



Universidade de Brasília – UnB.
Faculdade de Economia, Administração, Contabilidade e
Ciência da Informação e Documentação – FACE.
Departamento de Economia.

MESTRADO EM GESTÃO ECONÔMICA DO MEIO AMBIENTE

UMA NOVA ABORDAGEM PARA A AVALIAÇÃO DE POLÍTICAS DE GESTÃO DE
RESÍDUOS PERIGOSOS: ANÁLISE DA EFICÁCIA DINÂMICA ESTENDIDA.

ÉRIKA BRAGA LOURENÇATTO

BRASÍLIA – DF

2006

ÉRIKA BRAGA LOURENÇATTO

UMA NOVA ABORDAGEM PARA A AVALIAÇÃO DE POLÍTICAS DE GESTÃO DE
RESÍDUOS PERIGOSOS: ANÁLISE DA EFICÁCIA DINÂMICA ESTENDIDA.

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de Mestre em Economia – Gestão Econômica do Meio Ambiente da Faculdade de Economia, Administração, Contabilidade e Ciências da Informação e Documentação (FACE), Centro de Estudos em Economia, Meio Ambiente e Agricultura (CEEMA), Departamento de Economia, Universidade de Brasília (UnB).

Orientadora: Prof. Dra. Denise Imbroisi.

BRASÍLIA-DF

2006

ÉRIKA BRAGA LOURENÇATTO

ÉRIKA BRAGA LOURENÇATTO

“Uma Nova Abordagem para a Avaliação de Políticas de Gestão de Resíduos Perigosos: Análise da Eficácia Dinâmica Estendida”

Dissertação aprovada como requisito para a obtenção do título de **Mestre em Gestão Econômica do Meio Ambiente** do Programa de Pós-Graduação em Economia – Departamento de Economia da Universidade de Brasília, por intermédio do Centro de Estudos em Economia, Meio Ambiente e Agricultura (CEEMA).
Comissão Examinadora formada pelos professores:

Prof^a. Dr^a. Denise Imbroisi
Instituto de Química – UnB

Prof. Dr. Jorge Madeira Nogueira
Departamento de Economia – UnB

Prof. Dr. Ricardo Coelho de Farias
Universidade Católica de Brasília – UCB

Brasília, 09 de novembro de 2006.

Dedico

Aos meus pais Marivone e Délcio.

Aos meus irmãos Larissa e Flávio.

Aos meus filhos André e Matheus.

Ao meu esposo Marcos.

A DEUS por todos os desafios vencidos e pelos que ainda vencerei.

Aos meus pais pelo apoio, dedicação e amor.

Ao Marcos, André e Matheus, amores da minha vida, pela paciência,
companheirismo e compreensão da minha presença ausente.

A minha irmã Larissa pela amizade e carinho sempre presentes.

Ao meu irmão Flávio, pelo incentivo.

Ao meu grande amigo Aldo, o “cérebro” das horas difíceis.

À minha orientadora Denise Imbroisi pela autonomia de trabalho, pelos
inúmeros incentivos e pela sua amizade.

Das utopias
Se as coisas são intangíveis...ora!
Não é motivo para não querê-las...
Que tristes os caminhos, se não fora
A presença distante das estrelas!

Mário Quintana

RESUMO

Esta dissertação propõe um novo critério de avaliação de políticas públicas para a gestão de resíduos perigosos, a eficácia dinâmica estendida –EDE - que combina os critérios de eficácia, aceitação política e incentivo ao esforço máximo, para promover inovações tecnológicas capazes de reduzir os custos econômicos e sociais. A moldura conceitual teórica adotada enfoca conceitos de gestão econômica, sendo apresentada uma revisão sistematizada da literatura sobre princípios e instrumentos de gestão de resíduos perigosos. Verificou-se que políticas públicas híbridas, que combinam o Princípio da Responsabilidade Estendida ao Produto (EPRp) e diversos instrumentos de gestão (por exemplo, de comando e controle e econômicos), numa abordagem integrada ao ciclo de vida do produto, devem ser estabelecidas de acordo com o estágio de desenvolvimento do país e contribuem para uma melhor EDE em gestão de resíduos perigosos. A adequação do critério proposto foi analisada por meio da avaliação de políticas internacionais (o programa americano *Call2Recycle* e o holandês de *e-waste*), além de dois programas brasileiros (Resolução CONAMA 257/99 e a parceria entre a OSCIP Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental e uma operadora de telefonia celular). Verificou-se que a articulação do princípio EPRp com instrumentos voluntários, observada no programa americano, não surte o efeito desejado em termos de EDE, justamente em função do caráter voluntário, com a não obrigatoriedade de adesão. No programa holandês de recolhimento e reciclagem de *e-waste*, o princípio EPRp é articulado com instrumentos de comando e controle e econômicos, sendo implementado em etapas pré-definidas, o que favorece a obtenção de resultados positivos em termos de EDE, com a adesão obrigatória, possibilidade de aplicação de penalidades e incentivos os atores envolvidos. As experiências nacionais avaliadas não se mostraram adequadas ao estágio de desenvolvimento do país. Os princípios e instrumentos adotados podem ser considerados ultrapassados e/ou inadequados, resultando em avaliações negativas para o critério da EDE.

Palavras chave: eficácia dinâmica estendida, gestão de resíduos perigosos, políticas híbridas, responsabilidade estendida ao produto.

A NEW APPROACH ON EVALUATING HAZARDOUS WASTE POLICIES: THE
EXTENDED DINAMIC EFFICACY ANALYSIS.

ABSTRACT

This dissertation proposes a new public policy evaluation criteria adequate to hazardous waste management: the Extended Dynamic Efficacy – EDE- that combines efficacy, compliance behavior and maximum effort incentive to promote technological innovations, able to reduce economic and social costs. The adopted theoretical framework focuses economic management concepts, based on principles and instruments of hazardous waste management’s literature review. It was verified that hybrid public policy, that combines the Extended Product Responsibility (EPRp) and diverse management instruments (for example, of economic command and control and), integrated to the product’s life cycle, must be established in accordance with the development stage of the country and contribute to better EDE in hazardous waste management. The adequacy of the new criteria was analyzed evaluating international public policies (the American Call2Recycle and E-waste Dutch programs), and two Brazilian programs (Resolução257/99 and the Voluntary program established by SPVS NGO and a local cellular phone operator). It was verified that EPRp principle combined with voluntary instruments, as observed in the American program, does not get the effect desired in terms of EDE, exactly because of the voluntary character, in which adhesion is not obliged. In the E-waste Dutch program, the EPRp principle is articulated with economic and command and control instruments. The program was implemented step-by-step, which favors the attainment of positive results in EDE terms, exactly because of the obligator adhesion, possibility of penalties application and incentives to the involved actors. The evaluation of national experiences shows that the programs are not adequate to the country’s development stage. The adopted principles and instruments can be considered inadequate, resulting in negative evaluations for the EDE criteria.

Key-words: extended dynamic efficacy, hazardous waste management, hybrid policies, extended product responsibility.

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 2

| | | |
|-------------------|---|----|
| Figura 2.1 | Inventário do ciclo de vida de um produto | 32 |
| Figura 2.2 | Níveis de Responsabilidade Estendida ao Produtor | 37 |
| Figura 2.3 | Integração do ciclo de vida no desenvolvimento de novos produtos | 40 |
| Figura 2.4 | Estratégias sustentáveis de produção e consumo | 42 |
| Figura 2.5 | Hierarquia de gerenciamento de resíduos suportada por política pública..... | 44 |

Capítulo 3

| | | |
|-------------------|--|----|
| Figura 3.1 | Hierarquia dos elementos de gerenciamento de resíduos perigosos do ponto de vista técnico..... | 51 |
| Figura 3.2 | Moldura do Modelo Pressão-Estado-Resposta | 52 |
| Figura 5.1 | Fases do processo de importação de pilhas e baterias | 98 |

LISTA DE QUADROS

Capítulo 2

| | | |
|-------------------|---|----|
| Quadro 2.1 | Investimentos do setor público e privado em instalações para gerenciamento de resíduos perigosos..... | 30 |
| Quadro 2.2 | Instrumentos de política suportando a Responsabilidade Estendida ao Produto | 36 |
| Quadro 2.3 | Grau de cooperação e suas particularidades | 38 |

Capítulo 3

| | | |
|-------------------|---|----|
| Quadro 3.1 | Dimensões consideradas no processo de formulação de políticas | 48 |
| Quadro 3.2 | Seleção de Instrumentos de Política com Custos de Abatimento e de Danos homogêneos e heterogêneos..... | 50 |
| Quadro 3.3 | Critérios para seleção de indicadores ambientais | 53 |
| Quadro 3.4 | Classificação das características relevantes para a construção de indicadores de resíduos perigosos e possíveis respostas | 54 |
| Quadro 3.5 | Critérios para se avaliar instrumentos de Política..... | 56 |

Capítulo 4

| | | |
|-------------------|---|----|
| Quadro 4.1 | Eco-eficiência na Itália, Holanda e Suécia..... | 68 |
| Quadro 4.2 | Cronograma de incorporação das diretivas WEEE e RoHS na legislação Holandesa..... | 71 |
| Quadro 4.3 | Financiamento dos custos do processo de reciclagem..... | 74 |
| Quadro 4.4 | Quadro Síntese do Programa Holandês | 82 |
| Quadro 4.5 | Estrutura da Rechargeable Battery Recycling Corporation RBRC | 84 |
| Quadro 4.6 | Distribuição e promoção dos coletores da RBRC para baterias e telefones celulares | 87 |
| Quadro 4.7 | Quadro Síntese do Programa <i>Call2Recycle</i> | 90 |

Capítulo 5

| | | |
|-------------------|--|-----|
| Quadro 5.1 | Quadro Síntese da Resolução CONAMA 257/99 | 103 |
| Quadro 5.2 | Quadro Síntese do Programa de Recolhimento de baterias de celular coordenado pela SPVS | 111 |

Capítulo 6

| | | |
|-------------------|---|--|
| Quadro 6.1 | Comparativo entre os programas Holandês de <i>e-waste</i> e | |
|-------------------|---|--|

| | | |
|-------------------|--|-----|
| | <i>Call2Recycle</i> | 115 |
| Quadro 6.2 | Comparativo entre a Resolução CONAMA 257/99 e o programa coordenado pela SPVS..... | 118 |

LISTA DE TABELAS

Capítulo 4

| | | |
|-------------------|--|----|
| Tabela 4.1 | Percentual coletado pelos segmentos..... | 73 |
| Tabela 4.2 | Metas reciclagem estabelecidas para o programa holandês..... | 75 |
| Tabela 4.3 | Resíduos eletroeletrônicos coletados para reciclagem na Holanda, por habitante | 77 |
| Tabela 4.4 | Detalhamento da quantidade coletada no ano de 2001- por PRO..... | 77 |
| Tabela 4.5 | Programa Holandês - Meta x Realizado | 77 |
| Tabela 4.6 | Evolução do número de participantes no Programa Holandês..... | 78 |
| Tabela 4.7 | Metas de Reciclagem : Projetadas e Realizadas..... | 85 |
| Tabela 4.8 | Evolução do percentual de contribuição por segmento | 86 |

Capítulo 5

| | | |
|-------------------|---|-----|
| Tabela 5.1 | Geração de resíduos sólidos industriais (t/ano) | 93 |
| Tabela 5.2 | Tipo de destinação final dos resíduos sólidos industriais - Ceará e Minas Gerais..... | 94 |
| Tabela 5.3 | <i>Ranking</i> das Operadoras de Telefonia celular..... | 104 |
| Tabela 5.4 | Participação da Operadora no mercado na região de atuação do programa, por DDD..... | 105 |
| Tabela 5.5 | % de evolução no recolhimento no período | 107 |
| Tabela 5.6 | Quantidade de baterias recolhidas na vigência do programa..... | 108 |
| Tabela 5.7 | Comparativo entre a participação da operadora no mercado e a quantidade de baterias recolhidas no primeiro trimestre de 2006..... | 109 |

LISTA DE ABREVIATURAS

| | |
|-----------|---|
| ICC - | Instrumentos de Comando e Controle. |
| IV - | Instrumentos Voluntários. |
| IE - | Instrumentos Econômicos. |
| DfE - | <i>Design for Environment</i> (Desenho para o Meio Ambiente). |
| UCTS - | <i>Upstream Combined Tax and Recycling Subsidy</i> (Combinação de Imposto e Subsídio para Reciclagem Cadeia Acima). |
| UBS - | <i>Unit Based</i> (Taxas Unitárias). |
| EPR - | <i>Extended Producer Responsibility</i> (Responsabilidade Estendida ao Produtor). |
| EPRp - | <i>Extended Product Responsibility</i> (Responsabilidade Estendida ao Produto). |
| IPP - | <i>Integrated Product Policy</i> (Política Integrada de Produto). |
| PRO - | <i>Producer Responsibility Organisation</i> (Organizações Produtoras Responsáveis). |
| PSR - | <i>Pressure-State-Response</i> (Pressão – Estado – Resposta). |
| PSRI - | <i>Pressure-State-Response-Impact</i> (Pressão– Estado – Resposta-Impacto). |
| EPA - | <i>Environmental Protection Agency</i> (Agencia de Proteção Ambiental). |
| RCRA - | <i>Resource Conservation and Recovery Act</i> (Ato de Conservação e Recuperação de Recursos). |
| RBRC - | <i>Rechargeable Battery Recycling Corporation</i> (Empresa de Reciclagem de Baterias Recarregáveis). |
| INMETCO - | <i>International Metals Reclamation Company</i> . |

| | |
|-------------|--|
| E-Waste - | Lixo eletroeletrônico. |
| WEEE - | <i>Waste from Electrical and Eletronic Equipment</i> (Resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos). |
| <i>RoHS</i> | <i>Restrictions of Hazardous Substances</i> (Restrição de Substâncias Perigosas). |
| NVMP | Organização produtora Responsável – gestora dos produtos de linha branca e marrom. |
| ICT-Milieu | Organização produtora Responsável – gestora dos produtos de linha cinza. |
| NVRD - | Associação que representa o departamento municipal de gerenciamento de resíduos. |
| CONAMA - | Conselho Nacional do Meio Ambiente. |
| IBAMA - | Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. |
| SICAFI - | Sistema de Cadastro, Arrecadação e Fiscalização. |
| CNI - | Confederação Nacional da Indústria. |
| SPVS- | Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental. |
| OSCIP- | Organização da Sociedade Civil de Interesse Público. |
| ICMS- | Imposto sobre Circulação de Mercadorias. |

SUMÁRIO

| | |
|--|------|
| Resumo | vii |
| <i>Abstract</i> | viii |
| Lista de figuras | ix |
| Lista de Quadros | ix |
| Lista de Tabelas | xi |
| Lista de Abreviaturas | xii |
| Sumário | xiv |
| 1 INTRODUÇÃO | 16 |
| 2 GESTÃO DE RESÍDUOS PERIGOSOS: INSTRUMENTOS E PRINCÍPIOS DE RESPONSABILIDADE | 20 |
| 2.1 Instrumentos de Política Pública para gestão de resíduos perigosos | 20 |
| 2.1.1 Instrumentos de Comando e Controle | 21 |
| 2.1.2 Instrumentos Voluntários..... | 23 |
| 2.1.3 Instrumentos Econômicos..... | 26 |
| 2.2 Princípios da Responsabilidade Estendida na formulação de políticas públicas..... | 30 |
| 2.2.1 Responsabilidade Estendida ao Produto | 31 |
| 2.2.1.1 O Princípio | 31 |
| 2.2.2.2 Tipos de Responsabilidade | 36 |
| 2.2.2 Política Integrada de Produto | 38 |
| 2.2.3 Aplicação do Princípio da Responsabilidade Estendida ao Produto na gestão de resíduos perigosos..... | 43 |
| 3 EFICÁCIA DINÂMICA ESTENDIDA COMO CRITÉRIO DE AVALIAÇÃO DE POLÍTICAS PÚBLICAS | 47 |
| 3.1 O desenho e o processo de escolha da política ambiental para resíduos perigosos..... | 47 |
| 3.2 A necessidade de avaliação de políticas ambientais..... | 55 |
| 3.3 A eficácia dinâmica estendida como critério de avaliação | 57 |

| | | |
|----------|--|------------|
| 3.3.1 | Eficácia | 58 |
| 3.3.2 | Aceitação Política | 60 |
| 3.3.3 | Incentivo ao esforço máximo | 62 |
| 3.3.4 | A Eficácia Dinâmica Estendida | 64 |
| 4 | AVALIAÇÃO DE POLÍTICAS PÚBLICAS PARA A GESTÃO DE RESÍDUOS PERIGOSOS – EXPERIÊNCIA INTERNACIONAL..... | 66 |
| 4.1 | Resíduos Perigosos de Eletroeletrônicos – <i>e-waste</i> | 66 |
| 4.1.1 | O programa Holandês de recolhimento de resíduos eletroeletrônicos | 69 |
| 4.1.2 | Análise da eficácia dinâmica estendida | 76 |
| 4.2 | Resíduos Perigosos de Pilhas e Baterias | 83 |
| 4.2.1 | O Programa <i>Charge up to Recycle</i> – Estados Unidos | 83 |
| 4.2.2 | Análise da eficácia dinâmica estendida | 88 |
| 5 | GESTÃO DE RESÍDUOS PERIGOSOS NO BRASIL | 91 |
| 5.1 | Panorama Nacional dos Resíduos Perigosos | 91 |
| 5.2 | Resolução CONAMA 257/99 – Pilhas e Baterias | 96 |
| 5.2.1 | Análise da eficácia dinâmica estendida | 101 |
| 5.3 | Programa de recolhimento de baterias – Operadora de Telefonia Celular e Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental..... | 104 |
| 5.3.1 | Análise da eficácia dinâmica estendida | 106 |
| 6 | CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES | 112 |
| 7 | REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICA | 122 |
| 8 | APÊNDICES | 132 |
| 9 | ANEXOS | 135 |

INTRODUÇÃO

A preocupação com a disposição final inadequada dos resíduos perigosos intensificou-se a partir da segunda metade do século XX em virtude da ampliação da escala da economia¹, do ritmo de extração de recursos naturais e de emissão de resíduos. Como consequência, o lixo urbano tem se tornado cada vez mais repleto de componentes altamente poluentes e nocivos à saúde humana. Paralelamente, o Estado depara-se com crescimento dos custos de gestão, o que tem tornado o gerenciamento dos resíduos perigosos um dos maiores desafios ambientais neste início de século XXI.

Mueller (2001) destaca que a escala da economia é influenciada por dois componentes básicos: o nível de renda per capita e o tamanho da população. O autor considera que a expansão da economia global deve ser acompanhada de transformações na estrutura da demanda, favorecendo o consumo de bens e serviços que utilizem menos recursos naturais e gerem menos resíduos. Paralelamente, a tecnologia poupadora de recursos naturais deverá ser difundida possibilitando a ampliação da produção e consumo com pequenos incrementos na degradação ambiental.

Resíduos perigosos apresentam características qualitativas e quantitativas que os tornam diferenciados em relação ao seu gerenciamento. O aumento no volume desses resíduos, quando mal dispostos, causa sensíveis danos econômicos e ambientais, elevando os custos tanto para a empresa quanto para a sociedade.

Esses danos são economicamente conhecidos como externalidades negativas². Vários instrumentos de política pública, desde mecanismos voluntários a

¹ Segundo Mueller (2001), a escala da economia é mensurada pelo tamanho da população e pela renda per capita. A escala da economia e o estilo de desenvolvimento de um país influenciam diretamente a intensidade da degradação ambiental. A forma como a renda é apropriada impacta a estrutura da demanda e acaba refletindo na estrutura da produção, que, por sua vez, determinam as tecnologias a serem utilizadas e a intensidade do uso dos recursos naturais e demais fatores de produção.

² Perman et al. (1999) definem externalidade: "um efeito externo, ou simplesmente externalidade. Esta ocorre quando as decisões de produção e consumo de um agente afeta a utilidade, as possibilidades de produção ou outro agente sem intenção e nenhuma compensação é feita pelo autor da externalidade às partes afetadas."

imposições mais rígidas, foram desenvolvidos com o objetivo de se adotar ações que venham minimizar estas externalidades. A experiência adquirida com a aplicação desses instrumentos apontou a certeza de que a ação política deveria ser alterada. Ao invés do uso de instrumentos isolados e desconectados consolidou-se a necessidade de se compartilhar a responsabilidade pela geração e disposição final desses resíduos, demandando a instituição de políticas híbridas.

O papel do Estado, neste contexto, passa a ser fundamental em função da necessidade de se adequar a política ao estágio de desenvolvimento do país. Em muitos casos, faz-se necessário a adoção de incentivos negativos na forma de subsídios aos poluidores para que esses sejam estimulados a gerenciar seus próprios resíduos, minimizando seus custos. Segundo Probst e Beierle (1999), tal incentivo deve geralmente ser utilizado no início da implementação de programas e no período de transição dos mesmos.

Os autores destacam, ainda, que o Estado deve obedecer aos cinco estágios necessários à formulação e implementação de programas, que consistem em: identificar o problema e promulgar a legislação, designar uma agência responsável pela implementação e regulação, promulgar regras e regulamentação especificando qual o tipo de resíduo a ser trabalhado bem como o manejo adequado a ser utilizado, fomentar a capacidade de tratamento e disposição final adequados, por meio de investimentos públicos, privados ou mistos, criar um comportamento de conformidade por parte dos geradores de resíduos por meio de um programa rigoroso no cumprimento da lei estabelecida.

Neste contexto, o objetivo do presente estudo é analisar criticamente o princípio da Responsabilidade Estendida ao Produto (EPRp) na gestão de resíduos perigosos. Em função dos resíduos perigosos apresentarem características específicas, a adoção do princípio na sua gestão é adequada por englobar as fases do ciclo de vida, compartilhando responsabilidades entre os atores.

A pesquisa propõe, também, um novo critério de avaliação de projetos, programas e políticas públicas: eficácia dinâmica estendida. O critério proposto é uma variação do conceito de eficiência dinâmica apresentado por Palmer e Walls (1999) e do conceito de eficácia dinâmica apresentado por Teixeira (2003).

A eficácia dinâmica estendida é um critério ponderado, composto pela eficácia, aceitação política e incentivo ao esforço máximo. O critério da eficácia avalia se os

objetivos foram atingidos com elevado grau de certeza. A aceitação política sinaliza a mudança de comportamento dos agentes envolvidos no processo, garantindo a conformidade ao programa. O incentivo ao esforço máximo mede o estímulo contínuo no aprimoramento dos processos e tecnologias com o objetivo de minimizar impactos ambientais ocasionados pela disposição final inadequada dos produtos. Neste contexto, a composição do critério se justifica em função de abordarem o ciclo de vida dos produtos, fundamental para a gestão de resíduos perigosos.

O estudo fundamenta-se na teoria econômica ambiental, em uma investigação dedutivo-comparativa de dados empíricos coletados ou organizados por fontes acadêmicas, governamentais e institucionais. Após sistematização e análise da literatura, optou-se por avaliar programas de gerenciamento de resíduos perigosos internacionais e brasileiros em termos do novo critério proposto na dissertação: eficácia dinâmica estendida. A hipótese de trabalho baseia-se na suposição de que abordagens integradas, englobando o ciclo de vida do produto por meio da responsabilidade compartilhada, conseguiriam ser eficazes, mudando comportamento e garantindo inovações tecnológicas.

A dissertação estrutura-se em seis capítulos. Além desta introdução, o capítulo dois trás uma revisão da literatura relativa aos princípios e instrumentos de formulação de políticas públicas, enfatizando a sua utilização na gestão de resíduos perigosos.

O capítulo três detalha a necessidade do desenho de políticas ambientais adequadas, bem como o processo de escolha dos princípios e instrumentos e a necessidade de avaliação contínua. Discute, ainda, a composição do critério proposto e a relevância de sua adoção para avaliação de políticas públicas.

Os estudos de caso são divididos em duas etapas. No capítulo 4, avaliam-se os programas internacionais abordando dois tipos de políticas híbridas: o programa americano de pilhas e baterias que articula a EPRp com instrumentos voluntários e o holandês de recolhimento de resíduos eletroeletrônicos, articulado com instrumentos de comando e controle e econômicos.

Uma última etapa do estudo contempla o uso do critério para uma leitura crítica da Política Nacional de Resíduos Sólidos no Brasil. Primeiramente faz-se a análise da atual situação dos resíduos perigosos no país. Em seguida, aplicar-se-á o critério proposto à Resolução CONAMA 257/99 que disciplina a gestão de pilhas e baterias.

A outra avaliação aborda a parceria adotada pela Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS) e uma operadora de telefonia celular. Este programa é baseado na Resolução CONAMA 257/99 e tem como foco de atuação a região sul do país.

Finalizando a análise, nas considerações finais, além das conclusões, identificam-se elementos para a proposição de uma política pública condizente com a realidade brasileira e o atual estágio de desenvolvimento do país, suficientemente robusta em termos de eficácia dinâmica estendida.

CAPÍTULO 2

GESTÃO DE RESÍDUOS PERIGOSOS: INSTRUMENTOS E PRINCÍPIOS DE RESPONSABILIDADE.

2.1- Instrumentos de Política Pública para Gestão de Resíduos Perigosos.

A maioria dos países obedece a uma trajetória similar em se tratando do desenvolvimento de programas ambientais. Em um primeiro momento concentram esforços em políticas relacionadas à poluição da água e do ar. Somente após esses problemas terem sido avaliados é que a atenção se volta para a gestão de resíduos perigosos³.

O sucesso de programas de gestão de resíduos perigosos está fundamentado na mudança de comportamento, por parte das organizações públicas e privadas, que geram e gerenciam tais resíduos. Depende da construção de bases legais específicas enfocando a geração, tratamento e disposição final. Tais estratégias representam um desafio tanto para países em que a regulamentação é fraca ou praticamente inexistente, quanto em países cujo estágio de implantação de políticas e programas encontra-se mais avançado.

Prost e Beierle (1999) destacam que o principal desafio para se promover um programa de gerenciamento de resíduos perigosos é criar incentivos para tratamento e disposição final que venham ser incorporados pelas empresas para que elas próprias possam gerir os seus resíduos. Entretanto, a solicitação de

³ A norma NBR 10004/04 – Os resíduos são classificados em:
Classe I : perigosos (apresentam periculosidade ou uma das seguintes características: inflamabilidade, corrosividade,reatividade, toxicidade, patogenicidade)
Classe II: Não perigosos
Classe II A: Não inertes
Classe II B: Inertes

conformidade impõe custos ao gerador dos resíduos, havendo assim a necessidade de adoção de “incentivos negativos⁴” para suportar os programas de gerenciamento.

Os programas de gerenciamento de resíduos perigosos necessitam de certo período para maturação. Envolvem contextos econômicos, políticos, legais e culturais do país. Passam por cinco estágios englobando desde o detalhamento do problema ao esforço de conformidade para que os objetivos traçados sejam atingidos⁵.

2.1.1- Instrumentos de Comando e Controle

Os instrumentos de comando e controle (ICC) atuam de forma mais impositiva, baseando-se em legislação e procedimentos para que os objetivos sejam atingidos. Governos instituem exigências e as acompanham por meio de inspeções, punindo as empresas caso estas não cumpram o estabelecido. São eles: zoneamento, legislação e padrões (Nogueira e Pereira, 1999).

Perman *et al.* (1999) destacam que os ICC devem ser utilizados quando se deseja que o princípio do poluidor pagador prevaleça, ou seja, nos casos em que a poluição venha a ameaçar tanto a existência do recurso renovável quanto o meio ambiente, gerando incertezas para a humanidade.

Em se tratando de resíduos perigosos, os ICC têm se destacado e apresentado um resultado satisfatório principalmente em fases iniciais de implantação de programas (Probst e Beierle, 1999). Margulis (1996) cita como exemplo as usinas nucleares em que a meta ambiental é alcançada com o uso destes instrumentos. Nesse caso, não interessa aos governos nem à sociedade dar opções aos poluidores, é preferível que sejam obrigados a cumprir uma regulação direta e específica.

Nas considerações feitas por Nash e Ehenfeld (1997), verifica-se a utilização dos ICC sendo usados como regulamentação estática, elaborada por meio de um

⁴ Probst e Beierle (1999), consideram incentivos negativos o subsídio ao gerador de resíduos, por parte das autoridades competentes, como forma de incentivar o gerenciamento de resíduos. Tal incentivo é geralmente utilizado durante o período de transição de programas de gerenciamento de resíduos perigosos.

⁵ Os cinco estágios apresentados por Probst e Beierle (1999) são:

- Identificar o problema e promulgar a legislação;
- Designar uma agência responsável pela implementação da regulação;
- Promulgar regras e regulamentação especificando qual tipo de resíduo a ser trabalhado e o manejo adequado a ser utilizado.
- Fomentar a capacidade de tratamento e disposição final adequados por meio de investimentos públicos, privados ou a combinação dos dois.
- Criar um comportamento de conformidade por parte dos geradores de resíduos perigosos por meio de um programa rigoroso no cumprimento da lei estabelecida.

processo lento de apreciação pública e de negociação, que uma vez definido dificilmente será modificado. Estabelecem padrões mínimos de poluição, mas geralmente falham em promover incentivos às firmas que buscam um nível mais elevado de responsabilidade ambiental. Nesse contexto, a população em geral cobra das firmas a atitude de estarem em conformidade com o meio ambiente reduzindo cada vez mais os impactos ambientais causados pelo processo produtivo por meio de inovações na produção. Algumas evidências sugerem que a regulação incentiva inovações, estas só ocorrem após o custo da resistência em não atendê-la se tornar muito alto. As firmas optam pela inovação como forma de reduzir custos de mitigação de emissões futuras (Parry,2001).

