primário.

Tabela 4.20 Dados disponíveis no banco de dados relativas aos EUA

a) Entradas

	Aço primário	Aço Secundário	Alumínio primário	Alumínio secundário
Eletricidade				
Sucata				
Lubrificante				
Água (total)				
Água (origem desconhecida)				
Bauxita (Al_2O_3 , minério)				
Calcário (no solo)				
Carvão (no solo)				
Ferro (Fe, minério)				
Pedra calcária (CaCO_3 , no solo)				
Gás Natural (no solo)				
Petróleo (no solo)				
Urânio (U, minério)				
Cloreto de Sódio (NaCl , no solo ou mar)				
Terra (no solo)				
Trinitrotolueno ($\text{C}_6\text{H}_3(\text{NO}_2)_3$)				

Fonte: MANN e SPATH (1996)

b) Emissões atmosféricas

	Aço primário	Aço Secundário	Alumínio primário	Alumínio secundário
Aldeídos				
Amônia (NH_3)				
Cloretos (Cl^-)				
Dióxido de Carbono (CO_2 , fóssil)				
Monóxido de Carbono (CO)				
Fluoretos (F^-)				
Hidrocarbonetos (exceto metano)				
Hidrocarbonetos (outros)				
Ácido Clorídrico (HCl)				
Ácido Sulfídrico (H_2S)				
Ácido Fluorídrico (HF)				
Metais				
Metano (CH_4)				
Óxidos de nitrogênio (NO_x como NO_2)				
Óxido nítrico (N_2O)				
Matéria Orgânica				
Particulados				
Óxidos de enxofre (SO_x como SO_2)				

Fonte: MANN e SPATH (1996)

c) Emissões em efluentes líquidos

	Aço primário	Aço Secundário	Alumínio primário	Alumínio secundário
Amônia (NH_4^+ , NH_3 , como N)				
Alcatrão				
Ácidos (H^+)				
DBO				
Cloretos (Cl^-)				
DQO				
Cianetos (CN^-)				
Matéria dissolvida				
Fluoretos (F^-)				
Matéria inorgânica dissolvida				
Metais				
Matéria nitrogenada				
Óleos				
Matéria orgânica dissolvida				
Sulfetos (S^{2-})				
Fenol ($\text{C}_6\text{H}_5\text{O}$)				
Sódio (Na^+)				
Sulfatos (SO_4^{2-})				
Matéria suspensa				
Água (poluição química)				
Alcatrão				

Fonte: MANN e SPATH (1996)

d) Resíduos sólidos

	Aço primário	Aço Secundário	Alumínio primário	Alumínio secundário
Matéria recuperada (total)				
Matéria recuperada (não especificada)				
Matéria recuperada (sucata de ferro)				
Lixo (total)				
Lixo (não especificado)				
Lixo (perigoso)				
Lixo (municipal e industrial)				
Lixo mineral (inerte)				
Lixo não mineral (inerte)				
Lixo químico não tóxico (não especificado)				
Lixo, escória e pós não especificados				

Fonte: MANN e SPATH (1996)

Estas diferenças entre as duas bases de dados devem-se, principalmente, aos seguintes fatores:

- o uso de tecnologias diferentes (uso de sais na produção de alumínio secundário no Brasil);
- a matriz energética das indústrias nacional e nos EUA são distintas (e.g., carvão vegetal é utilizado na produção de aço primário no Brasil, e há maior uso de gás natural nos EUA do que no Brasil);
- desconhecimento da fonte ou em função da confidencialidade da informação (e.g., consumo de água, emissões atmosféricas de SO_x e emissões em efluentes líquidos no Brasil);
- ou, caso contrário, disponibilidade dos dados em virtude da competitividade no mercado internacional (baixas emissões de CF_4 e C_2F_6 na produção de alumínio primário no Brasil);
- face ao nível de agregação do questionário utilizado na coleta de dados no Brasil (as informações detalhadas acerca da produção de resíduos sólidos não são solicitadas);
- no estudo não são identificadas algumas entradas e saídas relativas às etapas de fabricação dos materiais (e.g., consumo de trinitrolueno, urânio, emissão de aldeídos).

A fim de tornar a comparação factível, opta-se por executar a ACV considerando apenas aqueles dados que estavam disponíveis em ambas bases de dados (nacional e EUA).

4.2.2.1 Aço primário e secundário

Na Tabela 4.21 apresentam-se informações do consumo de matéria prima e de energia e, na Tabela 4.22, as emissões de poluentes relativos à produção de aço primário e secundário, tendo como referência dados de produção nos EUA (MANN e SPATH, 1996). Tal como no caso do uso de dados nacionais, para o aço primário estima-se uma mistura de 83% de material virgem e 17% de material reciclado.

Tabela 4.21 Consumo de matéria prima e de energia por quilograma de aço bruto produzido da base de dados internacional (1995)

	Unidade	Primário	Secundário	Primário (83%) e Secundário (17%)
Minério de ferro	kg	1,20793	4,61 e-7	1,002582
Sucata	kg	0,171864	1,13718	19332,2
Calcário *	kg	0,120976	4,61 e-8	0,10041
Carvão mineral	kg	0,62211	0,0258554	0,520747
Petróleo (no solo)	kg	0,0361731	0,035115	0,035993
Gás Natural (no solo)	kg	0,0233838	0,00317143	0,019948
Elettricidade	kWh	0,35	0,7	0,4095
Água	litros	82,2924	1,1912	2093,343

*Pedra calcária (CaCO_3)

Nota: o número de casas decimais é o mesmo da fonte (MANN e SPATH , 1996)

Tabela 4.22 Emissão de poluentes por quilograma de aço bruto produzido da base de dados internacional (1995)

Saídas	Unidade	Primário	Secundário	Primário (83%) e Secundário (17%)
Material particulado	g	18,744	0,219157	15.59478
Amônia	g	0,745491	6,06085 e-4	0.618861
CO ₂ + CO	g	1885,4948	170,97268	2908101
SO _x	g	4,15594	1,04022	17687.19
Energia Total	MJ	21,1217	2,3984	4094.811
Resíduos Sólidos	g	0,432261	0,054738	0.368082

Nota: o número de casas decimais é o mesmo da fonte (MANN e SPATH , 1996)

4.2.2.2 Alumínio primário

Os consumos de matéria prima e de energia, bem como as emissões de poluentes na produção de alumínio primário nos EUA, são apresentados nas Tabelas 4.23 e 4.24.

Tabela 4.23 Consumo de matéria prima e de energia por quilograma de alumínio primário da base de dados internacional (1995)

	Unidade	Alumínio Primário
Elettricidade	kWh	16,2
Carvão	kg	0,135201
Gás Natural	kg	0,274339
Petróleo	kg	0,930431
Cloreto de sódio	kg	0,128836
Bauxita	kg	4,81559
Soda Cáustica	kg	0,128836

Nota: o número de casas decimais é o mesmo da fonte (MANN e SPATH , 1996)

Tabela 4.24 Emissão de poluentes na produção por quilograma de alumínio primário da base de dados internacional (1995)

Elemento	Quantidade [g]
SO _x	29,0447
CO ₂	2747,32
Fluoreto	0,243
Resíduos Sólidos	0,083384

Nota: o número de casas decimais é o mesmo da fonte (MANN e SPATH , 1996)

4.2.2.3 Alumínio secundário

Os dados disponíveis e que correspondem à produção de alumínio secundário estão organizados nas Tabelas 4.25 e 4.26.

Tabela 4.25 Consumo de matéria prima e de energia na produção de 1 kg de alumínio secundário – base de dados internacional (1995)

Entradas	Unidade	Quantidade
Sucata	g	1.179,8
Carvão	kg	0,00132981
Gás Natural	kg	0,0299439
Petróleo	kg	0,163508

Nota: o número de casas decimais é o mesmo da fonte (MANN e SPATH , 1996)

Tabela 4.26 Emissão de poluentes na produção de 1 kg de alumínio secundário – base de dados internacional (1995)

Saídas	Unidade	Quantidade
SO _x		4,79333
Resíduos sólidos	kg	0,180131

Nota: o número de casas decimais é o mesmo da fonte (MANN e SPATH , 1996)

4.2.3 Vida Útil do Automóvel

Para a avaliação dos impactos ambientais ao longo do ciclo de vida do automóvel, é inicialmente realizada uma avaliação da vida útil de um automóvel no Brasil. A equação 4.4 é utilizada para estimar a distância média – D – percorrida por um automóvel durante seu ciclo de vida, no Brasil, onde S é a taxa de sucateamento da frota e d é a distância média percorrida em função da idade do automóvel.

$$D = \sum \frac{(100 - S)}{100} \times d \quad (4.4)$$

A distribuição dos valores de d e de S em função da idade do automóvel é apresentada nas figuras 4.5 e 4.6. Aplicando-se os valores graficados, estima-se que $D = 195$ mil km, em 1997.

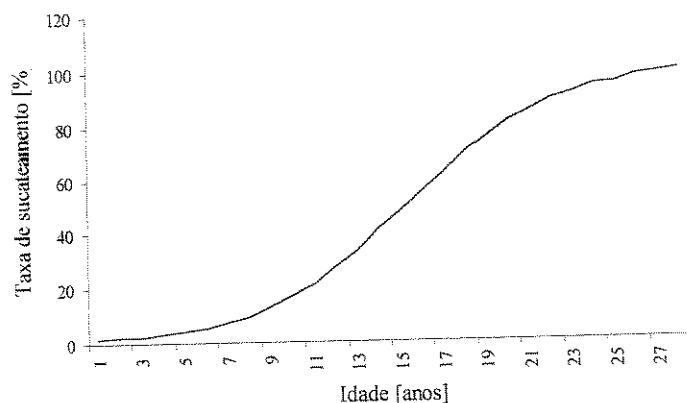


Figura 4.5 Taxa de sucateamento de automóveis no Brasil

Fonte: URLA e SCHAEFFER, 1997

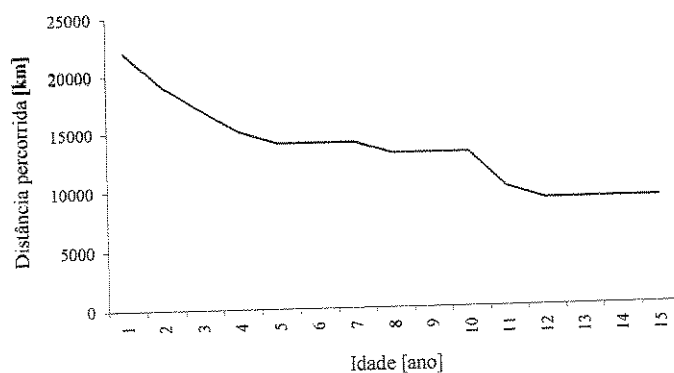


Figura 4.6 Distância média percorrida por automóvel no Brasil, em função da idade

Fonte: URLA e SCHAEFFER, 1997

Face ao atual perfil da produção de automóveis no país, que é praticamente toda à gasolina (mistura gasolina-álcool, ou gasolina), opta-se pela consideração exclusiva deste combustível. A deterioração do automóvel implica aumento do consumo de energia e da emissão de poluentes

durante o uso do automóvel, exceto para o NO_x , cuja emissão é reduzida ao longo do tempo devido à diminuição da temperatura de combustão.

Na Tabela 4.27 são apresentadas estimativas do consumo de energia e das emissões gasosas associadas ao uso dos automóveis. Na avaliação é considerado que um automóvel pequeno tem um consumo específico, ao sair da fábrica, de 13,3 km/litro de gasool (uma mistura gasolina e álcool), enquanto um automóvel grande tem consumo específico igual a 8,5 km/litro de gasolina, o que corresponde respectivamente 2,62 e 4,10 MJ/km⁷⁸.

As emissões de SO_2 dependem da quantidade de enxofre existente no combustível. Em suas estimativas para a Região Administrativa de Campinas, SP, PEDROSO JR. (1996) apresenta uma emissão de 0,129 g de SO_2 /km para os automóveis. No estudo é considerado um automóvel com consumo específico médio igual a 10 km/litro de gasool, não contabilizando a deterioração e considerando um teor de enxofre no combustível igual a 0,08%⁷⁹. Assim, estima-se uma emissão de 0,224 g/km de SO_2 para os automóveis que fazem 8,5 km/l e de 0,097 g/km de SO_2 para o automóveis pequenos (13 km/l).

Tabela 4.27 Consumo de energia e emissão de poluentes durante a vida útil do automóvel

Poluente	Unidade	Automóvel pequeno	Automóvel grande
Energia	GJ	510,9	799,5
MP	g	8	12
CO_2	g	23.235	36.360
CO	g	192	300
HC	g	29	45
NO_x	g	58	90
SO_2	g	21	33,6
Pb	g	0,82	0,89

⁷⁸ De acordo com o MME (2000), o consumo de gasolina em 1998 é de 831.841 TJ, para uma frota de 16,5 milhões de automóveis (GEIPOT, 1999). Com isto, o consumo médio de um automóvel é de 50,4 GJ por ano. Admitindo que um automóvel percorra em média 13.000 km/ano, temos que o consumo específico é igual a 3,87 MJ/km.

⁷⁹ De acordo com a ANP (1999), o limite máximo de enxofre na gasool tipo A é de 0,12% e para o tipo C, 0,10%.

As emissões de chumbo são estimadas admitindo-se que na gasolina há 0,005g de Pb por litro de combustível (PETROBRÁS, 2000). Com isto, a emissão estimada é de 5,9 mg/km para o automóvel de grande porte e de 3,8 mg/km para o automóvel popular.

Já para as emissões gasosas admite-se que os automóveis atendem exatamente a legislação ao sair da fábrica. Em 1997 os limites máximos de emissão foram de 2 g/km de CO, 0,3 g/km de HC e 0,6 g/km de NO_x. Admitindo-se que os automóveis de grande porte apresentaram estas emissões em 1998, e que a vida útil foi de 195.000 km, são estimadas as emissões na etapa de uso do veículo. As emissões de material particulado são estimadas considerando que o automóvel de grande porte emite de forma equivalente à média das emissões estimadas pela CETESB (1999) na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), i.e., 0,8 g/km.

Finalmente, para as emissões de CO₂ admite-se que o gasool é composto de octano (C₈H₁₈) e etanol (C₂H₅ – OH) e que o processo de combustão o carbono resulta na emissão de CO₂, CO e CH₄ (admitindo que o único hidrocarboneto emitido é o metano). Como os dados do consumo de gasool, da emissão de CO e de HC são disponíveis, é possível estimar as emissões de CO₂.

As emissões para os automóveis de pequeno porte são estimadas proporcionalmente, corrigindo as emissões de automóveis de grande porte em função do consumo de energia, conforme a equação abaixo:

$$\varepsilon_{pequeno} = \frac{\varepsilon_{grande} \times C_{pequeno}}{C_{grande}}$$

O automóvel, contudo, sofre um processo de deterioração ao longo dos anos. UGAYA e WALTER (2000) realizam uma estimativa sobre este processo tendo por base os dados de emissão de poluentes da CETESB (1996) para a frota da Região Metropolitana de São Paulo. Os fatores de deterioração estimados são apresentados na Tabela 4.25.

Tabela 4.28 Fatores de deterioração do consumo de energia e emissão de poluentes durante a vida útil do automóvel

	Fator de deterioração (F.D.)
Energia	1,17
CO	1,45
HC	3,66
NO _x	0,81

Fonte: UGAYA e WALTER, 2000

4.2.4 Descarte do Automóvel

Conforme dados da reciclagem dos materiais no país, 35% do alumínio descartado é reciclado e o mesmo ocorre com 25% do aço (FARRO, 1997). Admitindo-se que estas porcentagens sejam válidas para os materiais utilizados em automóveis, estima-se a produção de resíduos sólidos no descarte do veículo, dada na tabela abaixo:

Tabela 4.29 Estimativa da produção de resíduos sólidos no descarte do automóvel no Brasil por quilograma de material que é utilizado na fabricação de automóveis – 1998

	Unidade	Quantidade	
Saídas		Aço	Alumínio
Resíduos sólidos	g	750	650

4.3 Interpretação

Os resultados obtidos das análises quantitativas das ACVs desenvolvidas neste trabalho são apresentados nesta seção. Primeiro são mostrados os resultados da ACV a partir dos dados nacionais e, posteriormente, os resultados são comparados com aqueles obtidos ao se utilizar as informações internacionais relativas à fabricação dos materiais.

4.3.1 ACV do Aço e do Alumínio - Dados Nacionais

Após a compilação dos dados, são obtidos os resultados da AI quantitativa para o aço e o alumínio primários e secundários utilizados em automóveis de grande porte (1.300 kg) e de pequeno porte (900 kg).

Como as matérias primas utilizadas e os poluentes são diferentes para cada tipo de material, opta-se por comparar os resultados dos fatores que estiveram presentes em todos os casos avaliados.

A Figura 4. 7 mostra os resultados do consumo de recursos naturais (exceto água) no ciclo de vida dos automóveis de grande porte (figura a) e automóveis de pequeno porte (b). Este consumo decorre do uso do automóvel e da fabricação de materiais. A grande participação da etapa de utilização se deve ao consumo de gasool (vide seção 4.3.2).

A alternativa de uso de alumínio primário implica maior consumo de recursos naturais, tanto para o automóvel de grande porte quanto para o de pequeno porte. No caso do automóvel de 1.300 kg, o consumo de recursos naturais no uso de alumínio primário é 25% superior ao uso de aço primário. Para o automóvel de pequeno porte, o resultado é 47% superior. A diferença entre os resultados decorre do consumo de combustíveis (i.e., do consumo de recursos naturais durante a etapa de uso).

Os maiores consumos de recursos naturais no ciclo de vida do alumínio primário utilizado em automóveis são o da gasolina, durante a vida útil do automóvel, e da bauxita, na fabricação de materiais.

Ao substituir o aço primário pelo alumínio primário, promovendo redução de peso do automóvel, obtém-se resultados benéficos do ponto de vista do consumo de recursos naturais face à queda no consumo de combustível durante a vida útil do automóvel e à necessidade de menor quantidade de material. Para os automóveis de grande porte, contudo, apenas nas situações em que se diminui 50% do peso com o emprego de alumínio primário tem-se consumo de recursos naturais inferior à situação de uso exclusivo de aço primário. Para o automóvel de pequeno porte,

nem mesmo esta redução resulta menor consumo de recursos naturais em relação à situação de uso do aço primário.

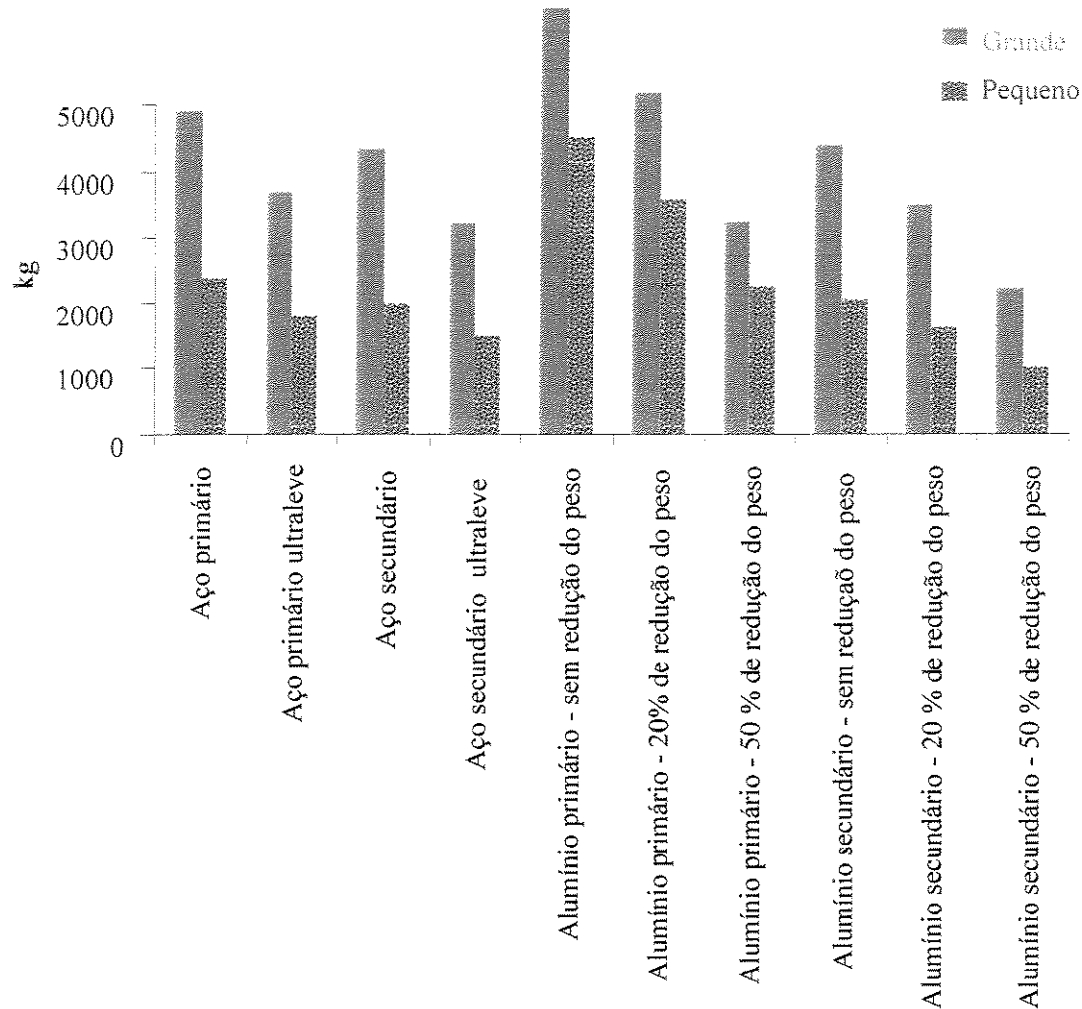


Figura 4. 7 Consumo de matéria prima no ciclo de vida de automóveis

O uso de materiais reciclados resulta menor consumo de recursos naturais. Com a utilização do alumínio secundário, por exemplo, e mesmo que sem redução do peso, tem-se uma queda de 10% no consumo de recursos naturais. Já para o uso do aço secundário em substituição ao primário, também quando não há redução do peso, tem-se uma diminuição de 12% no consumo de recursos naturais.

Do ponto de vista do consumo de recursos naturais, o uso de automóveis de pequeno porte é claramente mais vantajoso em comparação ao automóveis de grande porte. No caso do uso de

aço primário, por exemplo, há uma redução de 51% no consumo de recursos naturais, decorrente sobretudo do menor consumo de combustível em função do menor peso. O menor ganho é verificado no emprego de alumínio primário, com redução de 31% no consumo de recursos naturais. Para os casos que correspondem ao emprego de aço secundário e de alumínio secundário as vantagens dos veículos de menor porte são mais significativas (redução de 54% no consumo de recursos naturais em relação às situações correspondentes para os automóveis de grande porte).

Na Figura 4. 8 são apresentados os resultados relativos à geração de resíduos sólidos, na qual pode-se observar que o uso de aço primário implica uma disposição bem inferior ao caso de uso de alumínio primário (78% menos). Esse resultado deve-se ao melhor aproveitamento do minério de ferro em comparação à bauxita. É importante destacar ainda que grande parte dos resíduos sólidos (75%) decorrentes da produção do aço primário não são dispostos (são reciclados na própria siderúrgica ou, então, servem de matéria prima para outros processos produtivos). Mesmo no caso em que se estima redução do peso em 50%, o ciclo de vida do alumínio primário apresenta maior produção de resíduos sólidos (quase o dobro) em relação ao ciclo do aço.

Com o emprego de materiais secundários tem-se também menor produção de resíduos sólidos em relação ao uso de materiais primários. Com alumínio secundário, por exemplo, tem-se apenas 46% da produção de resíduos sólidos na comparação com o caso de uso de alumínio primário e 86% em relação ao aço primário. É, entretanto, conveniente recordar que estes resíduos contém teor salino elevado.

O caso que corresponde ao ciclo de vida do aço secundário é o que apresenta menor produção de resíduos sólidos, ou seja, 83% da produção do aço primário, bem próximo ao resultado observado para o emprego de alumínio secundário.

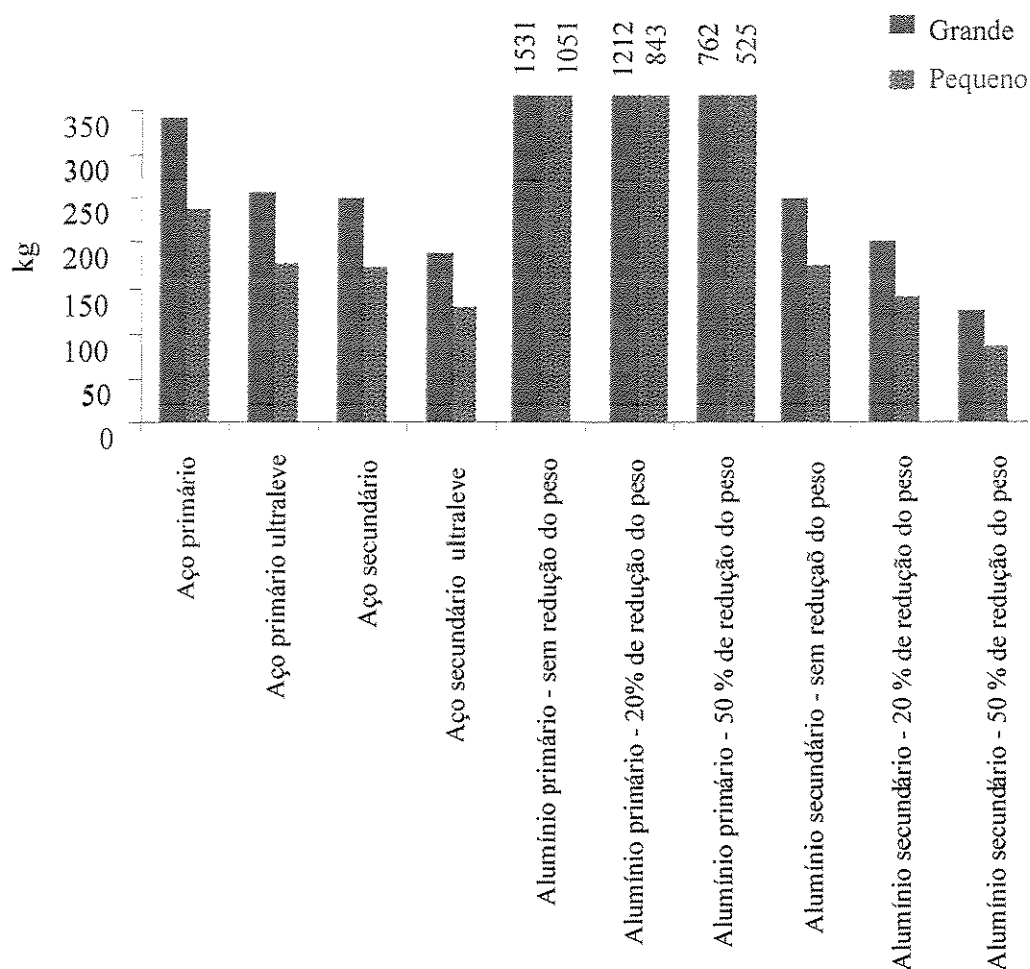


Figura 4. 8 Produção de resíduos sólidos no ciclo de vida do automóvel

Com os automóveis pequenos tem-se 30 a 31% menor produção de resíduos sólidos na comparação com os automóveis de grande porte, devido à menor produção de materiais e à menor quantidade de material descartado finda a vida útil.

Os resultados que correspondem ao consumo de energia no ciclo de vida são apresentados nas Figura 4. 9 a) e b). Para os automóveis grandes, tem-se consumo levemente superior quando do uso de alumínio primário (213 GJ) em relação ao emprego de aço primário (195 GJ), sobretudo devido ao elevado consumo de energia na produção do alumínio primário. A produção de alumínio primário é responsável por 7,2% do consumo energético no ciclo de vida (15,4 GJ), sendo 64% na forma de eletricidade.

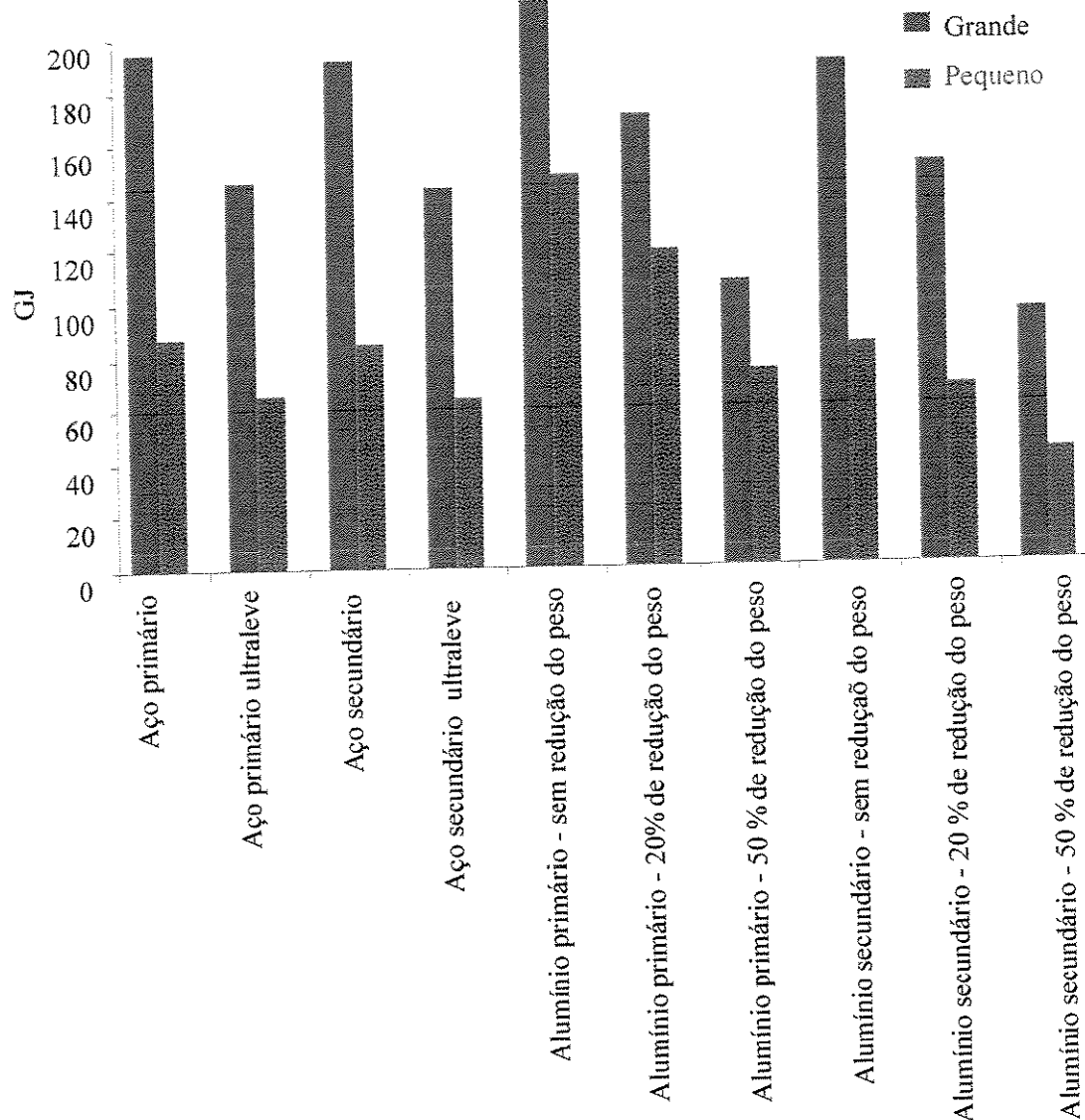


Figura 4. 9 Consumo de energia no ciclo de vida de automóveis

Apesar do consumo energético na produção de alumínio secundário são apenas 5% do consumo na produção de alumínio primário, ao se analisar o ciclo de vida do automóvel o consumo energético total é apenas 11,2% menor quando considerados materiais de mesmo peso. Isto se deve ao grande consumo energético na etapa de utilização (197,6 GJ). Com o uso de aço secundário há uma pequena queda no consumo de energia no ciclo de vida também (2%) para os automóveis grande e pequeno.

A redução do peso implica menor consumo de energia, mas os benefícios são menores para o emprego de alumínio primário em comparação com os demais materiais. No caso de se obter

uma redução de 20% no peso do automóvel em função da substituição do aço primário pelo alumínio primário, o consumo de energia no ciclo de vida é 13% menor. No caso dos automóveis de pequeno porte, só com a redução de 50% no peso do automóvel ocorre menor consumo de energia no ciclo de vida em comparação ao emprego de aço primário.

As reduções nos resultados do consumo de energia para os automóveis pequenos são semelhantes às do consumo de recursos naturais. A menor redução é verificada para o uso de alumínio primário (31%), seguida do caso de emprego de aço primário (55%) e dos materiais secundários (56%). Estes resultados podem ser explicados sobretudo pelo menor consumo de combustível durante a etapa de uso do automóvel (vide seção 4.3.2).

Na Figura 4. 10 são apresentados os resultados de consumo de eletricidade decorrente da fabricação de materiais para emprego em automóveis grandes e pequenos. Observa-se que a produção do alumínio primário resulta maior consumo de energia elétrica, decorrente da eletrólise na etapa de fabricação, para a obtenção do alumínio a partir da alumina. No caso dos automóveis pequenos tem-se um consumo de eletricidade 30% menor. A etapa de fabricação de materiais é a única considerada quanto a este indicador.

Os resultados que correspondem às emissões de CO, HC, NO_x, SO_x e Pb são apresentados na Figura 4.11. Verifica-se que as emissões de SO_x variam entre 4 e 11 kg ao longo do ciclo de vida. Ao se comparar resultados para materiais de mesmo peso, notou-se que o alumínio primário é a alternativa material que resulta maior emissão de SO_x. Contudo, ao se reduzir o peso do automóvel em 20% em relação ao uso de aço primário, as emissões destes óxidos na fabricação do alumínio primário caíram em 15%, que é suficiente para resultar menores emissões na ACV do alumínio primário em relação ao aço primário. A redução é limitada a este patamar devido ao grande consumo de combustíveis fósseis com alto teor de enxofre (coque, piche e o óleo combustível).

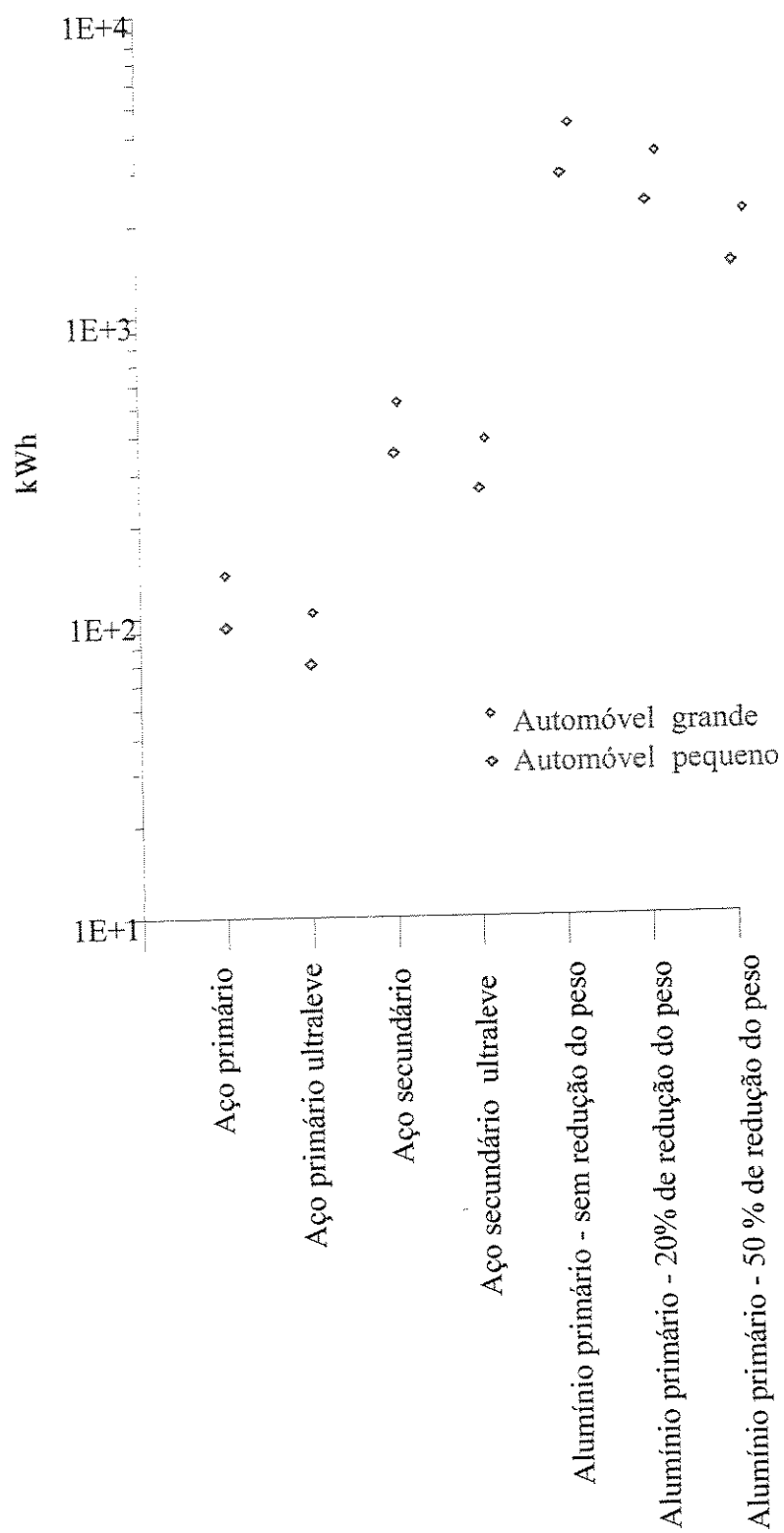
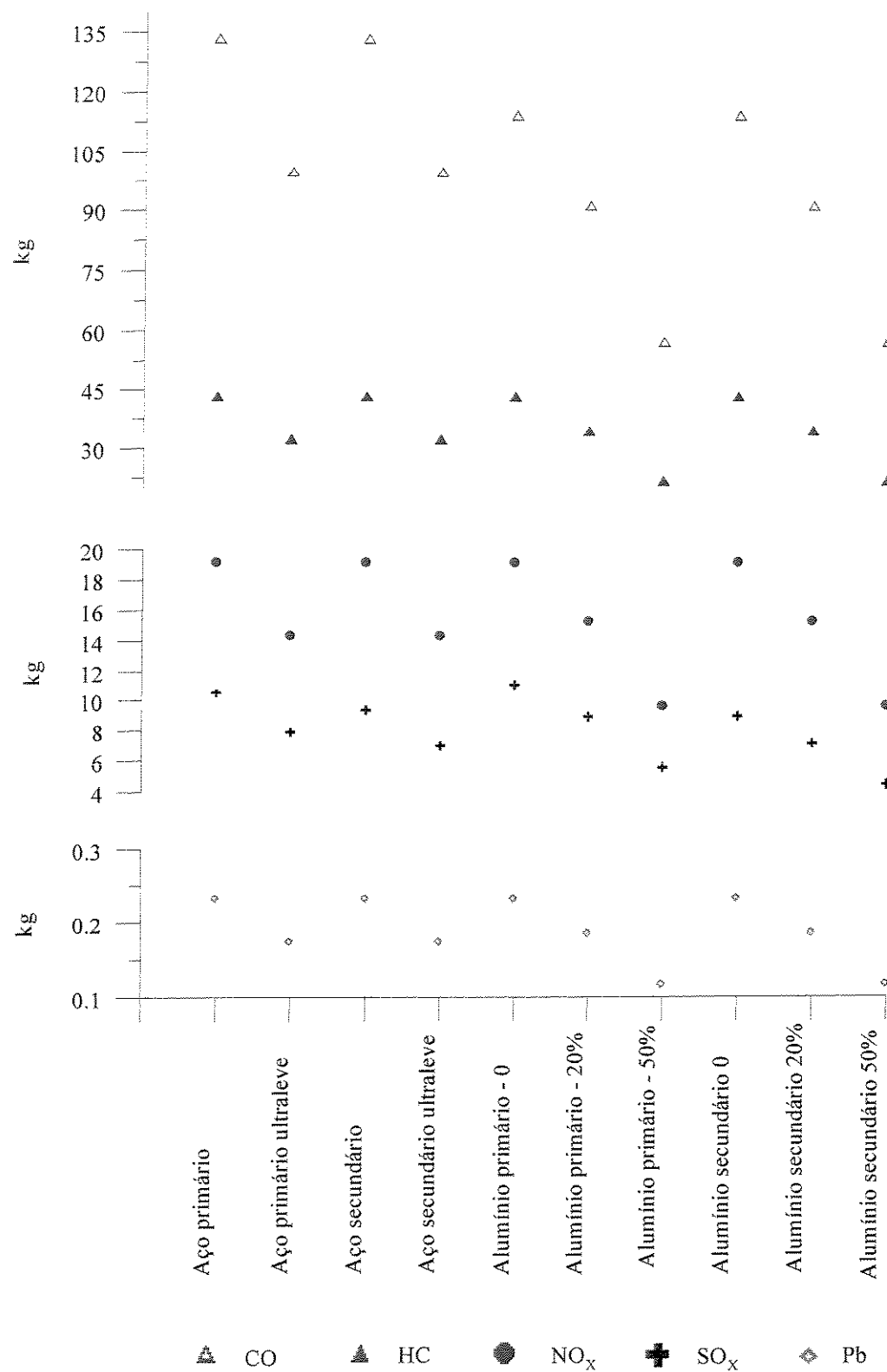
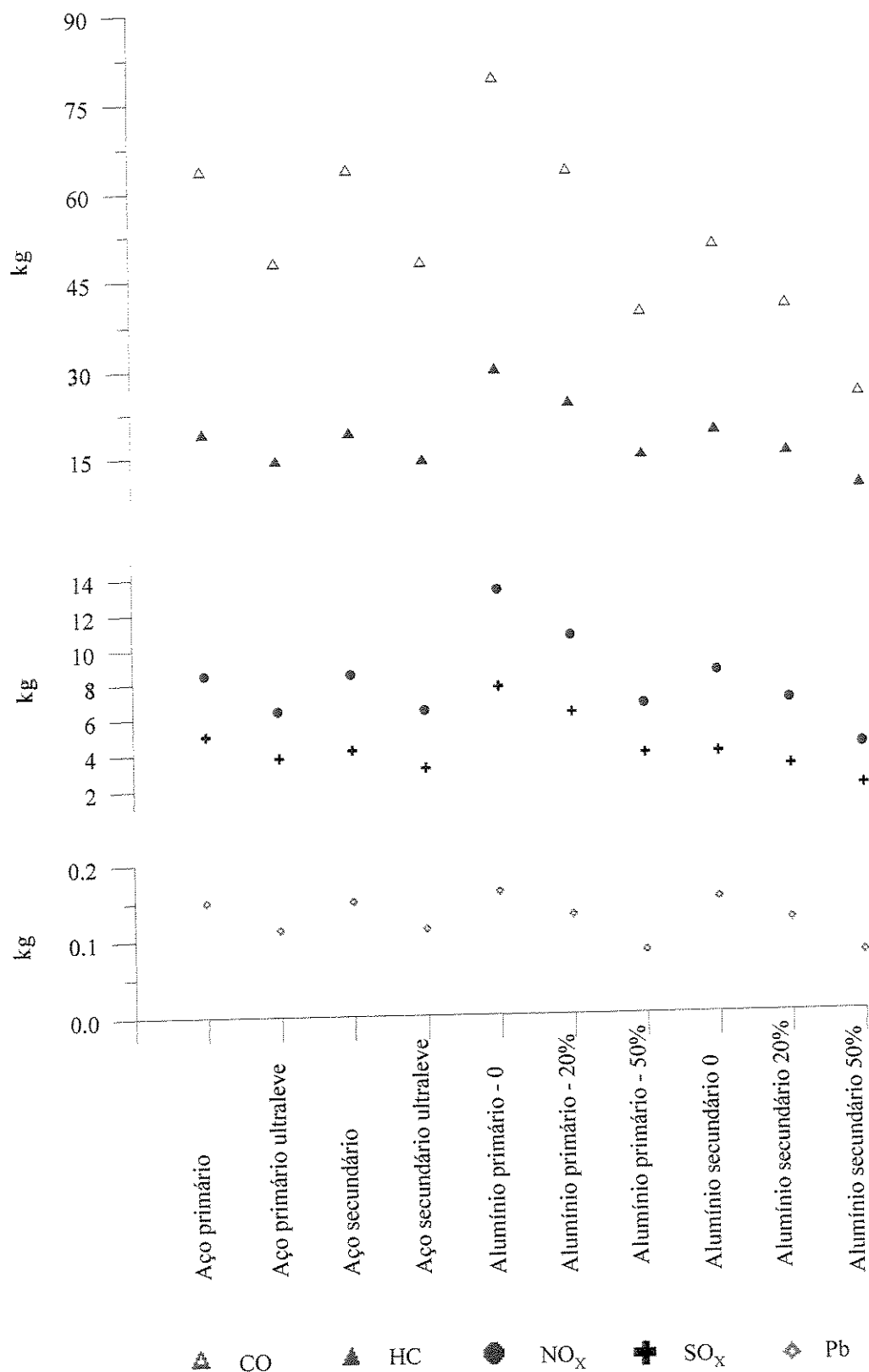


Figura 4. 10 Consumo de eletricidade no ciclo de vida de automóveis



a) Automóveis de grande porte



b) Automóveis de pequeno porte

Figura 4. 11 Emissões atmosféricas no ciclo de vida do automóvel

Como as emissões dos óxidos de enxofre associadas à etapa de fabricação são estimadas através do consumo de combustíveis fósseis, que é menor para os materiais secundários, verifica-se menor emissão para estes. Por exemplo, na substituição do aço primário pelo secundário sem redução do peso, emite-se 11% menos SO_x . O emprego de alumínio secundário, ainda sem redução do peso, apresenta emissões de SO_x 15% menores.

Quanto ao NO_x , os resultados correspondem apenas à etapa de utilização do automóvel. Assim, os casos que estão associados à redução de peso têm sempre melhores resultados. Levando-se em conta que estas emissões, junto às de SO_x , são precursoras de chuva ácida, o pior resultado quanto à este impacto ambiental corresponde ao uso de alumínio primário em substituição ao aço, sem redução do peso do automóvel.

Para as emissões de chumbo também só são encontradas informações correspondentes à etapa de uso do automóvel. Dessa forma, nos resultados obtidos verifica-se vantagem dos casos em que há redução do peso.

Os resultados das emissões de monóxido de carbono variam de 57 (para as reduções de 50% no peso) a 133 kg (para o emprego de aço primário e secundário). O caso que corresponde ao uso de aço é o que apresenta maior emissão de CO.

No caso das emissões de hidrocarbonetos valem as mesmas considerações apresentadas na análise das emissões de NO_x e Pb, já que os dados obtidos correspondem exclusivamente à etapa de uso do automóvel. Assim, nos casos em que a substituição de materiais não implica redução do peso do veículo, as emissões são iguais às do caso referência.

Quanto às emissões de CO_2 , são levantados dados que correspondem à fabricação do aço e do alumínio primários, bem como ao uso do automóvel. O ciclo de vida do alumínio primário (sem redução do peso do automóvel) é o que apresenta maior emissão de CO_2 (10.406 kg), 7,3% superior ao caso do aço primário e 8,8% maior que nos casos do aço e do alumínio secundários (Figura 4.12). Mesmo admitindo que as emissões de CO na etapa de produção de aço primário resultariam na formação de CO_2 , as emissões de CO_2 no ciclo de vida do alumínio primário ainda são superiores.

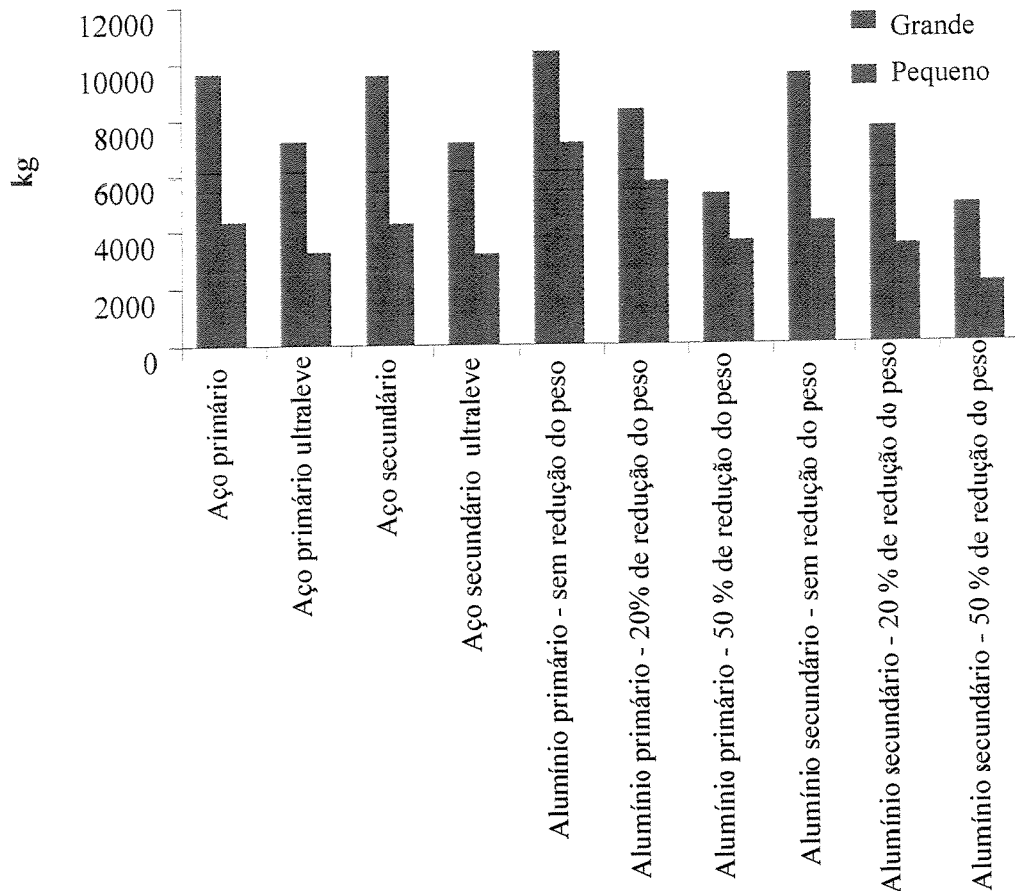


Figura 4.12 Emissões de CO₂ no ciclo de vida do automóvel

O emprego de alumínio primário em automóveis implica maior emissão de CO₂ em relação aos demais materiais. Além disso, este material responde também pela emissão de CF₄ e C₂F₆, que também são gases causadores do efeito estufa. Pode-se concluir, então, que o emprego de alumínio primário em automóveis implica maior contribuição para com o efeito estufa em relação aos demais materiais considerados neste estudo.

O uso do automóvel de menor porte resulta benefícios quanto às emissões de NO_x, HC e Pb, como é mostrado na

Tabela 4.30. As reduções nas emissões são superiores à redução do peso do veículo, uma vez que o consumo de combustível considerado para os automóveis pequenos é proporcionalmente inferior ao dos automóveis grandes.

Tabela 4.30 Redução das emissões de NO_x, HC e Pb dos automóveis pequenos em relação aos automóveis grandes

Material	%
Aço primário	56
Aço ultraleve	56
Aço secundário	56
Aço ultraleve	56
Alumínio primário – 0	31
Alumínio primário – 20	30
Alumínio primário – 50	31
Alumínio secundário - 0	56
Alumínio secundário - 20	56
Alumínio secundário - 50	56

4.3.2 Análise das Etapas

Para o uso de aço primário, a contribuição das etapas do ciclo de vida no consumo de recursos naturais, de energia e quanto às emissões atmosféricas é mostrado na Figura 4.13. Observa-se que o consumo de energia e as emissões de CO₂, CO, HC, NO_x, SO_x, Pb e MP ocorrem preponderantemente durante a utilização do automóvel, enquanto o consumo de eletricidade ocorre basicamente na etapa de fabricação do aço e, por sua vez, a produção de resíduos sólidos se dividiu entre a fabricação de materiais e o descarte. Os resultados relativos aos resíduos sólidos e ao consumo de energia elétrica são afetados pela ausência de informações relativas à etapa de uso do automóvel (por exemplo, produção de resíduos pelo uso de pneus, descarte de óleos e componentes, e o consumo da energia elétrica suprida pela bateria).

As avaliações das emissões de HC e de NO_x estiveram restritas à etapa de uso do automóvel porque não se obtém dados para as etapas de fabricação de materiais e descarte. MANN e SPATH (1997), por outro lado, indicam a emissão de 15,6 gramas de HC e de 1,42 g de NO_x na produção de um quilograma de aço na América do Norte. Admitindo os mesmos valores para a avaliação feita neste trabalho, as emissões totais de HC aumentariam em 9,5%, sendo que a etapa de produção dos materiais contribuiria com 8,7% do total das emissões. Uma análise similar para o NO_x indica que a etapa de fabricação aumentaria as emissões em apenas 1,9%.