Para Baumol e Oates (1979), a aplicação efetiva dos ICC poderá induzir alterações nas atividades poluidoras com um pequeno grau de incerteza. Para Dietz (1999), as empresas poluidoras preferem a regulação ambiental em função de quererem proteger seus interesses contra novos competidores. Os autores argumentam que os ICC são dispendiosos e apresentam elevado custo de implantação e monitoramento e que, se não tratados com o devido critério, poderão ser um entrave na detecção de violações, ocasionando a continuidade do processo poluidor.

Hussen (1999) possui uma visão mais pessimista. Considera os ICC como uma política altamente intervencionista, não geradora de renda, que exige um grande suporte para a administração do programa, não é custo-efetiva, não fornece às firmas incentivos suficientes para investir numa nova tecnologia de controle de poluição e possui uma forte tendência em formar alianças entre os órgãos reguladores e os poluidores, criando barreiras à entrada a novas firmas.

Por outro lado, Field (1997) adota uma postura mais objetiva. Considerando os custos envolvidos, argumenta que a essência de um padrão - se o desejo é que os agentes econômicos não realizem determinada atividade - consiste simplesmente em aprovar uma lei determinando a ilegalidade dessa atividade, atribuindo às autoridades competentes poderes para executarem tal lei, embora considere um ponto frágil a eficácia na comprovação do dano e a identificação do responsável. O autor classifica os padrões em três grupos: padrões ambientais, de emissão e tecnológicos.

Padrões ambientais consideram o nível máximo de poluente a ser depositado em um meio receptor. Em virtude da emanção por diversas fontes

distintas, sua implantação e monitoramento tornam-se difíceis, pois é necessário que se conheça cada resíduo emitido.

Os padrões de emissão consideram o nível máximo de poluente por fonte geradora, em termos quantitativos. Em se tratando de padrões a serem aplicados à gestão de resíduos perigosos, observam-se limites de geração de resíduos por unidade de produto ou insumo e o limite de concentração de emissões.

Os padrões tecnológicos irão determinar as tecnologias, práticas e processos a serem utilizados pelos poluidores. De um modo geral, são os mais restritivos de serem aplicados em fontes geradoras, elevando o custo de monitoramento. A fixação de padrões tecnológicos leva as autoridades públicas a desconsiderarem peculiaridades inerentes aos diversos segmentos, impondo custos desnecessários à sociedade.

Embora sejam de caráter impositivo, os ICC são de fácil aceitação por parte do consumidor por serem a favor do controle da poluição e possuírem objetivos claros. Entretanto, pode-se verificar que a controvérsia do instrumento está pautada nos custos envolvidos nos processos de implantação e de monitoramento.

2.1.2- Instrumentos Voluntários

Os instrumentos voluntários (IV) são os que recorrem ao sentido dos valores de dever cívico ou moral do indivíduo e/ou instituição. Tem a finalidade de induzir o poluidor a interromper este comportamento. São eles: abordagem voluntária e educação ambiental (Nogueira e Pereira,1999).

Segundo Segerson e Li (1999), o comportamento voluntário por parte das empresas diante da necessidade de se reduzir a poluição pode acontecer por meio de iniciativas unilaterais - iniciadas por firmas individuais ou por grupo de indústria -, acordos bilaterais - entre agência reguladora e uma ou mais firmas - e programas voluntários - planejado pela agência reguladora visando à indução da participação das firmas -. Os autores destacam que o governo poderá induzir a adesão a programas voluntários de forma positiva ou negativa. Esta indução adquire a forma de fortes reações por parte dos consumidores com relação à administração ambiental, benefícios estratégicos fortes, economia de custo, envolvimento financeiro do governo. A indução negativa se dá por meio da imposição de regulamentos ambientais mais severos ou da taxaçoão.

Baumol e Oates (1979), Field (1997) e Perman *et al.* (1999) consideram que a adoção de IV sem a intervenção governamental seria eficaz somente para o caso de pequenos grupos onde se conhece o papel e o poder de barganha de cada um. Neste contexto, os direitos de propriedade deverão estar bem definidos e deverá se conhecer a magnitude dos custos das transações. Não consideram que a falta de sucesso seja uma falha no IV, mas sim consequência de sua frágil implementação gerada pela necessidade de uma maior participação de firmas na formulação dos programas e maior clareza nos incentivos e objetivos de proteção ambiental.

De um modo geral, a abordagem voluntária permite que as empresas tenham certa flexibilidade em suas estratégias de controle de poluição, redução de seus custos de informação e responsabilidades administrativas perante as agências ambientais. Vários estudos apontam que a iniciativa da firma em reduzir a poluição está suportada pela presença de instrumentos legais, por subsídios e pelo desejo de melhorar a imagem junto ao mercado consumidor (Khanna e Damon, 1999).

Palmer e Walls (2002) destacam que programas voluntários adotados pelas firmas normalmente não conseguem atingir o nível de redução de resíduos e reciclagem socialmente desejáveis em virtude destas arcarem com os custos de redução em suas atividades e não capturarem todos os benefícios gerados. Embora o custo de adesão a esses programas seja relativamente mais baixo que uma adequação aos ICCs, Prakash (2000) afirma que alguns empresários assumem programas ambientais se estes forem lucrativos para a empresa e não apenas por existir um consenso de que se deve participar de tais programas.

Em nível de indústrias, os problemas são similares. Uma firma poderá optar por não participar e adotar o comportamento *free-ride*⁶ diante da adesão das demais. Em contrapartida, as firmas que aderiram a programas voluntários consideram muito fácil a opção por abandoná-los quando se deparam com a ausência de penalidades ao comportamento de não conformidade das demais firmas.

Para os IV, os aspectos positivos a serem observados estão relacionados ao fato desta abordagem passar a ser adotada pelas empresas como parte de seu processo diário, fazendo com que seus objetivos ambientais sejam atingidos quando da não existência de regulação específica para o tema. Tal comportamento tende a reduzir o custo de implementação de políticas e programas no futuro.

⁶ Pindyck e Rubinfeld (2002) definem o comportamento *Free-ride* (carona) como a atitude de um produtor ou consumidor de subestimarem o valor de um programa, usufruindo dele sem pagar.

Cabe ressaltar que cada tipo de instrumento tem certa finalidade e é particularmente relacionado ao comportamento humano. No caso da abordagem voluntária o aspecto ético e de responsabilidade social são os mais enfatizados para a reciclagem de resíduos. Palmer e Walls (2002) consideram que alguns programas voluntários são incapazes de incentivar o consumidor a retornar o resíduo para reciclagem podendo comprometer significativamente os objetivos de estabelecidos. Destacam, ainda, que eventuais sucessos obtidos com tais programas são, de um modo geral, suportados por um alto custo de implementação.

As autoras consideram que um programa de abordagem voluntária baseado em incentivo apropriado para promover a reciclagem, eliminar o comportamento *free-ride* e o problema de não conformidade não garante que os resultados ambientais obtidos estejam condizentes com o ótimo social desejado. Deixar que a indústria escolha seus objetivos não assegurará que os objetivos esperados pelo programa sejam coincidentes com o das autoridades governamentais. O problema poderá ser minimizado por meio de acordos negociados entre as partes, mas o resultado irá depender do poder de barganha das duas partes, da regulamentação, dos objetivos dos reguladores e dos produtores e de vários outros fatores.

Mzoughi (2003) argumenta que o aspecto de caráter voluntário pode ser questionado à medida que seja considerada a pressão para adesão por parte de alguns atores envolvidos no processo, mesmo que não provenientes de autoridades públicas. Algumas entidades são praticamente obrigadas a adotar acordos voluntários se quiserem permanecer no mercado, evitar pressões sociais e participar de outros acordos. Por exemplo, o comportamento cooperativo na indústria pode gerar tais barreiras à entrada para novas firmas em detrimento do objetivo ambiental (Palmer e Walls, 2002). Os argumentos apresentados não refutam por completo o caráter voluntário da abordagem, mas mostram que ela é freqüentemente influenciada por pressões tanto governamentais quanto privadas. Tal abordagem, quando adotada, tende a demonstrar o uso ineficiente do poder de força do governo, estruturada por meio de instrumentos de comando e controle.

No entanto, Nash e Ehrenfeld (1997) afirmam que a abordagem voluntária representa uma ação cujo impacto irá causar uma evolução nas questões ambientais, pois está sendo difundida por diversos segmentos. Oferecem às firmas objetivos ambientais e instrumentos para implementação suplantando, muitas vezes, os ICCs. Além disso, incentivam a redução dos impactos no meio ambiente, a

participação em programas de *product stewardship* (gerenciamento de produtos) e a conservação de recursos naturais.

A abordagem voluntária está presente também na gestão de resíduos perigosos mais especificamente por meio de programas adotados principalmente pela indústria química e eletroeletrônica, nas quais a geração desses resíduos é preocupante em termos ambientais. A preocupação está tanto relacionada à quantidade de resíduos gerados quanto à qualidade desses resíduos e, geralmente, faz-se uso de abordagens envolvendo devolução dos produtos para reciclagem. Neste caso, busca-se criar programas baseados em *mix* de instrumentos, ou seja, instrumentos voluntários e instrumentos econômicos (depósitos reembolsáveis) como forma de garantir que os objetivos de retorno dos resíduos por parte do consumidor e os objetivos de gerenciamento destes resíduos por parte dos produtores sejam atingidos.

2.1.3- Instrumentos Econômicos

Os instrumentos econômicos (IE) baseiam-se em forças de mercado e em mudanças de preços relativos dos produtos com a intenção de modificar o comportamento dos poluidores e dos usuários dos recursos públicos e privados. São eles: impostos, subsídios, licenças negociáveis e o sistema de depósitos reembolsáveis (Nogueira e Pereira, 1999).

Dentre os IE apresentados, o sistema de depósitos reembolsáveis é o mais utilizado para a gestão de resíduos sólidos e, em certos casos, para resíduos perigosos. Incide geralmente nos elos finais da cadeia produtiva como forma de prevenir a disposição final inadequada. Entretanto, alguns autores referenciados ao longo do texto o abordam de forma diferenciada buscando incentivar sua aplicação nos elos iniciais do processo como forma, também, de minimizar a geração de resíduos perigosos.

Segundo Field (1997), este sistema é a combinação de imposto com subsídio. Imposto, por ser pago no ato da aquisição do bem e subsídio, por ser pago ao consumidor quando esse devolve o resíduo para disposição final adequada ou para reciclagem. Adeqüa-se muito particularmente em situações em que o produto

se dispersa de forma ampla ou quando a disposição final deste é difícil de ser controlada pelo governo. Entretanto, impostos e subsídios exigem uma administração centralizada.

A combinação de uma taxa paga no ato da aquisição do bem com um subsídio para reciclagem incentiva a firma tanto a produzir produtos que gerem menos resíduos quanto a substituir matéria-prima virgem utilizada na produção, por matéria-prima reciclada. Dessa forma, o sistema de depósito reembolsável tem o intuito de fomentar no consumidor a idéia de consumir menos e reciclar mais, Palmer e Walls (2002).

Para Nogueira (1999), o sistema de depósitos reembolsáveis vem contribuir para a minimização da degradação ambiental à medida que os resíduos sólidos sejam retornados aos postos de coleta. Seroa da Motta e Young (1997) destacam que os sistemas de depósitos reembolsáveis baseiam-se em um mercado criado para comprar de volta tais resíduos, sendo também extensivamente usados para promover a reciclagem. São adequados para a gestão de resíduos perigosos e de risco para o meio ambiente, ou seja, problemas que exigem solução específica. Entretanto, Nogueira (1999) destaca a existência de grande dificuldade por parte das autoridades em quantificar o valor do depósito⁷ e estruturar uma política de coleta eficaz.

Fullerton e Wolverton (2000) generalizam o sistema de depósitos reembolsáveis para todo o tipo de poluente. Tal generalização também dificulta a definição de um valor adequado a ser cobrado. Argumentam que, de um modo geral, uma taxa aplicada à poluição gerada pode ser trabalhada de duas formas: taxando as emissões ou subsidiando as reduções. No que se refere ao subsídio para reciclagem e disposição final adequada, este deverá ser dosado com o objetivo de não incentivar o roubo de resíduos, o que comumente ocorre quando o valor pago pelos mesmos é atrativo.

Outro aspecto a ser observado é que indústrias emitem quantidades e qualidades variadas de resíduos com danos ambientais marginais diferentes. Os autores argumentam que a melhor forma de se chegar a um valor ideal para a taxa de emissão é se basear no dano do pior poluente. O depósito será todo retornado aos insumos limpos e parcialmente aos demais poluentes considerando a proporção

⁷ Ressalta que se o valor do depósito for muito baixo, o consumidor não se motivará a devolver o resíduo; se for muito alto poderá afetar o preço do produto inviabilizando o consumo. Depende, também, dos custos de reprocessamento. Esse custo excedendo o valor da produção de uma nova unidade inviabiliza o sistema.

danos causados. Em se tratando dos subsídios às atividades “limpas”, esses também podem gerar alguns problemas de implementação em função da necessidade de se identificar todos os insumos utilizados no processo produtivo.

Stavins (1998) também destaca que a adoção do sistema de depósito reembolsável é apropriada quando a incidência e o risco decorrente da disposição final inadequada ocorrem. Os resíduos perigosos enquadram-se nesse contexto. Argumenta, entretanto, que a gestão de resíduos perigosos somente no pós-consumo não é uma opção atrativa, já que o ideal é minimização na origem e a prevenção da disposição final inadequada. Assim, o depósito reembolsável poderia ser aplicado no início do processo produtivo combinado com um reembolso pago quando as substâncias em questão puderem ser recicladas ou retornadas para uma disposição final adequada. O autor recomenda que o valor deve ser calculado levando-se em consideração o custo social gerado em decorrência da disposição final inadequada.

Por outro lado, Calcott e Walls (2000) abordam um sistema de depósito reembolsável modificado como encorajador do Desenho para o Meio Ambiente (DfE - *Design for Environment*), ou seja, para o desenvolvimento de produtos cada vez mais rentáveis e recicláveis, reduzindo o uso de extração de matéria-prima do meio ambiente. Propõe sua adoção tanto para produtos recicláveis quanto para produtos não recicláveis⁸.

Com esta visão, a taxa na disposição final não consegue minimizar o problema, pois todos os produtos destinados à reciclagem têm o mesmo valor para os consumidores e estes não estão dispostos a pagar mais pelo grau de reciclabilidade. Uma opção *second best* (segundo melhor) é a adoção de grau de reciclabilidade padrão, independentemente do diferencial em cada produto.

Neste contexto, Palmer e Walls(2002) e Walls (2003) defendem a adoção de um sistema denominado Combinação de Imposto e Subsídio para Reciclagem Cadeia Acima (UCTS - *Upstream combined tax and recycling subsidy*) e a adoção de taxas unitárias para coleta e disposição final do lixo doméstico (UBS – *Unit – based*) como instrumentos para a minimização dos resíduos gerados ao longo da cadeia produtiva. O UCTS possui uma sutil diferença em relação ao sistema de depósito reembolsável tradicional. Essa se dá em relação ao momento no ciclo de vida do produto em que se adota a cobrança da taxa e se institui o subsídio. As

⁸ O grau de reciclabilidade depende do nível de informação fornecido pelos consumidores.

autoras consideram que o imposto deve ser aplicado sobre a matéria-prima intermediária, a reciclável, e o subsídio deverá financiar os recicladores.

Embora o imposto e o subsídio não incidam diretamente sobre o consumidor como no sistema tradicional, estes sentem o efeito na elevação dos preços dos produtos e são forçados a mudarem seus hábitos de consumo. Por outro lado os recicladores/processadores poderão utilizar parte do subsídio para adquirirem os resíduos recicláveis oriundos do consumo.

Observa-se, então, que a gestão de resíduos perigosos continua sendo uma crescente preocupação dos formuladores de políticas. O tratamento adequado dos resíduos perigosos tanto na origem quanto na disposição final é um grande desafio. Probst e Beierle (1999) destacam que em países que se encontram no estágio inicial de implantação de programas e onde a exigência legal é frágil ou inexistente, o elevado custo de implantação de programas e a incerteza de que os geradores de resíduos estarão dispostos a arcar com os custos de tratamento e disposição final adequada inibem o setor privado de investir em programas capazes de minimizar os impactos ocasionados pela disposição final inadequada dos resíduos perigosos. Nesses casos, recomenda-se que o setor público entre com alguma forma de financiamento destes programas.

A forma mais comumente utilizada é o subsídio. Estes irão incentivar os geradores de resíduos de forma positiva, subsidiando a taxa de disposição final, encorajando-os a investir em programas de gerenciamento a custo zero ou a um baixo custo. A utilização do subsídio é recomendada considerando-se apenas um período de transição, até que a conformidade a programas seja uma consequência da necessidade de gerenciamento de resíduos perigosos (Probst e Beierle, 1999). As fontes de recursos – públicos e privados - deverão ser utilizadas levando-se em consideração os padrões estabelecidos, o sistema legal, bem como os objetivos gerais da política. Entretanto, nenhuma forma de financiamento se sobrepõe a outra. O Quadro 2.1 destaca o financiamento por parte do setor público e privado em países nos quais a implantação de programas está em um estágio inicial – países em desenvolvimento- e num estágio mais avançado – países desenvolvidos -.

Quadro 2.1 – Investimentos do setor público e privado em instalações para gerenciamento de resíduos perigosos

| Países Desenvolvidos | Investimento |
|----------------------------------|---------------------|
| Alemanha | Público/privado |
| Dinamarca | Publico |
| Estados Unidos | Privado |
| Canadá | Publico/privado |
| Países em Desenvolvimento | Investimento |
| Malásia | Privado |
| Hong Kong | Publico/privado |
| Tailândia | Público/privado |
| Indonésia | Privado |

Fonte: Probst e Beierle (1999)

Apesar de todas as experiências internacionais baseadas nas variações do instrumento, o sistema de depósito reembolsável, por si só, não tem conseguido reduzir a geração de resíduos ou minimizar os impactos ambientais decorrentes da disposição final inadequada. A eficácia do sistema também tem sido questionada em termos de incentivo à reciclagem. Tudo indica que a limitação do sistema decorre do fato de que somente o consumidor fica responsabilizado por retornar os resíduos poluentes oriundos do pós-consumo. Entende-se que há uma descontinuidade de responsabilidades ao longo do ciclo de vida do produto, gerando a necessidade de se avaliar a gestão de resíduos perigosos ao longo do processo produtivo.

2.2- Princípios de Responsabilidade Estendida ao Produto na formulação de política pública.

A ampliação da escala da economia, do ritmo de extração de recursos naturais e da emanção de resíduos perigosos intensificou a preocupação com a disposição final inadequada desses resíduos a partir da segunda metade do século XX. Como conseqüência, o lixo urbano tem se tornado cada vez mais repleto de componentes altamente poluentes e nocivos à saúde humana, fazendo com que os responsáveis pela gestão deste lixo se deparem com um crescimento em seus custos, o que tem tornado a gestão de resíduos perigosos um dos maiores desafios ambientais nesse início de século XXI.

A disposição final inadequada de resíduos perigosos gera externalidades negativas, o que torna necessária a intervenção do Estado na economia por meio de políticas públicas e de gestão ambiental. Tais políticas são norteadas por

princípios de responsabilidade e instrumentos que visam responsabilizar o causador das externalidades pelos custos sociais gerados, tanto na origem quanto no pós-consumo.

2.2.1-Responsabilidade Estendida ao Produto

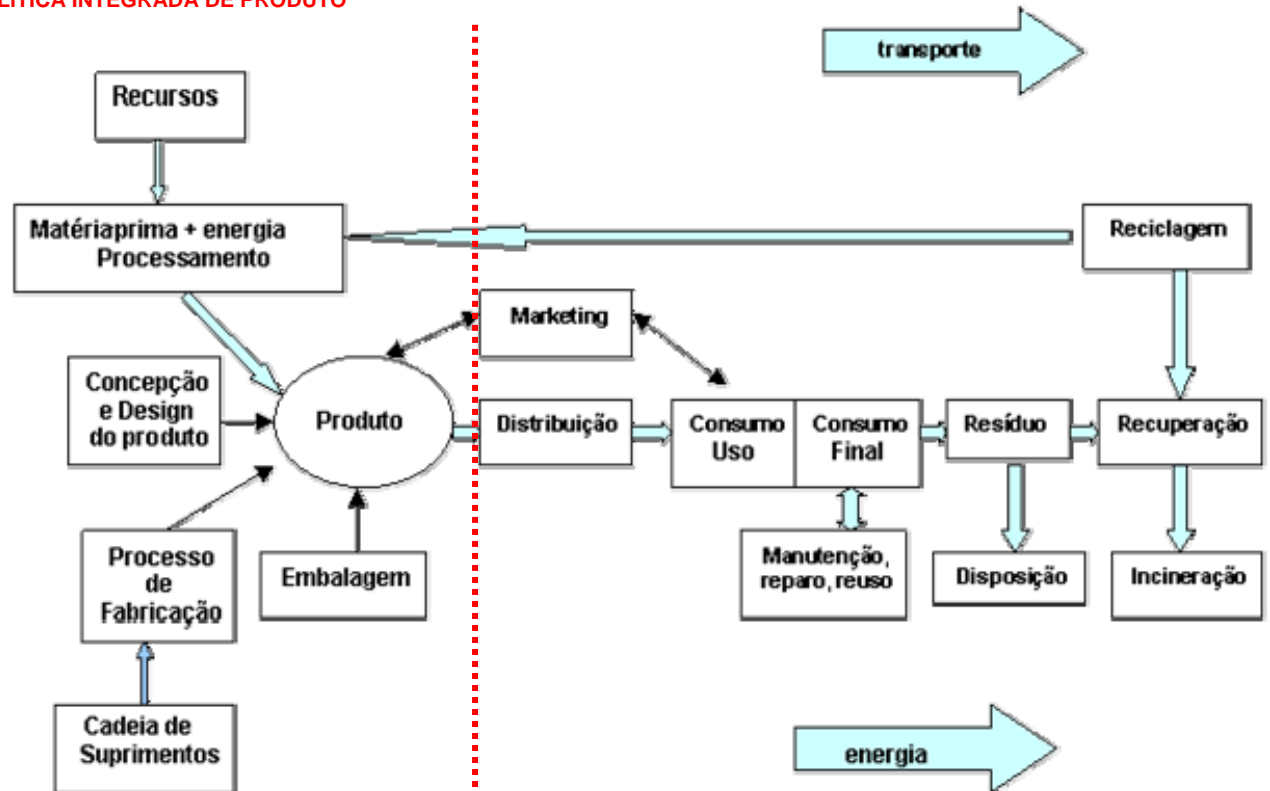
2.2.1.1- O Princípio.

Dentre os princípios de responsabilidade, destacam-se o Princípio da Responsabilidade Estendida ao Produtor (EPR – Extended Producer Responsibility), Princípio da Responsabilidade Estendida ao Produto (EPRp – Extended Product Responsibility), e a Política Integrada de Produto (IPP - Integrated Product Policy).

Os princípios da EPRp e IPP são recentes na literatura e suas definições ainda não são precisas, ocasionando uma sobreposição de conceitos. Ambos consideram o ciclo de vida de produto gerando a necessidade de uma melhor identificação de suas matizes. As duas abordagens podem ser percebidas na Figura 2.1, que representa o ciclo de vida de um produto.

Embora a sobreposição dos conceitos ocorra, há uma sutil diferenciação acerca da definição de cada um dos princípios. A IPP enfatiza a fase de concepção e desenho do produto. A EPRp, em tese, prioriza as fases posteriores, ou seja, produção, consumo e disposição final. Esse princípio se propõe a uma abordagem voltada às fases do ciclo de vida do produto buscando reduzir o hiato existente, conduzindo a um resultado social sustentável.

POLÍTICA INTEGRADA DE PRODUTO



RESPONSABILIDADE ESTENDIDA AO PRODUTO

Figura 2. 1– Inventário do ciclo de vida de um produto.

Fonte: Brady *et.al* (2003).

A necessidade de uma abordagem integrada do produto, ao longo do processo de produção e consumo gerou, primeiramente, a EPR, que se destaca como a primeira tentativa de se compartilhar responsabilidades envolvendo o ciclo de vida, porém de forma parcial. Segundo Perman *et al.*, (1999) e Lindhqvist (2000), a EPR concentra no produtor toda e qualquer obrigação decorrente dos danos ambientais causados por seus produtos. É uma ampliação do princípio do poluidor pagador, incluindo a responsabilidade física e financeira pela gestão dos resíduos sólidos oriundos do pós-consumo.

Tojo (2004) considera que a responsabilidade física e/ou financeira do produtor pelo gerenciamento da disposição final força-o a estar mais atento aos aspectos relacionados a este gerenciamento. O produtor age racionalmente com o objetivo de minimizar seus custos, por meio de inovações na fase de desenho, gerando um processo de *feedback* entre as fases do ciclo de vida. Para Palmer e Walls (2002) e Greenpeace (2005), o estabelecimento deste *feedback* é a principal

característica do princípio, e marca a transição do foco do ciclo de vida do produto de forma linear para uma visão circular.

Lindhqvist (2000) destaca ainda que o princípio é condição necessária para que a essência dos custos tanto econômicos quanto sociais, envolvidos nas fases do ciclo de vida do produto, sejam agregados ao seu preço final, ampliando assim o conceito. Considera a EPR como uma estratégia de proteção ambiental que busca alcançar os objetivos ambientais por meio da minimização dos impactos gerados pelos produtos, pela responsabilização do produtor pelo ciclo de vida, especialmente no que concerne a buscar de volta seu produto reutilizar (se possível), reciclar e gerenciar uma disposição final adequada. Na formulação de políticas públicas, o conceito de EPR apresentada por Lindhqvist (2000) incorpora várias características consideradas importantes tendo como objetivo interagir as fases do processo.

Para a EPR Working Group (2003), o esforço em incentivar o desenho de produtos deve considerar os impactos ambientais inerentes à seleção, minimização do uso e extração de matéria-prima, à saúde, aqueles relacionados aos trabalhadores e às comunidades locais, durante o processo produtivo – *upstream* (cadeia acima) – bem como os impactos ocasionados durante o uso, reciclagem e disposição final do produto – *downstream* (cadeia abaixo).

Sob esse enfoque, vários autores estabelecem conceitos e concepções diferenciadas sobre o princípio. Comungando com o conceito ampliado de Lindhqvist (2000), Walls (2003) argumenta que a ERP, apesar de muito defendida, é um conceito restrito de responsabilidade focando a disposição final dos resíduos pós-consumo. Entende que essa responsabilidade deve ser ampliada considerando todos os atores envolvidos no processo. Desta forma, considera a EPRp uma ampliação da EPR.

Walls (2003), Davis e Wilt (1997), Lindhqvist (2000) e Tojo, (2004) argumentam que, com esta abordagem, as políticas de prevenção da poluição com foco no sistema produtivo conseguem estender a responsabilidade ao longo do ciclo de vida do produto, facilitando o seu gerenciamento. O foco em apenas uma das fases do ciclo de vida somente transferiria o problema sem realmente resolvê-lo.

Embora a literatura aponte terminologias diferenciadas, OECD (2001) não faz uma diferenciação entre os conceitos de EPR e EPRp. Utiliza o conceito apresentado por Walls (2003), Davis e Wilt (1997), Lindhqvist (2000) e Tojo, (2004). OECD (2001) e Davis e Wilt (1997) destacam que uma política baseada na EPRp

poderá ser uma força dirigente no sentido de evitar a geração de resíduos associadas à redução de poluição nos diversos setores da economia, podendo gerar os seguintes benefícios:

- reduzir o número de aterros e incineradores e os impactos ambientais a eles relacionados;
- reduzir o orçamento municipal relacionado ao gerenciamento de resíduos;
- incentivar o reuso e a reciclagem dos produtos ou parte deles, promovendo a fácil desmontagem;
- reduzir ou eliminar resíduos perigosos nos produtos por meio da produção limpa e consumo de produtos limpos;
- promover o uso mais eficiente dos recursos naturais;
- promover o relacionamento entre as comunidades e a indústria;
- encorajar a produção mais eficiente e competitiva;
- promover um gerenciamento ambiental integrado por meio da ênfase no ciclo de vida do produto
- promover o gerenciamento do fluxo de materiais.

Deste modo, evidencia-se que há um consenso entre os autores ao considerarem que a EPR^p é o princípio no qual os atores envolvidos no processo produtivo dividem a responsabilidade pelos impactos ambientais, envolvendo desde o processo de criação até a disposição final dos resíduos gerados, ou seja, agrega os princípios da EPR e da IPP.