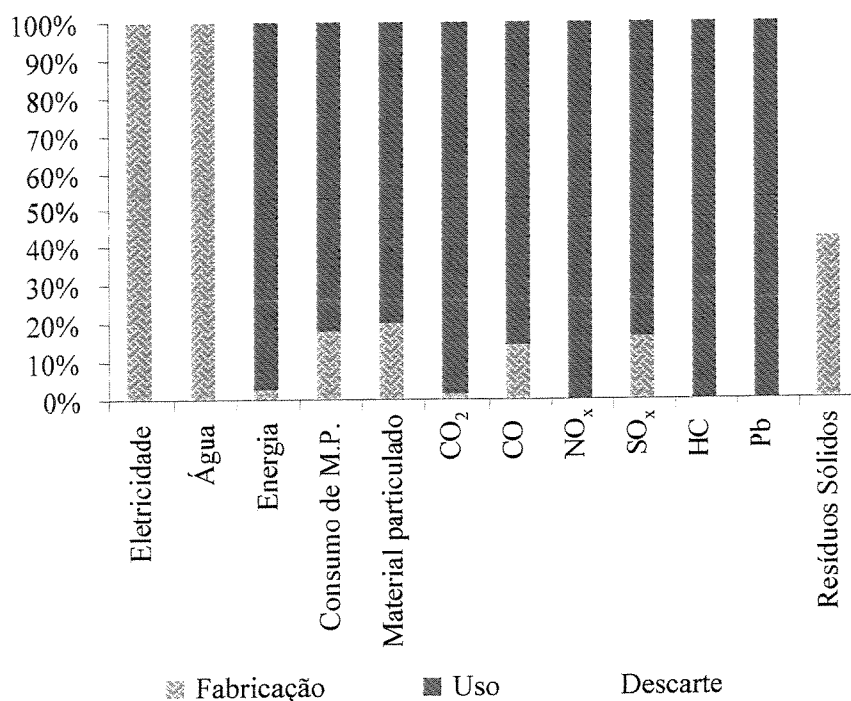


Figura 4.13 Contribuição das etapas do ciclo de vida nos impactos ambientais relativos ao uso de aço primário em automóveis

O uso do aço secundário resulta na maior participação do uso do automóvel no consumo de recursos naturais que o aço primário. Isto se deve porque a etapa de fabricação de materiais necessitou de maior quantidade de materiais na obtenção deste em comparação àquele.

Entretanto, as participações das etapas do ciclo de vida nas emissões de CO, NO_x, SO_x, HC e Pb são similares, visto que os dados obtidos referem-se sobretudo à fase de utilização do automóvel.

Já no caso da geração de resíduos sólidos, a etapa de fabricação dos materiais contribui com aproximadamente 20% no caso do uso de aço secundário, enquanto para o uso de aço primário esta etapa é responsável por quase 40%.

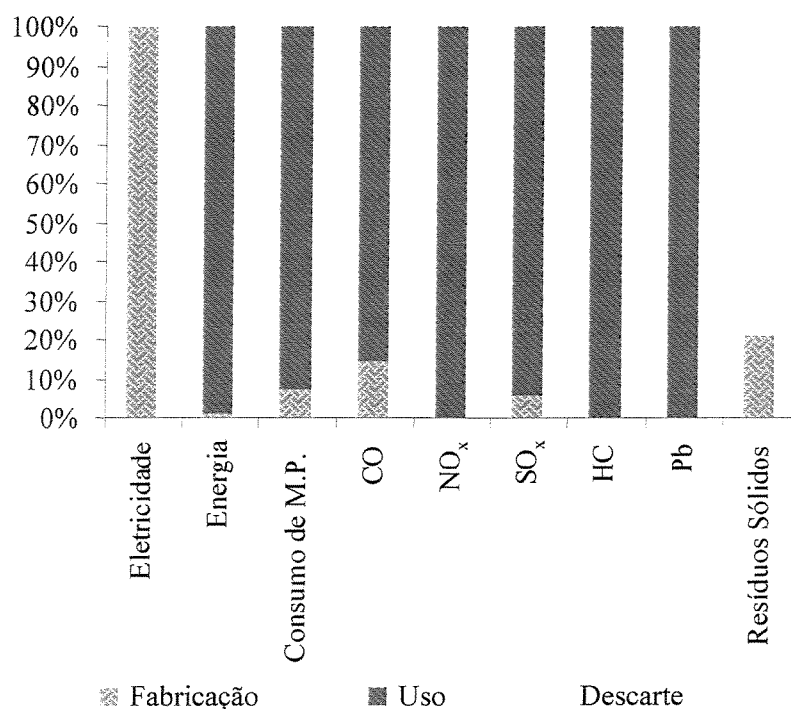


Figura 4.14 Contribuição das etapas do ciclo de vida nos impactos ambientais quando do uso de aço secundário em automóveis

Para o caso que corresponde ao uso de alumínio primário sem redução do peso dos veículos, as conclusões são semelhantes quanto ao consumo de energia. Contudo, as emissões de CO e CO₂, NO_x, SO_x, HC e Pb ocorrem sobretudo na etapa de uso do automóvel.

Para as emissões de HC e NO_x a mesma hipótese apresentada anteriormente para o caso do aço é feita, a partir das emissões específicas estimadas para os EUA, ou seja, respectivamente, 11,6 g e 12,5 g por quilograma de alumínio primário produzido (MANN e SPATH, 1997). Nesse caso, conclui-se que a etapa de fabricação contribuiria com 6,6 e 14,6%, respectivamente, das emissões totais.

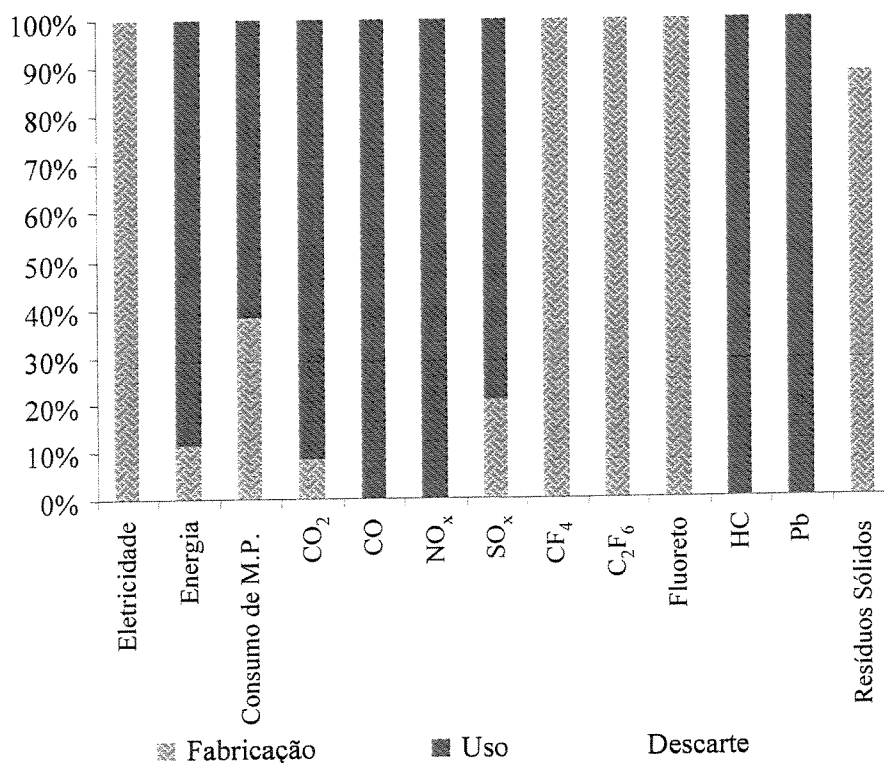


Figura 4.15 Contribuição das etapas do ciclo de vida nos impactos ambientais quando do uso de alumínio primário em automóveis.

As contribuições das etapas do ciclo de vida associadas ao uso em maior escala de alumínio secundário em automóveis são apresentados na Figura 4.16. Os resultados correspondem à substituição de 1 kg de aço por 1 kg de alumínio secundário. Nota-se que, nesse caso, as emissões atmosféricas são basicamente decorrentes da etapa de uso do automóvel, exceto para a produção de resíduos sólidos. Ao admitir que a fabricação de alumínio reciclado apresenta as mesmas emissões de HC e NO_x estimadas para a América do Norte, ou seja, respectivamente, 2,6 g e 1,4 g por quilograma de alumínio primário produzido (MANN e SPATH, 1997), tem-se uma avaliação de contribuição muito pequena dessas nas emissões totais. Para os HC a participação estimada da etapa de produção do material é de 1,5% e, no caso do NO_x, de 1,8%.

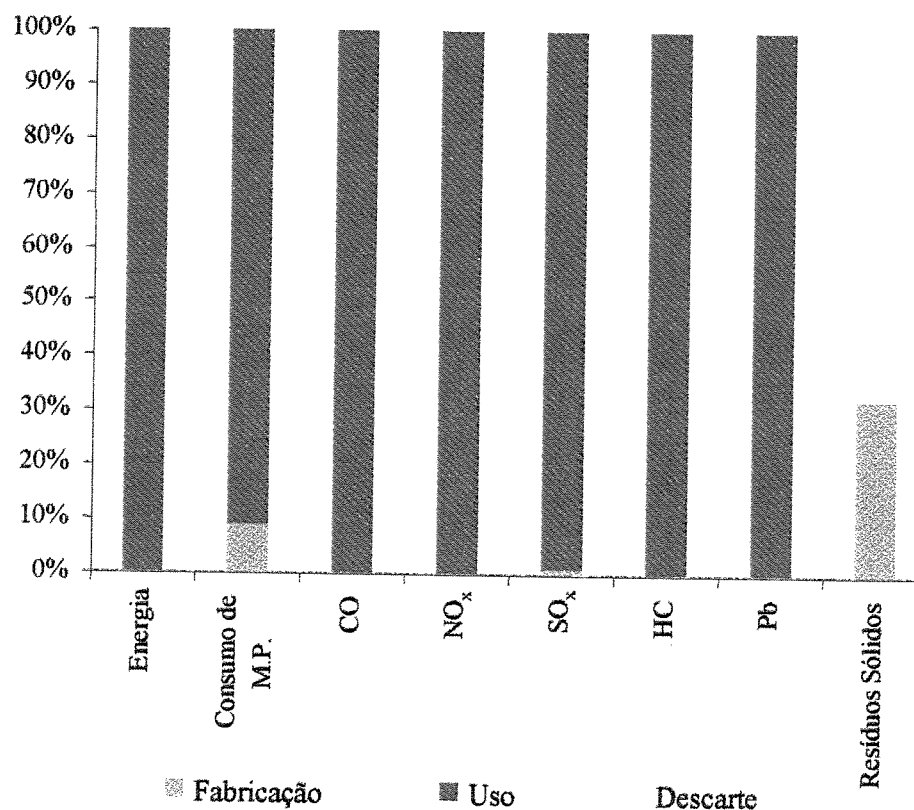


Figura 4.16 Contribuição das etapas do ciclo de vida nos impactos ambientais quando do emprego de alumínio secundário em automóveis

4.3.3 Análise de Sensibilidade dos Resultados

A análise de sensibilidade é realizada com a finalidade de se verificar a influência de alterações dos dados sobre os resultados finais. Para tanto, os dados que correspondem às entradas e às saídas na fabricação de materiais são elevados em 10%, mantendo-se os dados originais para as etapas de uso e descarte. Subsequentemente, o mesmo procedimento é adotado para os dados das etapas de uso e de descarte.

Os resultados obtidos são apresentados nas Tabelas 4.31 e 4.32 e Figuras 4.17 e 4.18 para a fabricação de materiais, na Tabela 4.33 e Figura 4. 19 para a etapa de uso, e na Tabela 4.34 para o descarte.

Tabela 4.31 Variação dos resultados a partir do aumento em 10% no consumo de matéria prima e de energia na etapa de fabricação de

matérias

	Aço primário	Aço ultraleve	Aço secundário	Aço ultraleve	Alumínio primário - 0	Alumínio primário - 20	Alumínio primário - 50	Alumínio secundário - 0	Alumínio secundário - 20	Alumínio secundário - 50
Consumo de matéria prima	2%	2%	1%	1%	4%	4%	4%	1%	1%	1%
Eletricidade	10%	10%	10%	10%	10%	10%	10%	0%	0%	0%
Energia	0%	0%	0%	0%	1%	1%	1%	0%	0%	0%

Tabela 4.32 Variação dos resultados finais a partir do aumento em 10% nas emissões de poluentes para a etapa de fabricação de materiais

	Aço primário	Aço ultraleve	Aço secundário	Aço ultraleve	Alumínio primário - 0	Alumínio primário - 20	Alumínio primário - 50	Alumínio secundário - 0	Alumínio secundário - 20	Alumínio secundário - 50
Material particulado	2%	2%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
CO ₂	0%	0%	0%	0%	1%	1%	1%	0%	0%	0%
CO	1%	1%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
NO _x	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
SO _x	2%	2%	1%	1%	2%	2%	2%	0%	0%	0%
Resíduos Sólidos	4%	4%	2%	2%	9%	9%	9%	1 - 5%	1 - 5%	1 - 5%

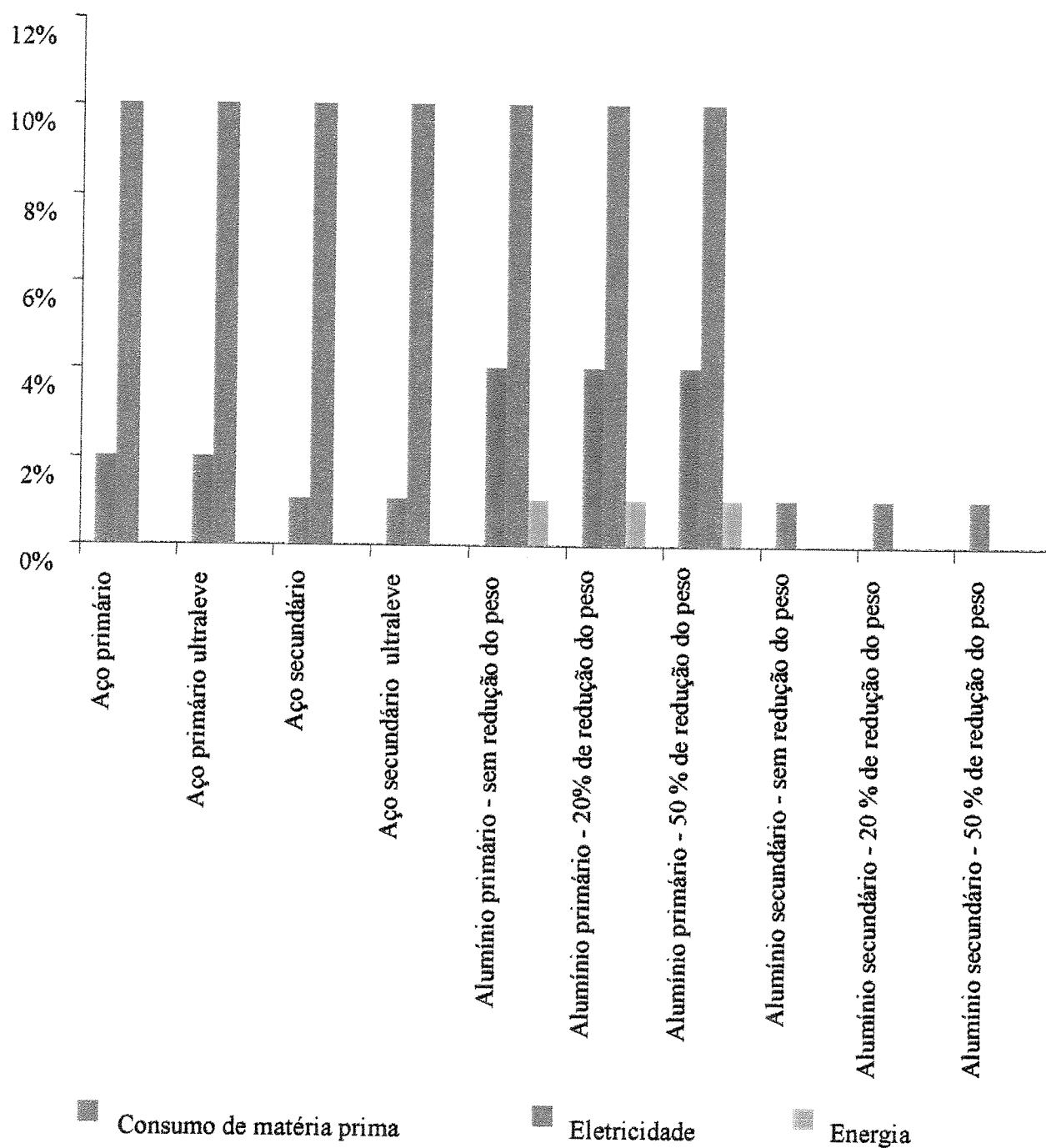


Figura 4.17 Variação dos resultados a partir do aumento em 10% no consumo de matéria prima e de energia na etapa de fabricação de materiais

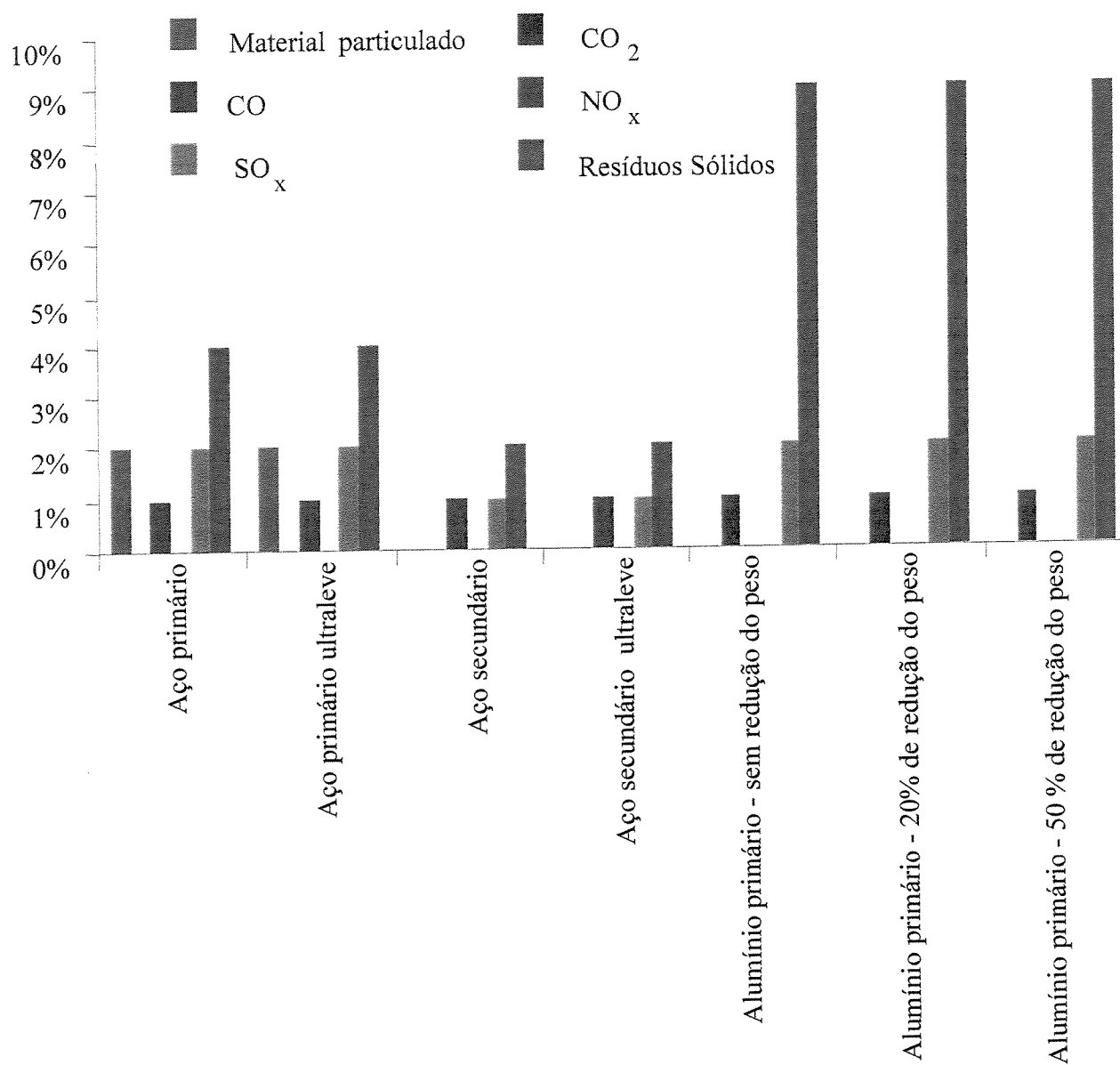


Figura 4. 18 Variação dos resultados finais a partir do aumento em 10% nas emissões de poluentes para a etapa de fabricação de materiais

Tabela 4.33 Variação dos resultados finais a partir do aumento em 10% nos dados do consumo de energia e emissão de poluentes da etapa de uso

Entradas	Saídas									
	Aço primário	Aço ultraleve	Aço secundário	Aço ultraleve	Alumínio primário - 0	Alumínio primário - 20	Alumínio primário - 50	Alumínio secundário - 0	Alumínio secundário - 20	Alumínio secundário - 50
Energia	10%	10%	10%	10%	9%	9%	9%	10%	10%	10%
Saídas										
CO ₂	10%	10%	10%	10%	9%	9%	9%	10%	10%	10%
CO	9%	9%	9%	9%	10%	10%	10%	10%	10%	10%
NO _x	10%	10%	10%	10%	10%	10%	10%	10%	10%	10%
SO _x	8%	8%	9%	9%	8%	8%	8%	10%	10%	10%
HC	10%	10%	10%	10%	10%	10%	10%	10%	10%	10%
Pb	10%	10%	10%	10%	10%	10%	10%	10%	10%	10%
MP	8%	8%	10%	10%	10%	10%	10%	10%	10%	10%

Tabela 4.34 Variação dos resultados finais a partir do aumento em 10% nos dados de entrada da etapa de descarte

Saídas	Entradas									
	Aço primário	Aço ultraleve	Aço secundário	Aço ultraleve	Alumínio primário - 0	Alumínio primário - 20	Alumínio primário - 50	Alumínio secundário - 0	Alumínio secundário - 20	Alumínio secundário - 50
Resíduos Sólidos	6%	6%	8%	0%	1%	1%	1%	5 - 9%	5 - 9%	5 - 9%

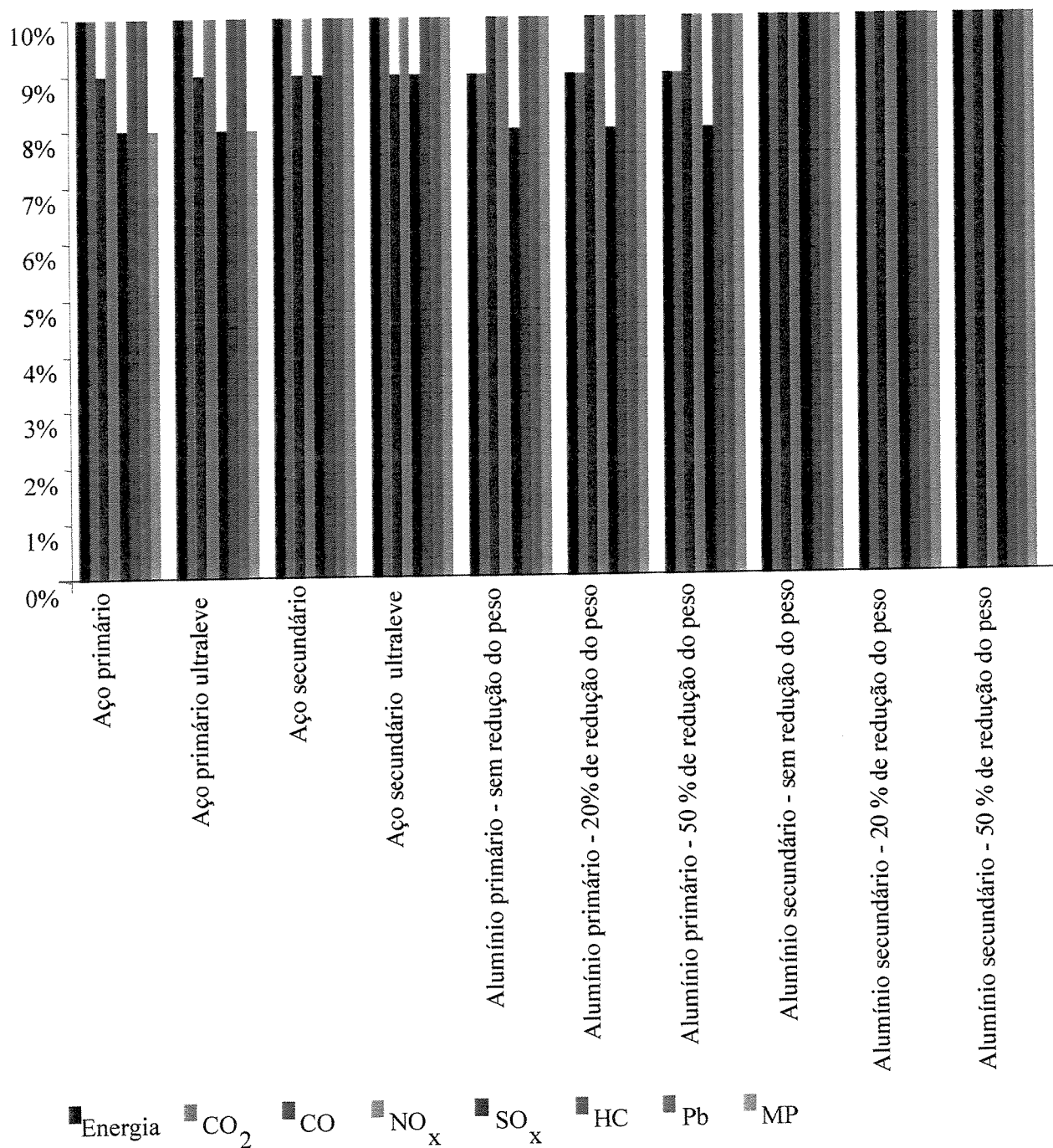


Figura 4. 19Variação dos resultados finais a partir do aumento em 10% nos dados do consumo de energia e emissão de poluentes da etapa de uso

Os resultados da análise correspondentes à fabricação de materiais mostram que, para o consumo de eletricidade, as variações são significativas na ACV, visto que o consumo advém unicamente desta etapa. Por outro lado, possíveis variações nos dados de consumo de energia na etapa de fabricação de materiais têm pequena influência sobre o resultado final. Para o consumo de recursos naturais, os resultados variam entre 1% (para o alumínio secundário) e 4% (alumínio primário).

No caso da análise de sensibilidade para os dados de entrada e de saída na etapa de utilização do automóvel, o aumento de 10% nos dados iniciais resulta em igual elevação nos resultados finais, exceto para as emissões de CO, SO_x e de materiais particulados.

O aumento de 10% na geração de resíduos sólidos na etapa de descarte do automóvel tem maior influência nos resultados que correspondem ao uso de materiais secundários, uma vez que a etapa de fabricação tem baixa produção destes resíduos.

Os resultados da análise de sensibilidade mostram quais os dados que têm maior importância nesta ACV. Assim, os poluentes que tiveram maiores participações nos resultados finais devem ter maior qualidade. Por exemplo, o consumo de energia durante o uso do automóvel.

4.3.4 Avaliação de Bancos de Dados Internacionais

Neste trabalho é feita uma análise comparativa dos resultados da análise de inventário do ciclo de vida do automóvel, considerando dados nacionais compilados pela autora e dados internacionais disponíveis em softwares comerciais (MANN e SPATH, 1997). Os resultados da comparação são apresentados nas Tabela 4.35 a 4.38 e Figura 4.20 a 4.23. Nas tabelas, a coluna mais à esquerda apresenta as entradas e saídas de matéria prima e energia. Na segunda coluna são apresentadas as unidades em que estão expressos os valores das colunas 3 (dados do levantamento feito para o Brasil) e 4 (dados internacionais). A penúltima coluna representa a relação entre a diferença percentual entre os dados das colunas 3 e 4 e a coluna mais à direita mostra a relação entre os dados nacionais e os internacionais.

Tabela 4.35 Comparação da análise de inventário para a produção de aço primário a partir de dados nacionais e internacionais

	Unidade	Nacional (N)	Internacional (I)	$\frac{(N-I)}{N} \cdot 100$ [%]	N/ I [%]
Entradas					
Minério de ferro	kg	355	264	26	134
Sucata	kg	75	88	-18	85
Calcário *	kg	52	26	49	200
Carvão mineral	kg	105	137	-30	77
Elettricidade	kWh	136	108	21	126
Água	litros	35.111	18.017	49	195
Energia Total	MJ	194.740	193.960	0	100
Saídas					
Material particulado	g	3.942	7.257	-84	54
CO ₂ + CO	g	9.834.885	10.096.314	-3	97
SO _x	g	10.541	9.791	7	108
Resíduos Sólidos	kg	341.900	197.347	42	173

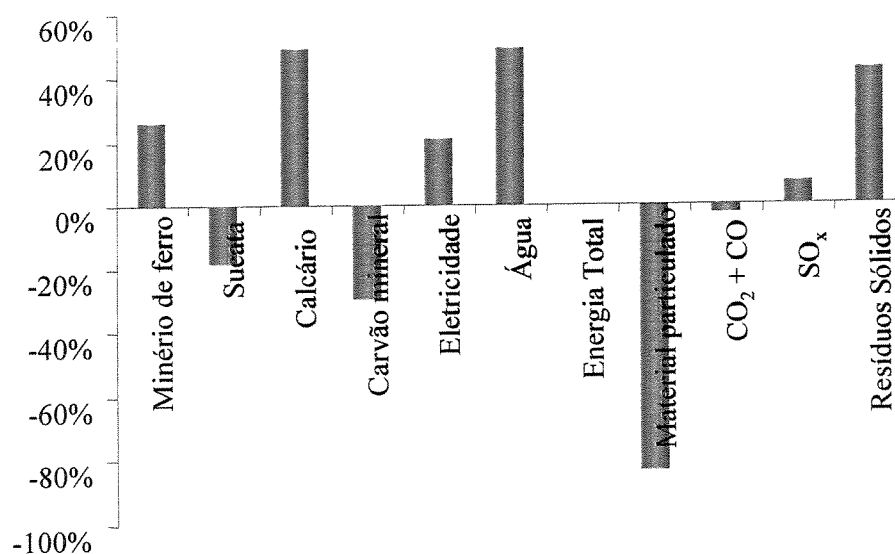


Figura 4. 20 Comparação da análise de inventário para a produção de aço primário a partir de dados nacionais e internacionais

Tabela 4. 36 Comparação da análise de inventário para a produção de aço secundário a partir de dados nacionais e internacionais

	Unidade	Nacional (N)	Internacional (I)	$\frac{(N-I)}{N} \cdot 100$ [%]	N/ I
Entradas					
Sucata	kg	302	299	1	101
Eletricidade	kWh	509	184	64	277
Energia Total	MJ	191.074	190.533	0	100
Saídas					
Material particulado	g	3.156	3.214	-2	98
SO _x	g	12.653	9.110	28	139
Resíduos Sólidos	g	249.850	211.646	15	118

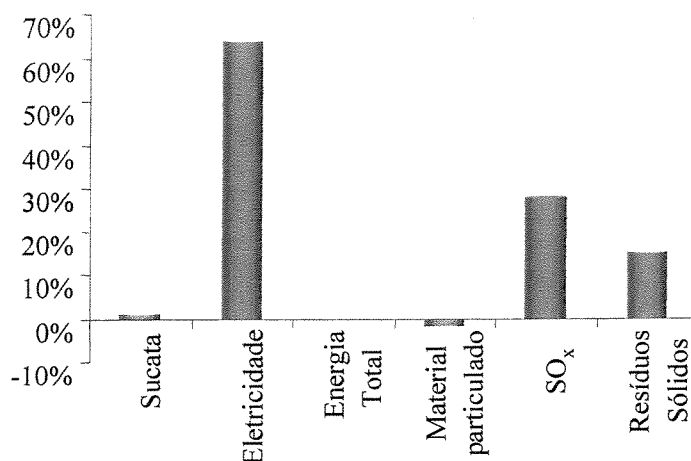


Figura 4. 21 Comparação da análise de inventário para a produção de aço secundário a partir de dados nacionais e internacionais

Tabela 4. 37 Comparação da análise de inventário para a produção de alumínio primário a partir de dados nacionais e internacionais

	Unidade	Nacional (N)	Internacional (I)	$\frac{(N-I)}{N} \cdot 100$ [%]	N/ I
Entradas					
Eletricidade	kWh	4.286	4.261	1	101
Soda cáustica	kg	55	34	39	162
Energia Total	MJ	213.402	189.347	11	113
Saídas					
CO ₂ + CO	g	10.520.000	10.399.630	1	101
SO _x	g	30.308	16.476	46	184
Fluoreto	g	158	64	60	247
Resíduos Sólidos	g	1.518.299	192.880	87	1

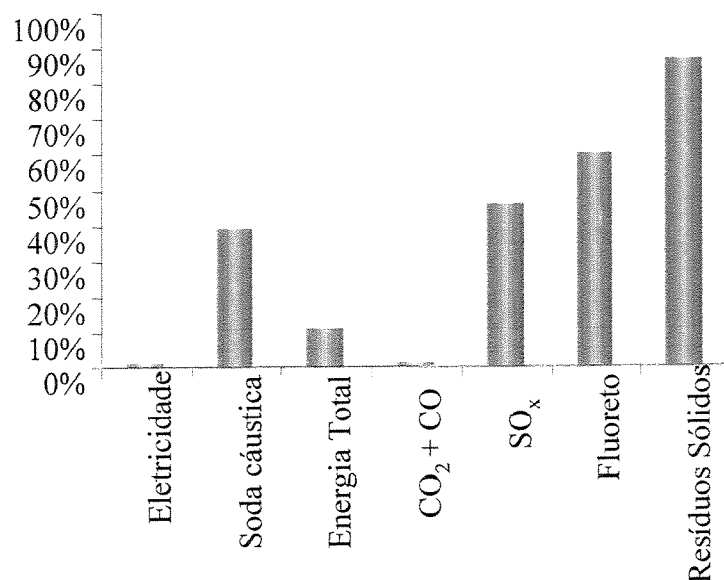


Figura 4. 22 Comparação da análise de inventário para a produção de alumínio primário a partir de dados nacionais e internacionais

Tabela 4. 38 Comparação da análise de inventário para a produção de alumínio secundário a partir de dados nacionais e internacionais

	Unidade	Nacional (N)	Internacional (I)	$\frac{(N-I)}{N} \cdot 100$ [%]	N/ I
Entradas					
Sucata	kg	329	310	6%	106%
Energia Total	MJ	189.546	189.640	0%	100%
Saídas					
SO _x	g	28.081	10.097	64%	278%
Resíduos Sólidos	g	251.652	170.950	32%	147%

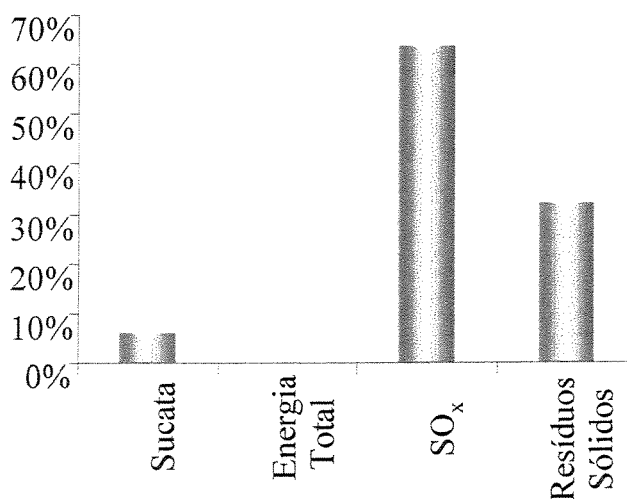


Figura 4. 23 Comparação da análise de inventário para a produção de alumínio secundário a partir de dados nacionais e internacionais

Como pode ser observado, em alguns casos as diferenças são bem pequenas, especialmente quando o maior peso relativo nos dados de entrada e de saída correspondem à etapa de uso do automóvel. Por exemplo, quanto à energia total consumida no ciclo de vida do automóvel, as diferenças entre os resultados são praticamente nulas com o uso do aço primário e secundário e do alumínio secundário. Fato semelhante ocorre para as emissões de CO₂ e CO nos casos de uso do aço e do alumínio primários.

Por outro lado, alguns resultados são bastante distintos. Ressalta-se, nesse sentido, a diferença quanto à geração de resíduos sólidos na produção do alumínio primário, cujos resultados para o Brasil são bem superiores em relação aos dos EUA (quase 7 vezes superiores). Tal fato deve-se, talvez, ao aproveitamento da bauxita no país. Enquanto se necessita de 2 a 3 kg de bauxita para se produzir 1 kg de alumínio primário naquele país, no Brasil esta proporção é de 5 para 1.

Outro parâmetro que apresenta grande diferença é a emissão de fluoretos, sendo que os resultados nacionais são 1,5 vez superiores ao internacionais.

As emissões de SO_x no caso de uso dos alumínio primário e secundário também se mostram diferenciadas para os casos nacional e internacional, contudo deve-se lembrar que no estudo se admite a inexistência de mecanismos para controle destas emissões.

Estes resultados diferentes podem ter sido decorrentes de dois fatores: i) aos dados nacionais não terem sido medidos, mas fornecidos pelas empresas e suas associações e, ii) a diferença na tecnologia existente entre o país e outros países nos quais os dados internacionais são válidos. De qualquer forma, esta diferença faz com que a construção de uma base de dados no Brasil se faz necessária, de sorte que análises de ciclo de vida possam ser feitas refletindo a realidade da atividade produtiva nacional.

CAPÍTULO 5 ESTUDO DE CASO QUALITATIVO

5.1 Definição do Objetivo e do Escopo

O estudo de caso qualitativo tem como objetivo verificar as alternativas em relação à disposição final de alguns componentes automotivos no Brasil.

5.1.1 Identificação do Produto, Processo ou Atividade

Em vista da quantidade de componentes automotivos existentes, escolheu-se aqueles cuja disposição final é potencialmente impactante, tendo como referência adicional informações sobre a legislação ambiental vigente.

Historicamente, a legislação ambiental tem afetado as atividades industriais. Já há algum tempo as regulamentações têm influenciado também as características de alguns produtos. No caso dos automóveis, por exemplo, existem padrões de emissão de poluentes para veículos novos. Mais recentemente, a legislação tem obrigado os fabricantes a se responsabilizar pelo descarte ambientalmente adequado do produto após sua vida útil. Isto já é fato em algumas nações industrializadas e, no Brasil, segue-se a mesma tendência. Duas Resoluções do Conama (256 e 258) já apresentam esta preocupação, atingindo os produtores de baterias e de pneus.

5.1.2 Identificação do Sistema e dos Subsistemas

O estudo realizado englobou a etapa de descarte, considerando três alternativas para a disposição final: o aumento da vida útil, a reciclagem e a recuperação energética.

5.1.3 Definição da Fronteira e do Período

A região de estudo é o Brasil e o ano, 1999.

5.1.4 Definição da Poluição e dos Impactos Ambientais

Dentre os principais impactos ambientais apresentados na Tabela 4.1, alguns ocorrem na produção, uso e no descarte da bateria e dos pneus automotivos (Tabela 5.1). Esses são considerados na aquisição de informações para este estudo.

Tabela 5.1 Processos produtivos e principais emissões atmosféricas no ciclo de vida da bateria e do pneu automotivo

Indústria Processos	Particulados e poeira	CO	SO _x	Fumaça	Outros
Chumbo					
Sinterização	X		X	X	
Alto forno	X	X	X		Óxidos
Forno de reverberação	X		X	X	
Refino	X		X		
Indústria				Resíduos sólidos esperados	
Processo					
Química e produtos relacionados					
Manufatura e preparação de substâncias inorgânicas			Substâncias químicas orgânicas e inorgânicas, metais, plásticos, borracha, vidro, óleos, tintas, solventes e pigmentos		
Borracha e produtos plásticos diversos					
Manufatura				Sucata de borracha e plásticos, compostos curados, pintura	
Fabricação de veículos					
Automóveis, aviões, bicicletas, componentes, etc.				Sucata de metal, fibra de vidro, borracha, plástico, tecido, tinta, solventes, produtos de petróleo	

Fonte: PERRY e GREEN (1997)

5.1.5 Definição da Unidade Funcional para a ACV

As unidades analisadas são baterias automotivas (uma unidade) e pneus automotivos (uma unidade).

5.2 Análise de Inventário

5.2.1 Disposição e Recuperação do Material de Baterias

A bateria é um dispositivo eletroquímico que converte energia química em energia elétrica. Os eletrodos das baterias são banhados por uma solução eletrolítica que, no caso das convencionais baterias de chumbo utilizadas nos automóveis é, em geral, o ácido sulfúrico (ADAMS e AMOS, 1993). As baterias contêm materiais perigosos à saúde, tais como o chumbo, o níquel e o mercúrio, entre outros metais pesados.

A larga utilização do chumbo nas baterias automotivas se deve principalmente a seu baixo custo. Outras características favoráveis desse tipo de bateria são: i) a transformação de energia química para elétrica é quase reversível⁸⁰ e, ii) pode ser revertida inúmeras vezes (BOTTURA e BARRETO, 1989).

Os mesmos autores afirmam, por outro lado, que essas baterias apresentam baixa capacidade de armazenamento de energia por unidade de massa e baixa resistência mecânica das placas. Outros pontos desfavoráveis são a curta vida útil, o elevado peso e os efeitos potenciais sobre a saúde humana.

A bateria de chumbo consiste de placas de chumbo (peróxido de chumbo e chumbo metálico) banhadas por uma solução de água e ácido sulfúrico (ADAMS e AMOS, 1993). O peso das baterias varia de acordo com sua aplicação. Uma bateria estudada por JOLLY e RHIN (1994)

⁸⁰ Vide equação 5.1.

tinha em sua composição 28,5% de ácido, 64% de chumbo (sendo 35,7% correspondente à grade; 9,3% às conexões e 56% à pasta), e 5,0% do peso correspondendo à caixa de polipropileno e aos demais materiais.

O chumbo é obtido principalmente da galena (PbS), mas também é encontrado em outros minerais (anglesita – PbSO_4 , cerusita – PbCO_3 e crocoíta – PbCrO_4). As principais reservas estão na Austrália, Rússia, EUA, México, Canadá, Peru e Marrocos (MERCK, 2000). No Brasil, pode ser encontrado na Bahia, Minas Gerais, São Paulo, Paraná e Goiás, porém essas reservas têm baixo potencial econômico.

O processo básico de produção de baterias é esquematizado na Figura 5.1. Parte do chumbo é oxidado e parte é laminado. A oxidação se dá a uma temperatura de 700°C e permite a formação de peróxido de chumbo, sendo que com o material laminado são moldadas as placas em forma de grades. As placas positivas recebem o peróxido de chumbo e as negativas o chumbo metálico. As grades são colocadas em caixas de polipropileno, adiciona-se o ácido sulfúrico já misturado à água e a bateria é ativada pela aplicação de eletricidade.

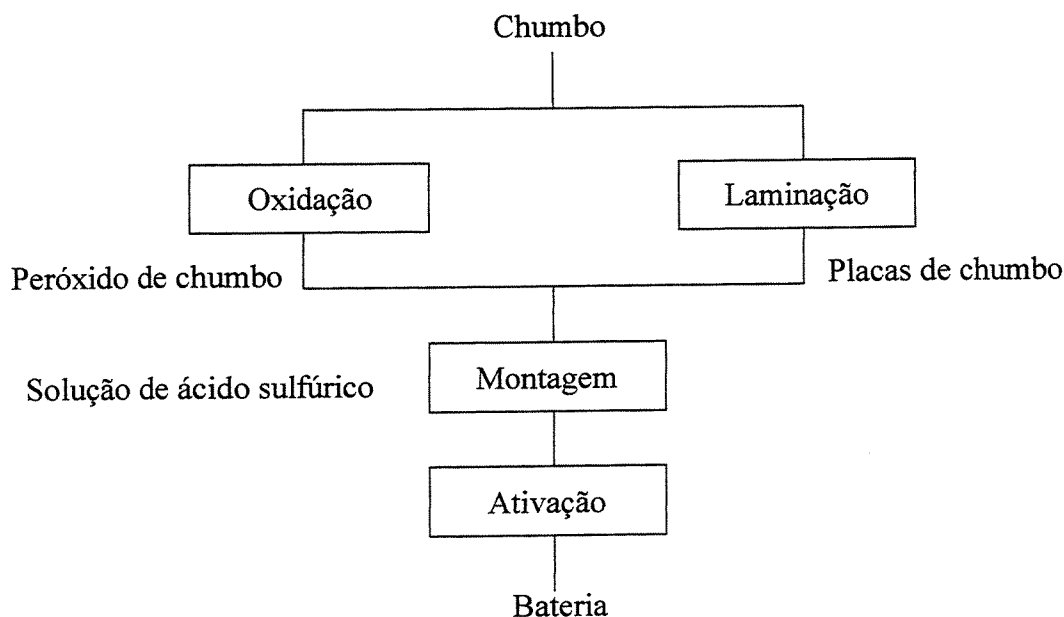


Figura 5.1 Processo de fabricação de baterias automotivas

As emissões de chumbo ocorrem em diversas etapas da produção de baterias. LISBOA e ROCHA (1997), por exemplo, citam que dos 51 trabalhadores da fábrica da Moura, em Pernambuco, examinados em 1991, 63% apresentaram níveis de contaminação com chumbo. Na indústria a insalubridade estava presente nos setores de fundição, moldagem das grades, na área do misturador de óxido de chumbo, no empastamento de placas e na montagem das baterias.

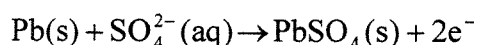
As emissões decorrentes da produção de baterias não se limitam às instalações fabris. De acordo com o ITEP (Fundação Instituto de Tecnologia de Pernambuco), o rio Ipojuca, em Pernambuco, continha resíduos ácidos e excesso de sais de chumbo em meados da década de 90 (LISBOA e ROCHA, 1997).

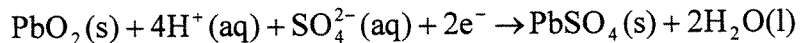
Para que o chumbo não seja emitido para as regiões próximas dos locais de produção, filtros devem ser utilizados. Esses filtros e outros materiais utilizados na produção, tais como luvas, panos de limpeza, etc. são, em geral, incinerados, mas pode-se também recuperar o chumbo.

Cerca de 60% da água utilizada no processo é misturada com o ácido sulfúrico. O restante precisa ser tratado antes do descarte, por conter chumbo e sais. A produção de cada quilograma de chumbo primário no Brasil, em 1995, foi responsável pelo consumo de 0,25 kg de coque, 1,3 g de carvão vegetal, 0,06 kg de óleo combustível e 1,45 kg de concentrado de chumbo (MME, 1999). Em 1994, o consumo de eletricidade foi de 0,57 kWh/kg de chumbo produzido (MME, 1999).

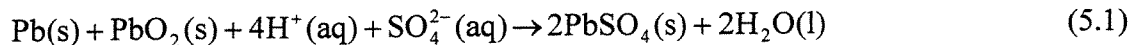
Durante a ativação das baterias há a emissão de uma névoa ácida, contendo SO_x , proveniente da solução existente na bateria. SCHUTZER (2000) cita, entretanto, que à época não existia no país um padrão para esse tipo de lançamento na atmosfera. Exaustores são utilizados para a retirada dessa névoa do local.

Quando do uso das baterias, as seguintes reações ocorrem, respectivamente, no ânodo e no cátodo:





que, somadas, resultam na reação:



Nota-se que há formação de PbSO_4 . Parte deste composto é depositado na placa e parte é misturada à solução de ácido sulfúrico.

A produção de baterias para veículos no Brasil é estimada em cerca de 5,8 milhões de unidades por ano em 1998, sendo a garantia de fábrica de um ano. Grande parte da produção foi, entretanto, utilizada durante um período mais extenso, seja pela maior durabilidade, seja pela prorrogação da vida útil através de nova recarga da bateria e pelas condições de uso. MELO (2000) menciona que a vida média de uso é de 3,4 anos para os automóveis de passeio (no caso de automóveis que sofrem várias partidas esta vida útil cai para 2,5 anos).

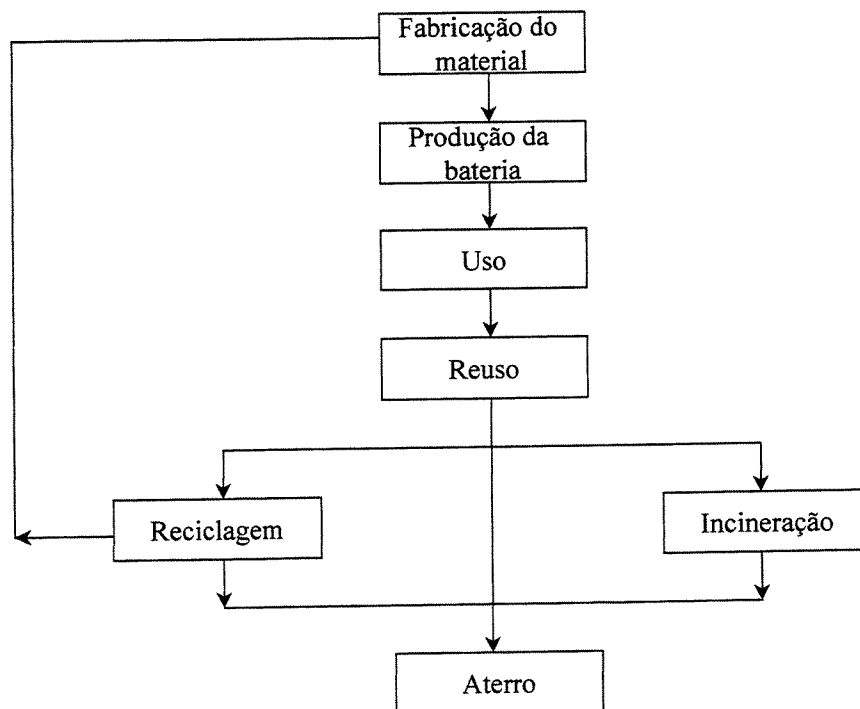


Figura 5.2 Ciclo de vida da bateria de um automóvel

Após a vida útil os materiais contidos na bateria podem ser reciclados, incinerados ou aterrados (ver esquema na Figura 5.2). Somam-se a estas alternativas, a possibilidade de se aumentar a vida útil das baterias.

5.2.1.1 Disposição final

Um estudo feito na União Européia sobre a disposição das baterias avalia que cerca de 35% do peso da bateria descartada corresponde a efluentes ácidos e sulfatos, 55% ao chumbo, e 10% a resíduos plásticos (JOLLY e RHIN, 1994). Dos efluentes, 43% são perdidos e o material restante é coletado e neutralizado antes de ser descartado. Dos plásticos, apenas o polipropileno é reciclado (cerca de 50%). O chumbo recuperado é totalmente reciclado, mas seu valor comercial corresponde a apenas 86% do chumbo primário.

A bateria automotiva, entretanto, nem sempre é disposta adequadamente. De acordo com ADAMS e AMOS (1993), o principal problema da má disposição das baterias é o lançamento de metais na água. Com o intuito de reduzir o descarte inadequado deste componente, o CONAMA, através da Resolução nº 256, de 30 de junho de 1999, obrigou os fabricantes de baterias a recolhê-las adequadamente e dar-lhes um destino ambientalmente aceitável após a vida útil, sendo que a resolução vale desde 2000.

A execução dessa resolução se depara com alguns empecilhos, entre os quais pode-se citar:

- i) a coleta de baterias por empresas que não tenham processos (reciclagem e disposição dos efluentes líquidos e sólidos) apropriados do ponto de vista ambiental e que atuam clandestinamente e,
- ii) a baixa utilização de baterias em determinadas regiões do país, o que torna o custo de transporte, para as recicladoras ambientalmente capacitadas, elevado. Não há centros de reciclagem capacitados fora dos grandes centros (SCHUTZER, 2000).

5.2.1.2 Aumento da vida útil

O aumento do tempo de uso de uma bateria automotiva pode ser alcançado com o emprego de novas tecnologias e a recarga.

Um exemplo da utilização de novas tecnologias é o da manufatura de placas de chumbo com ligas de prata (em geral, as empresas usavam ligas de baixo antimônio e de cálcio), que resulta em uma menor corrosão em temperaturas elevadas (MELO, 2000). Deve-se, todavia, ressaltar a necessidade de uma análise de ciclo de vida incluindo a mineração e a produção da prata para que se possa comparar qual das tecnologias têm menor impacto ambiental.

A recarga consiste em fornecer uma nova energia de ativação à bateria. Há dois tipos de recargas: a rápida, mais conhecida, e a lenta. A recarga rápida dura alguns segundos e inverte a reação 5.1 em tempo suficiente para que se possa dar partida no carro. A outra recarga é mais demorada (cerca de duas horas). No caso de baterias automotivas, esta nova energia de ativação pode prorrogar a vida útil por mais um ano e pode ser efetuada até duas vezes, desde que não haja sobrecarga da bateria (FERNANDES, 1999).

Os benefícios ambientais advindos do aumento da vida útil de baterias envolvem: i) a redução do material descartado e, ii) a eliminação dos impactos na produção de novas baterias.

5.2.1.3 Reciclagem

Em 1999 os fabricantes nacionais de baterias importavam chumbo ou compravam o material reciclado. O interesse na reciclagem do chumbo contido nas baterias se deve ao fechamento da última grande mineradora de chumbo no Brasil, em 1997⁸¹. No Brasil, a importação de baterias usadas é proibida, seguindo resolução da Convenção da Basiléia. Esta convenção trata do controle de movimentos entre fronteiras de resíduos perigosos e entrou em vigor no Brasil em 30/12/92 (MMA, 1998). O Conama, contudo, já autorizou a importação de

⁸¹ Isto é acarretado pelo baixo custo do material reciclado. Segundo TRAUMANN (1997) o chumbo reciclado é em torno de 30% mais barato que o material primário.

baterias usadas através de duas resoluções após o tratado estar em vigor⁸². Atualmente, esse comércio é proibido mundialmente (TRAUMANN, 1997).

No Brasil, cerca de 95% das baterias de chumbo são destinadas à reciclagem. A quantidade de chumbo reciclado, contudo, tem uma variação grande (de 35 a 98%, de acordo com FERNANDES, 1999) que pode ser decorrente do processo utilizado. Uma porcentagem bastante elevada – quando comparado a outros produtos – das baterias automotivas foram recicladas no mundo: 85%, em 1994 (JOLLY e RHIN, 1994). Em que pese o percentual de reciclagem de chumbo, essa prática não é suficiente para a produção de novas baterias no Brasil, sendo necessário importar chumbo do Peru e do Canadá.