Para Palmer e Walls (2002), Lee e Roine (2004) e Davis e Wilt (1997), a EPR^p estimula o desenvolvimento de novas tecnologias quando recursos são disponibilizados tanto aos produtores quanto aos consumidores, comungando com o proposto com e Tojo (2004). Assim, por serem responsáveis pelo recolhimento de seus resíduos, os produtores tenderão a modificar seus produtos, como alternativa para reduzir custo e melhorar seu processo de gerenciamento de resíduos.

Para isso, os produtores mantêm as PRO⁹- *Producer Responsibility Organisation* (Organizações Produtoras Responsáveis) que se responsabilizam por esta tarefa. As PROs ampliam seus lucros atuando nos elos finais da cadeia, incentivando a reciclagem. Os autores consideram que este mecanismo consegue incentivar mudanças tecnológicas em ambas as partes, pois as indústrias buscam

⁹ *Producer Responsibility Organisation*-PRO são organizações responsáveis pela gestão dos resíduos, mantidas por vários produtores.

inovações em seu produto como meio de reduzir impactos ambientais e as empresas, no final da cadeia produtiva, incentivam a reciclagem.

Com relação à implementação de programas baseados na EPR, Tojo (2004) reconhece certa dificuldade em função do grau de responsabilidade dos produtores ser limitado. Afeta vários atores sociais, seus interesses pessoais e gera custos. De forma diferente, mas não menos abrangente, Stavins (1998) destaca que a necessidade do consumidor pagar um imposto pelo produto à medida que este se desloca ao longo do processo de produção e consumo. Este imposto acumula-se ao longo do processo produtivo, caracterizando uma transferência de responsabilidades entre os atores. Tal processo estende-se até que o último ator a consumir o produto devolva o resíduo para disposição final ou reciclagem. Desta forma fica evidenciada a continuidade de responsabilidade ao longo do ciclo de vida.

Os desafios tendem a crescer principalmente quando os programas ainda encontram-se nas fases iniciais e de transição. No período considerado de transição, várias soluções para os problemas poderão ser testadas até que se consiga definir a solução ótima. Vale ressaltar que os esforços de se migrar de um programa para outro poderão causar impactos ambientais previamente mensurados ou não. Tais impactos dificultam, de certa forma, a avaliação do princípio da EPRp nesta fase de transição, ocasionando a descontinuidade do processo.

Sob esse enfoque, a implantação de programas amparados por esse princípio ocorre por meio da adoção de instrumentos de política, por parte do governo, como forma de encorajar os atores a assumirem a responsabilidade pelo seu produto, abordando as fases do ciclo de vida. Segundo Lee e Roine (2004), os instrumentos mais utilizados para suportar o princípio na formulação de políticas públicas são: (i) exigências em buscar de volta os resíduos - esta considerada a forma mais simples de se adotar o princípio e está diretamente relacionada a metas redução, reúso e reciclagem, (ii) adoção de instrumentos econômicos como o sistema de depósito reembolsável, taxa de disposição avançada e impostos sobre o uso de matérias-primas, (iii) adoção de padrões como a restrição do uso de algum material altamente poluente. Alguns dos instrumentos utilizados na formulação de políticas públicas orientados pelo princípio da EPRp encontram-se detalhados no quadro 2.2.

Quadro 2.2: Instrumentos de Política suportando a Responsabilidade Estendida ao Produto.

| Instrumentos | Ações |
|---------------------------|--|
| Comando e Controle | Programa de retorno obrigatório de resíduos. Adoção de padrão mínimo de reciclagem. Percentual de utilização de matéria-prima reutilizável. Percentual de recuperação de resíduos por período de tempo. Padrão de eficiência energética. Proibição de disposição final inadequada para certos tipos de resíduos (ex. perigosos). Proibição do uso de matéria-prima e produtos específicos. |
| Econômicos | Taxa sobre matéria-prima virgem e sobre disposição final dos resíduos. Sistema de depósito reembolsável. |
| Informativos | Selo de aprovação ambiental. Informações ambientais contidas nos rótulos. Advertências acerca de produtos perigosos. Durabilidade do produto. |

Fonte: elaboração própria a partir de dados coletados na COAST Waste Management Association, 2004.

Ressalta-se que a utilização do princípio da EPRp na formulação de políticas públicas é fruto de uma crescente demanda por parte dos consumidores por produtos considerados “verdes”. O princípio vem se fortalecendo na Europa e nos Estados Unidos, países em que vários programas voltados ao recolhimento dos resíduos envolvendo a sociedade estão sendo implantados (APÊNDICE 1). Em alguns casos o sucesso e o elevado comprometimento por parte do consumidor têm causado um retorno além do esperado, fazendo-se necessário a reformulação dos programas.

Com base nos conceitos apresentados, será adotado no presente trabalho, a definição do princípio da Responsabilidade Estendida ao Produto (EPRp) apresentado por Palmer e Walls (2002) e Lindhqvist (2000). A razão da opção pela análise de programas baseada no princípio se dá pelo fato de que os resíduos perigosos exigirem um tratamento diferenciado devido ao seu elevado risco de ocorrência de danos ambientais.

2.2.2.2- Tipos de Responsabilidade

Baseado no conceito ampliado da EPR, Lindhqvist (2000) distingue os quatro níveis de responsabilidade. A figura 2.2.mostra as fases interagindo entre si. Esta interação determina as responsabilidades de cada ator envolvido no ciclo de

vida do produto. A magnitude de uma ou outra responsabilidade será definida pelo seu grau de envolvimento.

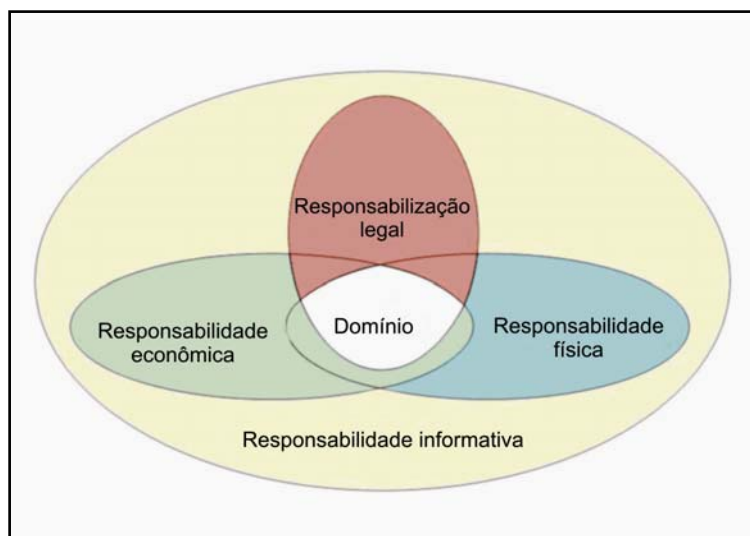


Figura 2.2: Níveis de Responsabilidade Estendida ao Produtor.

Fonte : Lindhqvist (2000)

- Responsabilização Legal (*Liability*) : refere-se a responsabilização jurídica pelos danos ambientais causados pelo produto em questão. A extensão da responsabilidade será determinada pela legislação, abrangendo diferentes fases do ciclo de vida do produto.
- Responsabilidade Econômica (*Economic Responsibility*): o produtor é responsável por todas as despesas inerentes ao ciclo de vida do produto. Poderá ser paga diretamente pelo produtor ou por meio de impostos específicos.
- Responsabilidade física (*Physical Responsibility*): o produtor é envolvido no gerenciamento físico da produção de seus produtos.
- Responsabilidade Informativa (*Informative Responsibility*): envolve as diferentes possibilidades referentes à extensão da responsabilidade, exigindo do produtor a manutenção de informações atualizadas sobre o processo produtivo e sobre seus produtos.

Para Tojo (2004), a responsabilidade física, financeira e informativa dos produtores tende a diferir de um programa para outro. Considerando a responsabilidade dos produtores pela implantação de programas de *take-back* (buscar de volta) e outros relacionados ao gerenciamento dos resíduos ao final da cadeia produtiva, observa-se uma diferença relacionada ao grau de cooperação entre os produtores, quando responsabilizados por esse gerenciamento. Tojo (2003), Lindhqvist (2000) e Federation of Canadian Municipalities (2003) classificam

este grau de cooperação em individual e coletivo. O Quadro 2.3 sintetiza de forma abrangente os conceitos, benefícios e desvantagens da cooperação individual e coletiva.

Quadro 2.3 -Grau de cooperação e suas particularidades

| | Cooperação | |
|---------------------|---|---|
| | Individual | Coletiva |
| Conceito | - O produtor é responsável pelo gerenciamento dos resíduos gerados somente por seus produtos. | - Responsabilidade conjunta pelo gerenciamento dos resíduos do mesmo tipo de produto, independente da marca. |
| Benefícios | <ul style="list-style-type: none"> - Encoraja mudanças no desenho dos produtos, adiciona valor aos resíduos e a reciclagem, colhendo seus benefícios. - Cria uma responsabilidade direta com o produtor. - Flexibilidade. Produtor estabelece seu próprio sistema de gerenciamento. - Redução no número de fases de manuseio do produto ao final de sua vida útil. | <ul style="list-style-type: none"> - Custos do gerenciamento minimizado (partilhado entre os associados). - Cria fundo para suportar a coleta, transporte e processamento dos produtos reduzindo a externalização de possíveis custos. - Banco de dados (mensurar o desempenho). - Possibilidade de acesso de novos produtores. - Processo pode ser gerenciado pelas PRO's. |
| Desvantagens | <ul style="list-style-type: none"> - Consumidores confusos caso as informações acerca dos produtos não sejam claras. - Programas privados, podendo gerar ausência de informações relevantes, dificultando a mensuração da efetividade, por parte das autoridades competentes. - Custos externalizados. Produtor se responsabilizar pelos seus resíduos somente quando esses estão no local de recepção. - Impraticável para produtos órfãos (elevado volume de resíduos, vários atores, pouco espaço de tempo). | <ul style="list-style-type: none"> - Possível ocorrência do comportamento <i>free-ride</i>. - Possibilidade de gerar custos ao consumidor. - Possibilidade de desacelerar o processo de redesenho dos produtos, visto que não incentiva o <i>feedback</i>. - A existência de somente uma PRO poderá criar uma situação de monopólio ocasionando uma fragilidade no compromisso de responsabilidade. |

Fonte: elaboração própria a partir de dados de Tojo (2003), Lindhqvist (2000) e Federation of Canadian Municipalities (2003).

2.2.2- Política Integrada de Produto

Seguindo a tendência mundial, os modelos de governança se tornaram freqüentes e buscam cada vez mais a transparência nos procedimentos operacionais e estratégicos da empresa, o envolvimento dos acionistas no processo de decisão e a promoção de novos instrumentos de gestão baseados na cooperação e na regulação própria. Este novo processo é identificado em certos aspectos no processo de formulação de políticas sociais, econômicas e ambientais.

A IPP, assim como a EPRp, é um princípio de formulação de política relativamente novo. Busca, também, uma abordagem integrada na mitigação dos impactos ambientais. Seu principal objetivo é integrar as considerações ambientais

já na fase de desenho dos produtos, auxiliando os produtores, consumidores e formuladores de política nas escolhas ambientalmente corretas (Brady *et al*, 2003).

Scheer (2005) destaca que, em se tratando de política ambiental, a IPP reflete uma nova tendência: a transformação de “governabilidade” em governança. A mudança de foco enfatizando o ciclo de vida do produto é considerada uma visão problema-orientada, que significa uma identificação aprofundada da existência de desafios ambientais a serem vencidos, conectando-os aos aspectos sociais e naturais que os circundam. Busca o desempenho ambiental dos produtos e serviços combinando integração, comunicação, cooperação e princípios de liderança. Nas políticas ambientais para resíduos perigosos, por exemplo, a minimização da quantidade de resíduos e fontes de emissões processo-orientadas não consegue obter sucesso no sentido de promover produtos e serviços benignos ao meio ambiente em função do foco até então adotado.

A IPP, a princípio, enfatiza o eco-desenho ou Desenho para o meio ambiente, incentivos de mercado, mecanismos de informação (rotulagem), atuando nos elos iniciais do ciclo de vida do produto. O foco no desenho dos produtos é decorrente do elevado índice de geração de resíduos, principalmente os perigosos.

Segundo European Commission (1998), para que o produto tenha sucesso e permaneça no mercado deve responder a inúmeras expectativas relacionadas a preço, qualidade, segurança e objetivos ambientais. Davis e Wilt (1997) e Brady *et al*. (2003), destacam, então, que o desenho do produto é o passo mais crítico deste processo. Nesta etapa são determinadas a natureza e a quantidade de recursos e energia a serem usados, bem como os resíduos a serem gerados. Integram, também, as considerações ambientais no processo de desenvolvimento do produto, o que vinha sendo considerado irrelevante em virtude da ausência de responsabilidade compartilhada. A Figura 2.3 mostra que na fase de pesquisa, observam-se as necessidades do mercado bem como as idéias e tendências. Estas irão contribuir para a elaboração dos cenários e do detalhamento do ciclo de vida do novo produto. Após todo o processo de concepção e desenho, o produto é lançado ao mercado já com todas as considerações econômicas e ambientais relevantes.

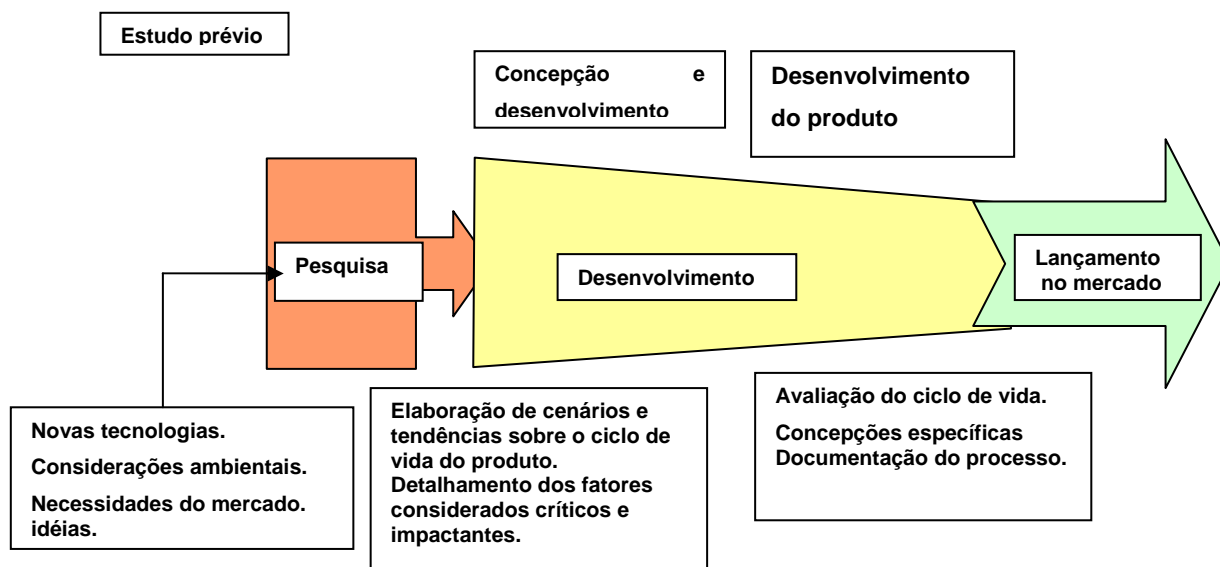


Figura 2.3: Integração do ciclo de vida no desenvolvimento de novos produtos.

Fonte: European Commission, (1998)

A IPP pode ser vista como uma moldura estratégica de longo prazo, implicando em um processo de aprendizagem contínuo entre formuladores de políticas e atores sociais. É baseada em três pilares: observância contínua da persistência dos problemas ambientais, acúmulo de conhecimento sobre os impactos ambientais provenientes dos produtos e serviços e crescimento da importância dos produtos e serviços na economia mundial (Scheer, 2005).

Embora a IPP tenha apresentado alguns resultados positivos, o princípio é recente e necessita suplantar alguns desafios. Segundo European Commission (1998), o primeiro desafio implica na transição da uma abordagem de impactos, tecnologias e características ambientais estritamente localizadas para uma abordagem mais globalizada, envolvendo atores distribuídos em vários países.

O segundo desafio está relacionado ao real reconhecimento de que o produto é o foco principal das políticas ambientais, gerando assim a necessidade de se fortalecer uma estrutura norteada para políticas ambientais integradas e problema-orientadas, que deverão ser mundialmente difundidas.

O terceiro desafio está relacionado ao escopo do produto e aos impactos ambientais, ocasionando *trade-offs* (trocas) entre se promover o mercado interno e assegurar níveis elevados de proteção ambiental. A busca por este equilíbrio deverá estar centrada no crescimento econômico sustentável e em permitir que o mercado incentive a inovação no desenvolvimento de produtos. Cabe ressaltar que estas

estratégias demandam um prazo maior para maturação, implicando em uma implantação de forma gradativa e a médio e longo prazos.

O quarto desafio está relacionado à soberania do consumidor, à diversidade de produtos existentes no mercado, à gama de atores envolvidos na produção e consumo, havendo a necessidade de se conciliar atitudes sociais e riscos ambientais diferenciados.

Finalmente o quinto desafio está relacionado ao novo papel a ser desempenhado pelos formuladores de política, diante desta nova abordagem da governança ambiental. Papel este que busca promover o desempenho ambiental dos produtos e serviços ao longo do seu ciclo de vida, combinando integração, comunicação e cooperação como princípios dirigentes.

Não obstante, os desafios a serem suplantados, a abordagem sob a ótica do ciclo de vida enfatizada por Scheer (2005), considera os aspectos econômicos e ecológicos do produto. Portanto, as políticas híbridas utilizadas devem ter a finalidade de conquistar os objetivos ambientais por meio da interação dos princípios e instrumentos com estratégias sustentáveis de produção e consumo. A Figura 2.4 exemplifica as fases do ciclo de vida do produto (retângulos na cor rosa). Os instrumentos de gestão (retângulos verdes) influenciam e são utilizados nas fases do ciclo de vida, contribuindo para o desenvolvimento de princípios de política ambiental em etapas do plano estratégico (retângulos azuis).

Para Scheer (2005), a IPP deve abranger com mais ênfase as diversas fases do ciclo de vida e de forma integrada, já que o princípio busca uma maior penetração no mercado dos produtos benignos ao meio ambiente, por meio de uma orientação no ciclo de vida, aproximação dos vários acionistas e políticas públicas híbridas. Com a adoção da IPP, há uma tendência de se utilizar abordagens voluntárias, entretanto a utilização conjunta de instrumentos de comando e controle é também necessária, pois é considerada pelo autor como forte estimulador de inovações ambientais nos produtos.

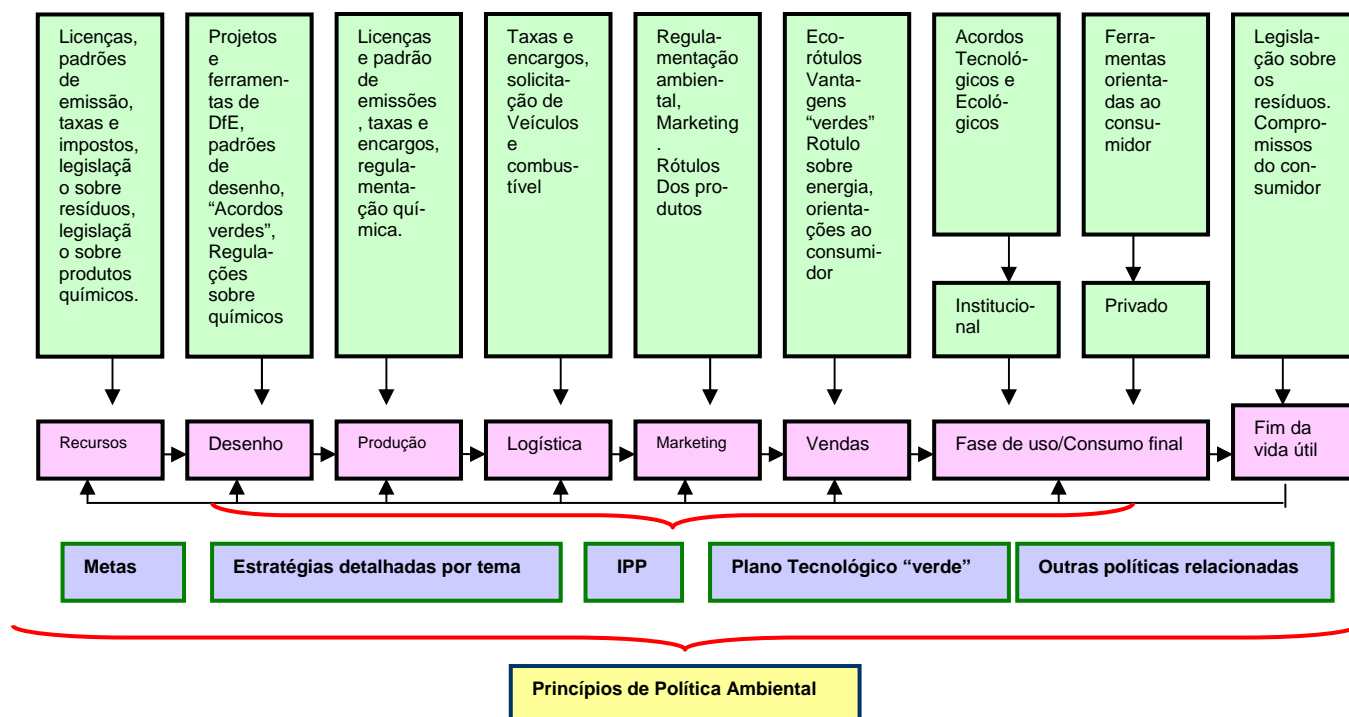


Figura 2.4: Estratégias sustentáveis de produção e consumo.

Fonte: Scheer, Dirk (2005)

A utilização conjunta de instrumentos e princípios na formulação de políticas híbridas estimula a parceria público privada em diferentes níveis dando ênfase tanto ao lado da oferta quanto ao lado da demanda. Um dos principais objetivos é o de promover uma cooperação abrangente no processo e na disseminação de informações acerca das práticas ambientalmente corretas.

Diante dos conceitos apresentados evidencia-se que a IPP complementa e fortalece o princípio da EPRp. Verifica-se que a linha de limite entre as duas definições é tênue. A IPP pode ser considerada não somente como uma inovação em termos de proteção ambiental, mas também como uma nova possibilidade de se integrar políticas ambientais em outras políticas setoriais, visto que sua proposta se caracteriza por uma visão de integração horizontal, transparência e cooperação. Estas características são consideradas fundamentais em se tratando da implantação de programas voltados à gestão de resíduos perigosos.

2.2.3- Aplicação do princípio da Responsabilidade Estendida ao Produto à gestão de resíduos perigosos.

Resíduos perigosos apresentam características qualitativas e quantitativas que os tornam diferenciados em relação ao seu gerenciamento. Em função dessas características, o aumento no volume desses resíduos mal dispostos causa sensíveis danos econômicos e ambientais, elevando os custos tanto para a empresa quanto para a sociedade. Estes danos e custos são considerados heterogêneos o que dificulta, de certa forma, a formulação de políticas públicas para o gerenciamento destes resíduos.

Stavins (1998) destaca que as políticas públicas voltadas ao gerenciamento dos resíduos perigosos devem privilegiar a minimização destes na origem, incentivar a disposição final adequada, compartilhando a responsabilidade ao longo do seu ciclo de vida do produto. Entretanto, Wilson (1996) destaca que embora seja prioridade a ênfase no processo de evitar, minimizar e reciclar os resíduos, a realidade apresentada ainda aponta para um grande volume de resíduos destinado à disposição final.

O problema tende a se agravar para estes resíduos em função do seu elevado risco de contaminação e permanência no meio ambiente. Neste caso, há certa dificuldade em se mensurar todos os possíveis impactos em função da existência de informações assimétricas e incompletas. Tal situação dificulta a elaboração da política, sua implementação, a construção de indicadores e sua avaliação, correndo-se o risco de não atender às expectativas de um menor volume de resíduos levados à disposição final, tornando a política pública ineficaz.

Em função do princípio da EPRp adotar uma visão circular de abordagem do produto, englobando todo seu ciclo de vida, evidencia-se que a sua adoção para a gestão de resíduos perigosos contribui para ocorra a inversão da pirâmide tradicional. Percebe-se, portanto, na figura 2.5 que a ênfase maior está na etapa que permite evitar a produção de resíduos. Apenas o material cuja produção não pudesse ter sido evitada, minimizada, reciclada ou reusada seria levado à disposição final.



Figura 2.5 - Hierarquia de gerenciamento de resíduos suportada por política pública.

Fonte: Wilson (1996)

Desta forma, é fundamental que seja dada uma atenção especial à fase de desenho dos produtos. Para Reinhard e Jonsson (1998), esta fase deverá ser adequada aos propósitos mercadológicos e ambientais. No caso dos resíduos perigosos as características da matéria-prima a ser utilizada e os respectivos danos gerados ao longo do seu ciclo de vida, aliados à interação das responsabilidades, devem ser consideradas. Tem-se, então, a visão problema-orientada de Scheer (2005).

Para Davis e Wilt (1997), a utilização do princípio da EPRp estimula a produção limpa por meio do desenvolvimento de novas tecnologias, incentiva o uso eficiente dos recursos naturais, o armazenamento e manuseio seguro, reuso e reciclagem, influenciando diretamente na escolha do consumidor. Lindqvist (2000) destaca, ainda, que o princípio compartilha responsabilidades e a interação entre elas contribui com o grau de cooperação entre os atores ocasionando resultados ambientais positivos à medida que reduz as falhas de mercado. Essas falhas são consideradas graves em se tratando de resíduos perigosos.

Seguindo este raciocínio, Wilson (1996) destaca que a ausência da imputação de responsabilidades ao produtor pela internalização das externalidades geradas por seus produtos, tende a reforçar o comportamento inadequado. Do lado do consumo não é diferente. A falta de informação leva o consumidor a agir de forma ambientalmente incorreta. Para ambos não faz sentido preocupar-se com

minimização de resíduos pós-consumo, pois entendem este procedimento como sendo um aumento em seus custos, sem retorno de benefícios aparentes.

Probst e Beierle (1999), Sterner (2003) e Perman *et al.* (1999) argumentam que a obtenção de resultados ambientais mais eficazes acerca do gerenciamento dos resíduos perigosos, exige a adoção de políticas híbridas¹⁰, em função da heterogeneidade dos custos de dano e abatimento e a assimetria nas informações. A combinação com instrumentos é perfeitamente aceitável quando se adota a EPRp. Estas políticas devem ter como objetivo a mudança de comportamento e contar com bases legais específicas para geração, tratamento e disposição final.

Os autores consideram que políticas de gerenciamento de resíduos perigosos devem passar por cinco estágios¹¹. Entretanto, recomendam que a política híbrida a ser adotada pelos países deve obedecer ao seu estágio de desenvolvimento para que não ocorra fracasso. Nos países em fases iniciais de implantação de programas para gestão de resíduos perigosos baseados na EPRp deve ser combinada com instrumentos de comando e controle com a finalidade de se minimizar as falhas de mercado e dividir custos, que são considerados elevados para o produtor quando obrigado a implementar sistemas de gerenciamento desses resíduos.

Cabe ressaltar que o instrumento a ser utilizado em consonância com o princípio da EPRp deve enfatizar, primeiramente, a obrigação de se criar estruturas físicas para o gerenciamento dos resíduos perigosos. A ausência de regras claras faz com que as empresas tenham pouca disposição a pagar por uma disposição final adequada. Desta forma, poderá ocorrer um baixo incentivo ao financiamento destas instalações, elevando o risco da ocorrência de danos ambientais.

Outro aspecto a ser considerado, e muito específico para a elaboração de políticas públicas é o estabelecimento de indicadores. Para Granados e Petterson (1999) como alguns indicadores podem ser vistos como uma medida de geração de resíduos perigosos, o processo de construção destes deverá ser baseado em dados e informações precisas que reflitam as reais características perigosas dos resíduos,

¹⁰ Para os autores a política híbrida é feita pela combinação de princípios e instrumentos.

¹¹ Os cinco estágios apresentados por Probst e Beierle (1999) são:

- Identificar o problema e promulgar a legislação;
- Designar uma agência responsável pela implementação da regulação;
- Promulgar regras e regulamentação especificando qual tipo de resíduo a ser trabalhado e o manejo adequado a ser utilizado.
- Fomentar a capacidade de tratamento e disposição final adequados por meio de investimentos públicos, privados ou a combinação dos dois.
- Criar um comportamento de conformidade por parte dos geradores de resíduos perigosos por meio de um programa rigoroso no cumprimento da lei estabelecida.

fazendo-se necessário a abordagem do ciclo de vida do produto proporcionada pela EPRp.

É importante observar que a clareza e a veracidade das informações têm a finalidade de suportar os formuladores de política no processo de decisão acerca da melhor alternativa para o gerenciamento dos resíduos perigosos, envolvendo desde a adoção de tecnologias adequadas a mudança de comportamento dos atores envolvidos, buscando a conformidade aos programas (Wilson,1996 e Probst e Beierle,1999).

A dificuldade no gerenciamento dos resíduos perigosos também é aparente na fase de avaliação. Field (1997) destaca, ainda, haver necessidade de avaliação constante das políticas públicas, com o objetivo de verificar o grau de incentivo aos indivíduos e grupos em relação à redução dos impactos ambientais ocasionados pelas suas atividades no processo de produção e consumo. Esta fase é parte importante no processo quando se tem políticas públicas baseadas na EPRp pois o princípio possibilita possíveis reajustes nas ações adotadas.

Sob este enfoque, o princípio da EPRp tem sido usado para promover um controle mais específico do gerenciamento de resíduos perigosos como pilhas, baterias, produtos contendo mercúrio, pneumáticos dentre outros, em virtude da complexidade da situação, favorecendo, também, o acompanhamento dos problemas de disposição ilegal (OECD, 2005).

Capítulo 3

Eficácia Dinâmica Estendida como critério de avaliação de políticas públicas.

Granados e Peterson (1999) destacam que o ciclo de formulação políticas ambientais voltadas ao gerenciamento de resíduos perigosos deve compreender as etapas de identificação do problema, formulação da política, implementação e, finalmente, o processo contínuo de avaliação. Entretanto, Sterner (2003) pondera que muito esforço tem sido feito nesse sentido, embora se perceba que algumas vezes a política é mais simbólica que efetiva, ampliando ainda mais a necessidade de avaliação.

Neste capítulo, busca-se detalhar o processo de desenho e escolha de políticas públicas, bem como propor um critério de avaliação adequado à gestão de resíduos perigosos.

3.1- O desenho e o processo de escolha da política ambiental para a gestão de resíduos perigosos.

Tendo como ponto de referência os impactos decorrentes dos processos de produção e consumo, os formuladores de políticas públicas buscam minimizar a geração de resíduos ao longo do processo produtivo por meio das políticas ambientais. Jacobs (1995) destaca que, em termos gerais, o desenho das políticas ambientais deve ser considerado como um processo composto por duas etapas: a primeira, consistindo na definição do nível de proteção da resiliência¹² do sistema, por meio do estabelecimento de metas para os indicadores ambientais em questão; e a segunda buscando estimular a atividade econômica de modo que esta não exceda as metas estabelecidas.

¹² Segundo Mueller (2002,p.7) : “O meio ambiente, por sua vez, possui certa resiliência, ou seja, certa capacidade de se auto-regular das agressões do sistema econômico. Entretanto, esta resiliência tem limites. Uma agressão muito forte pode produzir, se não rupturas, pelo menos situações críticas. O comprometimento da resiliência do meio ambiente pode provocar situações irreversíveis, afetando dramaticamente o funcionamento do sistema econômico.”

Obedecendo às etapas identificadas por Jacobs (1995), o desenho e a implementação de políticas ambientais, em termos de seleção e utilização de princípios e instrumentos, também não devem ser considerados um processo mecânico alheio aos objetivos ambientais e à qualidade dos agentes envolvidos. Ao contrário, Huppés e Simonis (2001) argumentam que tais instrumentos devem ser estruturados com a finalidade de fomentar mudanças de atividades sociais relacionadas aos objetivos ambientais propostos. Sterner (2003) compartilha com a argumentação apresentada pelos autores, entretanto destaca que a escolha de instrumentos para a formulação de políticas deve, também, contemplar a minimização das falhas de mercado dentre elas: as externalidades e as conseqüências da incerteza e das informações assimétricas.

Como os instrumentos devem ser considerados mecanismos de ordem social capazes de ordenar as relações entre os atores e os objetivos ambientais, Huppés e Simonis (2001) e Probst e Beierle (1999) reforçam que durante o processo de escolha, deve ser mais fortemente considerada a capacidade dos instrumentos de provocarem uma mudança de comportamento ajustado a estes. Para isso, os autores propõem que durante este processo sejam buscadas respostas para quatro dimensões: quem influencia quem; qual o mecanismo de influência; o que está sendo influenciado; qual o objetivo operacional. O Quadro 3.1 busca detalhar alguns pontos principais a serem observados para cada questionamento.

Quadro 3.1: Dimensões consideradas no processo de formulação de políticas

| DIMENSÕES | OBSERVAÇÕES/CARACTERÍSTICAS |
|--|---|
| Quem influencia quem? | Governo, agentes privados (indivíduos, firmas e organizações). |
| Qual o mecanismo de influência? | Como um ator influencia o outro. Abrange: limitações; opções adicionais; mecanismos de influência; influências de mercado; mecanismos que levam a uma avaliação diferenciada do fluxo de saídas; mecanismos que favorecem mudanças institucionais. |
| O que está sendo influenciado? | As características do objeto que está sendo influenciado: produto químico, produto final, processo produtivo, matéria-prima, recurso natural. |
| Qual o objetivo operacional? | Qualidade ambiental, melhoramento ambiental com pequenos sacrifícios sociais e econômicos, melhoria de processos, ponto da cadeia produtiva a ser atingido. |

Fonte: Elaboração própria baseada nos dados de Huppés e Simonis (2001).

Essas quatro dimensões principais são de caráter geral. São componentes de um processo integrado de análise e iguais em todo mundo, sendo diferenciadas pelos aspectos culturais e o pelo estágio de desenvolvimento de cada país.

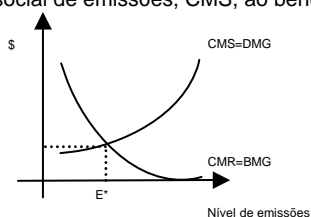
A escolha dos instrumentos, dos princípios e dos indicadores está diretamente relacionada ao nível de informação sobre dos custos e benefícios sociais¹³. Pindyck e Rubinfeld (2002) e Sterner (2003) consideram que a qualidade das informações acerca dos custos e benefícios sociais disponíveis aos órgãos reguladores influencia o processo de escolha de um ou outro instrumento. Esta escolha irá refletir, de forma direta, na eficácia da política pública.

Sob a ótica do agente poluidor, a utilização de instrumentos distintos gera estímulos diferenciados em relação ao nível de informação a ser disponibilizada por este, aos formuladores de políticas públicas. Este comportamento, além de buscar o benefício do próprio poluidor, dificulta tanto o processo de identificação das quatro dimensões apresentadas por Huppel e Simonis (2001), quanto à escolha de instrumentos, princípios e indicadores que compromete a formulação, a implantação e a avaliação da política pública.

Outro aspecto importante a ser observado é referente à homogeneidade e à heterogeneidade dos custos e benefícios sociais. Sterner (2003) destaca que, também neste caso, a preferência por um ou outro instrumento dependerá necessariamente do grau de incerteza em relação às informações disponíveis sobre os formatos das curvas de custos e benefícios sociais. O Quadro 3.2 sintetiza a recomendação apresentada por Sterner (2003) em relação à seleção de instrumentos de políticas considerando-se a característica de heterogeneidade e homogeneidade dos custos de abatimento e danos ambientais.

Quadro 3.2: Seleção de Instrumentos de Política com Custos de Abatimento e de Dano homogêneos e heterogêneos.

¹³ Pindyck e Rubinfeld (2002) e Mueller (2001) tomam como referencial o gráfico para a explicação para custos e benefícios ambientais, assim descritos: o eixo horizontal representa o nível de emissões de poluentes pela fábrica e o eixo vertical o custo por unidade de emissão. Os autores consideram as premissas de que a decisão de produção e a decisão relativa às emissões são independentes e que a empresa já escolheu seu nível de produção que maximiza os seus lucros. A empresa, entretanto, está apta a escolher o nível de emissões que lhe convém. A curva indicada por CMS representa o custo marginal social (dano marginal) das emissões de seus poluentes. Esta representa o prejuízo adicional associado às emissões de poluentes da fábrica. Sua inclinação é ascendente porque o custo marginal social da externalidade cresce à medida que esta aumenta. A curva denominada CMR é o custo marginal de redução (benefício marginal) da poluição. Esta mede o custo adicional que a empresa terá para instalar equipamentos de controle de poluição. Sua inclinação é descendente porque o custo marginal de redução de poluentes é baixo quando a quantidade de poluição a ser reduzida é pequena, mas poderá se tornar alto quando a quantidade de poluição a ser reduzida for considerável. O nível eficiente de emissões é o nível que iguala o custo marginal social de emissões, CMS, ao benefício associado ao custo mais baixo de poluição, CMR, indicado no gráfico no ponto E*.



| | Custo Homogêneo do Dano | Custo Heterogêneo do Dano |
|--|--|--|
| Custo de abatimento Homogêneo | <ul style="list-style-type: none"> ▪ Qualquer política | <ul style="list-style-type: none"> ▪ Permissões individuais, zoneamento e outras restrições. |
| Custo de abatimento Heterogêneo | <ul style="list-style-type: none"> ▪ Taxas, impostos, permissões negociáveis. | <ul style="list-style-type: none"> ▪ Preços diferenciados para matéria-prima, permissões específicas em locais específicos. |

Fonte: Sterner (2003, p. 145).

Os resíduos perigosos geram tanto uma poluição fluxo quanto de estoque¹⁴ e enquadram-se no contexto de custos de abatimento e dano heterogêneos. Por apresentarem heterogeneidade nos custos, exigem a adoção de instrumentos, de certa forma, diferenciados. Essa diferenciação, quando mal dimensionada, poderá contribuir para resultados negativos necessitando que os efeitos dos poluentes no meio ambiente sejam observados tanto em relação ao seu grau de periculosidade quanto ao nível de emissões.

Sob essa ótica, Sterner (2003) considera a adoção de preços diferenciados para cada tipo de matéria-prima e a adoção de permissões e padrões mais adequados, quando se considera inclusive as características locais e específicas de cada poluente. No entanto, Perman et al. (1999) comungam com os demais autores e consideram o acesso às informações corretas como fator de maior relevância no contexto. Reforçam ainda, que o agente regulador deve intervir, de forma incisiva, buscando estimular o fornecimento de informações concretas e corretas, com a finalidade de reduzir o estoque de incertezas e garantir a eficácia das políticas públicas.

Ainda em relação ao acesso às informações simétricas, outro aspecto a ser observado em relação aos resíduos perigosos é o conhecimento do custo de monitoramento tanto dos resíduos domésticos quanto dos que ingressam as fronteiras com classificação adulterada proveniente de países desenvolvidos. Embora pela Convenção da Basileia a exportação de resíduos perigosos para países em desenvolvimento seja proibida, tal fato ocorre e é pautado na fragilidade do monitoramento e inspeção por parte do Governo e empresas que os recebem. A Convenção exige que todas as informações referentes às transações ocorridas sejam fornecidas, entretanto isto nem sempre acontece. Dessa forma, o custo do

¹⁴ Perman e outros (1999) e Mueller (2001) consideram poluição de fluxo aquela em que o dano é resultado apenas do fluxo de resíduos, que não se acumulam no meio ambiente. Se a taxa de emissão do mesmo for a zero, não ocorrerá mais poluição. A poluição de estoque ocorre quando o nível de emissões excede a capacidade de assimilação pelo meio ambiente, ocasionando uma "reserva" de poluente pois esse se acumula, como os metais pesados, e alguns produtos químicos sintéticos.

monitoramento também deve ser um requisito a ser considerado tanto na formulação de política pública quanto na sua avaliação.

Além dos aspectos destacados, Peterson e Granados (1999) consideram que o estabelecimento de indicadores suporta o desenho de políticas públicas e é muito específico para gestão de resíduos perigosos. Jacobs (1995) sugere a adoção de indicadores primários e secundários. Os primários estariam relacionados à quantidade e qualidades chaves existentes e mensuráveis relacionadas ao meio ambiente, e os secundários baseados nos fluxos de entrada e saída dos indicadores primários.

Segundo Granados e Peterson (1999), para os resíduos perigosos, do ponto de vista técnico, a hierarquia dos elementos de gerenciamento deve ser conhecida em virtude desses também envolverem uma gama de assuntos relacionados aos efeitos no meio ambiente e na saúde humana.

A necessidade do conhecimento da hierarquia se dá em virtude da existência de dois problemas associados ao estabelecimento dos indicadores: as diferentes definições regionais do que vem a ser resíduo perigoso e os dados insuficientes acerca de volume, características, importação, exportação e disposição final, conforme detalhado na Figura 3.1. Fica evidenciado que as informações assimétricas e incompletas afetam de forma direta o desenvolvimento e a adoção de indicadores nos diferentes níveis propostos.

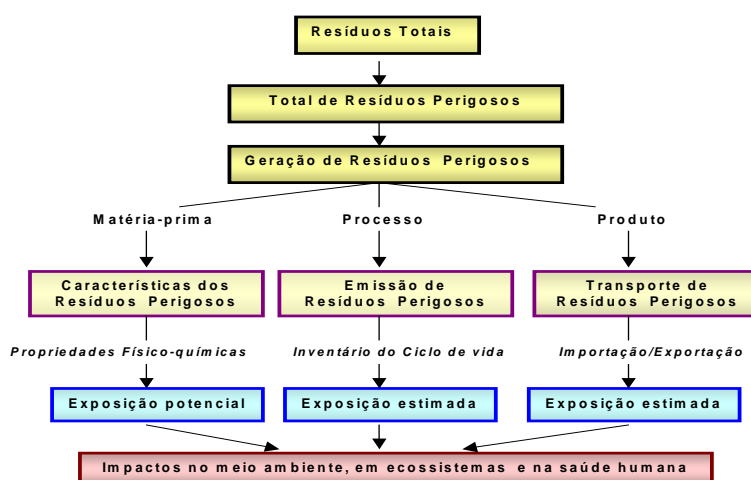


Figura 3.1: Hierarquia dos elementos de gerenciamento de resíduos perigosos do ponto de vista técnico.

Fonte: Granados e Peterson (1999)

Peterson e Granados (1999), recomendam o desenvolvimento e a implementação de indicadores ambientais a nível local, nacional e internacional.

Alguns têm sua elaboração baseada numa variação do modelo PSR - (Pressure-State-Response). Entretanto, alguns autores incluem a variável *Impact* (impacto) em sua análise, passando então ao modelo PSRI – (Pressure-State-Response-Impact). A figura 3.2 sintetiza um modelo PSR, no qual se baseia a formulação de indicadores em modelos PSRI, que adicionam a variável impacto a sua análise.

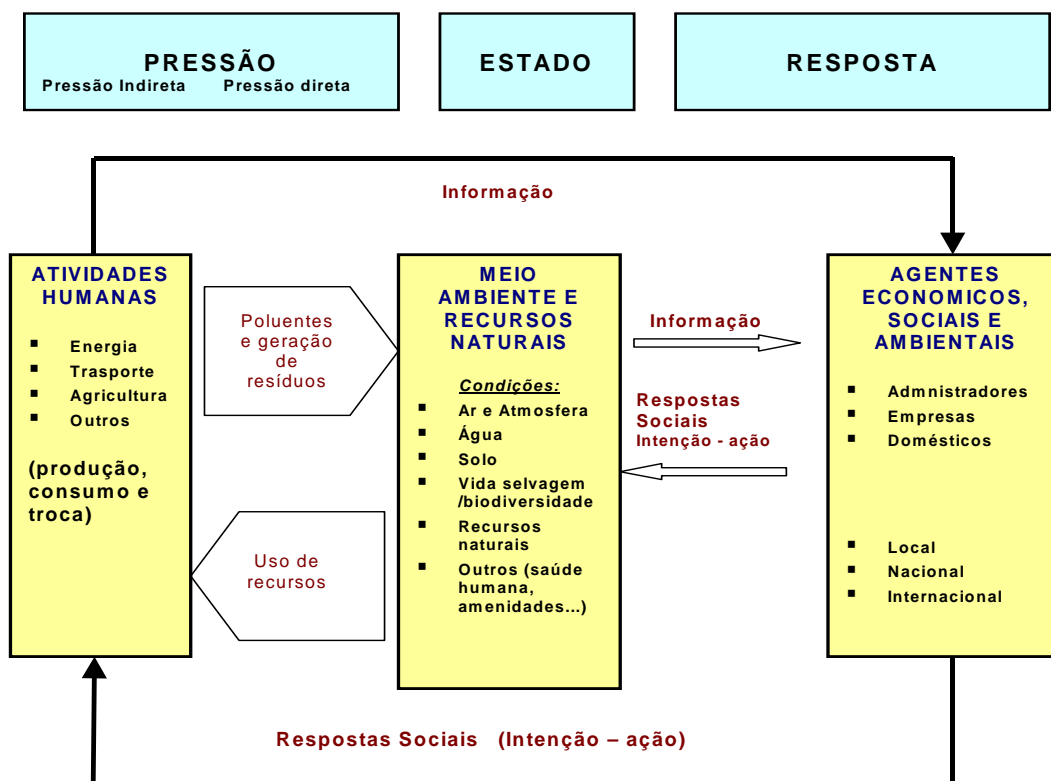


Figura 3.2: Moldura do Modelo Pressão-Estado-Resposta

Fonte: OECD Environmental Indicators , 2003.

Segundo OECD (2003), o modelo considera que as atividades humanas exercem uma pressão no meio ambiente (Pressão) que afeta a qualidade e a quantidade dos recursos naturais (Estado); a sociedade responde a essas mudanças por meio da economia, formulação de políticas setoriais, nacionais e por meio de mudanças de comportamento (“Resposta Social”). Retrata uma relação de causa e efeito que irá auxiliar os formuladores de políticas a considerarem o meio ambiente, a economia e os demais assuntos correlacionados ao contexto da formulação dos indicadores.

Analisando os impactos ambientais (I) provenientes da produção e consumo pela ótica do modelo, observa-se que o estágio das respostas sociais (R) irá

demonstrar a extensão das respostas da sociedade aos assuntos relacionados ao meio ambiente. Referem-se a ações e reações individuais e coletivas cujos objetivos são os de: mitigar, adaptar ou prevenir a intervenção humana negativa no meio ambiente; deter ou reverter o dano ambiental já ocorrido; preservar e/ou conservar a natureza e os recursos naturais. Tais objetivos irão gerar ações relacionadas a gastos, taxas e subsídios ambientais, serviços ambientalmente corretos, padrões de abatimento e controle de poluição, dentre outros (OECD, 2003).

OECD (2003) destaca que os indicadores são utilizados para várias finalidades e que a sua utilização nas questões relacionadas ao meio ambiente deve obedecer a alguns critérios, conforme Quadro 3.3.

Quadro 3.3: Critérios para seleção de indicadores ambientais

| Critério | Objetivo |
|---|--|
| <ul style="list-style-type: none"> ▪ Relevância política e utilidade para os usuários | <ul style="list-style-type: none"> - Promover representativamente as condições ambientais, pressão no meio ambiente ou respostas sociais. - Ser simples, capaz de ser implementado e demonstrar capacidade de mudanças ao longo do tempo. - Ser responsável por mudanças no meio ambiente e nas atividades humanas. - Promover base de dados para comparações internacionais. - Ser ao mesmo tempo local e capaz de adaptar-se a maiores cenários. - Ter um patamar que propicie comparação possibilitando o acesso aos valores a eles associados. |
| <ul style="list-style-type: none"> ▪ Análise interativa | <ul style="list-style-type: none"> - Ser bem formulado em termos técnicos e científicos. - Basear-se em padrões e consensos internacionais. - Estar vinculado a modelos econômicos, modelos preventivos e de informações. |
| <ul style="list-style-type: none"> ▪ Mensuração | <ul style="list-style-type: none"> - prontamente avaliável ou se tornar avaliável mediante a análise custo/benefício. - Ser documentado adequadamente. - Atualizados em intervalos regulares de acordo com os procedimentos estabelecidos. |

Fonte: Elaboração própria a partir de dados de OECD, 2003.

Resíduos perigosos envolvem uma gama variada de assuntos ambientais, técnicos, de saúde, político e financeiro. Desse modo, sendo os agentes reguladores os maiores usuários dos indicadores, eles necessitam de informações integradas para que as escolhas possam ser avaliadas durante os processos de troca entre meio ambiente, saúde humana, geração dos resíduos perigosos, indústria nacional, em suma, todo o sistema econômico. Comungando com a visão de Huppés e

Simonis (2005), Granados e Peterson (1999) consideram que, no caso dos resíduos perigosos, o detalhamento maior das informações buscando identificar as dimensões a serem consideradas na escolha de instrumentos de política, poderá garantir a eficácia da política pública, conforme demonstra o Quadro 3.4.

Quadro 3.4: Classificação das características relevantes para a construção de indicadores de resíduos perigosos e possíveis respostas

| Categorias | Especificações | Respostas |
|--|--|--|
| ▪ Propriedades dos Resíduos Perigosos | <ul style="list-style-type: none"> - Propriedades físicas. - Propriedades químicas. - Toxicidade. - Nível de contaminação. | <ul style="list-style-type: none"> - Desenvolvimento de instrumentos econômicos. - Locais adequados para a disposição final. - Desenvolvimento de legislação. - Taxas para o tipo de impacto gerado. - Redesenho de produtos. - Prevenção do tráfico ilegal. - Redução de produtos com alto grau de toxicidade. - Desenvolvimento de tecnologias mais limpas. - Estratégias de prevenção da poluição. |
| ▪ Ciclo de vida | <ul style="list-style-type: none"> - Geração. - Manipulação. - Reciclagem/recuperação/reuso. - Transporte (exportação/importação). - Tratamento incluindo disposição final. | |
| ▪ Impactos | <ul style="list-style-type: none"> - Na saúde humana. - No meio ambiente. - Nos ecossistemas. | |

Fonte: Elaboração própria a partir de dados de Granados e Peterson (1999).

Para Granados e Peterson (1999), o desenvolvimento de indicadores para gestão de resíduos perigosos deve refletir ações passadas presentes e futuras, havendo a necessidade de uma interação entre os agentes reguladores, econômicos e a comunidade. Tais aspectos demonstram a necessidade dos indicadores possuírem o caráter dinâmico capaz de gerar mudanças na estrutura industrial.

Neste contexto, Sterner (2003), Baumol e Oates (1979) e Huppel e Simonis (2003) destacam que o processo de formulação de políticas públicas eficazes requer a combinação de uma ou mais políticas. Consideram essa combinação como uma política híbrida capaz de reduzir o risco de grandes erros. Partindo-se da premissa de que a gestão de resíduos deixa de ser meramente um serviço público e passa a categoria de política pública, há a necessidade de se envolver os agentes econômicos no processo, favorecendo a inclusão do Princípio da EPRp na

formulação das mesmas. Para Sterner (2003) a utilização da EPRp está relacionada ao cumprimento de objetivos e incentivo ao consumo consciente.

Assim, políticas híbridas e integradas não devem ser vistas apenas como ferramentas utilizadas pelos órgãos reguladores para influenciar diretamente o comportamento privado, mas sim para guiar os comportamentos e as relações entre todos os agentes envolvidos no processo de produção e consumo, com efeitos nas entradas e saídas do sistema econômico e reflexos ao longo do ciclo de vida do produto.

3.2. A necessidade de avaliação de políticas ambientais

As políticas públicas tendem a apresentar uma lacuna entre o resultado efetivo e o esperado em função das falhas de mercado e de governo, havendo a necessidade de ser constantemente avaliadas (Huppel e Simonis, 2003). No caso das políticas que adotam como norteador o princípio da EPRp, uma avaliação objetiva e transparente baseada na experiência da operacionalização dos programas poderá auxiliar a identificação de áreas propensas a apresentarem problemas, favorecendo a adoção de ações imediatas com o objetivo de conter os impactos possíveis de serem ocasionados.

OECD (2005) destaca que o processo de avaliação de políticas gera os seguintes benefícios:

- evidencia a *performance* dos instrumentos de política auxiliando na administração da política corrente e contribuindo para ajustes futuros;
- promove a escolha de instrumentos para políticas futuras;
- evidencia o real funcionamento da política, asseguram se as mesmas traduzem os seus reais objetivos;
- contribui para uma melhor comunicação entre os agentes envolvidos sobre o propósito, operação e os efeitos da política.

Cada um dos benefícios oriundos do processo de avaliação poderá contribuir para um melhor desenho e implementação das políticas ambientais posteriores. Além disso, devem também ser considerados os benefícios gerados por meio da difusão das experiências dos países em fases mais adiantadas.

O processo de avaliação pode ser efetuado obedecendo dois tipos de análise: *ex-ante* e *ex-post*. Para OECD (1997) e OECD (2005) uma avaliação *ex-ante* é aquela baseada em previsões de cenários, simulações e estudos. Busca quantificar os custos e benefícios ao se adotar um instrumento para a formulação de uma política ambiental. A avaliação *ex-post* é baseada no real desempenho e conseqüências da experiência da política. É capaz de fornecer respostas concretas acerca do desempenho das políticas em relação aos seus objetivos.

Baseados na análise *ex-post*, Huppes e Simonis (2001) e OECD (2005) destacam a necessidade de se definir uma moldura de avaliação de políticas ambientais. A moldura a ser construída deverá ser baseada em quatro pilares principais: reguladores, regulados, sociedade e meio ambiente. Esses quatro pilares têm a finalidade de definir as bases estruturais para se verificar o modelo e o funcionamento das políticas ambientais. OECD (2005) enfatiza que, na avaliação de políticas baseadas na EPRp, a construção da moldura de análise deverá incorporar, além dos quatro pilares principais as características locais, possíveis alternativas de políticas, tempo e objetivos. Recomenda ainda que a moldura conceitual seja definida de forma detalhada para que a incidência de erros seja minimizada.

O passo seguinte à definição da moldura de análise é a escolha dos critérios de avaliação dos instrumentos de política. Huppes e Simonis (2001) consideram os critérios divididos em três categorias: primeira ordem (avaliando resultados); segunda ordem (avaliando competitividade) e estratégicos (aspectos culturais e econômicos).

Quadro 3.5: Critérios para se avaliar instrumentos de Política

| CRITÉRIOS | | |
|---|--|--|
| Primeira Ordem | Segunda Ordem | Estratégico |
| <ul style="list-style-type: none"> - Efetividade. - Eco-eficiência. - Justiça distributiva <ul style="list-style-type: none"> ▪ Inter e Intragerações. - Igualdade. | <ul style="list-style-type: none"> - Aceitabilidade política e social, considerando capacidade administrativa. - Mudanças limitadas na competitividade. - Incentivo ao desenvolvimento tecnológico sustentável. | <ul style="list-style-type: none"> - Ajustável à moldura analítica estruturada para a política pública. - Ajustável aos aspectos sociais. - Ajustável aos aspectos de desenvolvimento cultural. - Ajustável aos aspectos de desenvolvimento econômico. |

Fonte: Huppes e Simonis (2001, p. 17)

Huppes e Simonis (2001) consideram ainda que a ocorrência de um julgamento negativo dos instrumentos de política por parte dos agentes compromete sua legitimidade, dificultando a adesão e adequação ao programa (comportamento de conformidade). No entanto, classifica o critério de aceitação política como um critério

de segunda ordem. Probst e Beierle (1999) também consideram adequada a exigência do comportamento de conformidade, no entanto defendem que este critério é eminentemente de primeira ordem, ou seja, argumentam que o sucesso de políticas de gestão de resíduos perigosos baseadas na EPRp requer que, primeiramente, ocorra aceitação por partes dos agentes envolvidos. A consideração adotada pelas autoras será a considerada neste trabalho.

3.3. Eficácia Dinâmica Estendida como critério de avaliação.

A literatura apresenta eficiência dinâmica, de Palmer e Walls (1999), e eficácia dinâmica, de Teixeira (2003), como critérios de avaliação de políticas públicas. Ambos, entretanto, não contemplam satisfatoriamente aspectos cuja avaliação seja fundamental na gestão de resíduos perigosos. Estabeleceu-se, então, nesta dissertação, um novo critério de avaliação para resíduos perigosos: a eficácia dinâmica estendida. Esta inovadora perspectiva traz como sub-critérios da eficácia dinâmica estendida: a eficácia, a aceitação política e o incentivo ao esforço máximo.

A composição deste critério visa a avaliar programas baseados na EPRp. OECD (2005) destaca que as políticas ambientais baseadas nesse princípio são desenvolvidas de acordo com as características locais, o que torna necessária uma avaliação diferenciada para cada programa englobando o contexto em que está sendo desenvolvida. A composição escolhida para o critério da eficácia dinâmica estendida é considerada pertinente para a avaliação das políticas em países distintos por serem considerados critérios de caráter abrangente em termos ambientais.

Desse modo, a eficácia dinâmica estendida de uma política ambiental baseada no princípio da EPRp deverá contemplar o alcance simultâneo dos resultados ambientais (eficácia), favorecer o comportamento de conformidade (aceitação política) por parte dos agentes envolvidos no ciclo de vida do produto e incentivar a melhoria e a difusão tecnológica (incentivo ao esforço máximo). O critério proposto apresenta um caráter dinâmico também derivado do conceito de eficiência e eficácia dinâmica anteriormente citados. Um critério dinâmico, segundo OECD (1997), é aquele que provê incentivos para pesquisa e desenvolvimento de tecnologias

capazes de reduzir a poluição. Sterner (2003) e Russell e Powell (1996) destacam-no como eficiência intertemporal, capaz de identificar o quanto o instrumento de política encoraja o uso eficiente dos recursos, quando se depara com mudanças exógenas como as tecnológicas e o nível de preço. Desta forma, pela própria caracterização dos resíduos perigosos e da definição do critério, sua utilização é de grande relevância na avaliação da eficácia de políticas ambientais.