Após o uso da bateria, o chumbo pode ser encontrado sob duas formas: como lingote ou dissolvido em ácido sulfúrico, com uma concentração de cerca de 30.000 ppm. Para a recuperação do material é preciso abrir a caixa da bateria e, quando isso ocorre, há liberação de óxido de chumbo, prejudicial à saúde. O lingote pode ser retirado facilmente, mas a solução de ácido sulfúrico e chumbo é, em geral, descartada inadequadamente. Esse tipo de procedimento é realizado para reduzir o custo da disposição ou por simples desconhecimento dos efeitos ao meio ambiente. De acordo com FERNANDES (1999), esse é o maior problema advindo do descarte de baterias no país.

Outro processo de reciclagem é apresentado na Figura 5.3. Este processo consiste em fragmentar a bateria e colocá-la numa solução de água e soda. O polipropileno bóia, enquanto o chumbo da grade e dos polos decanta, formando uma pasta contendo chumbo metálico na forma esponjosa. O líquido passa por um filtro prensa, separando uma torta de hidróxido de chumbo e a água. A torta, a pasta e o chumbo vão para um forno, aquecido com óleo combustível, para viabilizar o processo de redução, e o material é posteriormente refinado. Após esse processo o chumbo pode ser novamente utilizado. Por vezes, porém, este processo é tão pernicioso quanto o anterior, sendo o ácido lançado no esgoto e os plásticos dispostos a céu aberto.

⁸² Resoluções nº 8, de 11/10/96, publicada em 18/10/96 e nº 228, de 20/08/97, publicada em 25/08/97.

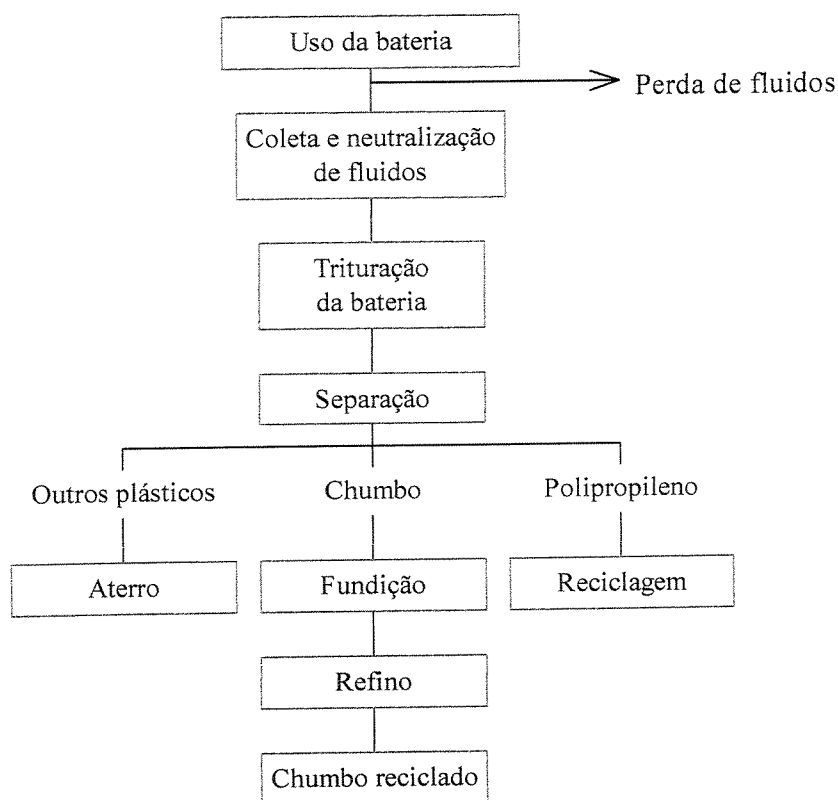


Figura 5.3 Processo de reciclagem do chumbo de baterias

O processo de reciclagem das baterias, contudo, pode ser também responsável por diversos impactos ambientais, especialmente quando não executados com os cuidados necessários. Análises de efluentes líquidos e de amostras do solo nas proximidades de indústrias recicladoras de baterias de chumbo, em Pernambuco, indicam níveis de chumbo bem superiores ao máximo permitido para efluentes⁸³, em sedimentos⁸⁴ e no solo⁸⁵ (LISBOA e ROCHA, 1997).

⁸³ Máximo de 0,05 mg/l, de acordo com a Resolução CONAMA 20/86.

⁸⁴ O teor considerado normal é de 40 mg/kg.

⁸⁵ No Brasil não há legislação a respeito desses limites mas, no Reino Unido, teores superiores a 2.000 mg/kg significam contaminação elevada.

5.2.1.4 Incineração

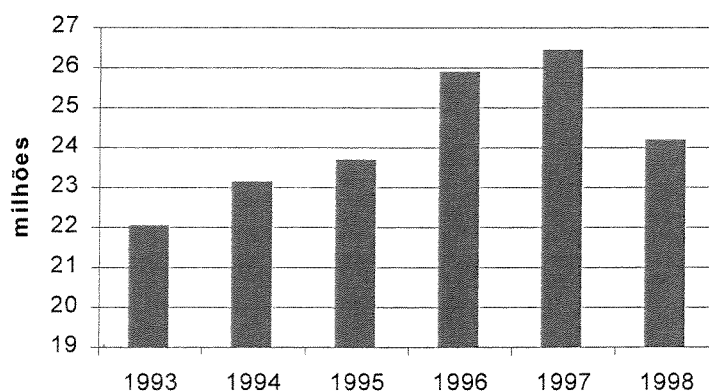
Uma alternativa para a disposição final é a incineração, que reduz o volume de material a ser aterrado. Esta prática pode resultar na emissão de metais pesados ao ar, bem como pode concentrar a quantidade de metais pesados que são aterrados (ADAMS e AMOS, 1993). Somada à limitação da oferta de chumbo no mercado nacional, essa talvez seja a solução menos apropriada do ponto de vista ambiental para o descarte das baterias.

De acordo com o GREENPEACE (2000), mesmo os mais modernos incineradores liberam metais pesados, produtos de combustão incompleta, dioxinas, furanos e cinzas tóxicas.

5.2.2 Disposição e Recuperação do Material de Pneus

O pneu é composto por diversos materiais: aço, bronze, poliéster, fibras de carbono, fibras de vidro e, predominantemente, a borracha. De acordo com a RECICLOTECA (1999), a maior parte dos pneus é produzida com 10% de borracha natural (látex), 30% de borracha sintética (petróleo) e 60% de aço e tecidos.

A produção de pneus no Brasil cresceu acentuadamente no período de 1993 a 1998, conforme se observa na Figura 5.4. Em 1998, foram manufaturados, no Brasil, 24,2 milhões de pneus para carros de passeio (GEIPOT, 1999).



Fonte: GEIPOT, 1998 e GEIPOT, 1999

Figura 5.4 Evolução da produção de pneus no Brasil

O descarte de pneus no país é estimado em 17 milhões de unidades por ano (RECICLOTECA, 1999). O CEMPRE (1999), por sua vez, estima que os “carcaceiros” (isto é, catadores de carcaça de pneus) recuperavam mais de 14 milhões de pneus por ano, mas que apenas 10% da borracha é reciclada.

Os polímeros predominantes na produção de borracha são o poliisopreno, o estireno o butadieno e o polibutadieno, sendo que a estrutura molecular desses é apresentada na Tabela 5.2. De acordo com SHREVE e BRINK JR (1997), o processo de polimerização consome 1,3 MJ/kg de borracha produzida.

No Brasil, quatro grandes empresas fabricantes de pneus consumiram 85% da produção nacional de borracha natural (SOARES, 2000). De acordo com o autor, os produtores de borracha natural faturaram US\$ 140 milhões por ano e empregaram 70 mil pessoas no campo. Já a indústria de pneumáticos tem um faturamento anual de US\$ 3 bilhões, empregando 14 mil pessoas.

No processo de montagem do pneu coloca-se o talão, o tecido, o aço, etc. e a borracha é vulcanizada com a inserção de enxofre.

Tabela 5.2 Estrutura molecular dos polímeros de borrachas de pneus

Nome	Polímeros
Poliisopreno Natural	$ \begin{array}{c} -CH_2 \quad \quad CH_2 \quad \quad CH_2- \\ \quad \quad \quad \diagdown \quad \diagup \quad \quad \diagdown \quad \diagup \\ \quad \quad C = CH \quad \quad C = CH \\ \quad \quad \diagup \quad \diagdown \quad \quad \diagup \quad \diagdown \\ -CH_3 \quad \quad CH_3 \end{array} $
Sintético	$ \begin{array}{c} CH_2 = C \quad - \quad C = CH_2 \\ \quad \quad \\ CH_3 \quad H \end{array} $
Estireno – butadieno	$ \begin{array}{c} -CH_2 - CH = CH - CH_2 - CH_2 - CH - CH_2 - CH = CH - CH_2 - \\ \\ C_6H_5 \end{array} $
Polibutadieno	$ \begin{array}{c} \quad \quad CH = CH \quad \quad CH = CH \quad \quad \\ \quad \quad \diagdown \quad \diagup \quad \quad \diagdown \quad \diagup \\ -CH_2 \quad \quad CH_2 - CH_2 \quad \quad CH_2 - \end{array} $

Os impactos ambientais relativos ao uso de pneus correspondem à perda de material, ao atrito de rolagem e ao peso do estepe. Após o uso, as opções são as mesmas mostradas para a

bateria na Figura 5.2, exceto quanto ao destino da borracha reciclada, quando esta é utilizada na fabricação de outros produtos (Figura 5.5).

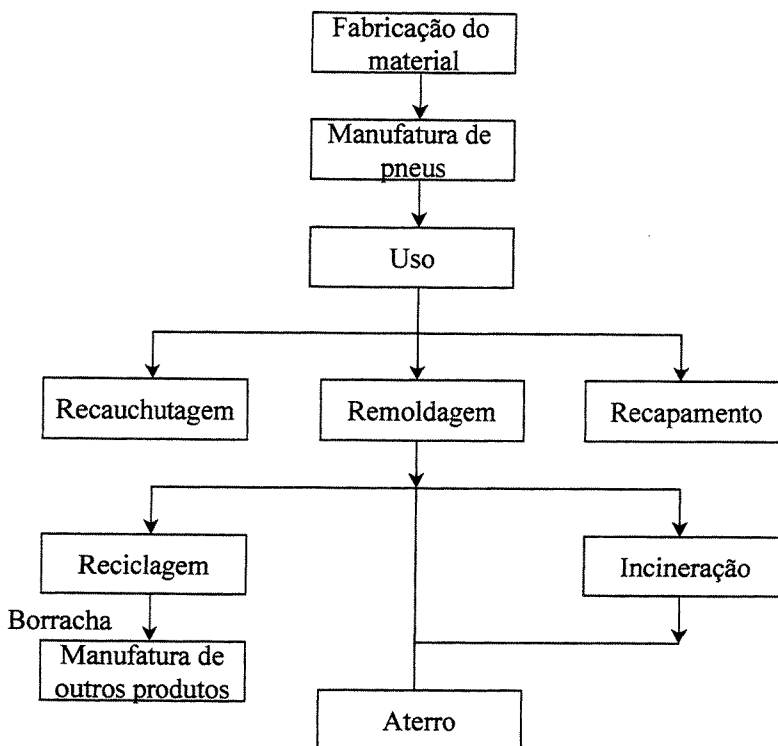


Figura 5.5 Ciclo de vida do pneu automotivo

5.2.2.1 Disposição final

A disposição dos pneus tem sido o fim de boa parte dos pneus no país, o que traz problemas ambientais face à:

- i) geração de locais propícios para a proliferação de insetos;
- ii) ao possível acúmulo de gases, acarretando no retorno do pneu à superfície do aterro;
- iii) possibilidade de queima e dificuldade de controle do fogo, em função do poder calorífico do material.

No Brasil, a prática é a de dispor o pneu em aterros, terrenos baldios e até em leitos de rios (BORCOL, 2000). Para reduzir o impacto da disposição em aterro e evitar a proliferação de

doenças, bem como as queimadas, os pneus devem ser reduzido a peças de menor tamanho (ALLEN, 1993 e DIERKES, 1996).

A busca de alternativas para a disposição dos pneus tem sido objeto de muitas discussões no país. O Conama publicou em 2/12/1999 a Resolução nº 258, obrigando os fabricantes a coletar e destinar os pneus de maneira ambientalmente adequada após a etapa de uso, o que é a primeira legislação no tema em todo o mundo (TEGANI, 2000). Esse é, sem dúvida, um fato importante, visto que se estima existir cerca de 100 milhões de pneus abandonados no país (JORNAL DO BRASIL, 1999).

5.2.2.2 Aumento de vida útil

A vida útil de um pneu no Brasil está em torno de 60.000 km. As alternativas para a redução dos impactos ambientais associados ao ciclo de vida dos pneus incluem o prolongamento de sua vida útil, a redução de seu peso e a redução da resistência à rolagem.

Nos EUA, o modelo XH4 da Michelin tem sua vida útil estimada em 130.000 km, que corresponde a aproximadamente a vida útil do automóvel naquele país (MICHELIN, 2000). O aumento da durabilidade dos pneus pode ser conseguido, por exemplo, com a substituição do negro de fumo pela sílica (KUTNEY, 1998), ou então pela melhoria das condições de tráfego no que se refere ao piso, à velocidade média e ao controle da carga máxima, e pela adequação da qualidade da borracha à temperatura ambiente (PIRELLI, 2000).

Uma redução substancial dos impactos ambientais relativos à produção de pneus pode ser conseguida pela eliminação da necessidade de um estepe, através, por exemplo, do desenvolvimento e uso de pneus que demoram para murchar (KUTNEY, 1998). Esta alternativa resultaria na redução de 20% do peso de pneus por automóvel e, como mostrado no capítulo anterior, contribuiria para a redução das emissões de poluentes durante a etapa de utilização do automóvel.

Outra contribuição que reduziria os impactos ambientais no uso de pneus é a diminuição da resistência à rolagem. KEOLEIAN et al. (1997) estimam que 7,1% da energia é perdida pelo atrito de rolagem. Uma melhoria substancial é alcançada com a substituição dos pneus

convencionais pelos radiais, resultando na redução de 19% do consumo de combustível (MICHELIN, 2000).

O aumento da vida útil também pode ser alcançado pelo processo de remoldagem, recapamento ou recauchutagem. A recauchutagem contribui com um aumento da ordem de 30 a 40% na vida de um pneu (TRAUMANN, 1997). De acordo com a MICHELIN (2000), esse processo requer 20 a 30% da borracha necessária para fabricação de um novo pneu. LUCCA (2000) afirma que esse método não é apropriado para pneus automotivos, por representar prejuízo à segurança. Como alternativa, sugere-se a remoldagem, embora o processo ainda apresente custos elevados.

5.2.2.3 Reciclagem

A reciclagem do material contido no pneu radial é dificultada pela presença de diversos materiais. A recuperação e a regeneração da borracha consiste no corte dos pneus, separação dos materiais, moagem e digestão em vapor d'água e produtos químicos (RECICLOTECA, 1999). Nesse caso as propriedades do material obtido são inferiores às originais, porque ainda não existe tecnologia para desvulcanizar completamente a borracha e retirar os contaminantes.

De acordo com LIMA (1999), o produto obtido apresenta baixa qualidade e o processo é caro, são gerados odores desagradáveis e há a emissão de poluentes na atmosfera e nos efluentes líquidos. O autor relata que com outra tecnologia, o processo RELASTOMER[®], consegue-se produzir um material com alta homogeneidade, contendo no mínimo 75% das características físicas da composição original da borracha. Esse processo consiste em fracionar os pneus em pó de borracha, que é então lavado, secado, intumescido a 80°C, moído e separado de outros materiais. O material resultante passa então por um processo no qual rompe-se a cadeia molecular e é refinado. A borracha é então vulcanizada e está pronta para ser reutilizada.

A borracha reciclada não retorna, em geral, à produção de pneus devido à perda das propriedades originais. A borracha recuperada é atualmente utilizada na produção de pára-choques, tapetes de automóveis, solados de sapatos, pisos industriais, na composição do asfalto, como elemento aerador do solo e em pilhas de compostos orgânicos, entre outros usos. A

indústria Borcol, por exemplo, reciclou 5,5 milhões carcaças de pneus em 1997, transformando o material em capachos, tapetes e pellets emborrachados (FARRO, 1997).

No Brasil, de acordo com o CEMPRE (1999), existiam em 1999 apenas três ou quatro indústrias em condições de reciclar a raspa de borracha dos pneus. A Ecija, uma empresa instalada em Curitiba, obtém raspas de pneus de recauchutadoras e as exporta para reciclagem, embora não se atinjam propriedades similares às do material primário (PADILHA, 2000).

Os maiores problemas da reciclagem são os custos de coleta dos materiais e, até recentemente, os baixos preços do petróleo no mercado internacional. Na Europa, por exemplo, de acordo com MARTINS (2000), coleta-se no máximo 85% dos pneus descartados, em que pese essa preocupação existir já há 20 anos.

De qualquer forma, cerca de 80% dos pneus diagonais - que são produzidos basicamente de lonas, utilizando pouco aço - já estão sendo reciclados no Brasil (PADILHA, 2000). O grande problema são os pneus radiais, que contêm muitas camadas de aço. O processo RELASTOMER[®], anteriormente descrito, permite a reciclagem desse tipo de pneu, recuperando o aço e os cordonéis (LIMA, 199-?).

5.2.2.4 Incineração

Os pneus têm alto poder calorífico e sua energia pode ser recuperada, embora o processo em si apresente alto índice de poluição (DUTCH, 1993, WILLIAMS et al. 199-?). Do ponto de vista das emissões, para a combustão do pneu ser ambientalmente aceita deve haver um controle rigoroso da operação, com a queima de todo o material orgânico (carbono), evitando-se a formação de dioxina e minimizando-se as emissões de poluentes (DETTMER, 1994).

Em uma pesquisa realizada por GOULART (1999) são conduzidos três ensaios de pirólise de pneus para a produção de óleo combustível. Os resultados obtidos apontam uma produção de 1,42 kg de óleo diluído, 2,20 kg de óleo concentrado, 7,82 kg de cinzas e 198,56 kg de gases e outras perdas. O óleo obtido tem um poder calorífico da ordem de 40 MJ/kg, que é bastante alto.

Dos gases emitidos, de 8,63-11,65% do peso correspondem ao CO₂, 1,53-3,00% ao CO, 1,29-3,37% ao CH₄, 74,95 a 78,05% ao N₂, 6,66-9,43% ao O₂ e 1,07-2,51% ao H₂.

Alternativamente, a queima de pneus inteiros pode ser realizada em fornos de cimento. Isso já é feito em Minas Gerais, no Rio de Janeiro e no Rio Grande do Sul (MELLO, 2000). O autor afirma que a CETESB, órgão ambiental do estado de São Paulo, realiza uma avaliação positiva do processo ao compará-lo com a queima de carvão mineral (energético usual em fornos de cimento), mas ainda não aprovou a utilização.

Outro exemplo de recuperação de óleo dos pneus é o da Usina de Xisto da Petrobrás, em São Mateus do Sul, no Paraná, que tem capacidade para transformar até 24 milhões de pneus usados por ano em óleo e gás, processando-os juntamente com o xisto. De acordo com dados da PETROBRÁS (199-?), de cada tonelada de pneu produz-se 50% de óleo e 8% de gás.

Exemplos de uso de pneus para outros fins são os de formação artificial de recifes, na sinalização de tráfego, na proteção de encostas, e até em vasos e ornamentos artísticos.

LUCCA (2000) entende que qualquer alternativa que não seja o aproveitamento energético dos pneus não será capaz de dar destinação à quantidade de pneus descartada no país. Entretanto, assim como na incineração de baterias, este processo é responsável por diversas emissões de poluentes e resulta na má utilização dos recursos naturais.

5.3 Interpretação

De acordo com as informações obtidas e apresentadas na seção 5.2, pode-se concluir que o descarte de baterias e pneus automotivos é impactante no meio ambiente, qualquer que seja a alternativa: aumento da vida útil, reciclagem, recuperação energética e disposição final.

A redução do consumo de materiais é, entre as opções consideradas, a de menor impacto ambiental. Neste sentido, tem-se como exemplo a eliminação do estepe.

O prolongamento do uso dos componentes também é benéfico do ponto de vista ambiental. O desenvolvimento de novas tecnologias, como a redução do uso do negro de fumo, é um fator

que propicia o aumento da vida útil, porém deve-se considerar uma análise adicional incluindo o ciclo de vida dos novos materiais.

Os processos de reciclagem apresentam-se vantajosos ao se considerar o melhor uso dos recursos naturais. Para a bateria, entretanto, a produção secundária deve ser realizada com rigor no controle ambiental. Quanto aos pneus, o processo de reciclagem de borracha é aberto, sendo vantajoso do ponto de vista da produção de resíduos sólidos.

A incineração das baterias é tão perniciosa quanto a disposição final, mesmo ao se considerar que há redução do volume de resíduos sólidos, devido ao aumento do teor de toxicidade do resíduo.

No caso dos pneus, nota-se que a incineração não é apenas um processo de redução do volume residual, mas também um processo de aproveitamento de uma fonte de energia.

Por último, quando nenhuma das alternativas anteriores for possível, recomenda-se que os pneus e as baterias automotivas sejam aterrados adequadamente. No caso dos pneus, por exemplo, reduzindo o tamanho e, para as baterias, neutralizando e retirando o teor de chumbo da solução.

Nem sempre as alternativas existentes em relação à disposição final das baterias e dos pneus automotivos mostram-se vantajosas do ponto de vista ambiental, em virtude dos processos. No caso dos pneus, entretanto, estas opções permitem a redução do volume que é disposto, que são queimados clandestinamente, ou depositados em fundos de lagoas e rios (BORCOL, 2000). Quanto às baterias automotivas, evita-se o lançamento de materiais contaminantes, como o ácido sulfúrico e o chumbo, em relação à alternativa de simples disposição, que é muitas vezes inadequada.

Enfim, para que as alternativas em relação à simples disposição final menor impacto ambiental, essas devem ser realizadas adequadamente.

CAPÍTULO 6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A partir dos resultados da ACV do automóvel realizada neste trabalho, de forma simplificada, as seguintes conclusões e recomendações são relacionadas.

6.1 Sobre a Análise de Ciclo de Vida Qualitativa

A ACV qualitativa permite a identificação dos principais poluentes relacionados à produção, ao uso e ao descarte de baterias e dos pneus automotivos. Quanto à utilização destes produtos, nota-se um esforço tendo como objetivo o uso de materiais alternativos, que visam o uso de materiais com menor emissão de poluentes e, também, maior durabilidade. Enquanto algumas peças automotivas têm uma durabilidade maior que a própria vida útil do automóvel, fato que viabiliza a reutilização, a bateria e o pneu têm que ser substituídos com alguma periodicidade.

No que tange à destinação final destes produtos após a etapa de uso, a legislação ambiental tem procurado alternativas para a disposição final, sem no entanto priorizar qualquer alternativa entre aquelas tecnicamente possíveis.

A reciclagem do chumbo das baterias é, aparentemente, uma alternativa viável financeiramente visto que já existem diversos pequenos recicladores no mercado. Do ponto de vista ambiental, entretanto, a inadequação do processo de reciclagem resulta no descarte irregular dos fluidos e de outras partes da bateria, sobretudo das partes plásticas.

Ainda em relação ao atendimento da legislação, os produtores de baterias e de pneus se deparam com o problema da coleta das unidades descartadas distante dos grandes centros urbanos. Uma alternativa seria utilizar a rede nacional de distribuição destes mesmos componentes, que então recolheriam os produtos ao final da vida útil e os repassariam aos fabricantes. O problema, neste caso, pode estar na economicidade do transporte dos componentes até os centros de reciclagem.

Outra preocupação evidenciada pelas indústrias diz respeito ao recebimento de produtos de concorrentes, o que poderia prejudicar a eficiência da reciclagem dos materiais, face à utilização de tecnologias diversas e de diferentes materiais. Surge então a possibilidade da associação entre as diversas indústrias para que trabalhem conjuntamente visando aumentar a reciclagem de seus produtos.

No caso específico dos pneus, a alternativa para a disposição final que se aponta mais atraente economicamente é a recuperação energética. Esta opção implica, contudo, o desperdício dos recursos naturais e a emissão de poluentes resultantes da combustão. Outra alternativa que se mostra atraente do ponto de vista do consumo de pneus usados é a sua utilização em pavimentação que, entretanto, seria uma nova forma de aterro do material. A permissão da incineração ou da mistura de pneus em materiais de construção poderá fazer com que haja a absorção do volume de resíduos gerados após o uso destes componentes automotivos. Entretanto, tal alternativa poderia inibir novos estudos (novas tecnologias, logística apropriada para a coleta) que causem menor impacto ao meio ambiente.

A reciclagem, tanto do pneu quanto da bateria, mostra-se favorável do ponto de vista do consumo de recursos naturais. Contudo, por se tratar de uma série de processos também resulta no consumo de energia, água e na emissão de diversos poluentes. Somado a isto, a prática de reciclagem no país têm mostrado que as ações são realizadas de forma inadequada do ponto de vista ambiental.

No caso do pneu, o desenvolvimento do processo de reciclagem da borracha sem perda da qualidade de material deve ser incentivado para que se possa utilizá-la também na fabricação de pneus, e não apenas em produtos que requerem menor qualidade do material.

A procura de soluções que tenham menor emissão de poluentes como alternativas para o aterro dos pneus e baterias automotivas deve se pautar pela cautela. Sugere-se que os esforços sejam concentrados prioritariamente na redução da necessidade destes componentes, sempre lembrando que para qualquer opção deve-se realizar uma nova ACV.

6.2 Sobre a Análise de Ciclo de Vida Quantitativa

Os consumos de matéria prima e de energia, e as emissões de poluentes no ciclo de vida do aço e alumínio primários e secundários utilizados em automóvel no Brasil são identificados com o uso de uma etapa da ACV, a análise de inventário.

As comparações realizadas neste trabalho são limitadas, face às diferentes emissões na etapa de produção dos materiais considerados – aço e alumínio –, bem como em função de sua origem, ou seja, se materiais primários ou secundários.

Os resultados da ACV quantitativa mostram que ao se substituir o alumínio primário pelo aço primário, sem redução do peso, há um aumento no consumo de matéria prima, de energia e de alguns poluentes atmosféricos.

A redução do peso do automóvel provocada pela substituição de materiais, seja pelo uso de aço ultraleve ou de alumínio, entretanto, contribui sensivelmente para a redução dos consumos de matéria prima e de energia, bem como para a redução das emissões de poluentes atmosféricos ao longo do ciclo de vida do automóvel, quando se compara com o caso base (uso de aço). Isto se deve principalmente aos benefícios ambientais decorrentes da redução do peso na fase de uso do automóvel.

Os resultados mostram que o uso do automóvel é o maior responsável pelo consumo de energia e pelos poluentes atmosféricos, cujos valores são levantados para esta etapa do ciclo de vida (SO_x , NO_x , Pb e CO). Estes resultados são decorrentes da extensa vida útil dos automóveis e

dos fatores de deterioração. A constatação de que esta etapa do ciclo de vida é responsável pela emissão de boa parte dos poluentes pode demandar dois tipos de diretrizes: i) a redução da vida útil do automóvel e, ii) a melhoria da tecnologia utilizada.

Quanto à redução da vida útil do automóvel, no entanto, dever-se-ia levar em consideração que os poluentes gerados em outras fases do ciclo de vida aumentariam. Por exemplo, maior quantidade de resíduos finda a vida útil ou, ainda, o aumento dos poluentes devido à necessidade de produção de materiais. A idéia de um automóvel descartável, por exemplo, utilizando plásticos recicláveis (ou biodegradáveis) que atendessem às propriedades mecânicas necessárias, seria benéfica do ponto de vista ambiental? Esta resposta só poderia ser dada após a realização de novas ACVs verificando a emissão de poluentes decorrentes da extração e fabricação deste material.

Quanto à melhoria da tecnologia utilizada, a substituição de combustíveis fósseis por outras fontes energéticas poderia ser uma alternativa. Deve-se, entretanto, ressaltar mais uma vez que novos estudos de ACV deveriam ser executados. Um exemplo é o uso de carros elétricos. Apesar de reduzir as emissões atmosféricas no local de uso do automóvel, há a necessidade de uma nova infraestrutura para atender à demanda de energia elétrica. Ressalta-se que em alguns países a produção de eletricidade é em grande parte nuclear ou térmica e que as emissões decorrentes do uso destas fontes energéticas devem ser levadas em consideração.

De fato, devido à extensa vida útil do automóvel, esta etapa se destaca entre as demais do ciclo de vida, quando analisados o consumo de energia e as emissões atmosféricas. Por outro lado, há emissões de poluentes no ar que ocorrem durante a etapa de fabricação e que têm potencial elevado em impactar o meio ambiente, como a emissão de fluoretos na produção do alumínio primário. Ao se valorizar a questão da produção de resíduos sólidos, além da etapa de fabricação deve-se ainda somar a de descarte.

O alumínio secundário é o material que resulta menor consumo de energia e de matéria prima, bem como menor emissão de poluentes, exceto para a produção de resíduos sólidos. Nesse caso uma alternativa seria a redução, ou até mesmo a eliminação, do emprego de sais, o que é

possível com o uso de novas tecnologias, como a dos fornos a plasma. Uma afirmação definitiva, todavia, requer a análise dos impactos ambientais correspondentes à esta tecnologia.

Na análise do ciclo de vida do aço utilizado em automóveis nota-se que as emissões de poluentes atmosféricos e o consumo de energia ocorrem preponderantemente na etapa de utilização do automóvel. Por outro lado, a geração de resíduos sólidos e o consumo de eletricidade ocorrem basicamente na fabricação do aço. Esta última conclusão é, em parte, influenciada pela simplificação de não se considerar a geração de resíduos durante a vida útil do automóvel, tais como o descarte de pneus, disposição de óleos e de outros componentes.

Na avaliação do uso de alumínio primário em automóveis a importância relativa das etapas no consumo de energia e para com as emissões atmosféricas é a mesma observada no caso do aço. Nota-se que, no caso do alumínio secundário, as emissões de poluentes atmosféricos são basicamente restritas à etapa de uso do automóvel devido às baixas emissões na fabricação do material.

Ao se considerar apenas o consumo de energia e as emissões atmosféricas do CO, HC, Pb, NO_x e SO_x, conclui-se que a etapa de utilização do automóvel é a que tem maiores contribuições. Quanto se avalia a produção de resíduos sólidos e as emissões de outros poluentes, como a emissão de fluoretos no ciclo de vida do alumínio utilizado no automóvel, entretanto, o uso do automóvel tem pouca importância, sendo respectivamente as etapas de disposição final e de fabricação de alumínio as que resultam nos piores resultados.

6.3 Sobre a Comparação das ACVs a Partir de Bancos de Dados Nacionais e Internacionais

Ao utilizar dados internacionais, a participação da vida útil do automóvel na emissão de poluentes também é elevada em comparação com outras etapas do ciclo de vida do automóvel. O consumo de energia no ciclo de vida dos materiais avaliados a partir de dados internacionais também está próximo ao obtido na análise com dados nacionais. Por outro lado, todos os demais dados de poluentes são bastante afetados. Em alguns casos, os valores obtidos na ACV a partir de dados nacionais são 6 vezes superiores aos obtidos com dados internacionais. A diferença existente entre os bancos de dados nacional e internacional pode ser decorrente das tecnologias

usadas e pelo método utilizado pelas indústrias para medir ou calcular a emissão de poluentes. De qualquer forma, tal resultado sinaliza a necessidade de desenvolvimento ou de adaptação de um banco de dados mais próximo das condições nacionais para a produção de materiais. Ressalta-se ainda, face às informações das indústrias, a necessidade de um banco de dados público, como o é o Balanço Energético Brasileiro.

6.4 Sobre a ACV Executada

O que se pode concluir da utilização da metodologia de ACV é que a análise de inventário permite identificar em que etapas do ciclo de vida estão ocorrendo os maiores impactos ambientais. A comparação entre produtos, entretanto, é limitada pela participação diferenciada de cada um dos poluentes nos impactos ambientais. A avaliação de impacto ambiental (AICV) pode ser realizada para verificar o potencial de cada poluente nos diversos impactos ambientais, mas apenas permitindo comparar poluentes que resultam nos mesmos impactos ambientais. Neste caso, seria necessário realizar a valoração.

Além disso, o conhecimento das etapas de fabricação com um maior grau de detalhamento permite apontar os processos que têm maior contribuição na emissão de poluentes e buscar sua melhoria. De qualquer forma, a análise preliminar realizada neste trabalho já indica quais são os principais poluentes e as etapas que têm maior responsabilidade quanto aos impactos ambientais. Uma análise posterior incluindo outras etapas do ciclo de vida, como o transporte, a produção de eletricidade para a fabricação dos materiais e a produção de combustíveis para o uso do automóvel, também deveria ser efetuada.

Do que é exposto nos capítulos anteriores, fica claro que a ACV de um produto complexo é extremamente trabalhosa, necessitando de grande quantidade de dados, de muitos cálculos, do conhecimento de muitos processos industriais e de uma análise detalhada dos resultados obtidos. Para tanto, não cabe dúvida que programas computacionais e bancos de dados são de extrema importância. A delimitação do escopo do estudo, embora necessária para que a ACV seja factível, incorre na limitação dos resultados finais.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

AAMA (*American Automobile Manufacturers Association*) 1997 apud DAVIS e McFARLIN, 1998.

ABAL (Associação Brasileira do Alumínio) Processo produtivo. <http://www.abal.org.br> 2001.

ABAL (Associação Brasileira do Alumínio) **Anuário Estatístico**. ABAL. 1999.

ACIESP (Academia de Ciências do Estado de São Paulo). **Glossário de Ecologia**. CNPq. Fapesp. Pub. Aciesp 57. 1987.

ADAMS, A.P. e AMOS, C.K. Batteries Apud: LUND, H.F. **The McGrawHill Recycling Handbook**. Chapter 19. 1993.

AISI (American Iron and Steel Institute) **Ultralight Steel Auto Body**. Final Report. Washington, DC. May. 1998. 50p.

ALCOA (Aluminum Company of America) O alumínio. <http://www.alcoa.com.br> 1999.

ALLEN, D. Applications of Life-Cycle Assessment. In: Curran, M.A. **Environmental Life Cycle Assessment**. Cap. 5. McGraw Hill. 1996.

ALLEVA, C. (Metalur) Contato pessoal. 11/7/2000.

ALLISON, J.E. e COLE, G.S. Metal-Matrix Composites in the Automotive Industry: Opportunities and Challenges. **JOM**. Vol. 45, N. 1, Jan. 1993. P.19-21.

- ALVARADO,PJ. Steel vs. plastics: the competition for light-vehicle fuel tanks. **JOM**. Vol.48 N.7. Ed: The Minerals, Metals Materials Society. Jul. 1996. Pp. 22-25.
- AMÊNDOLA, P.L., AZEVEDO, J., CAVALCANTE, M.S.A., COUTINHO, J.A.G., ESTEVES, M.G. e NEVES, V. Indústrias potencialmente poluidoras. **Cadernos de Geociências**. 13. IBGE. Jan./Mar. 1995. Pp. 85-109.
- AMMANN, C.A. The stretch for better passenger car fuel economy. **Automotive Engineering**. SAE. Vol. 98, N. 3. Mar. 1998. Pp. 71-76.
- ANDERSSON, K. LCA of Food Products and Production Systems. **International Journal of Life Cycle Assessment**. Vol. 5. N.4. 2000. pp.239-248.
- ANFAVEA (Associação Nacional de Fabricantes de Veículos Automotivos). **Anuário Estatístico**. 1999.
- ANFAVEA (Associação Nacional de Fabricantes de Veículos Automotivos). **Anuário Estatístico**. 1998.
- ANFAVEA (Associação Nacional de Fabricantes de Veículos Automotivos). **Anuário Estatístico**. 1997.
- ANP (AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO). PORTARIA Nº 197, DE 28 DE DEZEMBRO DE 1999. <http://www.anp.gov.br/qualiprod/legislacao.html>
- ARO, C. (Metalur) Reciclagem do alumínio. Comunicação pessoal. **Email**. 11/7/2000.
- AYRES, R.U., AYRES, L.W. e MARTINÁS, K. Exergy, Waste Accountig, and Life Cycle Analysis. **Energy**. Vol.23. N.5. Elsevier Science Ltd. 1998. Pp. 355-363
- AZEDO, S. Respeito ao meio ambiente dá lucro. **Folha de São Paulo**. Folha sua vez. Caderno 6. P.1. 22 Ago. 1999.

- BAJAY, S.V., WALTER, A.C.S., CRUZ, G.M.M, BERNI, M.D., *Estudo Prospectivo sobre a Evolução dos Veículos Automotores*. Relatório Final do Convênio Unicamp/Equipamentos Clark, Campinas, 1991.
- BELGO MINEIRA Unidades produtivas. Siderurgia. <http://www.belgomineira.com.br>.
- BERNARDES, E., MARTINS, L. e KUTNEY, P. Me dá um dinheiro aí. **Quatro Rodas**. Ed. Abril. Junho 1999. pp.90-91.
- BLUMENTHAL, M.H. Tires. In: LUND, H.F. **The McGrawHill Recycling Handbook**. Chapter 18. 1993.
- BÔAS, R.C.V., JOHNSON, B.B., PEITER, C.C. et al. **Sustainable Development and the Advanced Materials: the brazilian case**. Chapter 2. Part III. CETEM/CNPq. Rio de Janeiro. 1995. Pp.81-98
- BOGUSKI, T.K.; HUNT, R.G.; CHOLAKIS, J.M. e FRANKLIN, W.E.. LCA Methodology In: Curran, M.A. **Environmental Life Cycle Assessment**. Cap. 2.2. McGraw Hill. 1996.
- BÖHM, E. e WALZ, R. Life Cycle Analysis: a Methodology to Analyse Ecological Consequences within a Technology Assessment Study? **International Journal of Technolgy Management**. Vol. 11. N.5/6. Inderscience Enterprises Ltd. 1996. Pp.554-565.
- BÖHM, G.M. **Como os principais poluentes provocam doenças**. <http://www.saudetotal.com/saude/doencpol/doencpol.htm#OxidFoto> 04/11/96
- BORCOL Nossa empresa ecologicamente correta. <http://www.borcol.com.br> 2000.
- BRAGG, G. Materials: a key to 100 years of automotive progress. **Automotive Engineering**. Dec. 1996. P.93-99.
- BROWN, K.R., Venie, M.S., Woods, R.A. The Increasing Use of Aluminum in Automotive Applications. **JOM**. Vol.47, N.7, Jul. 1995, p.20-23.

- BUCHHOLZ, k. Aluminum usage for the future. **Automotive Engineering**. SAE. Vol.106, N.12. Dec. 1998. Pp.24.
- BUCHHOLZ, K. Plastics, Aluminum, Steel. **Automotive Engineering**. SAE. Vol.104, N.12. Dec. 1996. P.33-37.
- BUSCH, J. Materials compete in recycling initiatives. **Advanced Materials and Process**, pp.25-26, Jan. 1995.
- BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft) . 1991.
- CAETANO, J.R. O lixão milionário da Fiat. **Exame**. Editora Abril. Ed. 669. Ano 32. N. 18. Pp. 146-147. 26/8/1998.
- CAMPOS FILHO, M.P. **Introdução a metalurgia extrativa e siderurgia**. Ed. Unicamp. 1981.
- CARLSON, E. e K.NELSON Nylon under the hood: a history of innovation. **Automotive Engineering**. Dec. 1996. V.104, N.12, p.84-89.
- CEMPRE (Compromisso Empresarial para Reciclagem) Pneu. **Fichas Técnicas**. <http://www.cempre.org.br/ficha8.htm> 1999.
- CEMPRE (Compromisso Empresarial para Reciclagem) Preço do material reciclável. **Cempre Informa**. V. 7, N.47 Setembro/Outubro 1999b. 4p.
- CET (Companhia de Engenharia de Tráfego) apud AUGUSTO, C. Congestionamento crescem até 56% em 94. **O Estado de São Paulo**. 5/12/1994. p. c-1.
- CETEA (Centro de Tecnologia de Embalagem). Análise de ciclo de vida de embalagens para o mercado brasileiro. <http://www.cetea.ital.org.br/> 2000.
- CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). **Relatório de Qualidade do Ar no Estado de São Paulo**. Secretaria do Meio Ambiente. São Paulo. Abr. 2000.

- CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). **Relatório de Qualidade do Ar na Região Metropolitana de São Paulo e em Cubatão**. Secretaria do Meio Ambiente. São Paulo. Abr. 1996.
- CHAMBERLAIN, G. Challenges mount for automotive materials. **Design News**. Vol. 48, n. 19, Out. 1993. P. 142-149.
- CHIAVERINI, V. **Aços e ferros fundidos**. Associação Brasileira de Metais. 6^a Edição. 1988. 576p.
- CHRYSLER. Chrysler Composite Concept Vehicle. <http://www.media.chrysler.com> 1999.
- COLE, G.S. Issues Surrounding the Use of Lightweight Metals in the Automotive Industry. **JOM**. Vol.43, N.4, Apr. 1991, p.6-7.
- COLE, G.S. e SHERMAN, A.M. Lightweight Materials for Automotive Applications. Materials Characterization. **International Journal on Materials Structure and Behavior**. Ed. Elsevier in association with the International Metallographic Society. Vol 35, N. 1, Jul. 1995, p.3-9.
- CORTEZ, L., MAGALHÃES, P. e HAPP, J. Principais Subprodutos da Agroindústria Canavieira e sua Valorização. **Revista Brasileira de Energia**. Vol.2. N.2 1992, pp.111-146.
- COSIPA (Companhia Siderúrgica Paulista). <http://www.cosipa.com.br> 2000.
- COURTRIGHT, M. L. Used oil: don't dump it, recycle it. **Machine Design**. pp. 81-86. 1990
- CRAIG, J.R., VAUGHAN, D.J., SKINNER, B.J. **Resources of the Earth: origin, use and environmental impact**. Second Edition. Prentice Hall, Inc. Upper Saddle River, New Jersey. Printed in the USA. ISBN 0-13-457029-4. 1996. 472p.
- CSN (Companhia Siderúrgica Nacional). Indicadores de Ecoeficiência. **Meio Ambiente** <http://www.csn.com.br> 1999.

- CST (Companhia Siderúrgica de Tubarão). Indicadores de Ecoeficiência. **Meio Ambiente**
<http://www.cst.com.br> 2000.
- CURRAN, M.A. **Environmental Life Cycle Assessment**. Cap.2.2. McGraw Hill. 1996.
- DA CRUZ, A.C. Comunicação pessoal em 3/2/2000.
- DA CRUZ, A.C. e TENÓRIO, J.A.S. Reciclagem do alumínio: desenvolvimento de inovações tecnológicas. **V Seminário internacional de Reciclagem de Alumínio**. ABAL. 1-3/9/1999. pp.34-46.
- DAMINACE, G. (Engenheiro responsável pelo centro de reciclagem da Latasa) Dados sobre reciclagem. **Email**. 13/7/2000.
- DAVIS, S.C. e MCFARLIN, D.N. **Transportation Energy Data Book**. Edition 16. Ago. 1996.
- DAVIS, S.C. e MCFARLIN, D.N. **Transportation Energy Data Book**. Edition 18. Ago. 1998.
- DAY, M. Auto Shredder Residues - a waste or a valuable resource. **Automobile Life Cycle Tools and Recycling Technology**. SAE International. SAE Paper 930564. ISBN 1-36091-351-7. 1993. Pp. 73-80.
- DEMMLER, A. Ford closes battery loop in Europe. **Automotive Engineering**. SAE. Vol. 108, N.2 Feb. 1998. Pp.94.
- DETTMER, R. Clean energy in the black country. **IEE Rev.** (January, Ed: IEE). (UK). (1994) p.25.
- DIERKES, W. Rubber reuse is best all round. **European Rubber Journal** 178(10, November, Eds: Crain Communication Inc.; BPA International). 1996. Pp.36-38.
- DOE (Department of Energy / Energy Information Administration). **Annual Energy Review**. Washington DC. 1998.

- DURNING, A. How much is Enough? The Consumer Society and The Future of the Earth. **The Worldwatch Environmental Alert Series**, W.W. Norton e Company, pp.78-88, 1992.
- DUTCH. Dutch Plant Shows the Way on Tyre Recycling. **ENDS Report**. n.227, Dez. 1993. p.14. In: RCEP 1994.
- EAA (European Aluminum Association). **Ecological Profile Report for the European Aluminium Industry**. 1996. 35p.
- EPA (Environmental Protection Agency). **National Air Pollutant Emission Estimates 1980-1994**. 1995.
- EYERER, P., DEKORSKY, T., SCHUCKERT, M. Ganzheitliche Bilanzierung von Produkten und Verfahren. **Kunststoffe**. Vol. 81, N.4. Carl Hanser Verlag. München. P. 268-273. Apr. 1991.
- FAIZ, A. Automotive Emissions in Developing Countries - relative implications for global warming, acidification and urban air quality. **Transportation Research**. Part A: Policy and Practice. Vol 27A. N.3. Special Issue: Energy and Global Climate Change. Pergamon Press Ltd. Printed in Great Britain. ISSN 0965-8564. May 1993. Pp.167-186.
- FARRO, WALTER. Sucata vira matéria-prima e gera lucro. **Revista da Indústria** 15 Sep. 1997. pp. 22-26.
- FEEMA (Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente). **Vocabulário Básico de Meio Ambiente**. Rio de Janeiro. Petrobrás. Serviço de Comunicação Social. Mai. 1992.2.
- FERNANDES, I. Comunicação pessoal. Delphi. Set.1999.
- FERRO, J. R. Para sair da estagnação e diminuir o atraso tecnológico da indústria automobilística brasileira. **Desenvolvimento Tecnológico da Indústria e a Constituição de um Sistema Nacional de Inovação no Brasil**. IPT/FECAMP, Campinas, 1990. 133p.
- FILLETI, A. **Seminário de Tecnologia da Industria do Alumínio**. ABAL. São Paulo,

- FINNVEDEN, G. e ÖSTLUND, P. Exergies of Natural Resources in Life Cycle Assessment and Other Applications. **Energy**. Vol. 22, N.9, p.923-931. Elsevier Science Ltda. Set. 1997.
- FOUHY, K. Life Cycle Analysis. **Chemical Engineering**. Vol. 100. N. 7. McGrawHill. Jul. 1993. Pp.30-34.
- FURUHOLT, E. Life Cycle Assessment of Gasoline and Diesel. **Resources, Conservation and Recycling**. 1995. Pp. 251-263.
- FUSSLER, C. Ecobalances: a key to better environmental material choices. **Plastics, Rubber and Composites Processing and Applications**. The Plastics and Rubber Institute, England. Printed in Great Britain. Vol 16, N. 3, pp.179-182, 1991.
- FUSSLER, C. R. e KRUMMENACHER B. Ecobalances: a key to better environmental material choices in automobile design. **Materials Design**. v.12, n.3, Jun. 1991. p.123-128.
- GALLO, J. Comunicação Pessoal. ALCOA. Brasil. 30/ Dez./ 99.
- GEIPOT (Empresa Brasileira de Planejamento dos Transportes) **Anuário Estatístico dos Transportes** 1998.
- GEIPOT (Empresa Brasileira de Planejamento dos Transportes) **Anuário Estatístico dos Transportes** 1999.
- GERDAU Gestão Ambiental. <http://www.gerdau.com.br> 2000.
- GIEGRICH, J. e SCHMITZ, S. Valuation as a Step in Impact Assessment: methods and case study In: Curran, M.A. **Environmental Life Cycle Assessment**. Cap. 13. McGraw Hill. 1996. pp. 13.1-13.14.
- GOULART, E.A. **Reciclagem energética de pneus automotivos através de reator de leito fluidizado: uma proposta para a questão ambiental**. Dizertação de Mestrado. Unicamp. Campinas. 1999. 101p.

- GRAEDEL, T.E., ALLENBY, B.R. **Industrial Ecology and the Automobile**. Prentice Hall Inc. Cap. 3. 1998. 23-42 p.
- GRAEDEL, T.E., ALLENBY, B.R. **Industrial Ecology**. Part III – Evaluating Life Cycles. Prentice Hall Inc. 1995. 93-107 p.
- GRANDE, J.P. Trend-setting applications highlight SPE auto awards. **Modern Plastics International**. Vol. 29. N.1 McGrawHill. Jan. 1999. Pp.80.
- GREENPEACE Uma estratégia para uma América Latina livre de substâncias tóxicas: proibir a incineração. <http://www.greenpeace.org.br> 2000. 3p.
- GUINÉE, J.B. Development of a Methodology for Environmental Life Cycle Assessment of Products. Ph.D. Thesis. Leiden University. The Netherlands. 1995 In: Nieuwlaar,E. e Alsema,E. e Engelenburg,B. Van. Using Life Cycle Assessments for the Environmental Evaluation of Greenhouse Gas Mitigation Options. **Energy conversion and Management**. Vol. 37, N. 6-8, p. 831-836. Elsevier Science Ltda. 1996.
- HARDIN, G. The Tragedy of the Commons **Science** Vol. 162. 1968. Pp. 1243-1248.
- HATORI, Y, 1996 . Recycling of Vehicles: present status and challenges. **Proceedings FISITA 96**.
- HEIJUNGS, R., GUINÉE, J., HUPPES, J., LANKREIJER, R.M., UDO DE HAES, H.A., SLEEWIJK, A.W. **Environmental Life Cycle Assessment of Products - Backgrounds..** CML. Leiden University. The Netherlands. Oct. 1992.
- HEINISCH, R. Gerenciamento Ambiental na Siderurgia. **Gerenciamento Ambiental na Indústria**. Anais do III Simpósio Nacional de Gerenciamento Ambiental da Indústria. Editora Signus Ltda./Revista Saneamento Ambiental. 1993. pp. 135-142.

HERRING, HORACE Does energy efficiency save energy? The debate and its consequences.
Applied Energy Vol. 63. 1999. pp.209-226.

HOHMEYER, O. **Soziale Kosten des Energieverbrauchs**. 2 Edition. Springer. Berlin. 1989
In: Böhm, E. e Walz, R. Life Cycle Analysis: a Methodology to Analyse Ecological
Consequences within a Technology Assessment Study? **International Journal of
Technology Management**. Vol. 11. N.5/6. Inderscience Enterprises Ltd. 1996. Pp.554-
565.

HUBBARD, H.M. The Real Cost of Energy. **Scientific American**. Vol. 264. N.4. Apr. 1991.
pp. 18-23.

HUNT, R.G. et al. Case Studies Examining LCA Streamlining Techniques. **The International
Journal of Life Cycle Assessment**. Vol. 3. N.1. Ecomed. 1998. Pp.36-44.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) **Estimativas da Produção Agrícola**.
<http://www.ibge.gov.br> 2000.

IEA (Instituto de Economia Agrícola) **Economia Agrícola Paulista: características e
potencialidades**. Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo. São
Paulo. 1991.

IPAI (International Primary Aluminium Institute) Aluminium Sustainability. **World
Aluminium** <http://www.world-aluminium.org> 1999.

IPCC. Energy. **Guidelines for National Greenhouse Gases Inventories Reference Manual**.
Chapter 1. 85p. 1996.

ISO (International Organization for Standardization). **Norma ISO 14040**. Apud: LECOULS
(1999).

JOCHEM, E. et al. **Technikfolgenabschätzung am Beispiel der Solarenergienutzung**. Lang.
Frankfurt. 1988 In: Böhm, E. e Walz, R. Life Cycle Analysis: a Methodology to Analyse
Ecological Consequences within a Technology Assessment Study? **International Journal**

- of Technology Management.** Vol. 11. N.5/6. Inderscience Enterprises Ltd. 1996. Pp.554-565.
- JOLLY, R.; RHIN, C. The recycling of lead-acid batteries: production of lead and polypropylene. **Resources, Conservation and Recycling.** Vol. 10. 1994. pp. 137-143.
- JORNAL DO BRASIL. Pneu velho é reciclado. apud MONTEIRO, R. 27/8/1999.
- JOST, K. Células de combustível: conceitos e tecnologia. **Engenharia Automotiva.** Vol. 1 N.1 SAE Brasil. 2000 pp. 30-45.
- JOUMARD, R., LAMURE, C., LAMBERT, J., TRIPIANA, F. Air quality and urban space management. **Science of the Total Environment.** Vol.189/190. Num. pp 57-67. 1996.
- KASPEROWSKI, M. Recycling of End-of-Life Vehicles and Components - Facts and Visions 1996. **Proceedings FISITA 96.**
- KASTRUP, C.E. Diretor da Bureau Veritas. Gerenciamento Ambiental. **Congresso e Exposição Internacionais da Tecnologia da Mobilidade.** SAE Brasil. 2000. São Paulo, SP, Brasil.
- KEOLEIAN, G.A., KRISHNENDU, K., MANION, M.M. e BULKLEY, J.W. **Industrial Ecology of the Automobile: a life cycle perspective.** University of Michigan. SAE. Warrendale, PA. ISBN 1-56091-985-X. 159p. 1997.
- KINLAW, DENNIS C. **Empresa Competitiva e Tecnológica** Makron Books. 1997. pp. 1-17.
- KOBAYASHI, O. Car life cycle inventory assessment. **Proceedings of the 1997 Total Life Cycle Conference - Design for the Environment, Recycling and Environmental Impact** (Part 2). Ed: SAE. April 1997. Pp. 89-97.
- KREBS, G.; MEIER, R. Recycling of Production Waste, Used Parts and Vehicles / **Proceedings FISITA 96.**

- KURIHARA, Y (1993): The role of aluminum in automotive weight reduction - part I. **JOM** 45(11, November, Ed: The Minerals, Metals and Materials Society). Pp. 32-33.
- KUTNEY, P. O fim do estepe. **Quatro Rodas**. Ed. Abril. Maio 1998. pp.76.
- LANFRANCHINI, J-J; RUFFIER, M.; MICHAUD, P., Design for Recycling: PSA'S Approach 1996. **Proceedings FISITA 96**.
- LECOULS, H. ISO 14043 Environmental Management, Life Cycle Assessment, Life Cycle Interpretation. **International Journal of Life Cycle Assessment**. Vol. 4. N. 5. Ecomed. 1999. p.245.
- LEITE, M. Vem aí o hipercarro para ficar preso no megacongestionamento. **Folha de São Paulo**. Seção Transportes. 2/5/1999.
- LEITE, R.C. **Proálcool: a única alternativa para o futuro** Terceira Edição. 1990. 76p.
- LEME, Delco do Brasil, setembro/1999.
- LIMA, L.C.O.C. Processo Relastomer. 199-?. Relatório. 19p.
- LISBOA, M. e ROCHA, S. **Chumbo Grosso: o caso das baterias Moura**. Ed. Adário, P. Greenpeace/Aspan. 22p. 1997.
- LOURO, R. Montadoras reduzem pesos dos automóveis. **A Notícia** AN Veículos. Joinville, Santa Catarina, Brasil. 10/7/1998 <http://adframe.br.starmedia.com/anoticia>
- LOWE, M.O. A Redescoberta do Trem. **Qualidade de Vida 1993**. Worldwatch Institute, Ed. Globo, pp.165-187, 1993.
- LOWE, M.O. Repensando o Transporte Urbano. **Qualidade de Vida 1991**. Worldwatch Institute, Ed. Globo, pp.87-109, 1991.
- LUCCA, S. Pirelli. Comunicação pessoal. 16/2/2000.