Nas seções a seguir serão definidos os componentes do critério, justificando a escolha de cada um, em função de sua aplicabilidade na gestão de resíduos perigosos.

3.3.1- Eficácia

Eficácia é o critério utilizado para avaliar se os objetivos / metas estabelecidos(as) podem ser atingidos com um elevado grau de certeza (Jacobs,1995). Para o autor, a eficácia das políticas públicas está diretamente relacionada à escolha e à combinação do princípio e do instrumento de política. Destaca ainda que o critério da eficácia possibilita ajustes na política após cada processo de avaliação.

Em se tratando de resíduos perigosos é necessário que a eficácia seja dinâmica, pois os danos causados por esses resíduos são de caráter intertemporal Sterner (2003). O critério da eficiência baseia-se na relação existente entre a heterogeneidade dos custos de abatimento e do dano ambiental. Esta relação irá influenciar a escolha dos princípios e instrumentos com o objetivo de alcançar as metas propostas. Os resíduos perigosos apresentam heterogeneidade nos custos de abatimento e de dano ambiental. Considerando-se custo do dano heterogêneo, o dano em si causado por certo poluente varia dependendo do espaço, tempo, densidade populacional e outros fatores considerados peculiares a cada um. Tal variação poderá comprometer, de forma significativa, a eficácia do programa. Essa variação irá influenciar diretamente a escolha de um princípio que estenda a responsabilidade ao longo do ciclo de vida do produto, como forma de minimizar os impactos ambientais.

Em se tratando da avaliação de políticas para resíduos perigosos, o princípio da responsabilidade estendida tipicamente leva às mudanças significativas em relação ao volume de lixo disposto em aterros sanitários e incinerado, incentivando também a reciclagem (OECD,2005). Desta forma, por exemplo, se os objetivos previamente estabelecidos de se atingir certos percentuais de reuso e/ou reciclagem forem alcançados, significa que a política é eficaz.

No caso dos resíduos perigosos, observa-se que as políticas são fortemente desenhadas levando-se em consideração instrumentos de comando e controle, o que muitas vezes não conduz à eficácia. Field (1997) aponta uma fragilidade na adoção desses instrumentos quando se busca uma mudança de comportamento, discordando de Probst e Beierle (1999). O autor destaca que, na maioria das vezes, assume-se um raciocínio simplista de considerar que os poluidores irão automaticamente cumprir o que é estabelecido por lei, em função das penalidades impostas. Entretanto, tal comportamento não é freqüentemente observado nem mesmo em países com tradições legais e institucionais fortes.

Perman *et al.* (1999), de forma diferenciada, destacam que a eficácia dos instrumentos de comando e controle está relacionada à responsabilização legal do poluidor pelo dano causado ao longo do ciclo de vida do produto, ou seja, da concepção do produto até a disposição final do resíduo, no contexto do princípio da responsabilidade estendida. Os autores destacam, ainda, que a execução das leis (instrumento de comando e controle) para este fim exige recursos como qualquer outra atividade. Os custos de execução da lei constituem uma parte importante nos programas de qualidade ambiental, o que poderá ser comprometido visto que as entidades governamentais enfrentam restrições orçamentárias juntamente com responsabilidades crescentes.

Perman *et al.* (1999) e Field (1997) apresentam visões similares, entretanto Field (1997) destaca que requisitos importantes capazes de garantir a eficácia dos princípios e instrumentos de política são: incentivos e desincentivos proporcionados pelo órgão regulador e demais atores envolvidos no processo, a estrutura e capacidade de monitoramento das condições ambientais e a imposição de sanções aos violadores por parte das autoridades públicas. Com o monitoramento verifica-se o comportamento do poluidor face ao que foi estabelecido por lei. Havendo violação, as autoridades públicas usam da sanção para puní-los. Neste contexto, a política será eficaz se conseguir atingir seus objetivos ambientais.

Field (1997) ressalta a existência de um paradoxo destacando que quanto maior a sanção para um comportamento que tenha como consequência externalidades negativas, haverá uma maior reticência por parte dos tribunais em aplicá-las, o que irá favorecer os agentes econômicos a concentrarem esforços no sentido de encobrirem suas violações. Deste modo, esta atitude irá comprometer a eficácia de qualquer política voltada à gestão de resíduos perigosos. Os agentes reguladores devem concentrar esforços no sentido de minimizarem tal comportamento, buscando garantir a eficácia das políticas públicas.

3.3.2- Aceitação Política

Segundo Baumol e Oates (1979), é o critério que avalia se a política pública será de fácil aceitação por parte dos agentes públicos e privados. Nogueira e Pereira (1999) consideram que esse critério está diretamente relacionado à liberdade de escolha dos agentes, sendo mais aceitos os instrumentos que favorecem mais opções para o equacionamento do problema ambiental.

Sterner (2003) destaca que, muitas vezes, a primeira decisão relevante em relação às questões ambientais é feita justamente por meio da escolha dos consumidores, observando as informações acerca dos impactos ambientais provenientes do consumo de determinados produtos. Tal comportamento por parte do consumidor leva os órgãos reguladores a responsabilizarem instituições para que as informações necessárias inerentes a seus produtos sejam disseminadas e bem interpretadas pelos consumidores.

Entretanto, prover informações é oneroso e de difícil monitoramento. Para Sterner (2003), quando o monitoramento das fontes de informação é difícil e limitado, o seu fornecimento deve ser otimizado por meio do estabelecimento de um padrão a ser seguido, inclusive buscando detalhar o ciclo de vida do produto, e utilizando-se de certo tipo de penalidade para informações falsas ou omitidas.

No que se refere aos resíduos perigosos, o fornecimento de informações poderá gerar dois tipos de reações por parte dos consumidores. Poderá atingir o objetivo de informar o consumidor sobre seus riscos inerentes a estes resíduos, causando apenas uma reação de maior cuidado ou poderá inibi-lo quanto ao uso de

outros produtos contendo resíduos não tão perigosos assim. Uma ou outra reação irá depender do modo pelo qual as informações forem transmitidas. As informações devem ser fornecidas com cautela para que não se tenha um efeito negativo. É importante observar que para certos tipos de resíduos perigosos, a informação em demasia poderá causar certa resistência por parte do indivíduo em relação ao consumo de tal produto. Tal atitude poderá comprometer a política implementada e o comportamento de conformidade por parte dos agentes econômicos.

Compartilhando com a argumentação de Sterner (2003), Huppel e Simonis (2001) destacam que o consumidor julga a política pública sob a ótica de seus valores morais. Se esta política agride estes valores, a legitimidade dos princípios e instrumentos utilizados para a sua formulação será comprometida. Sob esse enfoque, fica evidenciado que a aceitação política desses princípios e instrumentos é fator relevante para a eficácia da política pública (Probst e Beierle, 1999).

Outro aspecto a ser observado em relação ao critério de aceitação política é o custo envolvido no processo de adequação à política pública, tanto para o consumidor quanto para o produtor. Para OECD (2005), embora as políticas públicas baseadas na EPRp apresentem uma variação em função das características inerentes a cada país, trazem em si elementos comuns como operações de coleta de resíduos, metas de redução e taxaço de insumos, o que muitas vezes gera custos aos agentes econômicos envolvidos, comprometendo o comportamento de conformidade.

Sterner (2003) destaca que o tempo necessário para a empresa adequar-se à política pública também deve ser considerado, pois representa um custo de oportunidade. Embora argumente que a empresa deva ajustar o tempo necessário, o autor destaca que o relaxamento nesse requisito poderá comprometer a sua adequação à política pública. A minimização do problema poderá ocorrer por meio da combinação adequada do instrumento. Em alguns casos é necessário que os agentes reguladores adotem incentivos financeiros para obtenção de uma mudança de comportamento por parte dos poluidores. A falta desse incentivo ao setor privado poderá acarretar um comportamento violador, dependendo do estágio de desenvolvimento e implantação das políticas ambientais (Probst e Beierle, 1999).

O estímulo ao comportamento de conformidade gera mudança de cultura, o que favorece a eficácia dos instrumentos de política. Probst e Beierle (1999) destacam ainda que, para o gerenciamento de resíduos perigosos, o incentivo à

aceitação política é o critério imprescindível para o sucesso de uma política pública, que poderá ser fortemente comprometida caso o comportamento de conformidade não ocorra.

3.3.3- Incentivo ao Esforço Máximo

Baumol e Oates (1979) definem o critério do incentivo ao esforço máximo como sendo o que avalia o quanto o instrumento estimula os agentes econômicos a aprimorarem continuamente os processos e tecnologias visando à minimização dos impactos ambientais ocasionados por suas atividades.

Llorens (2001) destaca que a seqüência de inovações tecnológicas de caráter racional é fundamental para a explicação da dinâmica da economia. A prioridade concedida à inovação tecnológica irá permitir a transição, a partir das vantagens comparativas de caráter estático, baseadas na dotação de fatores, para vantagens comparativas dinâmicas¹⁵, que consistem em melhorias de produtividade, qualidade e diversificação de bens e serviços. Sendo o desenvolvimento tecnológico de caráter intertemporal, ou seja, dinâmico, o entendimento de como os princípios e instrumentos de formulação de política afeta a inovação tecnológica voltada ao controle da poluição é crucial para que se desenhe uma política que venha estimular as mudanças inclusive no longo prazo, favorecendo a dinâmica da economia.

Para Keohane (2002), ao se discutir mudanças tecnológicas é importante ressaltar as três fases apontadas por Shumpeter: invenção (criação de um novo produto ou processo); inovação (o novo produto ou processo é trazido ao mercado) e difusão (o novo produto ou processo é adotado por outras firmas na indústria ou pela economia). Por outro lado, Grübler (1999, em Lee e Roine, 2004) considera que o processo de mudança tecnológica é composto por seis estágios, englobando o ciclo de vida do produto: invenção, inovação, adaptação ao nicho de mercado, difusão, saturação e deterioração. Lee e Roine (2004) destacam ainda que a mudança tecnológica é um impacto cumulativo e só ocorre quando se contempla

¹⁵ Llorens (2001) define vantagens comparativas de caráter estático como : baixo custo de mão-de-obra, abundância de recursos naturais, diferenciais de taxas de câmbio e tipo de juros. As vantagens comparativas de caráter dinâmico são baseadas na introdução constante de inovações tecnológicas, organizacionais e de gestão, sustentadas na incorporação da informação e do conhecimento.

cada um dos estágios. Desta forma a adoção de princípios e instrumentos de formulação de políticas irá ocasionar impacto em cada dos estágios citados, influenciando as escolhas das firmas mediante as opções de como conter suas emissões. Para OECD (2005), as políticas públicas baseadas na EPRp tendem a estimular mudanças tecnológicas como forma de reduzir custos e aumentar a satisfação do consumidor por meio de um consumo consciente.

No contexto das inovações, assim como Keohane (2002), Baumol e Oates (1979), Sterner (2003) argumenta que a atividade produtiva só reduz a emissão de resíduos quando é diretamente estimulada. Analisando-se o contexto produtivo, verifica-se que mesmo havendo intervenção por parte das autoridades públicas por meio de políticas, são os agentes econômicos privados que irão determinar o alcance e a extensão dos danos ambientais comparado a seus custos de redução de emissões.

Embora os autores citados comunguem da premissa de que o agente poluidor deve ser estimulado a não poluir, o princípio e o instrumento utilizados na formulação de políticas públicas podem tanto estimular quanto retrair o desenvolvimento tecnológico. Parry (2001) destaca que, se as firmas são penalizadas por produzirem resíduos, serão também incentivadas a buscar novas tecnologias que venham reduzir suas emissões, reduzindo custos futuros com a mitigação. OECD (2005), Keohane (2003) e Lee e Roine (2004) destacam que, de um modo geral, os instrumentos econômicos apresentam um desempenho melhor que os instrumentos de comando e controle que meramente utilizam-se da adoção de padrões tecnológicos.

Para Perman *et al.* (1999), a formulação de políticas baseadas em instrumentos de comando e controle somente poderá atingir redução nas emissões de forma mais rápida, quando o nível tecnológico a ser obedecido ainda não é largamente difundido e seu acesso é estimulado. O controle tecnológico tem apresentado reduções de emissões consideráveis, se comparados à sua não utilização. Entretanto, a rigidez dos padrões deve ser cuidadosamente observada para que não comprometa o caráter dinâmico da redução de emissões.

Em se tratando de resíduos perigosos, o comprometimento do caráter dinâmico da redução de emissões por meio da adoção de padrões tecnológicos é claramente percebido. A emissão de pequenas quantidades de muitos destes resíduos é praticamente impossível de ser monitorada mesmo pelos próprios agentes

poluidores, dificultando as agências reguladoras a definirem um caminho para se monitorar essas quantidades em locais distintos. A solução utilizada, muitas vezes, é a adoção dos instrumentos comando e controle, desenhados para conter a poluição em um nível satisfatório. Huppes e Simonis (2001) destacam que os instrumentos comando e controle induzem a custos e conseqüentemente a mudanças de mercado e tecnológicas, entretanto Sterner (2003) argumenta que esse tipo de instrumento não consegue estimular a redução contínua da emissão de resíduos além do limite estabelecido pelo padrão, sendo este considerado o seu limitador.

Embora os instrumentos de comando e controle apresentem este agravante em se tratando de resíduos perigosos, Sterner (2003) destaca que a avaliação *ex-post* do instrumento em relação ao abatimento da poluição gerada contribui de forma eficaz para o monitoramento da redução e o realinhamento da política de forma a estimular o agente poluidor a adotar novas tecnologias que venham reduzir suas emissões.

Neste contexto, faz-se necessário que as políticas sejam elaboradas buscando a integração de responsabilidades, envolvendo tanto a entidade pública quanto a privada nas melhorias tecnológicas em todo o ciclo de vida do produto. A concentração da iniciativa somente na autoridade pública, sem o setor privado ser estimulado a investir energia e criatividade para o desenvolvimento de novas formas de redução das externalidades negativas causadas por suas atividades, não estimula o incentivo ao esforço máximo (Field, 1997).

3.3.4 – A Eficácia Dinâmica Estendida

Na medida em que as políticas públicas para resíduos perigosos passam a ser formuladas em consonância com o princípio da EPRp, verifica-se uma preocupação maior com a abordagem destes resíduos respeitando o seu ciclo de vida. Nesse contexto, os critérios de análise escolhidos para compor o conceito de eficácia dinâmica estendida se justificam em função de abordarem, de forma geral, as fases críticas do ciclo de vida de produtos contendo resíduos perigosos.

O critério da eficácia busca avaliar se os objetivos foram atingidos com um elevado grau de certeza. O critério de aceitação política irá sinalizar a mudança de

comportamento por parte dos atores envolvidos no processo bem como o grau de comprometimento destes com a política pública. O critério de incentivo ao esforço máximo busca medir o estímulo contínuo no aprimoramento dos processos e tecnologias com o objetivo de minimizar impactos ambientais ocasionados por seus produtos. Influencia diretamente a fase de desenho do produto, fase fundamental para a gestão de resíduos perigosos.

Desta forma, entende-se por eficácia dinâmica estendida de uma política ambiental a ocorrência simultânea do alcance dos objetivos ambientais, a mudança de comportamento dos atores envolvidos na abordagem do ciclo de vida do produto e o contínuo aprimoramento dos processos e tecnologias.

Capítulo 4

Avaliação de políticas públicas para gestão de resíduos perigosos – Experiência internacional.

O presente capítulo busca avaliar a experiência internacional a luz do critério da Eficácia Dinâmica Estendida. A avaliação contemplará dois programas de recolhimento e reciclagem de resíduos perigosos: o holandês de *e-waste* e o americano denominado *Call2Recycle*, de pilhas e baterias.

A escolha dos programas deu-se em razão de ambos serem suportados por políticas híbridas, porém com a combinação diferenciada de princípios e instrumentos e implementados em países com realidades econômicas, sociais e culturais distintas.

4.1- Os resíduos perigosos de eletroeletrônicos – *E-Waste*

A discussão sobre o descarte de equipamentos eletroeletrônicos (*e-waste*) no lixo comum vem ganhando espaço nas agendas ambientais em função do crescente volume de venda e da rapidez com que se tornam obsoletos. Hontelez (2002) destaca que na União Européia é gerado um volume de 14 Kg/pessoa/ano desse resíduo. Há uma estimativa de crescimento em torno de 50% nos próximos dois ou três anos. Em 2001 os *e-waste* representavam não mais que 4% do volume do lixo municipal, mas este volume tende a crescer paralelamente ao avanço tecnológico, fazendo com que a troca do equipamento seja mais custo-efetiva do que a adaptação para um melhor desempenho.

Os *e-waste*¹⁶ são considerados uma das mais preocupantes fontes de metais pesados e poluentes (FYI, 2001). Embora se tenha diminuído o uso de alguns

¹⁶ São considerados *e-waste*: eletrodomésticos de pequeno e grande porte, equipamentos de tecnologia, brinquedos eletrônicos, equipamentos de iluminação, equipamentos médico-hospitalares etc. São danosos ao meio ambiente em função das seguintes características: volume de resíduos gerados crescente, rápida obsolescência, produtos muito diversificados, componentes contendo resíduos perigosos, estruturas complexas dificultando o processo de desmontagem, custo alto para o gerenciamento adequado, ausência de informações por parte dos produtores (Tojo,2004).

metais em vários itens eletrônicos, estes são ainda presentes e colocam em risco o meio ambiente se mal dispostos ou incinerados sem o devido controle (Raymond, 2003).

Schwartz e Gattuso (2002) consideram a legislação um aspecto importante e que as políticas para *e-waste* baseadas no princípio da EPRp são tão complexas quanto as relacionadas a embalagens. Criam uma lacuna entre o esperado pelos reguladores e a expectativa em relação a mudanças nos produtos e benefícios ambientais. Desencadeiam custos que são repassados aos consumidores, e demandam uma série de *tradeoffs* (trocas) que necessariamente devem ser considerados pelos formuladores de políticas.

A estatística aponta que 75% do volume de *e-waste* se encontra armazenado nas garagens dos consumidores o que dificulta a mensuração do real volume desses resíduos (Raymond, 2003). Tojo (2004) classifica estes resíduos como duráveis ou complexos¹⁷, destacando que a implementação de programas poderá ser mais difícil, em virtude da necessidade da mensuração detalhada dos percentuais de reciclagem, reuso e disposição final dos vários componentes existentes nos produtos. O desconhecimento do real volume dos resíduos dificulta a mensuração do exato grau de toxicidade, gerando um passivo ambiental também incluído na classificação de resíduo histórico¹⁸.

No ano 2000, o Parlamento Europeu iniciou a discussão apresentando proposta para o gerenciamento dos *e-waste*. Em 2002, a discussão evoluiu e foram estabelecidas duas diretivas relacionadas ao gerenciamento desses resíduos: *Waste from Electrical and Eletronic Equipment (WEEE)* e a *Restrictions of Hazardous Substances (RoHS)*. Ambas têm como objetivo reduzir o volume de *e-waste* destinados a aterros e a incineradores e a eliminar substâncias perigosas neles contidas. Buscam compartilhar a responsabilidade, estimular os consumidores a retornarem seus resíduos – sem ônus - e implantar sistemas de coleta seletiva com meta de recolhimento de 4kg por pessoa. O escopo da WEEE é abrangente e cobre qualquer produto desta categoria (Greenpeace, 2005 e Schwartz e Gattuso 2002). As novas diretivas deveriam ser implantadas num período previsto de 5 anos, obedecendo a um cronograma de implantação (APÊNDICE 3).

¹⁷ Tojo (2004) classifica os produtos em dois grupos: não duráveis ou simples, destacando-se as embalagens e algumas baterias e os complexos ou duráveis, destacando-se os eletroeletrônicos.

¹⁸ Neste contexto o resíduo histórico é definido como sendo o gerado antes de uma data especificada para que mudanças exigidas pela legislação tenham sido feitas.

Hontelez (2002) e Tojo (2004) destacam a reciclabilidade do produto um ponto crítico para a elaboração das metas. A diversidade no seu grau dificulta a estruturação de moldura necessária para promover o setor, fortalecendo sua competitividade. Schwartz e Gattuso (2002) já consideram a eco-eficiência¹⁹ relacionada à reciclagem dos produtos como ganho ambiental, servindo de parâmetro para o estabelecimento das metas a serem atingidas por cada país, em função de cada um possuir índice próprio.

Stevens²⁰ citado em Schwartz e Gattuso (2002) destaca que, quanto maior a taxa de eco-eficiência, maior o benefício ambiental. A diversidade nos níveis de eco-eficiência se da função dos custos locais, da viabilidade de mercado para se processar materiais secundários, bem como o resultado correspondente a cada processo de reciclagem. O quadro 4.1 detalha esta diferença comparando os níveis de eco-eficiência entre a Itália, Holanda e Suécia.

Quadro 4.1 – Eco-eficiência na Itália, Holanda e Suécia.

| Produto | % de eficiência na reciclagem de matéria-prima | Custos de reciclagem (US\$/Kg) | Eco-eficiência |
|--|--|--------------------------------|----------------|
| Itália | 56 | 1.16 | 0.48 |
| Holanda | 68 | 0.47 | 1.44 |
| Suécia (incluindo a reciclagem de telas de vidro). | 55 | 0.75 | 0.74 |
| Suécia (excluindo a reciclagem de telas de vidro) | 20 | 0.75 | 0.26 |

Fonte: Stevens (1999) em Schwartz e Gattuso (2002).

O resultado obtido pela pesquisa aponta a Holanda como o país que apresenta os melhores resultados. O país detém o maior índice de eco-eficiência, maior percentual de eficiência na reciclagem de matéria-prima e menor custo de reciclagem.

Em função dos objetivos das diretivas, a União Européia estabeleceu metas mínimas permitindo aos Estados Membros estabelecerem metas mais arrojadas se necessário (INFORM, 2003). Estes devem assegurar que as metas sejam atingidas principalmente em relação ao volume de resíduos que ingressam nas plantas,

¹⁹ Segundo WBCSD (2001), a eco-eficiência é uma filosofia de gestão que encoraja as empresas a procurar melhorias ambientais e benefícios sociais. Foca oportunidades de negócio, incentivando a inovação, o crescimento e a competitividade.

²⁰ Ab Stevens é consultor Sênior da Philips Consumer Eletronics na Holanda e na faculdade de desenho industrial na Delf University of Technologie. O autor desenvolveu um método para se calcular a eco-eficiência comparando os custos e benefícios ambientais. Aplicou a metodologia a produtos, diferenciando e suas respectivas matérias-primas com a finalidade de comparar a eco-eficiência entre produtos. Baseou seu cálculo em um projeto piloto holandês. O autor não detalhou a fórmula de cálculo.

destinados ao tratamento, recuperação ou reciclagem. Nesse contexto, o *e-waste* foi separado em categorias com a finalidade de se compatibilizar o processo de reciclagem com a meta estabelecida. A diretiva enfatiza a necessidade de garantir que as plantas estão atuando de acordo com as normas e padrões estabelecidos.

As Diretivas ocasionaram impactos na economia de vários países. A Europa é considerada um dos maiores mercados consumidores e qualquer empresa que a tenha como mercado consumidor de equipamentos eletroeletrônicos somente poderá continuar fornecendo se obedecer às restrições propostas. INFORM (2003) destaca que as indústrias fora da Europa buscam esse ajuste. O Japão lidera os países determinados a eliminarem as substâncias perigosas desses equipamentos e a China anunciou política de conformidade ao RoHS.

4.1.1- Programa Holandês de Eletroeletrônicos

No início dos anos 1960, a poluição ambiental na Holanda passou a ser considerada um sério problema. O governo holandês buscou adotar ações urgentes, mas se deparou com a situação de ausência de instrumentos legais que pudessem suportá-las. Optou pela adoção de legislações setoriais e o parlamento instituiu atos para cada tipo de poluição (VROM, 2001).

Durante o período de 1990-1995, o governo holandês optou pelo gerenciamento de resíduos baseado em instrumentos de comando e controle, que segundo Probst e Beierle (1999) são fundamentais nas fases de implementação e transição de políticas ambientais. VROM (2001) destaca que ocorreram mudanças radicais em função da necessidade de resposta às mudanças na política de todo o continente europeu e da necessidade de adequação às novas forças de mercado.

A política ambiental holandesa optou por obedecer a uma seqüência de ações que fossem capazes de reverter a situação existente. Esta indicava que o volume de resíduos gerados²¹ e levados aos aterros, incinerados e descartados excediam de forma significativa o volume de resíduos reciclados. A justificativa para uma nova política deu-se em função da limitação territorial do país, espaço físico necessário para os aterros e suas emissões e das perdas de matérias-primas possíveis de serem reutilizadas. Enfatizava o desenvolvimento e adoção de instrumentos

²¹ VROM (2001) destaca que são geradas a cada ano 134kton de equipamentos eletroeletrônicos.

encorajadores da redução da geração de resíduos e da reciclagem, o estabelecimento de obrigações políticas e ambientais, criação de moldura nacional para o gerenciamento dos *e-waste*, e a regulamentação da importação e exportação.

O ano de 1996 foi considerado um marco na política em função da mudança de foco buscando o fortalecimento da infra-estrutura e das bases tecnológicas. Foi criado um projeto piloto suportado e financiado pelo legislador - Ministério do Meio Ambiente -, autoridades locais - responsáveis pela coleta -, produtores/ importadores e os varejistas. Com base nos resultados obtidos, foram estabelecidas metas para o programa que seria implementado em nível nacional.

Em 1998, o programa foi implantado contemplando, inicialmente, os eletrodomésticos de grande porte. Em 2000, foi estendido aos eletrodomésticos de pequeno porte. Foram estabelecidas regras de coleta para estes eletrodomésticos, especificadas por ator envolvido:

- Varejistas: *Old for a new* – recolhimento do produto velho na troca por um novo.
- Municípios: recolher e armazenar e prover informações aos cidadãos.
- Produtores/importadores: recolher, armazenar, processar, informar sobre resultados, monitoramento e demais informações.

Os responsáveis deveriam informar ao Ministério do Meio Ambiente a maneira como os eletroeletrônicos seriam coletados, o percentual de produtos destinados ao reuso, a destinação final dada aos demais produtos, forma de financiamento do sistema de coleta, os processos de acompanhamento e fornecimento de dados.

O *Environmental Management Act* de 1993 determinou que autoridades locais estabelecessem sistemas de coleta seletiva com o propósito de separar os resíduos provenientes dos consumidores domésticos. O processo de reciclagem foi fomentado estimulando a separação dos resíduos na fonte e por meio de um sistema de depósito reembolsável. No âmbito mais geral, os produtores e importadores foram responsabilizados pelo tratamento dos seus resíduos na fase final de sua vida útil.

Entretanto, a aprovação das duas diretivas européias gerou a necessidade de que estas fossem incorporadas à política holandesa. Conforme quadro 4.2, a incorporação das diretivas deveria obedecer ao seguinte cronograma de implantação.

Quadro 4.2- Cronograma de incorporação das diretivas WEEE e RoHS na legislação Holandesa

| Data | Ação |
|--------------|---|
| 2002 | WEEE e RoHS. |
| 13 Ago. 2004 | A Holanda transportou as diretivas WEEE e a RoHS para a sua legislação local, readaptando as regras para a reciclagem de eletroeletrônicos. |
| 1 Jan. 2005 | Entra em efeito a responsabilidade dos produtores pela recuperação e reciclagem dos resíduos. |
| 13 Ago. 2005 | Entra em efeito o tratamento seletivo dos resíduos eletroeletrônicos. Produtores/importadores deverão financiar o gerenciamento dos resíduos eletroeletrônicos domésticos (equipamentos colocados no mercado a partir desta data). Dados obrigatórios devem constar no rótulo dos produtos. |
| 1 Jul. 2006 | Início do banimento de substâncias contidas na diretiva RoHS. |

Fonte: elaboração própria a partir de dados de Seeba Global Resources, 2004.

Segundo Walls (2006) a Holanda foi o país pioneiro na implantação de programa de gerenciamento do *e-waste* baseado no princípio EPRp. Para Stevels (1999) a discussão da política holandesa em torno do princípio recaiu sobre dois aspectos: escopo do programa e tempo. Considerando o escopo do programa, o grande desafio era verificar se realmente os produtores seriam capazes de assumir a responsabilidade por fatores alheios ao seu controle, ou seja, pelo comportamento dos consumidores em relação ao descarte dos produtos. Em relação ao tempo, verificar se a responsabilidade a ser estabelecida abrangeria tanto os produtos históricos – existentes no mercado -, quanto os novos.