- LÜDERS, G. O país sobre rodas. **Quatro Rodas**. Ed. Abril. Abril 1999. pp.14.
- LUO, A., RENAUD, J., NAKATSUGAWA, I. e PLOURDE, J. Magnesium Castings for Automotive Applications. **JOM**. Vol. 47, N.7, Jul. 1995. P. 28-31
- MAGERS,D.M. Developments in the Global Mg Market. **JOM**. Vol.47, N.7, Jul. 1995, p.26.
- MAIMON, D. Responsabilidade ambiental das empresas brasileiras: realidade ou discurso? **Desenvolvimento e Natureza: estudos para uma sociedade sustentável** Cap.20. Cortez Editora. 1995. pp.395-416.
- MALTHUS, T. **Ensaio Sobre o Princípio da População**. Publicações Europa-América. 1798. 186p.
- MANAHAN, S.E. **Environmental Chemistry**. Sixth Edition. Lewis Publishers. 1994. 811p.
- MANN, M.K.; SPATH, P.L.; CRAIG, K.R. Economic and life cycle assessment of an integrated biomass gasification combined cycle system. **Proceedings of the Intersociety Energy Conversion Engineering Conference** Washington, DC. Ago. 1996. pp. 11-16.
- MAPLESTON, P. Auto Sector's Recycling Goals Keep Plastics on Hotseat. **Modern Plastics**. pp.48-58, May 1995.
- MCCULLOCH, A. Life Cycle Analysis to Minimise Global Warming Impact. **Renewable Energy**. Vol. 5. Part II. Elsevier Science Ltd. Great Britain. 1994. Pp.1262-1269.
- MELLO, SUELI Contagem regressiva contra a disposição inadequada. **Saneamento Ambiental**. 2000. pp. 20-23.
- MENKE, D.M., DAVIS, G.A. e VIGON, B.W. **Evaluation of Life-Cycle Assessment Tools**. Hazardous Waste Branch Environmental Canada. Aug. 1996.
- MERCK Tabela periódica interativa. <http://www.merck.com.br> 2000.

- METZKER, A.L. e NEIS, A.M. Almofadas de bancos em fibra de coco comparadas com almofadas de bancos em poliuretano. **Anais do VII Congresso e Exposição Internacionais da Tecnologia da Mobilidade**. SAE Paper 982873. SAE Brasil. 9-11 de novembro de 1998. São Paulo, SP, Brasil.
- MICHAELIS, P., JACKSON, T. e CLIFT, R. Exergy Analysis of the Life Cycle of Steel. **Energy**. Vol.23. N.3. Elsevier Science Ltd. 1998. Pp. 213-220.
- MICHAELIS, P. **Using Exergy Analysis to Minimise the Waste Generated in the Life Cycle of Metals**. Center for Environmental Strategy University of Surrey. Guilford. UK. 1997.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). Elaborado por Rodrigues, M.L.B. (Projeto PNUD/BRA/94/016), na Assessoria Internacional do MMA, 30/7/98. <http://www.mma.gov.br/port/GAB/asin/conv06.html>
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). <http://www.mma.gov.br> 2000.
- MME (Ministério de Minas e Energia) **Anuário Estatístico**. Setor Metalúrgico. 1994-1998. 1999. <http://www.mme.gov.br/smm/anuario/smm.htm>
- MME (Ministério de Minas e Energia) **Anuário Estatístico**. Setor Metalúrgico. 1994-1996. 1997.
- MME (Ministério de Minas e Energia) **Balanço Energético Nacional**. 2000. <http://www.mme.gov.br>
- MOLEN, Y. F. VAN DER. **Ecologia**. Ed. Pedagógica e Universitária. São Paulo. 1982.2.
- MOLION, L.C.B. Um século e meio de aquecimento global. **Ciência Hoje**. Vol.12. N.107. Março 1995. Pp.20-29.
- MONCAYO, G.F.L. Tendências de Desenvolvimento de Sistemas Automotivos Visando a Redução de Consumo de Impactos Ambientais. Campinas, 1995. 107p.

- MUNDO FIAT Fábrica de Água Pura. **Mundo Fiat**. Ano VIII. N.41. Junho 1998. Pp.4-7.
- NAUSS, D.W. Anunciados veículos com novo combustível: Ford e Daimler testarão automóveis movidos com uma mistura de hidrogênio e oxigênio. **O Estado de São Paulo**. 20 de abril de 1999.
- NIEMEYER, S, R. GRISSO, W.WOLDT e K. HEIDEN. Handling Wastes: Vehicle Batteries. <http://www.ianr.unl.edu/PUBS/nebfacts/nf195.htm> 1995.
- NIEUWLAAR,E. e ALSEMA,E. e ENGELBURG,B. VAN. Using Life Cycle Assessments for the Environmental Evaluation of Greenhouse Gas Mitigation Options. **Energy conversion and Management**. Vol. 37, N. 6-8, p. 831-836. Elsevier Science Ltda. 1996.
- NOGUEIRA, L.A.H., 1987. **Análise da utilização de energia na produção de álcool de cana de açúcar**. Tese (doutorado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia de Campinas. 1987. 180p.
- ORNL (Oak Ridge National Laboratory) Transportation Sector In: **Scenarios of U.S. Carbon Reductions** Cap. 5. 199-?. pp. 5.1-5.58.
- ÖSLZ. 1992 In: PETER, L.H. e ERNST, P. Possibilities for Noise Reduction - Interaction Car-tire-road. **Proceedings FISITA 96**. XXVI Congress Fisita. Praha. Jun. 17-21. 1996.
- PADILLA, J. A., Gerente de marketing da Ecija, Export/Import Apud: MELLO (2000).
- PARO, V.T. (Gerdau S.A.) Gerdau. Comunicação pessoal. **Email**. 10/8/2000.
- PEARCE, D.W. e TURNER, R.K. **Economics of Natural Resources and the Environment** The John Hopkins University Press. Baltimore. 1990. 378p.
- PEDROSO JR., F.J. **Avaliação energética e estimativa das emissões de poluentes pelo setor de transportes da região administrativa de Campinas**. Dissertação de Mestrado. Unicamp. Campinas, SP. 1996. 142p.

- PERRY, ROBERT H. E GREEN, DON W. **Perry's Chemical engineers' handbook** Imprensa New York : McGraw-Hill. 1997.
- PETROBRÁS. <http://www.petrobras.com.br/revista/tec8.htm> 1999.
- PLÁSTICOS EM REVISTA. Briga de Gente Grande. **Plásticos em Revista**. Maio 1998.
- POPOVICI, M. Geração e Destinação dos Subprodutos da Indústria Secundária de Alumínio. V **Seminário Internacional de Reciclagem do Alumínio**. ABAL. 1999. pp.18-33.
- POWELSON (1992) **The Recycler's Manual for Business**. Government and the Environmental Community. N.Y. apud CALDERONI, S. 1998. **Os bilhões perdidos no lixo**. 2ª Edição. Ed. Humanitas/FFLCH/USP. 344p.
- RAVINDRAN, T.K. Towards a technological war against pollution. **Minerals & Meetals Review**. Vol. 24. N.8. Bulkishna Binani. ISSN 0378-6366 August 1998. Pp.74-76.
- RAZIN,C. e KANIUT,C. Materials selection Trends at Mercedes-Benz. **Advanced Materials & Process**. Mai 1990, p.43-46.
- RCEP (Royal Commission on Environmental Pollution), **Transport and the Environment**, Eighteenth Report, London, October, 1994.
- RECICLOTECA **A Borracha e Pneu – reaproveitamento e reciclagem**. 1999. 3p.
- RSC (Royal Society of Chemistry). **Mining and its environmental impact**. Issues in Environmental Science and Technology. Cambridge. 1994. 164p.
- RUTH, M. Dematerialization in five US metals sector: implications for energy use and CO₂ emissions. **Resources Plicy**. Vol.24. N.1. Elsevier Science Ltd. 1998. pp.1-18.
- SAE (Society of Automotive Engineering). Materials for cars of the 90's. **Automotive Engineering**. SAE. Vol. 100. N.5. May 1992. P. 53-59.

- SALAS, E. e J.L. RODRIGUEZ. El Reciclaje de Vehiculos en Fin de Vida. **Residuos Revista Técnica**. Ed. O.Y.C., S.L. Ano IV, n.2, Mar. Pp. 56-57, April 1994.
- SÁNCHEZ, L.E. Gerenciamento Ambiental na Indústria de Mineração. **Gerenciamento Ambiental na Indústria**. Anais do III Simpósio Nacional de Gerenciamento Ambiental da Indústria. Editora Signus Ltda./Revista Saneamento Ambiental. 1993. pp. 127-134.
- SAUER, B.J., HILDEBRANDT, C.C., FRANKLIN, W.E. e HUNT, R.G. Resource and environmental profile analysis of children's diaper systems. **Environmental Toxicology and Chemistry**. Vol. 13. N. 6. pp. 1003-1009. 1994.
- SCHMIDT, M. O lucro que vem do lixo: Programas de reciclagem de latas de alumínio trazem benefícios econômicos, sociais e ambientais. **Ecologia e Desenvolvimento**. Ago. 1995.
- SCHOLZ, C. Reinventando o carro. **Metalurgia e Metais**. Ed. Segmento. Out. 1998. Pp. 490-500.
- SCHUCKERT, M. et al. Life Cycle analysis of Cars - experiences and results. SAE Paper 951836. SAE. 1995. Apud: KEOLEIAN et al., 1997.
- SCHUCKERT, M., BEDDIES, H., GEDIGA, J., FLORIN, H., EYERER, P., SCHWEIMER, G.W. Life cycle inventories: new experiences to save environmental loads and costs. **Proceedings of the 1997 Total Life Cycle Conference Life Cycle Management and Assessment**. Part 1, April, Ed: SAE International. 1997. Pp.91-96.
- SCHUCKERT, M.; SAUR, K.; et al. Life Cycle Analysis: getting the total picture on vehicle engineering alternatives. **Automotive Engineering** Vol. 104. N.3. March, Ed: SAE. 1996. pp.49-52.
- SCHULTZ Apud: BUCHHOLZ, K. Plastics, Aluminum, Steel. **Automotive Engineering**. SAE. Vol.104, N.14. Dec. 1996. P.33-37.
- SCHUTZER, K. Delphi. Comunicação pessoal em 17/2/2000.

SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry). **A Conceptual Framework for Life-Cycle Impact Assessment.** 1993b.

SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry). **Guidelines for Life-Cycle Assessment: a code of “practice”.** Sesimbra, Portugal. Ed. Consoli, F. Et al., Pub. Setac. Workshop 31/3 - 3/4/1993a.

SHARON, B. A Case Study: The Car. **The Nature of Sustainable Development.** Scribe Publications. Neuham, Australia, 1993. P.259-278.

SHREVE, R.N. e BRINK JR., J.A. **Indústrias de Processos Químicos.** 4.Edição. Editora Guanabara. 1997. 717p.

SILVA, A.L.C. e MEI, P.R. **Tecnologia dos Aços.** Ed. Unicamp/Eletrometal. 1981.

SILVA, M.J. O lixo que vira aço. **Metalurgia e Metais.** Ed. Segmento. Abr. 1999. Pp. 144-150.

STARK, H.A. (ed). Ward's Communication. **Wards Automotive Yearbook.** Detroit. MI. 1995. In: DAVIS, S.C. e MCFARLIN, D.N. **Transportation Energy Data Book.** Edition 16. Ago. 1996.

STARK, H.A. (ed). Ward's Communication. **Wards Automotive Yearbook.** Detroit. MI. 1997. In: DAVIS, S.C. e MCFARLIN, D.N. **Transportation Energy Data Book.** Edition 18. Ago. 1998.

TEUFEL, D. Apud: Autobiografia: o impacto ecológico de um carro ao longo de sua vida. **Superinteressante** Jan. 1994. pp. 72-73.

THE ECONOMIST. apud GAZETA MERCANTIL. O Lado Maldito do Automóvel. **Gazeta Mercantil.** 28-30/6/1996. p. c-5.

- TODD, J.A. Streamlining In: CURRAN, M.A. **Environmental Life Cycle Assessment**. Cap. 4. McGraw Hill. 1996.
- TRAUMANN, T. O rei da sucata. **Veja**. 6 de agosto de 1997. Pp. 58-61.
- TREPL, L. O que pode significar impacto ambiental? **Previsão de Impactos**. Edusp. 1994. pp.329-350.
- TUKKER, A. (1994) apud: NOTARNICOLA, B. et al. Evaluating Options in LCA: the emergence of conflicting paradigms for Impact Assessment and Evaluation. **Int. J. LCA**. Vol.3. N.5. Ecomed. Landsberg. Germany. 1998. Pp.289-300.
- UGAYA, C.M.L. **Planejamento Integrado de Recursos Energéticos: uma aplicação na Região Administrativa de Campinas**. Dizrtação (Mestrado). Unicamp. Campinas. Março/1996. 189p.
- UGAYA, C.M.L. e BIZZO, W. Difficulties on Establishing Boundaries in the Environmental Life Cycle Assessment: consideration on the Primary and Secondary Aluminum Used in Automotive Applications. Anais do VII Congresso e Exposição Internacionais da Tecnologia da Mobilidade. SAE Paper 982923. SAE Brasil. 9-11 de novembro de 1998. São Paulo, SP, Brasil. 6p.
- UGAYA, C.M.L. e WALTER, A.C.S. Setting boundaries to develop a LCA of an automobile: Brazilian case study. **Total Life Cycle Conference**. Detroit. 2000. 7p.
- URIA, L.A.B. e SCHAEFFER, R. Efeito radioativo das emissões de gases de efeito estufa por parte de automóveis no Brasil. **RBE** Vol. 6, N.1, Ed: SBPE. 1997. Pp. 7-29.
- USIMINAS (Usinas Siderúrgicas de Minas Gerais). Principais Equipamentos - Usinas. <http://www.usiminas.com.br> . 2000.

- USIMINAS (Usinas Siderúrgicas de Minas Gerais). **Relatório de Desempenho Ambiental**. 30/12/1998.
- VALENTE, O. Comunicação pessoal. FIAT. 1999.
- VIGON, B.W. Software Systems and Databases. In: Curran, M.A. **Environmental Life Cycle Assessment**. Cap.3. McGraw Hill. 1996.
- VIGON, B.W., TOLLE, D.A., CORNABY, B.W., LATHAM, H.C. et al. **Life-Cycle Assessment: inventory guidelines and principles**. EPA/600/R-92/245. Fev. 1993. Cincinnati, OH. 109 p.
- VLADIMIR, B., MIROSLAV, S. e JOSEF, V. Health Aspects of Human Exposure to Exhaust Gases and Traffic Noise. **Proceedings FISITA 96**. XXVI Congress Fisita. Praha. Jun. 17-21. 1996.
- WEBER, A. Plastics in **Automotive Engineering**: use and re-use. Materials & Design. Vol.12, N.4, Ago. 1991.
- WESTBROOK (1989) apud SAE. Materials for cars of the 90's. **Automotive Engineering**. SAE. Vol. 100. N.5. May 1992. P. 53-59.
- WHITE, A.L. e SHAPIRO, K. Life Cycle Assessment: a second opinion. **Environmental Science and Technology**. Vol. 27. N. 6. 1993. Pp. 1016-1017.
- WICE (World Industry Council for the Environment). **Life Cycle Assessment: an environmental management tool**. Report. Oct. 1994. 16p.
- WILLIAMS, R. e GARY MCVAY, **Basic Research Needs for Environmentally Responsive Technologies of the Future An Integrated Perspective of Academic, Industrial, and Government** Researchers Sponsored by the National Science Foundation and the Department of Energy <http://pmi.princeton.edu>. 199-?.
- WILLIAMSON, S. Comunicação Pessoal. FORD Motor Company. Reino Unido. 3/Set./1999.

YOSHIKI-GRAVELSINS, K.S., TOGURI, J.M. e CHOO, R.T.C. Metals Production, Energy, and the Environment, Part I: Energy Consumption. **JOM**. Vol.45, N.5, Mai.1993a. pp.15-20.

YOSHIKI-GRAVELSINS, K.S., TOGURI, J.M. e CHOO, R.T.C. Metals Production, Energy, and the Environment, Part II: Environmental Impact. **JOM**. Vol.45, N.8, Ago.1993b. pp.23-29.

ANEXOS

Anexo I Apresentação e Comunicação da ACV

A apresentação e comunicação da ACV deve conter:

- i) objetivos do estudo,
- ii) escopos,
- iii) diagrama de fluxo,
- iv) metodologia (estimativas, diferenças entre o estudo e uma ACV completa, discussão de estudos utilizados de produtos ou processos similares)
- v) dados (qualidade, idade, frequência, variabilidade, incertezas, se público ou privado, método de coleta, tratamento, período, região, representatividade, exatidão, precisão).
- vi) mantendo o nível de detalhamento dos dados coletados (referência e apresentação) e,
- vii) as conclusões sejam baseadas totalmente nos resultados e apropriados com a variabilidade dos dados usados (SETAC, 1993a).

Anexo II Características de um Bom Software para ACV

BOGUSKI et al. (1996) enumeraram algumas características que um bom software de ACV deve ter:

1) Quanto ao uso:

- a) Ser fácil de ser utilizado, entretanto completo, flexível e aplicável.
- b) Flexível na manipulação de informações.
- c) Possibilitar a retirada ou inserção de qualquer etapa do ciclo de vida.
- d) Oferecer conexões ilimitadas (entradas e saídas).
- e) Possibilitar a determinação das entradas e saídas .
- f) Estabelecer relações que não sejam apenas linearmente proporcional.
- g) Permitir definir funções matemáticas diferentes para cada recurso ou grupo de recursos.
- h) O usuário não precisa estar consciente sobre a unidade em que cada recurso é especificado.
- i) Não deve ser necessário que as unidades do modelo estejam de acordo com a base de dados, isto é, o programa deve retificar as possíveis inconsistências de unidades existentes.

2) Quanto aos dados:

- a) A base de dados deve ser acessível e independente do resto do programa, sendo possível exportar e importar dados dos softwares mais conhecidos no mercado.
- b) Minimizar os erros na entrada de dados.
- c) Criar/copiar/gravar/transferir dados de uma análise para outra.

- d) Permitir a entrada de dados por terceiros, isto é, pessoas que não estejam diretamente ligadas à análise.
- e) Possibilitar criar hierarquias entre os sistemas e impactos.
- f) Os dados básicos, i.e., utilizados em diversas ACVs (como por exemplo, dos materiais) deveriam estar inclusos na base de dados.

3) Quanto à qualidade de dados:

- a) Identificar a fonte, aplicabilidade e relevância dos dados.
- b) O usuário deve ser capaz de criar indicadores de qualidade
- c) Indicação dos atributos que qualifiquem os dados.
- d) Metodologia transparente.
- e) Processo de revisão realizado conforme a análise é encaminhada.

4) Quanto ao relatório:

- a) O programa deve selecionar e rearranjar os resultados de forma a facilitar a visualização, como na apresentação de gráficos.
- b) Impressão do diagrama de fluxo com qualidade.
- c) Análise da sensibilidade dos resultados deve ser possível.
- d) Procura automática de certos padrões (por exemplo, reduzir o número de acidentes sem reduzir a frota circulante).
- e) Possibilidade de inclusão de custos na análise, checando a performance do sistema.

- 5) Configuração de hardware já difundida no mercado.
- 6) Acessível financeiramente.
- 7) Trabalhar com uma base de dados de qualidade e que possa ser freqüentemente atualizada.

Anexo III Processo de Revisão

A revisão do processo de ACV visa melhorar a conduta da ACV, aumentando a compreensão dos resultados, a identificação e a redução de impactos ambientais (VIGON ET AL., 1993). Segundo a Setac (1993), este processo deve ocorrer durante todo o desenvolvimento da análise de ciclo de vida, sendo principalmente relevantes em três etapas, a saber:

- na definição dos objetivos e dos escopos, verificando a proposta do estudo, as estimativas que serão utilizadas, os dados já disponíveis, o procedimento para determinar a qualidade de dados, a escolha dos impactos a serem analisados, o nível de agregação dos dados, a variabilidade dos dados, objetivos da qualidade de dados.
- na verificação das informações dos recursos, das emissões e resíduos sólidos: a proveniência, a representatividade, variabilidade, qualidade, precisão, cálculos e a documentação dos dados e o procedimento na verificação das estimativas.
- no relatório final, revisando a metodologia e a documentação da metodologia, a apresentação, o resumo e a agregação dos dados, a análise de sensibilidade e ainda, a verificação da pertinência das conclusões.

A documentação do processo de revisão deve conter os comentários com justificativas, os quais devem ser argumentados, embora não seja necessário que conste do relatório final da ACV. Outros elementos que devem estar presentes na elaboração do relatório são: a descrição do processo de revisão e do grupo⁸⁶ (SETAC, 1993a).

⁸⁶ O grupo, segundo VIGON ET AL. (1993) deve conter de 3 a 5 pessoas. Estas pessoas devem ter com experiência em ACV e a questão abordada pelo estudo, além de serem idôneas e terem vontade de participar (HEIJUNGS et al., 1992)

Anexo IV Análise de Sensibilidade

A análise de sensibilidade procura avaliar a alteração dos dados considerados no resultado final. Seja por exemplo o consumo de energia C de um paralama de polipropileno em quatro etapas do ciclo de vida (produção de materiais, manufatura do produto, uso e descarte:

$$C = C_{produção} + C_{manufatura} + C_{uso} + C_{descarte}$$

$$C_{produção} = 214 \text{ MJ}$$

$$C_{manufatura} = 2 \text{ MJ}$$

$$C_{uso} = 2.735 \text{ MJ}$$

$$C_{descarte} = 3 \text{ MJ}$$

Então:

$$C = 214 + 2 + 2735 + 3 = 2.954 \text{ MJ}$$

Se o consumo de energia da produção for 10% superior, $C = 2975,4 \text{ MJ}$, o que corresponde a um aumento de 0,7%. Se, entretanto, o consumo de energia do uso for 10% maior, C será igual a 3227,5 MJ, o que resulta em um aumento de 9,3% de C . Portanto, uma variação dos dados de consumo de energia durante a utilização do paralama seria mais significativa que na fabricação. Para ter a mesma alteração, o consumo de energia da produção deveria ser 128% maior.

Anexo V Participação do Setor de Transportes na Emissão de Poluentes Causadas por Ações Antrópicas em Alguns Países [%]

	Ano	PB	CO	HC	NO _x	SO _x	MP	CO2 ⁺
Canadá	1985	0,2	66	40	64	3	13	
EUA	1988	7,6 **	67	33	41	4	20	20
Áustria	1986	0,31 ***	58	87	72		23	
Finlândia	1980		80	60	50			
França	1990	5	76	69	48	21	30	26
Alemanha	1986		74	52	61	5	13	
Grécia	1985			32	55	3		
Irlanda	1983	0,8	85	60	28	2	9	
Itália	1985	0,5	81	55	33	4	7	
Holanda	1987	7	82	56	43	7	23	
Suíça	1984	0,68	73	27 ##	74	6	4	
Reino Unido	1988	3,1	85	30	45	1	34	21
OCDE	1985		75	40	48	3	13	20
Hungria	1987		99		39	2	6	
Polônia	1988	1	40	37	33	3		
USSR	1988		66	40	29		30	
Estônia *	1989	0,1 #	73		56	1		
Israel	1988	0,51	99	100	52	4	32	
Kuwait	1987		96	76	26	0,1	3	
Coréia do Sul *	1987		25	57	85	8	8	
Taiwan *	1988		46	53	50	14	1	
Malásia *	1988		50	95	36	1	8	
Tailândia *	1982	1,45	60	46	23	15	3	

fonte: Diversos Autores IN FAIZ, 1993

nota: *porcentagem de veículos motorizados

** A participação do setor de transportes caiu de 59.400 t em 1980 para 15.500 t em 1985 e 2.600 t em 1988

*** 1985

Apenas do transporte rodoviário

Excluindo as emissões de metano da indústria, manufatura e agricultura

+ BLEVISS (1990) e RCEP (1994)

Anexo VI Fluxogramas de Produção do Aço no Brasil

Neste anexo são apresentados alguns fluxogramas de produção do aço no Brasil. Nas Figuras A.1 a A. 4, mostram-se os fluxos de produção da Belgo-Mineira, tanto para o aço primário quanto para o aço secundário. O fluxograma da CSN (Companhia Siderúrgica Nacional) está apresentado na Figura A.5. As Figuras A.5 a A.7 têm-se os fluxogramas da Usiminas.