Neste contexto, o programa foi estruturado com base na experiência adquirida com um projeto piloto e fortemente suportado por instrumentos de comando e controle (NVMP, 2001 e Palmer e Walls, 2002). Como resposta à legislação, o governo holandês optou por separar a coleta dos *e-waste* em duas categorias: linha branca e marrom e linha cinza²² (Tojo, 2003). Com base nesta divisão, o programa é suportado por duas PRO's distintas: NVMP²³, gerenciando a coleta e reciclagem da linha branca e marrom e a ICT-Milieu, gerenciando a coleta e reciclagem da linha cinza. Ambas são responsáveis pela coordenação da responsabilidade dos produtores. A principal diferença entre os programas gerenciados pelas PRO's está na forma de arrecadação dos fundos que deverão suportar o sistema de coleta e reciclagem. Para os eletroeletrônicos da linha marrom e branca as taxas são cobradas no ato da aquisição dos bens.

²² Linha branca – eletrodomésticos de grande e médio porte. Linha marrom – eletrodomésticos e eletrônicos de pequeno porte. Linha cinza – eletrônicos relacionados à tecnologia da informação (TI).

²³ A PRO NVMP foi fundada em 1999 e é estruturada em dois grupos: uma associação responsável pelos assuntos relacionados à política de gerenciamento dos eletroeletrônicos da linha branca e marrom e o outro, uma fundação com o mesmo nome, responsável pela implementação do programa de coleta e reciclagem. A diretoria é composta por 12 representantes dos produtores e 6 representantes de distribuidores.

Para os eletroeletrônicos da linha cinza, a taxa é paga pelos produtores/importadores após o processamento dos produtos. Neste caso, os produtos são separados por marca e cobra-se dos produtores/importadores o custo de reciclagem de cada produto, (ADEME, 2001). A taxa de reciclagem paga pelos produtores/importadores tende a ser diferenciada quando comparada entre países em função índice de eco-eficiência de cada um (Stevens,1999 em Schwartz e Gattuso, 2002).

Em se tratando da responsabilidade relacionada aos atores envolvidos, Tojo (2003) destaca que, ao se considerar resíduos domésticos, uma seqüência de atividades é necessária para que estes cheguem às plantas de reciclagem: coleta dos produtos descartados em postos específicos, armazenagem nos centros regionais, transporte ao centro de reciclagem. No contexto apresentado pela autora, os varejistas dividem a responsabilidade de coleta com os municípios, em função da obrigatoriedade de se recolher o produto antigo na compra de um novo, compartilhando a responsabilidade e fomentando o comportamento de conformidade.

Com a finalidade de garantir a eficácia do programa, a NVRD (Associação que representa o departamento municipal de gerenciamento de resíduos) e a PRO NVMP estabeleceram parcerias com três transportadoras, quatro firmas recicladoras com sete plantas, 65 centros regionais de armazenamento e 18.000 varejistas. A PRO ICT Milieu conta com uma firma recicladora com duas plantas. Tal estratégia contribui para o comportamento de conformidade do consumidor por contar com um ponto de coleta próximo, o que reduz o custo e a necessidade de descolamento de longas distâncias.

Os coletores são fornecidos pelas duas PRO's. Inicialmente, os produtos descartados são enviados aos centros regionais e separados por categorias, não se fazendo distinção de marcas. Entretanto, Tojo (2003) destaca que no ano de 2002 a ICT Milieu passou a classificar os produtos destinados a reciclagem por marca e peso. É importante destacar, ainda, que alguns varejistas, considerados como centros de distribuição, agem como se fossem centros regionais. Ao invés de levarem os resíduos coletados aos centros regionais, já contam com coletores específicos para que a separação seja realizada. A Tabela 4.1 mostra o percentual de resíduos destinados por local.

Tabela 4.1 - Percentual coletado pelos segmentos.

| Local | Percentual |
|-------------------------|------------|
| Pontos de coleta | 84% |
| Varejistas | 8% |
| Centros de distribuição | 8% |

Fonte: Elaboração própria a partir de dados de Wilkinson e Duffy (2001) e Tojo (2003).

No caso dos equipamentos de informática, como seu uso é mais concentrado em empresas, a coleta a ser realizada pelos varejistas no sistema de *old-for-new* (velho por um novo) fica limitada, restringindo-se a 8%. Na maioria dos casos, os consumidores realizam acordos com os próprios produtores para que estes recolham os equipamentos substituídos. É inclusive permitido aos produtores que os produtos sejam transportados diretamente dos consumidores às plantas responsáveis pela reciclagem (Tojo, 2003).

O programa holandês apresenta custos de coleta diferenciados por agentes envolvidos. Legalmente, o município tem a possibilidade de cobrar pelo custo, entretanto isto não vem sendo feito e o consumidor tem o direito de devolver seus produtos sem custo algum. Os varejistas devem receber os produtos sem cobrar taxas, mas recebem uma compensação de 10% sobre os percentuais de reciclagem, para produtos da linha branca e marrom. Considerando os produtos de Tecnologia da Informação (TI), todos os custos já estão integrados no preço do produto e os varejistas não recebem compensação alguma. É importante observar que caso o consumidor não retorne o produto no ato da compra de um novo, o produtor não tem a obrigação de recebê-lo para a reciclagem sem a cobrança de taxa (Tojo, 2003).

Os custos de transporte até os centros regionais são assumidos tanto pelos distribuidores quanto pelas autoridades locais. Deste ponto até as firmas recicladoras, os custos ficam sob a responsabilidade das PRO's NVMP e ICT Milieu. Tojo (2003) destaca que os custos de operação dos centros regionais são divididos entre os municípios e os produtores. Embora o município pague uma taxa por habitante e o produtor pague por quilo de produto, as contribuições são relativamente iguais. O que diferencia é o volume de pagamento comparando-se os centros regionais. O rateio dos custos é baseado também na eficiência da atividade realizada pelo centro regional, atividades de coleta e nas características específicas da respectiva região.

Os custos relacionados ao financiamento do processo de reciclagem dos eletroeletrônicos de linha branca e marrom são diferentes dos de linha cinza, fazendo-se necessária a abordagem em separado, conforme Quadro 4.3.

Segundo NVMP (2004) a cobrança da taxa visível deverá permanecer até o ano de 2011 em função da incorporação da *WEEE Directive* à legislação local, com a finalidade de se financiar todo o resíduo histórico. O sistema de cobrança gerou um volume significativo de recursos, o que levou também ao questionamento acerca do volume de resíduos coletados e/ou os custos de coleta estarem abaixo do estimado. Entretanto, os novos produtos vendidos, a partir de 2005, deverão ser financiados com taxas invisíveis. O sistema de coleta estabeleceu valores diferenciados para cada categoria de produto, variando de 0 a 17 Euros. Tojo (2003) destaca que a NVMP não cobra nenhuma taxa de manutenção dos filiados o que contribui para a redução do comportamento *free-rider* (Walls, 2006, Stevels, 1999 e Tojo, 2004).

Quadro 4.3- Financiamento dos custos do processo de reciclagem.

| Linha | Tipo de taxa Cobrança | Separação por marca | responsabilidade |
|-----------------|---|------------------------|------------------|
| Branca e marrom | - Taxa visível * - Cobrada pela diferentes categorias de produtos. | Não | Coletiva |
| Observações | - Fixa e não negociável. - parcialmente influenciada pelas mudanças nas fatias de mercado dos produtores. - informações mensais referente ao número de produtos no mercado usadas para determinar a taxa. | | |
| Cinza | Taxa invisível* | Sim | Individual |
| Observações | - grande parte dos produtos são consumidos por empresas. - proporcionam ao produtor escolher em qual ponto da cadeia aplicar a taxa. - dificuldade de se determinar as taxas de reciclagem. - objeção em relação à criação de um fundo para suportar o processo de reciclagem. | | |

Fonte: Elaboração própria a partir de Tojo (2003), Tojo (2004) e ICT Milieu (2006).

* Taxa visível, paga no ato da compra. Taxa invisível, paga após a reciclagem.

Walls (2006) destaca que até janeiro de 2003 os produtores recebiam da empresa responsável pela reciclagem, a fatura mensal contemplando o valor a ser pago pela reciclagem dos seus produtos. O valor cobrado deveria cobrir os custos de reciclagem, dos produtos órfãos e os provenientes do comportamento *free-rider*. O valor estipulado para estes produtos era proporcional ao peso dos resíduos que foram reciclados, devidamente separados pela marca. Como consequência, verificou-se que, no primeiro ano, os produtos órfãos e provenientes do

comportamento *free-rider* representavam 44% do total reciclado, dobrando o custo de participação dos membros.

Após janeiro de 2003, em função das dificuldades encontradas em se identificar os produtos, nomes de marcas inexistentes, mudanças na participação no mercado ocasionaram a modificação no sistema, passando-se a cobrar dos membros em função do volume de seus produtos colocado no mercado, ou seja, da mesma forma cobrada pela NVMP. Tojo (2003) destaca que 50% dos custos associados ao gerenciamento do final da vida útil dos produtos correspondem à logística e 50%, à reciclagem.

Além de toda a estrutura de coleta e de financiamento dos custos, o programa contempla a responsabilidade informativa, comprometendo 10% do valor arrecadado com as taxas (Tojo, 2003). As autoridades locais e as PRO's são responsáveis pela informação ao consumidor e ao varejista, realizada por meio de mídias diferenciadas. As PRO's devem, ainda, informar ao Ministério do Meio Ambiente os resultados relacionados à reciclagem dos produtos efetuada pelas empresas contratadas.

Tojo (2003) destaca que a legislação holandesa estabelece metas para reciclagem, de acordo com a incorporação das diretivas. Assim, a meta de coleta passa a ser, inicialmente, de 4 kg/habitante/ano (consumidores domésticos). Os percentuais de reciclagem, detalhados na Tabela 4.2 foram inicialmente estabelecidas com base no programa piloto de 1996 e negociados com a indústria (Palmer e Walls, 2002). Segundo Stevels (1999) estas taxas foram submetidas ao Ministério do Meio Ambiente Holandês e aprovadas.

Tabela 4.2 - Metas reciclagem estabelecidas para o programa holandês.

| CATEGORIA DE PRODUTO | META PARA RECICLAGEM (%) |
|-----------------------------------|--------------------------|
| Refrigeradores e freezers | 75 |
| Eletrodomésticos de grande porte | 73 |
| Aparelhos de TV's | 69 |
| Eletrodomésticos de pequeno porte | 45 |

Fonte: elaboração própria a partir de dados de ADEME (2001), Tojo, Lindhqvist e Davis em OECD Seminar (2001), Stevels (1999), Walls (2006).

4.1.2- Análise da Eficácia Dinâmica Estendida

Um dos principais objetivos estabelecidos com a implantação do programa era o de cobrir todo o território holandês para facilitar a coleta e garantir a eficácia e a aceitação política. Em função deste propósito, o número de centros regionais de armazenamento foi estabelecido levando-se em consideração a distância de 20 km entre a comunidade e os centros. Segundo Wilkinson e Duffy (2001), a Holanda conta com 600 pontos de coleta espalhados pelo país para suportar uma população de 16 milhões de habitantes, perfazendo uma relação de um ponto de coleta para cada 27.000 habitantes e um ponto de coleta para cada 57 km², o que favoreceu o alcance das metas estabelecidas por meio da facilidade de acesso aos mesmos.

Tojo (2001) destaca que, no ano de 2000, a coleta de resíduos por habitante ficou abaixo da expectativa, perfazendo um total de 3,6 kg/habitante. O recolhimento feito por meio dos varejistas apresentava falhas. De acordo com os representantes do mercado varejista, a prática do recolhimento do produto antigo pelo novo vinha sendo feita mesmo antes da introdução da legislação e o recebimento dos eletrodomésticos, livre de taxas, foi gradativamente sendo implementada. Entretanto, representantes dos municípios mencionam que alguns varejistas negligenciam esta responsabilidade e passam a fornecer um desconto ao consumidor sugerindo a este que o município devesse realizar este tipo de coleta (Tojo, 2003 e Walls, 2006). Conseqüentemente, esta atitude gerou o acúmulo de resíduos nas ruas²⁴.

Tojo (2001) argumenta que alguns desafios relacionados à coleta de eletrodomésticos de pequeno porte devem ser vencidos. Para Walls (2006), o segmento varejista vem encontrando dificuldades relacionadas ao armazenamento e ao alto custo de manuseio da variedade de produtos, mostrando-se relutante em coletar os equipamentos e não se empenhando em informar, de forma mais enfática, os consumidores sobre a coleta dos produtos. A argumentação apresentada pelos varejistas para justificar esta atitude é a de que os consumidores não estão

²⁴ Paralelamente, a associação dos varejistas sugeriu ao governo que, ao invés de propor uma coleta seletiva para estes produtos nas lojas, fossem utilizados os pontos de coleta localizados em shoppings centers, juntamente com os já disponíveis para a coleta seletiva de papéis, vidro etc. Algumas autoridades locais, por outro lado, tentam tornar a coleta atrativa para os varejistas por meio da promoção de caixas de coleta estilizadas. Em resposta às solicitações apresentadas pelos varejistas, em Roterdã, por exemplo, os pontos de coletas serão estendidos às escolas e supermercados.

acostumados a lhes devolver o *e-waste*, em função de acreditarem que esta coleta deve ser feita pelo município.

Walls (2006), entretanto, apresenta uma avaliação mais otimista do programa, destacando que a meta de 4 kg/habitante foi superada no ano de 2001 e vem crescendo até então. A tabela 4.3 detalha a evolução na quantidade de resíduos coletados no período de 1999 a 2003.

Tabela 4.3- Resíduos eletroeletrônicos coletados para reciclagem na Holanda, por habitante.

| ANO | Media de e-waste coletado por habitante (Kg) |
|-------------|--|
| 1999 | 2,26 |
| 2000 | 3,94 |
| 2001 | 4,66 |
| 2002 | 4,82 |
| 2003 | 4,69 |

Fonte: Walls (2006).

Tabela 4.4- Detalhamento da quantidade coletada no ano de 2001- por PRO.

| PRO | Media de e-waste coletado por habitante (Kg)- 2001 |
|-------------------|--|
| NVMP | 4,13 |
| ICT milieu | 0,63 |
| Total | 4,66 |

Fonte: Wilkinson e Duffy (2001)

A superação da meta em 16,5% garantiu a eficácia do programa desde a sua implementação (Stevens, 1999, Tojo, 2003 e Walls, 2006). O resultado obtido pode ser verificado na tabela 4.5, que o compara às metas estabelecidas pelo programa holandês e o realizado, em termos de percentual de reciclagem.

Tabela 4.5- Programa Holandês - Meta x Realizado.

| CATEGORIA DE PRODUTO | META (%) | REALIZADO (%) 2000 | VARIAÇÃO (%) |
|-----------------------------------|----------|--------------------|--------------|
| Refrigeradores e freezers | 75 | 86 | + 15 |
| Eletrodomésticos de grande porte | 73 | 74 | + 1 |
| Aparelhos de TV's | 69 | 80 | + 16 |
| Eletrodomésticos de pequeno porte | 45* | 64* | + 40 |

Fonte: elaboração própria a partir de dados de ADEME (2001), Tojo, Lindhqvist e Davis em OECD Semminar (2001), Walls (2006) e Stevens (1999).

*Há uma divergência na literatura quanto a esses valores. Tojo, Lindhqvist e Davis em OECD Semminar (2001) consideram a meta de 53% e o realizado de 64% argumentando que os dados foram extraídos de ADEME (2001). Já Walls (2006) considera a meta de 45% e um realizado nos patamares de 60 a 64% com base nos dados de NVMP (2005). Optou-se por considerar os dados de Walls (2006) por serem mais recentes.

Ao se avaliar o desempenho da coleta até o ano 2000 em relação às metas estabelecidas, verifica-se que o segmento que mais se destacou foi o de

eletroeletrônicos de pequeno porte, com um crescimento de 40%, seguido pelos aparelhos de TV's com desempenho de 16%.

Considerando o desempenho dos equipamentos de TI e escritório, Walls (2006) destaca que as informações sobre o programa são limitadas. Comenta que a coleta destes equipamentos, coordenada pela PRO ICT Milieu, cresceu no período compreendido entre os anos de 1999 a 2002, sendo que o volume coletado no último ano superou o do ano de 1999 em três vezes, perfazendo um total de 0,58Kg/habitante. Wilkinson e Duffy (2001) destacam que, no ano de 2001, a coleta dos produtos de TI e escritório contribuiu com 11% do total recolhido pelas duas PRO's . Segundo ICT Milieu (2005), o programa apresentou resultados satisfatórios durante os seis anos de funcionamento. Cerca de 54 milhões de quilos de equipamentos de TI foram tratados.

A política ambiental holandesa, estabelecida de forma integrada, permitiu participação efetiva do Ministério do Meio Ambiente em busca do comportamento de conformidade por parte dos atores envolvidos. A participação do ministério no monitoramento conjunto com as PRO's fez com que o número de participantes crescesse de forma significativa ao longo dos anos. Tojo (2003) destaca que o procedimento adotado pelo Ministério consistia em visitar as empresas não participantes do programa. Estabeleceu-se uma parceria entre PRO's e as agências governamentais. Primeiramente, o não-participante era notificado pela PRO da sua obrigação legal. Paralelamente, era lhe apresentado o sistema de coleta e reciclagem nacional. Se a empresa não tivesse seu próprio programa e ainda não houvesse se decidido por filiar-se à respectiva PRO, seus dados eram encaminhados às agências governamentais e em seguida, esta empresa era visitada pelos agentes responsáveis com a finalidade garantir o comportamento de conformidade. A estratégia adotada pelo programa gerou os resultados apresentados na tabela 4.6.

Tabela 4.6- Evolução do número de participantes no Programa Holandês.

| NVMP | Número de participantes | Crescimento (%) |
|-------------------|--------------------------------|------------------------|
| 2001 | 800 | 69 |
| 2005 | 1.350 | |
| ICT Milieu | Número de participantes | Crescimento (%) |
| 2001 | 75 | 208 |
| 2006 | 231 | |

Fonte: elaboração própria a partir de dados de Tojo (2003), ADEME (2001), NVMP (2005), ICT Milieu (2005)

Os resultados apresentados demonstram uma evolução do número de adesões em função da própria estruturação do programa e da forma como o monitoramento do comportamento de conformidade é conduzido. Os 1.350 membros da PRO NVMP representam praticamente 100% do mercado de eletroeletrônicos de pequeno e grande porte e cerca de 80% do mercado profissional. Tal desempenho contribui para uma redução significativa do comportamento *free-rider*, visto que cerca de 98% dos produtos colocados no mercado são provenientes de produtores membros da PRO. Tal desempenho reforça a necessidade da continuidade da parceria realizada entre as PRO's e o Ministério do Meio Ambiente Holandês como forma de garantir a eficácia do comportamento de conformidade.

Outro aspecto importante a ser avaliado é a definição do tipo de responsabilidade adotada pelo programa em função da sua influência no desenho dos produtos e na forma como o programa será financiado. Ferrigno (2003) destaca que a responsabilidade individual, por meio da internalização dos custos, cria um efeito direto cadeia acima (*upstream*), contribuindo para o desenvolvimento de produtos ambientalmente corretos. A inovação no desenho dos produtos afeta diretamente o gerenciamento dos resíduos na medida em que facilita os processos de desmontagem e reciclagem. Entretanto, considerando-se os resíduos não históricos, o processo de identificação destes é um dos obstáculos a serem vencidos. A responsabilidade individual dos produtores ampara esse tipo de resíduo e o processo de diferenciação entre eles é considerado de fundamental importância para a eficácia da logística, desmontagem e reciclagem (Ferrigno, 2003).

Neste contexto, Tojo (2004) destaca que o valor da taxa cobrada pelo sistema de responsabilidade estabelecido para o segmento de equipamentos de TI e escritório não refletiu nem reforçou o desenho dos produtos; pelo contrário, o programa foi reformulado e as taxas passaram a ser cobradas do mesmo modo que vinham sendo cobradas para os eletroeletrônicos de linha branca e marrom.

A responsabilidade coletiva busca compartilhar com todos os produtores a responsabilidade pelos resíduos já existentes. Segundo INFORM (2003), neste caso, a preocupação com o desenho dos produtos que já estão no mercado é irrelevante. Quando os produtores são coletivamente responsabilizados por seus resíduos, compartilham custos de gerenciamento baseado na sua fatia de mercado o que, de certa forma, inibe o processo de redesenho dos seus produtos.

Stevens (1999) destaca que o sistema coletivo que vem sendo operado na Holanda não tem surtido o efeito esperado em termos de melhoria no desenho dos produtos. O autor considera esta a principal falha do sistema, embora seja possível manter vantagens em termos de economia de escala e de cobrir os custos de reciclagem relacionados aos resíduos históricos e órfãos. O sistema também permite que recompensas e penalidades sejam estabelecidas.

Tojo (2001) aborda a questão de forma diferenciada. Destaca que os produtores têm buscado estratégias que possam incrementar o processo de reuso e reciclagem como a antecipação das metas estabelecidas pelas diretivas, restrição do envio de alguns equipamentos aos aterros e adequação de produtos facilitando a desmontagem. Todas estas ações contribuem para a redução do custo de reciclagem.

Walls (2006) destaca a ausência de informações confiáveis acerca de mudanças no desenho dos produtos que viessem promover uma maior reciclagem ou desmontagem, oriundas do programa holandês em resposta às diretivas. O modelo de financiamento do programa de TI era capaz de divulgar informações em função dos custos serem cobrados de acordo com o custo de reciclagem. Entretanto, este sistema de cobrança precisou ser modificado em função de sua implementação ser onerosa e o tempo de funcionamento do programa não ser suficiente para promover qualquer incentivo aos produtores.

A autora acrescenta que o governo holandês divulgou o sucesso do programa em termos de coleta, reciclagem e redução do volume destinado a disposição final, entretanto, não promoveu incentivos à reciclagem. O que fica evidente no decorrer da avaliação do programa holandês é que pouco se observa em relação à melhoria no desenho dos produtos. Diante deste contexto, a PRO NVMP, gestora do programa de produtos de linha branca e marrom, passou a considerar a possibilidade de se instituir um prêmio de eco-design aos produtores que se destacassem na melhoria do desenho de seus produtos (ADEME, 2001).

Embora tenha se percebido pouca ou quase nenhuma mudança no desenho dos produtos, os efeitos esperados em termos de cumprimento de metas e envolvimento dos atores superou as expectativas. A justificativa deste sucesso se dá principalmente na forma de estruturação do programa. É importante ressaltar que a Holanda antecipou-se em relação ao percentual de reciclagem por segmento estabelecido pela diretiva europeia e, a próxima fase deverá contemplar o reajuste

desse percentual, o que, certamente não será obstáculo para o país em função do grau de comprometimento dos atores e da cultura de conformidade já estabelecida. Desta forma pode-se considerar que o programa atende parcialmente aos critérios de avaliação da eficácia dinâmica estendida, em função do critério do incentivo ao esforço máximo ter apresentado resultados insatisfatórios, conforme detalhado no quadro 4.4.

Quadro 4.4 - Quadro síntese do programa Holandês de recolhimento de reciclagem de E-waste.

| | |
|--|--|
| Produtos Amparados | Linha branca – eletrodomésticos de grande e médio porte. Linha marrom – eletrodomésticos e eletrônicos de pequeno porte. Linha cinza – eletrônicos relacionados à tecnologia da informação (TI). |
| Quem gerencia? | 2 PRO NVMP – Linha branca e marrom. ICT MILIEU – Linha Cinza. |
| Princípios | Responsabilidade Estendida ao Produto. |
| Instrumentos | Instrumento comando e controle e econômicos. |
| Segmentos selecionados (responsabilidade compartilhada) | <ul style="list-style-type: none"> - varejistas: <i>Old for a new</i> – recolhimento do produto velho na troca por um novo. - municípios: recolher e armazenar e prover informações aos cidadãos. - produtores/importadores: recolher, armazenar, processar, informar sobre resultados, monitoramento e demais informações. |
| Estrutura | <ul style="list-style-type: none"> - NVMP <ul style="list-style-type: none"> o Parceria com três transportadoras, quatro firmas recicladoras com sete plantas, 65 centros regionais de armazenamento e 18.000 varejistas. - ICT MILIEU <ul style="list-style-type: none"> o uma firma recicladora com duas plantas. <p>* Holanda conta com 600 pontos de coleta espalhados pelo país para suportar uma população de 16 milhões de habitantes, perfazendo uma relação de 1 ponto de coleta para cada 27.000 habitantes e 1 ponto de coleta para cada 57 km².</p> |
| Suporte financeiro | <ul style="list-style-type: none"> - Linha Branca e Marrom (não há separação por marca, responsabilidade coletiva). <ul style="list-style-type: none"> o Taxa visível (fixa e não negociável parcialmente influenciada pela mudança nas fatias de mercado) o Cobrada pela diferentes categorias de produtos. - Linha Cinza (separação por marca, responsabilidade individual). <ul style="list-style-type: none"> o Taxa invisível (fixa e não negociável, parcialmente influenciada pela mudanças nas fatias de mercado). |
| Identificação dos participantes | - Fiscalização e monitoramento por parte do Ministério Holandês em parceria com as PRO's. |
| Avaliação | - <u>EFICÁCIA DINÂMICA ESTENDIDA PARCIALMENTE ATENDIDA.</u> |
| Eficácia | <ul style="list-style-type: none"> - Metas superadas em 16,5%. - Implantação de programa piloto facilitou ajustes antes do lançamento do programa a nível nacional. - Separação dos produtos por categorias facilitando o processo de reciclagem. - Sistema de cobrança de taxas para a reciclagem cobrindo os produtos novos e históricos. - Responsabilidade compartilhada entre os atores, ao longo da cadeia produtiva. |
| Aceitação Política | <ul style="list-style-type: none"> - Pontos de coleta bem distribuídos. - Fiscalização eficaz por parte do governo e PRO responsável. - Aplicação de penalidades ao comportamento de não conformidade. - Adoção de incentivos ao consumidor. - Taxação aos produtos não devolvidos no ato da compra de um novo. |
| Incentivo ao esforço máximo. | - Inovações nos produtos consideradas insignificantes, não comprometendo o cumprimento das metas (PRO NVMP instituiu prêmio para empresa inovadora). |
| Recomendações | - Fomentar as melhorias tecnológicas. |

Fonte: elaboração própria a partir de Walls (2006), Stevels (1999), Tojo (2001), Tojo (2003) Wilkinson e Duffy (2001), ADEME (2001), NVMP (2005), ICT Milieu (2005), INFORM (2003), Ferrigno, 2003), Tojo (2004),

4.2 – Resíduos perigosos de pilhas e baterias.

O uso de baterias tem crescido em função do aumento da demanda por produtos portáteis, fomentado pelo desejo do consumidor de se sentir “livre dos fios”. As baterias podem ser classificadas em duas categorias: as baterias primárias (alcalina-manganês, zinco-carbono, óxido de mercúrio, óxido de prata, lítio) e as baterias (recarregáveis) secundárias (chumbo-ácido selada, níquel-cádmio, níquel-zinco, níquel-metal-hidreto, íon-lítio) (Tojo e Davis,2001). Várias destas baterias contêm substâncias perigosas, que necessitam de ser adequadamente gerenciadas com a finalidade de banir ou reduzir sua dissipação no meio ambiente. Segundo EPA (1997), no ano de 1995 aproximadamente 75% do cádmio encontrado no lixo urbano era proveniente de baterias recarregáveis. Além do perigo de contaminação, tais baterias contêm matéria-prima capaz de ser reutilizada evitando a extração desnecessária de recursos naturais.

O presente capítulo tem como finalidade avaliar dois programas internacionais baseados no princípio da Responsabilidade Estendida ao Produto (EPRp). Para tal fim, foram selecionados o americano *Call2recycle* focado no recolhimento e reciclagem de pilhas e baterias e o programa holandês de recolhimento de resíduos eletro-eletrônicos.

4.2.1 – O programa *Call2Recycle*.

O programa americano, inicialmente denominado *Charge up do Recycle*, nasceu da iniciativa voluntária dos maiores fabricantes²⁵ de pilhas e baterias, com a finalidade de adequar-se ao *Resource Conservation and Recovery Act* (RCRA)²⁶ e antecipar-se a uma possível imposição legislativa mais rígida. Entretanto, em 1996 a EPA (*Environmental Protection Agency*) promulgou a lei conhecida como *The Battery Act* que tinha como objetivo banir o uso de mercúrio nas baterias, promover programas eficientes de coleta e reciclagem, estabelecer padrão de rotulagem em nível nacional e proibir a venda de produtos contendo baterias recarregáveis de difícil remoção, o que fortaleceu a instituição do programa. Paralelamente a estas

²⁵ Sanyo, Panasonic, Gates Energy Products (hoje Energizer, divisão da Eveready).

²⁶ Publicado em 21 de outubro de 1976, pela *Environmental Protection Agency* (EPA), com a finalidade de minimizar e gerenciar os resíduos gerados no processo de produção de consumo.

orientações, a EPA poderia aplicar penalidades pela violação do ato, que teriam caráter civil (pagamento de multa) e/ou exigir a conformidade ao programa.

Durante esse período, a indústria fundou a PRO *Rechargeable Battery Recycling Corporation (RBRC)*, uma organização sem fins lucrativos, com a finalidade de coordenar o programa *Charge up to Recycle*²⁷, de recolhimento e reciclagem de baterias usadas de níquel e cádmio em todo território americano (Fishbein, 1997 em Davis e Wilt, 1997 e Palmer e Walls, 2002). A Organização estruturava-se em duas áreas distintas, descritas no quadro 4.5.

Quadro 4.5: Estrutura da *Rechargeable Battery Recycling Corporation RBRC*

| Divisão | Atribuições |
|---------------------------------------|---|
| Reciclagem | <ul style="list-style-type: none"> - Administrar a educação pública e divulgar dados. - Negociar contratos de coleta, armazenamento, transporte e reciclagem. - Assegurar a conformidade com as leis federais e estaduais. - Selecionar e adquirir coletores. - Obter licenças, permissões e certificados de reciclagem necessários. |
| Financeira e de Administração do Selo | <ul style="list-style-type: none"> - Conceder as licenças e administrar os selos concedidos. - coletar e administrar as taxas e monitorar a conformidade dos licenciados. |

Fonte: Elaboração própria a partir dos dados de Fishbein (1997) em Davis e Wilt.

O programa é estruturado com base no princípio da EPRp e abrange os segmentos licenciados (indústria), empresas e revendedores (varejistas), comunidades e empresas e agências públicas. Conta com ações diferenciadas para cada um desses segmentos (APÊNDICE 2). Foi estendido ao Canadá em 1997. Em 2001 foi ampliado para reciclar as baterias de níquel-metal-hidreto, íon-lítio e pequenas baterias de chumbo seladas (SSLA). Em 2004 a RBRC incluiu os telefones celulares e renomeou o programa para *Call2Recycle*, (Gabor, 2006).

O suporte financeiro do programa é baseado nas taxas de licenciamento²⁸ pagas pelos produtores para aquisição do selo de identificação a ser colocado nas baterias. Inicialmente contava com 325 licenciados, representando 90% do mercado de baterias (Gabor, 2006). Atualmente a RBRC aceita, também, as baterias que não contenham o selo, o que faz com que o comportamento *free-rider* não influencie a eficácia do programa (Millard, 2000, em Palmer e Walls, 2002, Tojo 2001 e Fishbein, 2003). No ano de 2003, o programa passou a ser oferecido gratuitamente às

²⁷ Fishbein (2001) e Palmer e Walls (2002) destacam que o programa surgiu como alternativa ao problema das indústrias terem de se adequar a diferentes legislações locais.

²⁸ Segundo Gabor (2006), o valor da taxa foi estabelecido em função do peso e do volume colocado no mercado. Variavam de 4 a 12 centavos de dólares dependendo do tipo de bateria a ser reciclada.

comunidades e agências públicas e em 2005, às empresas. Atualmente, a RBRC paga todos os custos, incluindo remessa e reciclagem, com o objetivo de facilitar a conformidade ao programa.

O sistema de coleta foi estruturado com três centros que enviam as baterias à *International Metals Reclamation Company (INMETCO)*, (Fishbein, 1997 em Davis e Wilt, 1997). Esta empresa, única nos Estados Unidos, faz toda a reciclagem das baterias, chegando a reciclar 99,95% do cádmio que ingressa no processo (Tojo, 2001). A estrutura de coleta foi desenhada focando os segmentos licenciados (indústria), empresas e revendedores (varejistas), comunidades e empresas e agências públicas (Fishbein, 1997 em Davis e Wilt, 1997).

A RBRC lançou o programa em nível nacional suportado por grande apelo de mídia e com metas arrojadas que propunham um percentual de crescimento significativo para a reciclagem de baterias, conforme demonstrado na Tabela 4.7.

Tabela 4.7: Metas de Reciclagem : Projetadas e Realizadas.

| Ano | Projetado* | Realizado* | % da meta cumprido |
|--------------|---------------|---------------|--------------------|
| 1997 | 3,782 | 1,940 | 51% |
| 1998 | 4,646 | 2,140 | 46% |
| 1999 | 6,398 | 2,240 | 35% |
| 2000 | 8,012 | 2,580 | 32% |
| 2001 | 9,376 | 2,990 | 32% |
| 2002 | 11,843 | 3,360 | 28% |
| 2003 | 14,296 | 4,110 | 29% |
| 2004 | 16,877 | 4,380 | 20% |
| 2005 | 19,506 | 4,810 | 25% |
| Total | 94,794 | 28,550 | 30% |

Fonte: Elaboração própria a partir de dados de Fishbein (2005) e Gabor (2006).

* Valores em libras/1000.

O que se observa em relação à projeção das metas de reciclagem é um crescimento anual de 5% no período de 1998 a 2001. Esta estimativa de meta corresponderia à reciclagem de 70% das baterias de níquel e cádmio no ano de 2004, (ANEXO 1). Segundo Fishbein (2003) o desempenho do programa seria suportado pelo crescimento da adesão dos participantes, indicando a aceitação política do programa. Observa-se que o desempenho no cumprimento da meta caiu no período de 1997 a 2004, voltando a subir cinco pontos percentuais no ano de 2005. Esse crescimento deu-se, muito provavelmente, em função do programa ter

sido expandido para os telefones celulares em 2004. Entretanto, a meta foi cumprida, no geral, em apenas 30%²⁹ (Fishbein, 2005).

Avaliando o item relacionado à aceitação política do programa, os percentuais de contribuição de cada seguimento apresentados por Tojo (2001) e Gabor (2006) foram consolidados na Tabela 4.8, buscando demonstrar a evolução no período de 1999 a 2005.

Tabela 4.8 : Evolução do percentual de contribuição por segmento.

| Seguimento | % de Contribuição no volume coletado | | Variação percentual no período |
|------------------------------|--------------------------------------|------|--------------------------------|
| | 1999 | 2005 | |
| Varejo | 25% | 44% | 76% |
| Comunidades | 5% | 5% | 0% |
| Empresas e Agências Públicas | 30% | 35% | 17% |
| Licenciados | 40% | 16% | - 60% |

Fonte: elaboração própria a partir de dados de Tojo (2001) e Gabor (2006).

O programa buscou dar maior ênfase ao segmento de varejo fornecendo a este algumas vantagens. No ano de 2004 Fishbein realizou uma pesquisa por meio da INFORM³⁰ com a finalidade de verificar a eficácia da divulgação do programa neste segmento, certificando-se de que as estratégias de divulgação do mesmo estavam sendo corretamente seguidas, visto que estas tinham como objetivo elevar o índice de conformidade. Foi selecionada uma amostra de 48 estabelecimentos, do segmento de varejo, credenciados junto a RBRC e localizados em cinco cidades nos estados de Nova York e Nova Jersey.

Fishbein (2005) destaca a fragilidade na divulgação do programa, quando membros da equipe de trabalho não conseguiram localizar sete das 48 lojas (consideradas pontos de coleta) selecionadas na lista da RBRC. O Quadro 4.6 sintetiza as informações levantadas acerca da distribuição dos coletores de telefones e baterias nos estabelecimentos pesquisados.

²⁹ Millard (2002) citado em Palmer e Walls (2002) afirma que o volume de reciclagem das demais baterias inseridas no programa cresceu em 2001. A coleta de baterias de Ni-Cd passou de 53,400 libras para 207,535 libras e as de Li-ion passou de 2,952 para 137,028. Embora o volume reciclado tenha aumentado, não refletiu de forma eficaz para o cumprimento total da meta estipulada.

³⁰ INFORM Inc. é uma organização independente de pesquisa voltada a examinar os efeitos das relações de consumo no meio ambiente e na saúde humana.

Quadro 4.6: Distribuição e promoção dos coletores da RBRC para baterias e telefones celulares

| Classificação | Número de lojas | % do Total |
|---|-----------------|------------|
| Lojas escolhidas por meio do sitio da RBRC. | 48 | 100% |
| Lojas existentes na localidade. | 41 | 85% |
| Lojas contendo coletores para telefones celulares. - Coletores identificados como sendo da RBRC. | 16 6 (38%) | 39% |
| Lojas contendo coletores para baterias. - Coletores identificados como sendo da RBRC. | 21 11 (52%) | 51% |
| Lojas contendo material promocional acerca da reciclagem de telefones celulares. | 3 | 7% |
| Lojas contendo material promocional acerca da reciclagem de baterias. | 2 | 5% |
| Lojas cujos empregados eram orientados sobre o programa de reciclagem. | 6 | 15% |

Fonte : elaboração própria baseado em Fishbein (2005).

A autora considera um desempenho tímido em se tratando de aceitação por parte dos atores envolvidos. Das lojas pesquisadas somente 21 (51%) delas apresentavam coletores para baterias, considerado um número comprometedor para um programa já em andamento. Em relação aos critérios de identificação e disposição dos coletores nas lojas, estes também foram considerados falhos o que impossibilitou a identificação por parte do consumidor (Fishbein, 2005). O resultado obtido com a pesquisa reflete o percentual de retorno mantido estável no segmento de consumidores. Para Fishbein (2005), embora a pesquisa não tenha sido realizada em todo o território nacional, deficiências severas foram encontradas na maioria das lojas pesquisadas podendo inferir que o mesmo se repete por todo o país. A pesquisa demonstra, também, que o programa de reciclagem gerenciado pela RBRC é arrojado no papel, mas falho na implementação.

Para EPA (1997), Fishbein (1997) em Davis e Wilt (1997), Morrow (1997) e Tojo (2001) a informação ao consumidor é um dos principais instrumentos para o sucesso de um programa voluntário de reciclagem. É por meio dela que se pode demonstrar a importância do programa bem como envolver os atores no processo. Desta forma, para a Federation of Canadian Municipalities (2003), o baixo índice de reciclabilidade do programa é justificado em função do desconhecimento de suas características por parte dos atores envolvidos, oriundo de falhas significativas no programa de educação pública³¹, que comprometeu a aderência ao programa.

³¹ Palmer e Walls (2002) destacam que no ano de 2001 foram investidos \$ 3,3 milhões de dólares em educação pública e marketing, representando 39% do valor arrecadado com as licenças e 44% do valor das despesas. No ano de 2001 foram

Entretanto, os dados apontados pela pesquisa de Fishbein (2005) contradizem com os dados fornecidos por Gabor (2006). Segundo Gabor (2006) o segmento de varejo foi o que apresentou maior percentual de retorno em relação ao volume coletado no ano de 2006, indicando que as estratégias de divulgação adotadas para o segmento foram satisfatórias em termos de aumento do volume recolhido.

Em relação às inovações, Fishbein (1997) citada em Tojo(2001) destaca que produtores estimularam a mudança no desenho buscando somente facilitar a remoção das baterias dos equipamentos portáteis. Além disto, alguns fabricantes de equipamentos de informática não licenciados substituíram as baterias de níquel-cádmio por níquel-metal-hidreto ou íon-lítio em função da necessidade de se adequar ao programa, sendo estas as únicas mudanças observadas.

4.2.2- Análise da Eficácia Dinâmica Estendida

Fishbein (2005) destaca que programas desenhados contemplando a abordagem voluntária apresentam algumas fraquezas relacionadas ao estabelecimento de metas, divulgação de informações, comportamento *free-rider* e ausência de benefícios para as empresas participantes.

Para Fishbein (2005), Palmer e Walls (2002) e Tojo (2004), o programa coordenado pela RBRC não obteve o êxito esperado em relação ao incremento do volume de baterias recicladas, à mudança nos padrões de comportamento e a melhoria do desenho dos produtos.

O escopo do programa procurou minimizar possíveis conseqüências negativas que pudessem inviabilizar os resultados. Metas foram estabelecidas e a RBRC responsabilizou-se pela divulgação dos dados de forma detalhada com a finalidade de registrar a eficácia do programa. Entretanto, segundo Fishbein (2005) e Palmer e Walls (2002), a RBRC não divulga dados desde o ano de 1998. Millard ³²(2002), citado em Palmer e Walls (2002), ressalta que as estimativas anuais acerca do volume de baterias vendidas ou dispostas, volume de vendas de produtos que utilizam baterias, seu período de vida útil e o volume de baterias em poder do

arrecadados \$8,5 milhões de dólares com as licenças e gastos \$ 7,5 milhões de dólares. Este montante de investimento é considerado elevado em função de um desempenho insatisfatório em termos de cumprimento de metas.

³² Em Dezembro de 2001, R. Millard era o Vice-Presidente Executivo da *Rechargeable Battery Recycling Corporation*. (Data em que Palmer e Walls fizeram a entrevista).

consumidor são indisponíveis. Deste modo, a RBRC fica impossibilitada de divulgar os dados estatísticos de forma detalhada e de mensurar a eficácia do programa.

Sheehan (2003) destaca que, embora o programa tenha surgido em resposta a legislações locais, à ausência de uma legislação específica com a finalidade de estruturar o mesmo gerou os resultados apresentados. O autor comunga com Tojo (2001) em relação à ausência de legislação federal comprometer a eficácia do programa, e com Probst e Beierler (1999) e Morrow (1991), que defendem que a fragilidade e a diversidade de exigência legal elevam o custo de implantação, gerando incerteza em relação à aderência ao programa por parte dos geradores de resíduos. A argumentação fica mais evidente ao se observar o decréscimo de 60% no índice de contribuição das empresas licenciadas. Outro aspecto relacionado à divulgação do *Call2Recycle* é o fato da dificuldade do consumidor em identificar os pontos de coleta, resultando num comportamento de não conformidade ao programa.

Para Probst e Beierle (1999) é necessário que o setor público passe a agir de forma muitas vezes impositiva e, até subsidie a implantação de programas para gerenciamento de resíduos perigosos. Tal estratégia não foi adotada pelo governo americano. A fonte de financiamento se concentrou nas taxas de licenciamento e coleta, pagas pelas empresas que desejassem aderir ao programa, de forma voluntária. Tal estratégia onera o produtor e compromete a aderência ao programa.

Palmer e Walls (2002) destacam a necessidade da existência de penalidades para o comportamento de não conformidade. As autoras argumentam que programas ambientais suportados por legislação e regulação prevêm a aplicação de penalidades. Embora constasse que a EPA pudesse aplicar tais penalidades, estas nunca ocorreram em função do caráter voluntário do programa.

Portanto há necessidade de reformulação do programa gerenciado pela RBRC em função das fragilidades apresentadas e do desempenho insatisfatório. Entende-se que outros instrumentos de política devem ser utilizados considerando as características dos resíduos perigosos. A abordagem voluntária, por si só, não consegue atingir objetivos traçados comprometendo, inclusive, o envolvimento dos atores no ciclo de vida do produto. O quadro 4.7 sintetiza o programa.

Quadro 4.7- Quadro síntese do programa Call2Recycle.

| | |
|---|---|
| Produtos amparados | Baterias recarregáveis de níquel e cádmio (Ni-Cd), níquel-metal hidreto (Ni-NH), Lítio-íon (Li-ion) e pequenas seladas de Chumbo (Pb) e telefones celulares. |
| Quem gerencia? | Rechargeable Battery Resource Conservation RBRC – PRO. |
| Princípios | Responsabilidade Estendida ao Produto. |
| Instrumentos | Instrumento voluntário. |
| Segmentos selecionados (estratégias diferenciadas) | <ul style="list-style-type: none"> - Indústria. - Varejo. - Comunidade. - Empresas e agências públicas. |
| Estrutura | RBRC recolhe e envia para reciclagem. <ul style="list-style-type: none"> - Três pontos centralizadores de coleta no país e uma Unidade de Reciclagem. |
| Suporte financeiro | Taxa para licenciamento do produtor baseada no volume de baterias vendidas. <ul style="list-style-type: none"> o A taxa cobre coleta, remessa e reciclagem. o O valor cobrado varia de acordo com tipo, peso e volume das baterias colocadas no mercado, variando de 4 a 12 centavos de dólares. |
| Identificação dos participantes | Por meio de um selo identificador para os licenciados. Adesão inicial de 90% dos produtores de baterias. Atualmente recolhe baterias que não contenham o selo de identificação. |
| Avaliação | <ul style="list-style-type: none"> - <u>EFICÁCIA DINÂMICA ESTENDIDA COMPROMETIDA.</u> - Ausência de legislação a nível federal (<i>enforcement</i>). - Metas cumpridas em apenas 30% do valor projetado. - 99,5% do Ni é reciclado e retornado ao processo produtivo. |
| Aceitação Política | <ul style="list-style-type: none"> - Falta de estímulo financeiro aos consumidores. - Ausência de conformidade por parte da comunidade e queda na conformidade por parte da indústria. <ul style="list-style-type: none"> o Queda de 60% na participação da indústria no volume total reciclado. o Manutenção do nível de contribuição da comunidade em 5% durante o período avaliado. - Falha na divulgação e no programa educacional. Há uma divergência de opiniões. Fishbein considera que houve falha na divulgação, discordando com o posicionamento defendido por Gabor que acredita que a divulgação e o programa educacional foram eficazes. |
| Incentivo ao esforço máximo | <ul style="list-style-type: none"> - Desenho para o meio ambiente insignificante (somente para atender a legislação). |
| Recomendações | <ul style="list-style-type: none"> - Substituição do caráter voluntário do programa. - Adoção de legislação a nível nacional, prevendo inclusive punição para o comportamento de não conformidade. - Parceria entre a indústria e governo buscando programas exequíveis, por meio de subsídios. - Adoção de incentivo financeiro ao consumidor como forma de aumentar o comportamento de conformidade. - Divulgação periódica e criteriosa dos resultados obtidos pelo programa. - Melhoria na estratégia de divulgação e no programa educacional. - Monitoramento constante dos agentes envolvidos no processo. |

Fonte: elaboração própria a partir de Fishbein, (2005), Palmer e Walls (2002), Gabor (2006), Tojo et.a (2001), Sheehan (2003), Morrow (1991), Probst e Beierle (sd).

Capítulo 5

Gestão de resíduos perigosos no Brasil

O presente capítulo busca avaliar a experiência nacional à luz do critério da Eficácia Dinâmica Estendida. A avaliação contemplará a Resolução CONAMA 257/99, que trata do gerenciamento ambientalmente adequado e do descarte de pilhas e baterias, e um programa de adesão voluntária estabelecido pela OSCIP SPVS e pela operadora de telefonia celular com atuação na região sul do país.

Foi-nos difícil selecionar programas e políticas para a gestão de resíduos perigosos no país, devido a pouca disponibilidade de dados e informações. A Resolução CONAMA 257/99 e o programa escolhido permitem-nos estudar aspectos importantes desta gestão, que se tornam ainda mais relevantes no atual momento histórico, já que há cerca de 16 anos tramita no Congresso Nacional um projeto de lei que visa a regulamentar a gestão de resíduos sólidos, o PL 203/91.

5.1– Panorama Nacional dos Resíduos Sólidos

Ao longo dos anos tem-se observado uma transferência de foco em relação aos ativos ambientais. A década de 1970 foi caracterizada como a década da água, com projetos em todo país alavancados pelo Plano Nacional de Saneamento. A partir da década de 1990 e estendendo-se pelo século XXI, verifica-se uma tomada de consciência em relação à gestão de resíduos sólidos.

Segundo a Constituição Federal de 1988, os municípios são detentores de competência e responsabilidade para legislar sobre a proteção do meio ambiente, combate à poluição e pela oferta de saneamento básico a todos os brasileiros. O município deverá ser capaz de organizar e gerir os serviços de limpeza urbana em seu território. Estes vêm sendo apoiados, do ponto de vista econômico, por

programas em nível federal e estadual. A população, em função da disseminação da consciência ecológica, também pressiona os municípios assim como os órgãos ambientais locais e o Ministério Público para que as devidas medidas sejam tomadas. Tal posicionamento, entretanto, ainda é embrionário em relação à gestão de resíduos perigosos.

A contaminação de águas superficiais e subterrâneas, do ar e do solo ocasionadas por resíduos perigosos ocorre na maioria dos municípios, diferindo apenas na intensidade. Segundo IBGE (2002), o lançamento de efluentes industriais contendo metais pesados, que contaminam os recursos hídricos, está concentrado em poucos municípios. A grande maioria encontra-se nas regiões Sudeste e Sul, sobretudo em São Paulo e Minas Gerais. É importante observar que a poluição dos recursos hídricos apresenta uma relação direta com o crescimento populacional, atingindo 94% dos municípios com mais de 500.000 habitantes.

Em relação à contaminação do solo por resíduos tóxicos, segundo IBGE (2002) 33% dos municípios apresentaram essa ocorrência. As maiores incidências estão na região Sul, com 50%, seguida da região Sudeste, com 34% dos municípios. É importante observar que a contaminação do solo também guarda uma relação direta com o aumento populacional. A pesquisa realizada pelo IBGE destaca que a proporção pode chegar a 67% dos municípios com mais de 500.000 habitantes afetados com algum tipo de poluição.

Analisando a produção industrial, a ABRELPE (2005) destaca que a geração de resíduos perigosos é relevante, chegando a um total de 2,6 milhões de toneladas anuais. A tabela 5.1 detalha os estados que mais geram esses resíduos, evidenciando uma concentração nas regiões sul e sudeste. Nestas regiões, os estados de São Paulo, Rio de Janeiro, Minas Gerais e Paraná se destacam. A geração desses resíduos guarda uma relação direta com o porte do parque industrial instalado nessas localidades.

Tabela 5.1 – Geração de Resíduos Sólidos Industriais (t/ano)

| Estados | Total. | Resíduos Não Perigosos | Resíduos Perigosos | % de Resíduos Perigosos em relação ao total. |
|-------------------|------------|------------------------|---------------------------|--|
| São Paulo | 26.619.677 | 26.084.062 | 535.615 | 2,01% |
| Rio de Janeiro | 6.062.515 | 5.768.562 | 293.953 | 4,85% |
| Rio Grande do Sul | 1.635.690 | 1.430.364 | 205.326 | 12,55% |
| Paraná | 15.740.936 | 15.106.393 | 634.543 | 4,03% |
| Pernambuco | 1.342.483 | 1.329.861 | 12.622 | 0,94% |
| Goiás | 1.491.374 | 1.486.969 | 4.405 | 0,30% |
| Ceará | 509.069 | 393.831 | 115.238 | 22,64% |
| Minas Gerais | 15.165.194 | 14.337.011 | 828.183 | 5,46% |
| Total | 68.566.938 | 65.937.053 | 2.629.885 | 3,84% |

Fonte: Adaptado de Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil, ABRELPE (2005).

O volume de resíduos perigosos gerados pela indústria, nestes estados, corresponde a 3,84% do total. Vale ressaltar que nos estados do Rio Grande do Sul e Ceará a participação dos resíduos perigosos no total de resíduos gerados pela indústria é significativamente maior que a dos demais estados.

Outro aspecto importante a ser avaliado é a destinação final dos resíduos perigosos e tóxicos gerados. Segundo IBGE (2002), 30% dos municípios brasileiros (mais precisamente 1.682 municípios) geram estes resíduos e não possuem aterros industriais adequados para a destinação final. Os municípios se concentram nas regiões Nordeste, Sudeste e Sul. Deste total, aproximadamente 10% declarou que envia seu resíduo tóxico ou perigoso para aterro industrial em outra localidade. O restante envia para aterro sanitário ou vazadouro a céu aberto (lixão) no próprio município ou em município vizinho, para incineração ou outro destino não especificado.

É importante observar que a maior parte dos municípios que compõem esse conjunto é de pequeno porte (973), com população abaixo de 20.000 habitantes. Entretanto, 73% dos municípios de faixa populacional entre 20.001 e 100.000 habitantes declaram destinar seus resíduos tóxicos ou perigosos a lixões dentro dos seus limites. Dos municípios com mais de 500.000 habitantes, 69% alegam não destinar seus resíduos para lixões, mas não especificam a destinação final dada a esses. Quando se avaliam os dados classificados por macro região, o estudo realizado pelo IBGE (2002) aponta que a maior parte dos municípios das regiões

Norte (68%), Nordeste (57%) e Centro-Oeste (44%) destinam seus resíduos tóxicos ou perigosos aos lixões, no próprio município³³.

Os estados de Minas Gerais – gerador de maior volume de resíduos perigosos -, e Ceará – maior percentual de resíduos perigosos em relação ao total- têm tentado dar uma destinação adequada a seus resíduos. Verifica-se que cerca de 40% dos resíduos industriais gerados, sejam eles perigosos ou não, é encaminhado para destinação externa à indústria, conforme tabela 5.2. No caso de Minas Gerais, 56% dos resíduos com destinação externa a indústria é direcionado ao co-processamento em fornos de cimento.

Tabela 5.2 – Tipo de destinação final dos resíduos sólidos industriais - Ceará e Minas Gerais.

| Tipos de Destinação Final | Ceará | Minas Gerais |
|-----------------------------|-------|--------------|
| Sem destino definido | 0,7 % | 14,0% |
| Destino dentro da Indústria | 60%% | 46,0% |
| Destino externo | 39,3% | 40% |

Fonte: Adaptado de Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil, ABRELPE (2005).

Fica evidenciada ao longo das pesquisas realizadas tanto pelo IBGE (2002) quanto pela ABRELPE (2005), a necessidade de se focar na destinação final dos resíduos tóxicos ou perigosos. Os lixões ainda desempenham o papel de receptores municipais desses resíduos e contribuem para o aumento dos níveis de riscos de contaminação dos ativos ambientais e principalmente da população de baixa renda. A maioria dessa população se instala nas proximidades desses lixões e retira dela sua sobrevivência, traduzindo-se em um problema sócio-ambiental ainda mais grave.

Tramita desde 1991, no Congresso Nacional, o Projeto de Lei 203/91³⁴ que, se aprovado, institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. A política tem como objetivos principais o uso sustentável, racional e eficiente dos recursos naturais em consonância com a preservação da qualidade do meio ambiente. Enfatiza a redução na fonte e a destinação final adequada dos resíduos. A destinação final é, também, suportada pelo incentivo a implantação de coleta seletiva nos municípios e pela

³³ Segundo IBGE (2002), é possível que o elevado percentual de informação não especificando a destinação final dos resíduos seja em função da desinformação causada pela falta de um plano de gestão de resíduos industriais no município, uma vez que a responsabilidade pela destinação desses resíduos é do gerador, conforme estabelece o princípio do poluidor pagador. Além disso, o controle das atividades que geram esses resíduos é de responsabilidade dos órgãos estaduais de meio ambiente e pelo IBAMA. Assim, os gestores municipais ficam desprovidos de informações sobre essas atividades.

³⁴ Substitutivo adotado pela comissão em 04 de julho de 2006.

inclusão social dos catadores. Considera a necessidade de se estabelecer a parceria entre o poder público e a iniciativa privada como forma de incentivar inovações e colocar em prática as ações necessárias para a melhoria ambiental.

A política é fundamentada no princípio do poluidor pagador e adota instrumentos de comando e controle por meio do incentivo à promoção de padrões sustentáveis para produção e consumo. Busca, de forma tímida, até mesmo em função do princípio utilizado, responsabilizar os demais atores envolvidos enfatizando a gestão compartilhada – envolvendo a sociedade –, e integrada – envolvendo o município. Entretanto, esta responsabilidade considerada pela política é divergente da estabelecida pelo princípio da EPRp.

Promove o estabelecimento de planos de gerenciamento de resíduos ³⁵ em todo território nacional, bem como a estruturação de um sistema de informações, com o objetivo de divulgar as ações adotadas e a real situação relacionada a estes resíduos (PL203/91, 2006). O projeto de lei contempla, ainda, a possibilidade de se instituir linhas de financiamento especificamente vinculadas aos princípios e objetivos da Política Nacional de Meio Ambiente. Observa-se, entretanto, que a ausência de uma participação financeira mais enfática por parte do Estado, que, segundo, Probst e Beierle (1999) é fundamental para se garantir a eficácia principalmente durante a fase de implantação de políticas públicas.

Em relação ao capítulo destinado à gestão dos resíduos perigosos, este é restrito determinando, apenas, que os resíduos recebam tratamento diferenciado desde a segregação até a fase de disposição final, porém não atribui responsabilidade aos atores envolvidos nesse processo. Pelo contrário, concentra a responsabilidade somente no gerador, designando a este a adoção de medidas que garantam a segurança no manejo dos resíduos, inclusive quando houver a necessidade de transporte. Outro aspecto enfatizado pelo capítulo é o fornecimento de informações aos órgãos ambientais, mantendo atualizado o plano de gerenciamento.

Vale ressaltar que, embora se tenha discutido o projeto ao longo de 16 anos, a versão aprovada em 04 de junho de 2006, ainda é precária em termos de resultados ambientais esperados. É pautada em um princípio de formulação de política considerado ineficaz, principalmente quando se busca gerenciar resíduos perigosos. No caso destes resíduos, Probst e Beierle (1999), Sterner (2003) e Perman *et al.*

³⁵ O planejamento deverá ocorrer em nível nacional, estadual, distrital, metropolitano e municipal.

(1999), enfatizam a necessidade de adotar de políticas híbridas, adequadas a fase de desenvolvimento do país, para que se possa garantir a eficácia dos objetivos ambientais.