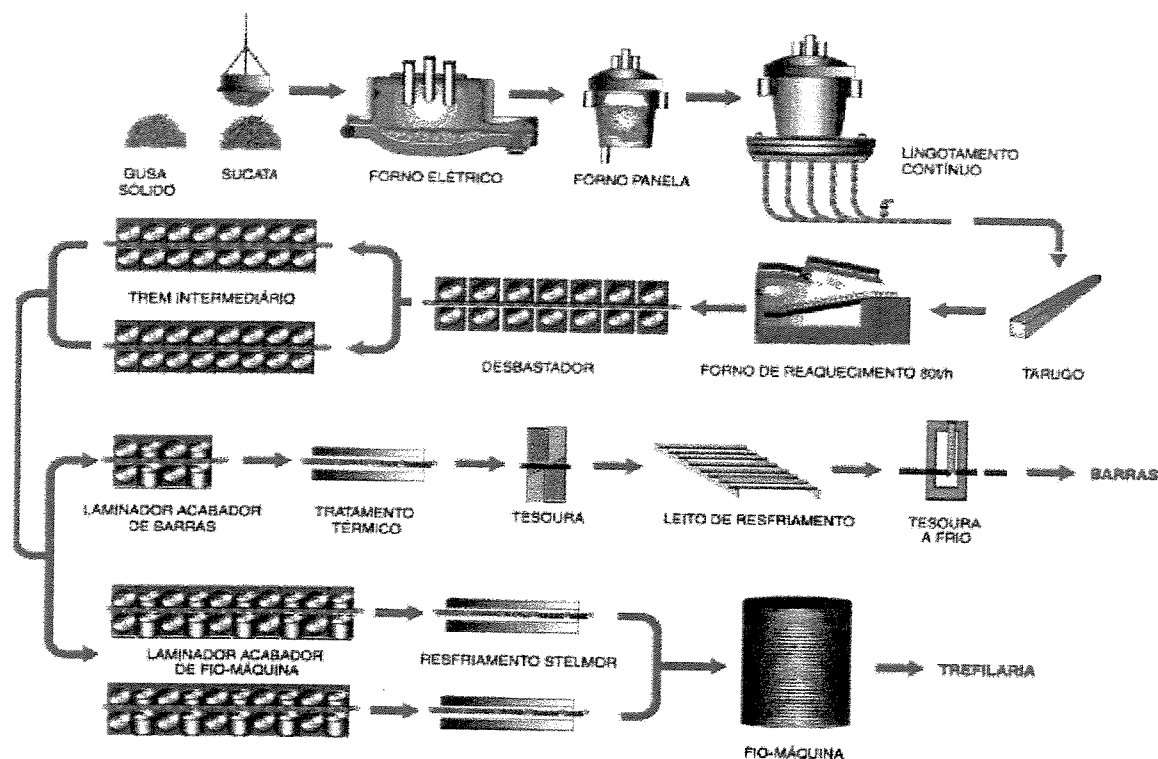


Figura A. 1 Fluxograma da produção de aço da Belgo-Mineira - usina de Juiz de Fora (BELGO MINEIRA, 2001)

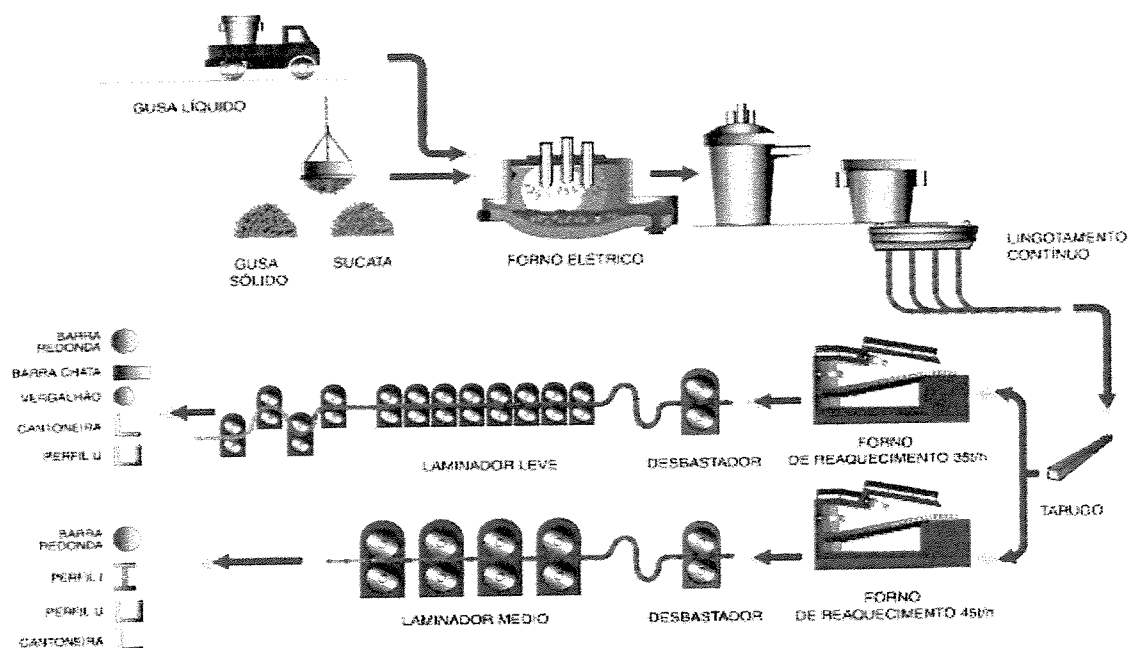


Figura A. 2 Fluxograma da produção de aço da Belgo-Mineira - usina de Vitória (BELGO MINEIRA, 2001)

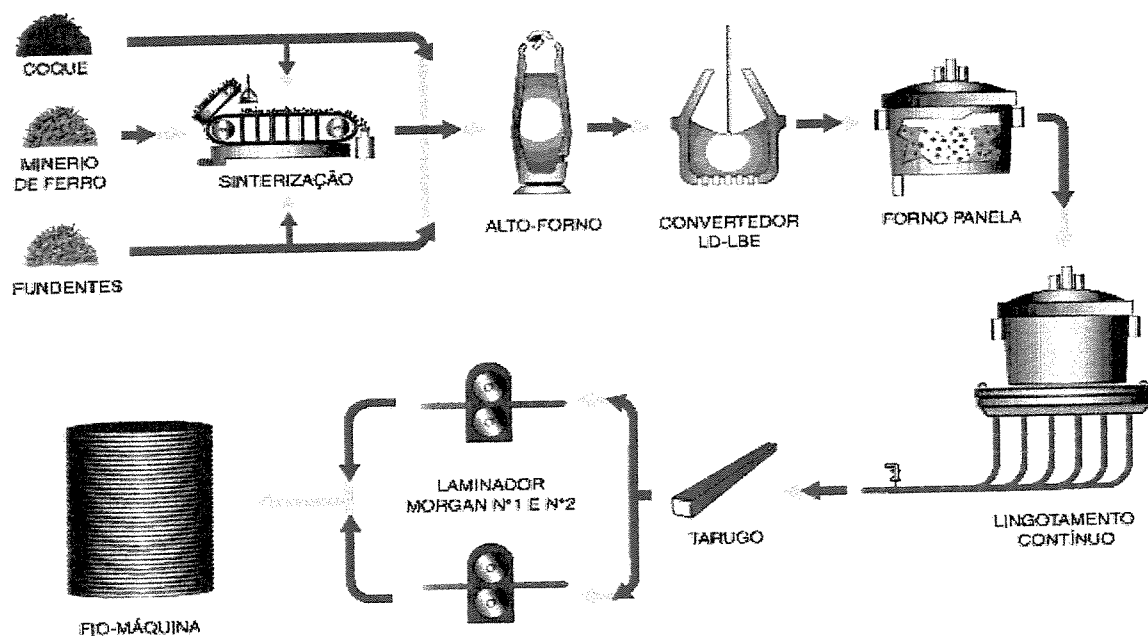


Figura A. 3 Fluxograma da produção de aço da Belgo-Mineira - usina de Monlevade (BELGO MINEIRA, 2001)

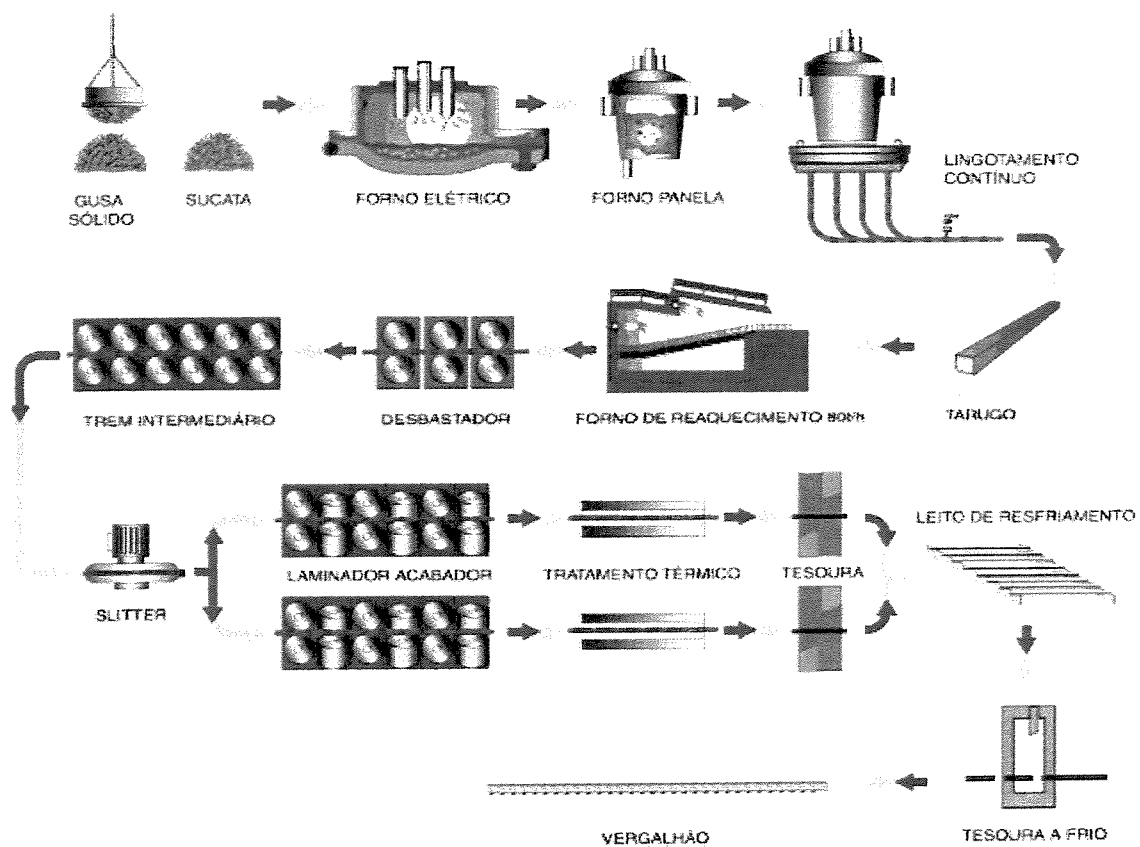


Figura A. 4 Fluxograma de produção do aço da Belgo-Mineira - usina de Piracicaba

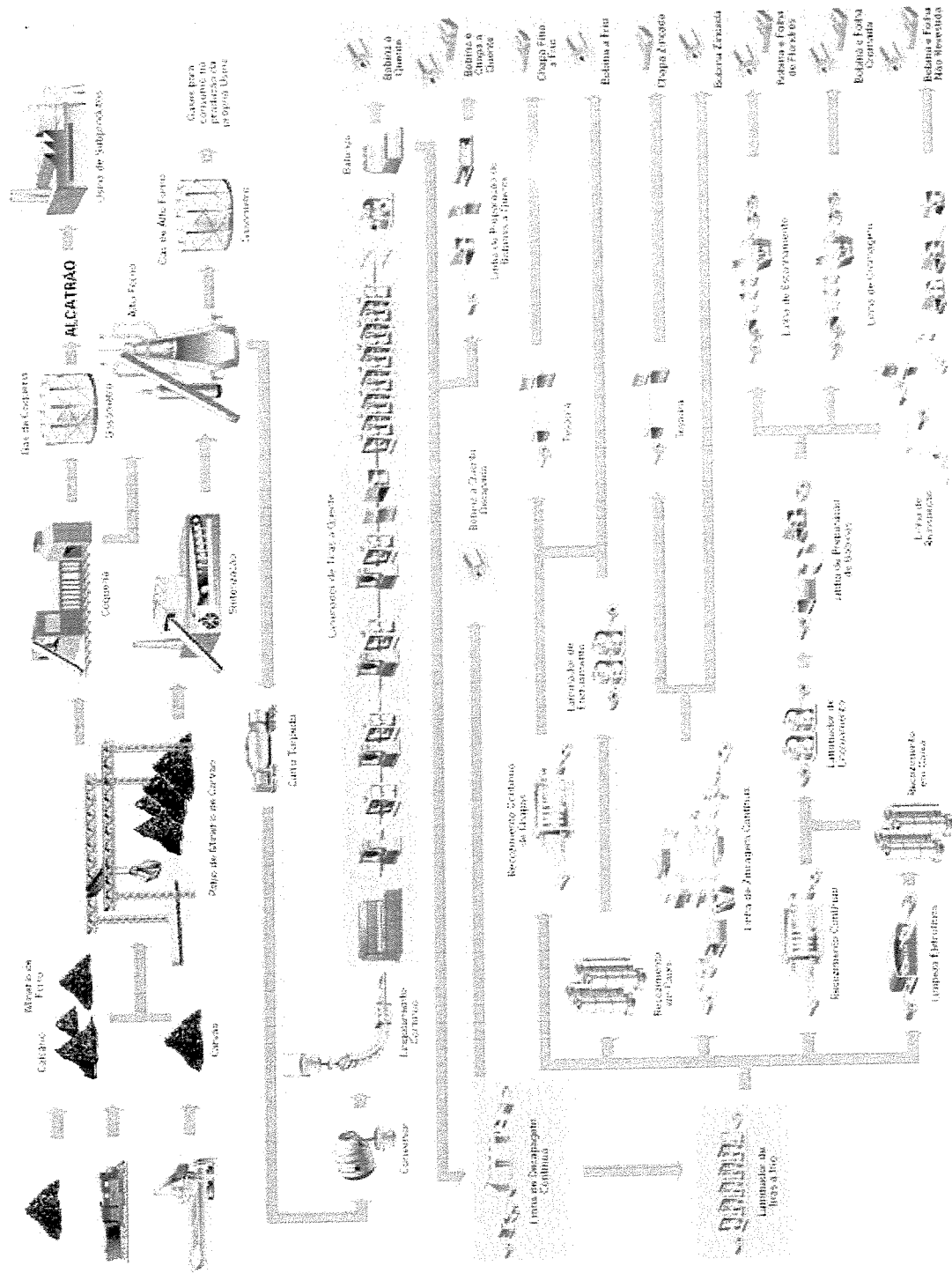
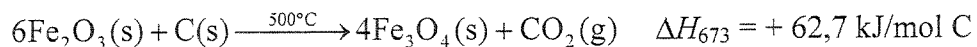


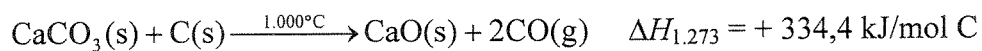
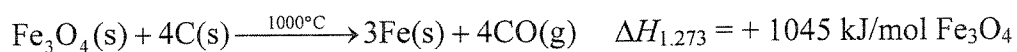
Figura A. 5 Fluxograma de produção da CSN (CSN, 2000)

Anexo VII Zonas do Alto Forno

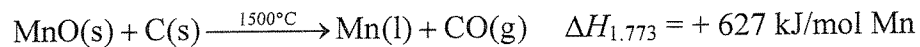
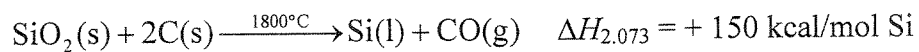
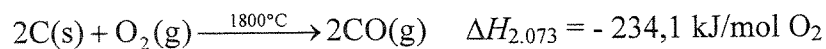
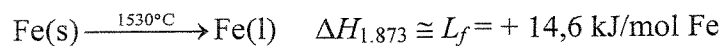
Na zona de redução indireta, a hematita é oxidada:



Na zona de redução direta ocorrem as seguintes reações:



E na zona de fusão do ferro e combustão:



Anexo VIII Fluxogramas de Produção do Alumínio Primário no Brasil

Na Figura A. 8 apresenta-se o fluxograma de produção do alumínio primário no Brasil, de acordo com a ABAL (2001). Nas Figuras A. 9 e A. 10 representa-se esquematicamente os fluxos de produção respectivamente da ALCOA (2000) e da ALCAN (2001).

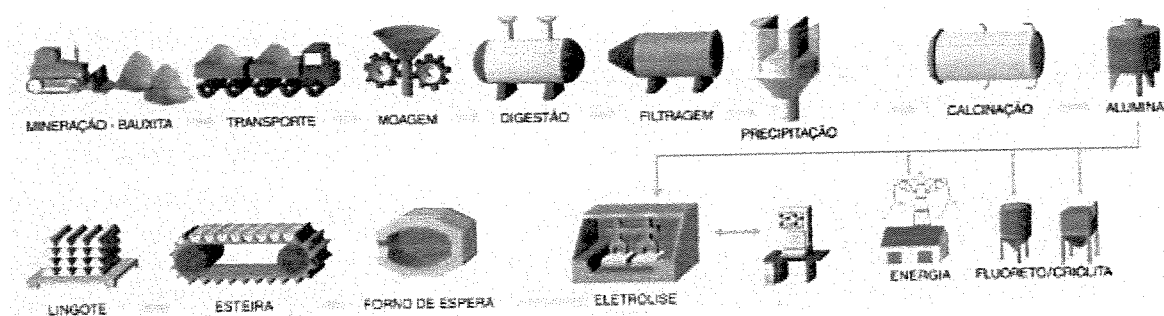
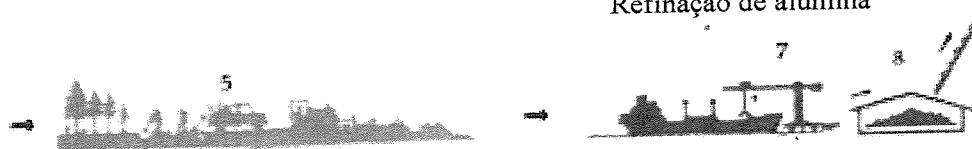


Figura A. 8 Fluxograma de produção de alumínio primário (ABAL, 2001)

Mineração de bauxita



Refinação de alumina



Usina de redução e lingotamento



- | | |
|---|-----------------------------------|
| 1. Limpeza de camada de terra e vegetação | 13. Digestores |
| 2. Mineração de bauxita | 14. Espessadores e lavadores |
| 3. Transporte em caminhão | 15. Remoção de lama residual |
| 4. Armazenagem de bauxita | 16. Filtro |
| 5. Reflorestamento | 17. Precipitadores |
| 6. Carregamento em navio | 18. Espessadores de classificação |
| 7. Descarregamento | 19. Calcinador alumina |
| 8. Armazenagem | 20. Armazenagem de alumina |
| 9. Trituração | 21. Célula eletrolítica |
| 10. Cal | 22. Cadinho |
| 11. Soda Cáustica | 23. Forno de espera |
| 12. Misturador de lama | 24. Fabricação dos lingotes |
| | 25. Lingote para fundição |

Figura A. 9 Fluxograma de produção de alumínio primário da ALCOA (ALCOA, 2000)

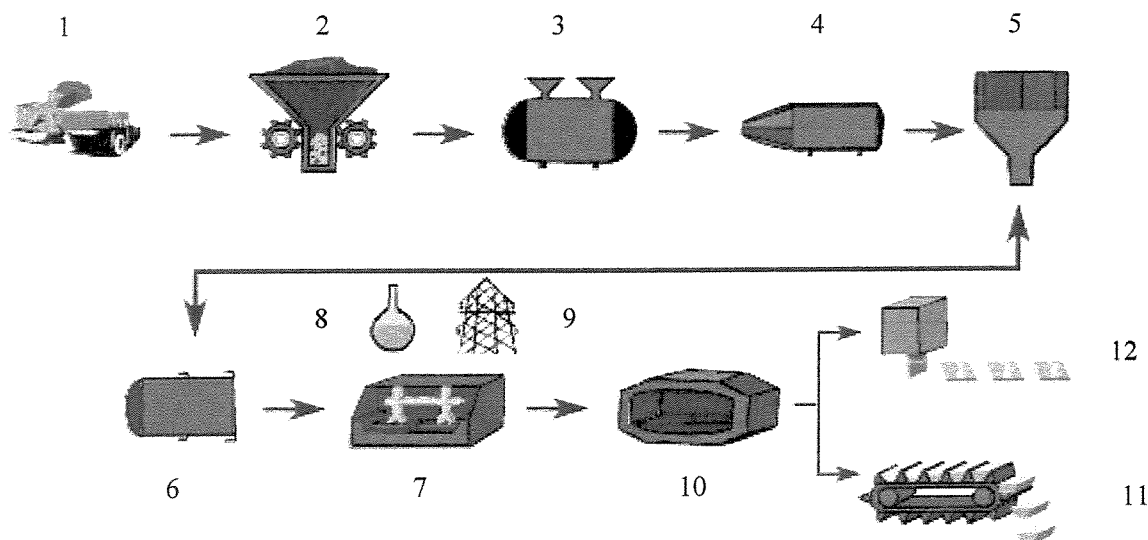


Figura A. 10 Fluxograma de produção do alumínio primário da ALCAN (ALCAN, 2001)

Na Figura A. 10, mostra-se o fluxo de produção do alumínio primário, sendo que os números representam, conforme a ALCAN (2001):

1. A mineração de bauxita – matéria prima para a obtenção do alumínio – é feita pela própria Unidade Alcan de Ouro Preto ou pela Alumar, onde a Alcan tem participação.

2. A bauxita é moída, formando uma pasta quando misturada à soda.
3. Na digestão é feita a separação de impurezas como ferro e sílica, que podem prejudicar a qualidade do alumínio.
4. Na filtragem, a depuração prossegue e é obtido o chamado licor, ou seja, a bauxita absolutamente livre de impurezas.
5. Na fase de precipitação, o licor é misturado até atingir a consistência de uma pasta.
6. O próximo passo é a calcinação, feita numa temperatura entre 600 e 700 graus centígrados. É aqui que a pasta se transforma num pó branco chamado alumina (óxido de alumínio). Existem dois tipos de alumina e ambos são armazenados em depósitos. O primeiro tipo é a alumina metalúrgica e o segundo é a alumina especial, utilizada para fabricação de refratários.
7. A seguir temos duas reduções por eletrólise, que podem ser feitas pelo sistema HS (*horizontal Söderburg*) ou VS (*vertical Söderburg*) – método mais moderno. Elas envolvem a pasta Söderburg, a base de piche.
8. Na etapa seguinte o material é tratado com fluoreto e criolita. Aqui é formado o alumínio propriamente dito, através da dissociação do oxigênio e do alumínio que compõem o óxido.
9. A energia elétrica representa 30% do custo de produção do alumínio. No caso da Unidade Alcan de Ouro Preto, 25% da energia utilizada é obtida através de geração própria.
10. No forno de espera, podem ser obtidas 50 combinações diferentes de alumínio com outros materiais (como magnésio e ferro), formando as chamadas anti-ligas.
11. Aqui são formados os lingotes de alumínio através do resfriamento do material que sai do forno. O alumínio líquido é depositado em formas e colocado em contato com a água para ficar sólido.
12. Os lingotes praticamente puros são derretidos para serem transformados em placas ou tarugos em fundição semi- contínua.

Anexo IX Fluxogramas de Produção do Alumínio Secundário no Brasil

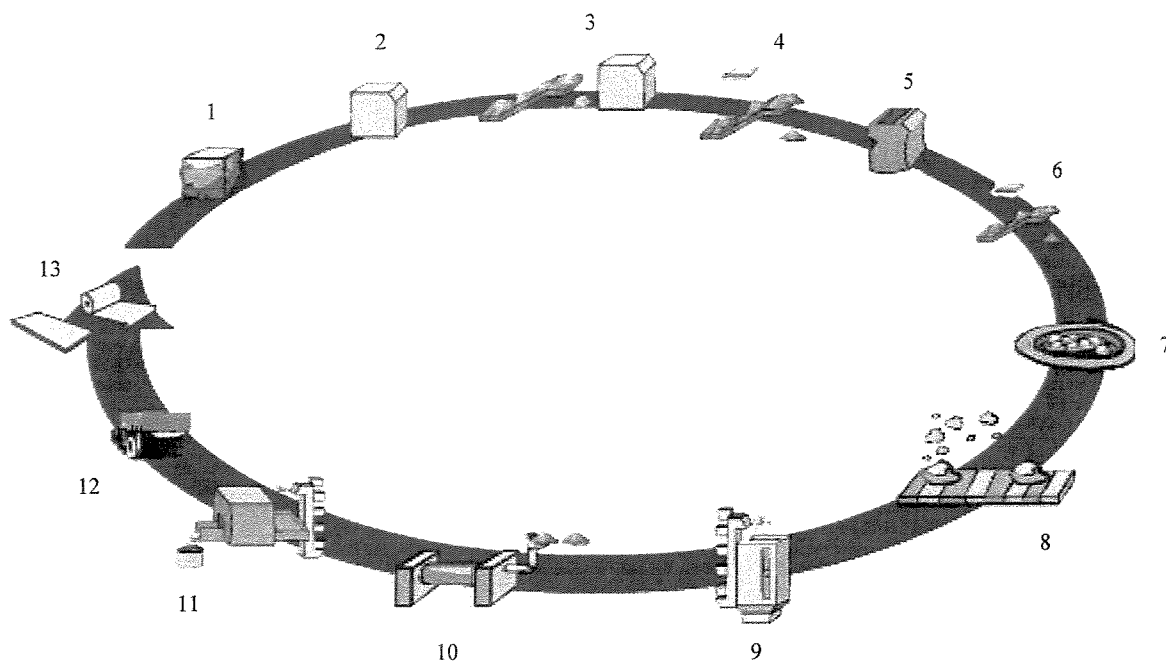


Figura A. 11 Fluxograma de reciclagem do alumínio na ALCAN (ALCAN, 2001)

Na Figura A. 11 apresenta-se o fluxograma de reciclagem do alumínio, no qual os números representam, de acordo com a ALCAN (2001):

1. No início da cadeia do ciclo de reciclagem, temos as latas de alumínio usadas (também chamadas de UBC – *used beverage can*) que chegam até a Alcan comprimidas no formato de um fardo que também contém retalhos não pintados de alumínio (chamados de *scrap* de classe A).
2. No desfardador, o fardo de alumínio é quebrado em latas individuais novamente.
3. Estas latas são picadas em pequenos pedaços (chamados de cavacos) no moinho de faca.

4. O separador eletromagnético tem como função retirar possíveis pedaços de ferro e aço que estejam agregados ao material, permitindo que só o alumínio passe adiante.
5. O moinho de martelos, por sua vez, pica os cavacos.
6. Um segundo separador magnético é usado como garantia para reter ainda as eventuais partículas de metais estranhos.
7. Em seguida há a peneira vibratória, que opera com separação de impurezas por densidade, retirando partículas de plástico ou resíduos de terra.
8. O separador pneumático usa jatos de ar para retirar impurezas como papel e plástico.
9. O silo armazena estes pedaços de alumínio limpo, isto é, completamente livre de resíduos.
10. Na etapa seguinte, o calcinador, que queima o verniz que recobre a superfície dos pedaços de latas e ao mesmo tempo remove a umidade do material. É importante notar que o maçarico utilizado queima sem fundir o alumínio.
11. A esteira e o elevador de canecas conduzem estes materiais para o forno de fusão. Na sua parte direita há o misturador mecânico. Ali o alumínio é misturado com cloreto de sódio e de potássio para retirar óxidos. A parede do forno é especialmente desenhada para impedir a passagem de *dross* (escória de alumínio).
12. Uma ponte rolante conduz o cadinho até um caminhão e em seguida o material vai para a refusão. O líquido é vazado para o forno de fusão. Neste momento há a adição de retalhos (sobras de alumínio) e de ante-ligas (combinações de alumínio e cobre, alumínio e manganês, alumínio e magnésio, etc.).
13. Com isso, no forno de fusão, temos 85% de retalho gerado na própria fábrica, metal líquido reciclado e ante-ligas e 15% de alumínio primário proveniente dos *smelters*. Todo este material dá origem às placas e depois às bobinas que são fornecidas aos clientes Alcan que fabricam latas. As latas podem ser reaproveitadas infinitas vezes. Desta maneira, reinicia-se o ciclo.