5.2- Pilhas e Baterias – Resolução CONAMA 257/99

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) é diretamente vinculado ao Ministério do Meio Ambiente e suas atribuições são estabelecidas pela Lei 6.938/81, que institui a Política Nacional do Meio Ambiente, e pelo Decreto 99.274/90. Tem como objetivo estabelecer normas, critérios e padrões relativos ao controle e à manutenção da qualidade do meio ambiente.

Desta forma, considerando a necessidade de disciplinar o gerenciamento ambientalmente adequado bem como o descarte de pilhas e baterias em função dos impactos negativos causados por estes resíduos, estabelece as diretrizes para tal fim por meio da Resolução CONAMA 257/99. A responsabilidade pelo monitoramento da Resolução fica a cargo do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA).

Desde a sua entrada em vigor, a Resolução tem como um de seus objetivos evitar que pilhas e baterias com teores elevados de metais pesados (chumbo, cádmio, e mercúrio) sejam descartadas no lixo urbano. Busca disciplinar a disposição final destes resíduos de forma ambientalmente adequada, definindo obrigações, estabelecendo prazos, explicitando responsáveis e responsabilidades.

A Resolução original adota instrumentos de comando e controle caracterizados pelo estabelecimento de padrões máximos de metais pesados a serem contidos nas pilhas e baterias. Proíbe a destinação final *in natura* e a queima a céu aberto ou em instalações inadequadas bem como o lançamento em corpos d'água, evidenciando que os infratores serão penalizados por meio do pagamento de multa, princípio do poluidor pagador adotado pela Política Nacional de Meio Ambiente e pelo Projeto de Lei 203/91.

No que se refere à responsabilidade, estabelece que a disposição final das pilhas e baterias deve ficar a cargo do fabricante. Ao consumidor é delegada apenas a missão de devolver os resíduos na ocasião de seu esgotamento energético. Entretanto, ele não é estimulado a adotar tal atitude. É importante observar que a obrigatoriedade de aceitar os resíduos recai sobre os comerciantes e estes são, também, obrigados a encaminhá-los ao fabricante, porém evidencia-se a ausência de fiscalização por parte das autoridades competentes. Devem, além disto, executar a armazenagem de forma segregada obedecendo aos requisitos e recomendações ambientais.

A maior parte da Resolução é focada na responsabilidade do fabricante, destacando que estes devem:

- Advertir os consumidores sobre os riscos e a disposição final adequada (na embalagem).

- Adaptar os produtos para sejam facilmente removidos pelo consumidos.

- Implantar mecanismos operacionais de coleta, transporte e armazenamento no prazo de 12 meses contados a partir da data da vigência da Resolução.

- Conduzir estudos para substituir ou reduzir o teor das substâncias tóxicas e potencialmente perigosas em seus produtos.

- Processar de forma adequada e segura a reutilização, reciclagem, tratamento ou a disposição final das pilhas e baterias, principalmente no que tange ao manuseio dos resíduos pelos seres humanos.

- Na impossibilidade de reutilização ou reciclagem das pilhas e baterias, incinerá-las de forma adequada, obedecendo às normas técnicas vigentes.

Em relação à importação, os importadores devem obedecer às três fases do processo estabelecidas pelo IBAMA (2006 -a), descritas pela figura 5.1.

forma variada, de acordo com suas necessidades. As pendências financeiras e relacionadas a documentos também são identificadas e são utilizadas como impeditivos para o deferimento da Licença de Importação.

Em função de solicitação dos Ministérios Públicos nos Estados do Rio Grande do Sul e de Minas Gerais, a Resolução está passando por uma fase de revisão na qual estão sendo discutidas as responsabilidades dos envolvidos no processo. Embora se tenha buscado a discussão entre as partes, na 18ª. Reunião da Câmara Técnica de Saúde e Saneamento Ambiental, em abril de 2006, a Confederação Nacional da Indústria (CNI) apresentou alterações significativas à Resolução. Percebe-se a geração de um conflito³⁶ de interesses relacionados, principalmente, ao quesito da responsabilidade pela destinação final dos resíduos.

A CNI propõe mudanças significativas em relação à responsabilidade pela destinação final dos resíduos, Câmara Técnica (2006-b):

- Isenta os fabricantes e importadores da responsabilidade pela destinação final dos resíduos.
- Repassa ao poder público a responsabilidade pela reciclagem dos resíduos.
- Faculta ao fabricante/ importador a obrigação de implementar programas de forma compartilhada.
- Isenta o fabricante/importador de qualquer obrigação relacionada a melhoria tecnológica.
- Apenas recomenda ao fabricante que a necessidade de devolução do produto seja especificada na embalagem.
- Desobriga o fabricante a especificar e divulgar normas de segurança e armazenamento.
- Obriga os importadores a comprovarem, no ato do desembaraço aduaneiro, que não houve adição de mercúrio e cádmio em sua carga, além do permitido.
- Isenta o fabricante de qualquer forma de penalidade.

³⁶ O conflito gerado na ocasião da reformulação da resolução é proveniente de uma discussão jurídica levantada pela CNI. A Confederação defende, por meio exposição de motivos apresentada no Processo n°: 02000.005624/1998-07, que a Resolução CONAMA 257/99 viola os princípios constitucionais da legalidade e da isonomia, por sujeitar o administrado a obrigações previstas em resolução e não em lei. Tal questionamento é entendido pela Advocacia Geral da União como improcedente, conforme PARECER N° 0678/06/PROGE/COEPA apresentado ao IBAMA em 06 de outubro de 2006.

A CNI posiciona-se desta forma por entender que a responsabilidade pós-consumo deve ficar a cargo exclusivo do poder público. No entanto, a literatura aponta que a responsabilidade deveria ser suportada por políticas públicas que incentivassem produtores a se estruturar de forma adequada e os consumidores a devolverem os resíduos. A proposição da CNI, embora considere que a responsabilidade deva ser compartilhada (estendida), inclusive com a sociedade, peca ao atribuir a responsabilidade da gestão dos resíduos única e exclusivamente ao Estado.

O IBAMA, defendendo o seu posicionamento, comenta que a proposta aprovada pela Câmara Técnica de Saúde, Saneamento e Gestão de Resíduos (2006-b) apresenta uma série de contradições.

- A forma em que foi aprovado o artigo que trata dos teores de metais deixa claro que as pilhas com teores acima dos especificados devem ser coletadas, mas importação não está proibida.
- Argumenta sobre a dupla interpretação em relação às baterias especificadas para importação, bem como a real necessidade de apresentação de laudo técnico.
- Dúvidas em relação às penalidades a serem aplicadas aos importadores, sendo que não fica claro se a importação é permitida ou não.
- Dificuldade no monitoramento em relação à adição de mercúrio e cádmio além dos limites estabelecidos, pois não fica claro que a importação de baterias contendo esses elementos está proibida.
- Divergência em relação à destinação dos documentos exigidos no processo de licenciamento dos fabricantes e importadores.
- Especificação desnecessária dos locais proibidos para a destinação final das pilhas e baterias.

Embora o IBAMA tenha feito essas considerações acerca das mudanças que ocorreram na Resolução, nada menciona em relação às mudanças propostas pela CNI isentando os fabricantes e importadores da responsabilidade pela destinação final dos resíduos. O processo de modificação da Resolução ainda está em fase de discussão, conforme consulta realizada em 20 de novembro de 2006.

5.2.1- Análise da Eficácia Dinâmica Estendida

Há certa dificuldade em se avaliar a eficácia dinâmica estendida da Resolução em função da indisponibilidade de resultados e dados, tanto na forma original proposta quanto nas alterações. De um modo geral, observa-se a inexistência de princípios e instrumentos capazes garantir o cumprimento dos objetivos, de fomentar o comprometimento dos agentes envolvidos no processo, garantir melhorias tecnológicas.

A eficácia da Resolução em relação ao teor dos metais contidos nas cargas importadas é avaliada quando o IBAMA é acionado para a emissão da Licença de Importação. Segundo o IBAMA (2006), existem cadastrados no SICAFI 464 importadores para a comercialização direta e 235 para fabricação de pilhas e baterias e outros acumuladores elétricos. As empresas podem ser identificadas no sistema, facilitando a fiscalização por parte do órgão. Entretanto, a fiscalização realizada pelo IBAMA acontece somente nos documentos que recebe, não sendo realizada *in loco*. A fiscalização documental compromete a identificação de possíveis melhorias tecnológicas, pois somente é verificado se os percentuais permitidos em relação aos metais contidos nas baterias estão sendo obedecidos, conforme informado pelos interessados.

A Resolução original evidencia uma tímida intenção de se utilizar do princípio da responsabilidade estendida ao produtor, e os estágios do ciclo de vida do produto são abordados de forma fragmentada focando, apenas os elos iniciais e finais da cadeia. A responsabilidade pela coleta e destinação final dos resíduos é imposta aos fabricantes e importadores, mediante punição caso tal ação não ocorra. Entretanto, fica evidente a utilização do princípio do poluidor pagador, norteador do Projeto de Lei da Política Nacional de Resíduos Sólidos. O princípio utilizado é considerado por Walls (2003) extremamente restrito em termos de responsabilidade compartilhada, pois imputa a responsabilidade somente no gerador do resíduo.

O consumidor, embora seja solicitado a devolver os resíduos, não é estimulado para este fim, comprometendo o critério de aceitação política, considerado por Probst e Beierle (1999) como critério de primeira ordem para se

garantir a conformidade aos programas ambientais. Nogueira e Pereira (1999) consideram que esse critério está relacionado à liberdade de escolha dos agentes. Para Sterner (2003) essa escolha é feita observando-se as informações disponíveis. Desta forma, são mais aceitos os instrumentos que oferecem mais opções para o equacionamento do problema ambiental.

Outro aspecto importante a ser destacado em relação ao critério de aceitação política é o fato da Confederação Nacional da Indústria ter levantado o questionamento sobre o fato da Resolução violar os princípios constitucionais da legalidade e da isonomia. A CNI entende que a Resolução não tem força de lei e por isso não pode sujeitar o administrado a cumprir as obrigações previstas. Tal questionamento gera falta de credibilidade por parte dos atores envolvidos, levando ao comportamento de não conformidade, comprometendo a eficácia da gestão desses resíduos.

As recomendações propostas pela CNI significam um retrocesso em termos de políticas ambientais para a gestão de resíduos perigosos. Caso sejam incorporadas, reforçarão e agravarão os problemas ambientais existentes na medida em que concentram somente no poder público a responsabilidade pela gestão destes resíduos. A literatura aponta a necessidade de se compartilhar responsabilidades ao longo do ciclo de vida do produto como forma de minimizar os impactos ambientais provenientes do processo de produção e consumo.

A inexistência de instrumentos de comando e controle conjugada com o tipo de responsabilização recomendado pela CNI pode contribuir para a ausência do comportamento de conformidade por parte dos atores envolvidos no processo, comprometendo, principalmente, as fases finais do ciclo de vida do produto, o que pode gerar o acúmulo indesejado de resíduos perigosos.

A ausência de instrumentos econômicos e de responsabilidade compartilhada, tanto na Resolução original quanto na proposta de alteração, não estimula a indústria a desenvolver programas destinados à gestão de seus resíduos, em função do alto custo de implantação. Segundo Probst e Beierle (1999), os subsídios são adequados e necessários somente na fase de implantação de programas, pois a permanência destes estimula a produção de resíduos perigosos.

Na Resolução, o papel do consumidor restringe-se à adesão voluntária ao processo de devolução dos resíduos. Esta é considerada insuficiente e o

consumidor deveria ser fortemente estimulado a adotar um comportamento de responsabilidade como um dos atores fundamentais no ciclo de vida do produto, seja por meio de instrumentos de comando e controle ou econômicos.

Desta forma, não se pode afirmar que a Resolução – original e a proposta de alteração - atende ao critério de avaliação da eficácia dinâmica estendida. O quadro 5.1 sintetiza os pontos críticos apresentados pela Resolução.

Quadro 5.1 - Quadro síntese da Resolução CONAMA 257/99.

| | |
|--|--|
| Produtos amparados. | Baterias amparadas pela Resolução. |
| Quem gerencia? | IBAMA. |
| Princípios | Poluidor pagador. |
| Instrumentos | Instrumentos comando e controle (?). |
| Segmentos selecionados | - Produtores. - Importadores. |
| Estrutura | - IBAMA fiscalizando a apresentação de plano de coleta apresentado no ato da importação, somente. |
| Suporte financeiro | - Não há. |
| Identificação dos participantes | - Mediante cadastramento no SICAFI. |
| Avaliação | - <u>EFICÁCIA DINÂMICA ESTENDIDA COMPROMETIDA</u> |
| Eficácia | - Análise comprometida em função da indisponibilidade de resultados. - Resolução passando por reformulação. - Conflito em relação aos princípios constitucionais da legalidade e isonomia. |
| Aceitação Política | - Responsabilidade restrita ao fabricante/importador; esta questão apresenta-se ainda mais crítica após a proposta apresentada pela CNI (responsabilidade única e exclusiva do poder público). - Falta de estímulo ao consumidor para que esse devolva os resíduos. |
| Incentivo ao esforço máximo | - Verificar somente o cumprimento dos teores de metais permitidos. |
| Recomendações | - Resolução do conflito de interesses. - Modificação da Resolução na íntegra estratificando responsabilidades. - Detalhamento de programa e implantação a nível nacional, de forma obrigatória. |

Fonte: elaboração própria a partir IBAMA (2006), CONAMA (2006).

5.3 - Programa de recolhimento de baterias – Operadora de Telefonia Celular e Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS).

O Brasil é o sexto país no ranking mundial dos principais mercados de telefones celulares, sendo suplantado pela China, Estados Unidos, Rússia, Índia e Japão (TELECO, 2006). O setor cresceu 19,84% no último ano chegando, em janeiro de 2007, a marca de 100 milhões de unidades foi superada (TELECO, 2007).

Existem hoje oito operadoras de telefone celular atuando em todo o território nacional. A VIVO conquistou o primeiro lugar no *ranking*, seguida pela TIM. As duas operadoras possuem 55% do mercado de telefonia celular no Brasil. A tabela 5.3 detalha a participação de mercado e o volume de vendas das oito operadoras.

Tabela 5.3– Ranking das Operadoras de Telefonia celular.

| Operadora | Celulares (milhões) | Fatia de mercado |
|--------------------------|----------------------|------------------|
| VIVO | 28.726 | 29,96% |
| TIM | 24.101 | 25,14% |
| CLARO | 22.172 | 23,13% |
| OI | 12.643 | 13,19% |
| Amazônia Telemig Celular | 4.697 | 4,90% |
| BrT GSM | 3.051 | 3,18% |
| CTBC | 399 | 0,41% |
| Sercontel | 82 | 0,09% |

Fonte: Dados de setembro de 2006. Adaptado de TELECO (2006).

O acelerado crescimento nas vendas de telefones celulares causa preocupações em relação à destinação das baterias e aparelhos sem utilidade. No Brasil, um programa mais bem estruturado e com resultados concretos é o desenvolvido por meio da parceria da Organização Não Governamental Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS) e uma Operadora de Telefonia Celular³⁷.

O programa tem como foco de atuação os três estados da região sul, onde a participação da Operadora no mercado de telefonia celular é bastante significativa. A tabela 5.4 apresenta o *market share* da operadora, por código DDD, em dois períodos, março e setembro de 2006.

³⁷ O nome da operadora foi omitido a pedido da SPVS.

Tabela 5.4 – Participação da Operadora na área na região de atuação do programa, por DDD.

| Participação em Março/ 2006 | Percentual | Unidades |
|---|-------------------|------------------|
| No mercado nacional | 23,53% | 21.038.000* |
| Na Região de atuação do programa | | |
| – Paraná e Santa Catarina | 46,15% | 4.015.106 |
| – Rio Grande do Sul | 12,30% | 830.423 |
| | Total | 4.845.529 |
| Participação em Setembro/ 2006 | Percentual | Unidades |
| No mercado nacional | 25,14% | 24.101.000* |
| Na Região de atuação do programa | | |
| – Paraná e Santa Catarina | 47,28% | 4.224.586 |
| – Rio Grande do Sul | 13,91% | 1.020.294 |
| | Total | 5.244.808 |

Fonte: Dados de setembro de 2006. Adaptado de TELECO (2006).

*Obs.: Em relação ao total de celulares no Brasil em mar/06: 89.409.000 unidades e em set/06: 95.871.000 unidades.

A SPVS foi fundada em Curitiba no ano de 1984 e no ano de 2001 foi qualificada como Organização da Sociedade Civil de Interesse Público (OSCIP). É reconhecida como uma das mais importantes organizações brasileiras que se dedica à conservação da natureza. Sua atuação tem como foco principal dois biomas localizados em áreas de floresta araucária e mata atlântica, bem como o desenvolvimento de ações de educação ambiental e campanha para evitar que o meio ambiente seja contaminado com metais pesados contidos nas baterias de telefones celulares.

A parceria entre a SPVS e a Operadora foi firmada em 30 de junho de 1999, quase um ano antes da Resolução CONAMA 257/99 entrar em vigor. Embora a Resolução determinasse ao fabricante a responsabilidade pela destinação final adequada de seus resíduos, a Organização entendeu que havia uma oportunidade para as operadoras contribuísem, de forma ativa e adequada, com a destinação final das baterias de celular usadas.

O Programa teve início com uma campanha publicitária denominada Recarregue o Planeta, que anunciava o início da parceria e distribuía brindes aos usuários que devolvessem sua bateria usada. O objetivo era o de sensibilizar o consumidor para a correta destinação final das baterias usadas. O foco de atuação eram os usuários e lojistas da Operadora. A parceria foi financiada pela própria Operadora e contava com o apoio dos Correios.

A SPVS é responsável pela coordenação do programa. Atende e orienta os pontos de venda quanto aos procedimentos de acondicionamento, transportes e

fiscais, funcionando de forma semelhante a uma organização produtora responsável. As baterias são devolvidas ao fabricante, separadas por marcas. Cada fabricante adota um tipo de destinação final, variando de encapsulamento em concreto, exportação ou contratação de firmas especializadas no reaproveitamento dos componentes.

O Processo de coleta sob coordenação da SPVS contou com duas fases. A primeira aconteceu entre os anos de 1999 a 2004. Nesta fase, os lojistas poderiam acionar a coleta a cada 25 baterias devolvidas. Estas eram separadas por marca, isoladas em saquinhos de TNT e acondicionadas em caixas de papelão. As baterias eram enviadas ao fabricante por meio de transportadora. Vale ressaltar que o transporte rodoviário implica riscos elevados e necessidade de se adequar às rigorosas normas ambientais.

A segunda fase aconteceu a partir de 2004 e a coleta passou a ser por meio de envelope-resposta dos correios, seguindo o seguinte procedimento: recebimento da bateria pelo lojista; identificação do CNPJ e da marca do resíduo no envelope-resposta; entrega na agência dos Correios mais próxima; Correios enviam para o depósito; no depósito o responsável separa as baterias por fabricantes e emite relatório.

Vale ressaltar que, como coordenadora do processo, a SPVS visa a despertar na população a necessidade de se ter uma atitude adequada em relação ao meio ambiente (SPVS,2006).

5.3.1 Análise da Eficácia Dinâmica Estendida.

Durante os sete anos de vigência do programa chegou-se a um total acumulado de 293.117 baterias coletadas. No período de vigência foram feitas duas ações promocionais com o objetivo de envolver o consumidor no processo de devolução das baterias e garantir o resultado do programa. Não foi utilizado, entretanto, nenhum instrumento econômico que viesse contribuir para a eficácia do programa. A SPVS desconhece a transferência ao consumidor, dos custos envolvidos no mesmo.

Em termos ambientais, 293,11 toneladas de resíduos perigosos foram retiradas do meio ambiente. SPVS (2006) destaca ainda que oficialmente não foram estabelecidas metas para o programa, mas no primeiro ano foi estimado que 75 mil baterias deveriam ser recolhidas. Somente 24 mil baterias foram recolhidas, representando, 32% da estimativa de meta, evidenciando que o programa não foi eficaz em termos de resultados esperados.

Nos três primeiros anos do programa o volume coletado apresentou pequenas variações. Verifica-se um crescimento de 192% no número de baterias recolhidas no ano de 2003 (Tabela 5.5). Segundo SPVS (2006), o incremento se deu em função da estratégia de *marketing* realizada no período de outubro de 2002 a janeiro de 2003. A Organização destaca, ainda, que o aumento registrado durante a promoção utilizada como estratégia, não foi significativo. Os resultados foram colhidos durante o ano de 2003 registrando um aumento de duas mil para sete mil baterias coletadas por mês, mantendo este desempenho até o final do programa, em de março de 2006.

Tabela 5.5– % de evolução no recolhimento no período.

| Ano | Período | Total | % evolução |
|--------------|-----------------|----------------|------------|
| I | Set.99 a Out.00 | 24.980 | - |
| II | Nov.00 a Dez.01 | 23.198 | -7,13% |
| III | Jan. a Dez. 02 | 26.291 | 13,33% |
| IV | Jan. a Dez. 03 | 76.692 | 191,70% |
| V | Jan. a Dez. 04 | 66.322 | -13,52 |
| VI | Jan. a Dez. 05 | 59.596 | -10,14 |
| VII | Jan. a Mar. 06 | 16.038 | - |
| Total | | 293.117 | |

Fonte: elaboração própria a partir de dados da SPVS

O estado do Paraná foi o que mais contribuiu com esse resultado. Participou com 49% das baterias coletadas, conforme detalhado na tabela 5.6. O Estado de Santa Catarina aparece em segundo lugar, participando com 45,5%. Possivelmente, o resultado apresentado seja em função da localização dos pontos de coleta. A Operadora possui cerca de mil pontos. Deste total, 300 estão localizados em lojas de departamento cujo percentual de recebimento de baterias está próximo de zero. Os estados do Paraná e Santa Catarina contam com 686 pontos, apresentando uma

média de três pontos de coleta para cada município³⁸. O Rio Grande do Sul conta com apenas catorze pontos de coleta em um município participante. A SPVS destaca que o aceitável para se pensar em garantir a eficácia do programa seria equiparar o número de pontos de coleta ao número de agências dos correios em cada município.

Tabela 5.6- Quantidade de baterias recolhidas na vigência do programa.

| Ano | Período | Estados | | | | Total |
|------------------------------|-----------------|----------------|----------------|--------------|---------------|----------------|
| | | PR | SC | RS | Não Identif . | |
| I | Set.99 a Out.00 | 15.225 | 8.813 | 942 | 0 | 24.980 |
| II | Nov.00 a Dez.01 | 12.277 | 10.320 | 601 | 0 | 23.198 |
| III | Jan. a Dez. 02 | 12.477 | 13.375 | 439 | 0 | 26.291 |
| IV | Jan. a Dez. 03 | 38.563 | 37.342 | 887 | 0 | 76.692 |
| V | Jan. a Dez. 04 | 30.921 | 32.222 | 1.461 | 1.718 | 66.322 |
| VI | Jan. a Dez. 05 | 27.045 | 23.650 | 408 | 8.493 | 59.596 |
| VII | Jan. a Mar. 06 | 7.490 | 7.659 | 126 | 763 | 16.038 |
| Total | | 143.898 | 133.381 | 4.864 | 10.974 | 293.117 |
| % em relação ao total | | 49% | 45,5% | 1,66% | 3,74% | |

Fonte: SPVS

Partindo para o resultado geral do programa nos três estados, a Tabela 5.7 demonstra o comparativo entre a participação da Operadora no mercado e a quantidade recolhida por meio do programa. O que se verifica é um percentual de retorno de baterias em torno de 0,33%, no sétimo ano de vigência do programa. Esse percentual não é considerado satisfatório, em função da periculosidade do material, conforme SPVS (2006).

Analisando-se o percentual de recolhimento por estado participante do programa, verifica-se que Paraná e Santa Catarina tiveram um desempenho um pouco melhor em relação ao total. A eficácia do programa, entretanto, também ficou comprometida nesses estados.

³⁸ O Estado do Paraná conta com 120 cidades participantes e Santa Catarina com 110, perfazendo um total de 230 municípios.

Tabela 5.7– Comparativo entre participação da Operadora no mercado e quantidade recolhida no primeiro trimestre de 2006.

| Período Jan. a Mar. 06 | ESTADOS | | |
|------------------------------|-------------------------|-------------------|------------------|
| | Paraná e Santa Catarina | Rio Grande do Sul | Total |
| Aparelhos no Mercado* | 4.015.106 | 830.423 | 4.835.529 |
| Recolhidos | 15.149 | 126 | 16.038** |
| % de recolhimento | 0,3% | 0,02% | 0,33% |

Fonte: Elaboração própria a partir de dados da TELECO e SPVS.

* Em função da disponibilidade dos dados, a participação no mercado foi calculada considerando todo o Estado, independente do município estar ou não participando do programa. Tal procedimento poderá gerar uma distorção insignificante nos dados.

** No total de 16.038 estão computadas 763 baterias recolhidas sem que a procedência fosse identificada.

Palmer e Walls (2002) destacam que o consumidor deve ser estimulado a devolver o resíduo. No programa, o estímulo ocorreu por meio da estratégia de *marketing* utilizada atingiu o objetivo esperado, entretanto o crescimento não se manteve, sinalizando a não permanência dos resultados do programa.

A primeira estratégia de *marketing* aconteceu em setembro de 1999, logo no início da implantação. Na ocasião, o consumidor recebia uma camiseta ao entregar a bateria. Foram distribuídas 17 mil camisetas. A segunda aconteceu no período de outubro de 2002 a janeiro de 2003 e consistia na troca de baterias usadas por cupons para participar do sorteio de viagens a paraísos ecológicos. Paralelamente a esta ação, a SPVS buscou implantar um programa de educação ambiental, mas sem resultados expressivos (SPVS, 2006), o que comprometeu a aceitação política do programa.

O número de pontos de coleta é também considerado fator de relevância para se estimular o consumidor a devolver o resíduo, garantindo o comportamento de conformidade. Segundo Palmer e Walls (2002), somente a disponibilização de pontos de coleta não garante o comportamento de conformidade. Se o consumidor for onerado em relação à devolução dos resíduos, em função, por exemplo, da distância do ponto de coleta, tenderá a não aderir ao programa, já que ele, intuitivamente, avaliará o seu custo de oportunidade para devolver o resíduo.

A SPVS, como coordenadora do programa, buscou aperfeiçoar o sistema de coleta como forma de garantir a eficácia do programa facilitando o trabalho dos responsáveis pela coleta das baterias. Inicialmente, os contribuintes de ICMS (imposto sobre circulação de mercadorias) responsáveis pelo trâmite, eram obrigados a emitir nota fiscal de entrada, sem valor comercial, para as baterias

recebidas e de saída para as baterias encaminhadas ao fabricante. A organização entendeu ser este um entrave na adesão e na expansão dos pontos de coleta.

A solução encontrada foi a de implementar, em parceria com os Correios, um envelope-resposta. Desta forma, o ponto de coleta não mais tinha a obrigação legal de emitir as respectivas notas fiscais, desde que os envelopes fossem utilizados. Paralelamente, ficava a cargo da SPVS informar às secretarias de fazenda a quantidade de baterias coletadas e encaminhadas aos fabricantes. O sistema de envelope-resposta foi patenteado no Brasil pela organização e é por ela considerada como uma inovação neste tipo de programa.

No que se refere às inovações tecnológicas adotadas pelos fabricantes, a SPVS desconhece qualquer atitude neste sentido. Em função de terem que obedecer às regras relativas à quantidade de metais permitida nas baterias, os fabricantes tiveram que se adequar para atender a legislação em vigor. Embora não se observe inovações além do exigido por lei, SPVS(2006) considera que o resultado obtido evidencia, de certa forma, inovações e mudança de comportamento em função das ações adotadas e dos diversos prêmios recebidos e da divulgação em congressos.

O projeto se encerrou em 31 de março de 2006. A Operadora optou por coletar as baterias sem contar com o apoio da SPVS, alegando alto custo de manutenção e expansão do programa, em função da ausência de incentivos financeiros que pudessem minimizar estes custos. Conforme destacam Probst e Beierle (1999), o governo deve atuar, de forma direta nas fases de implantação e transição de programas, o que não ocorreu. Sterner (2003) destaca, ainda, que o tempo necessário para a empresa adequar-se à política pública também deve ser considerado, pois representa um custo de oportunidade. O programa foi executado durante sete anos e de forma localizada. Entretanto, a formatação utilizada não gerou benefícios aos produtores que pudessem incentivar a sua ampliação e contribuir para adesão crescente por parte dos consumidores.

Após o encerramento do programa, e com a finalidade de provar que cumpre o estabelecido pela Resolução CONAMA 257/99, a operadora reduziu o número de pontos de coleta em 93%, passando a contar com apenas 50 em toda área de atuação, SPVS (2006). Desta forma, fica evidenciado que o programa de recolhimento de pilhas e baterias desenvolvido não atende aos critérios de eficácia dinâmica estendida, conforme sintetizado no quadro 5.2.

Quadro 5.2- Quadro síntese do Programa de recolhimento de baterias de celulares SPVS e Operadora.

| | |
|--|--|
| Produtos amparados. | Baterias de telefones celulares. |
| Quem gerencia? | SPVS |
| Princípios | Poluidor pagador. |
| Instrumentos | Instrumento voluntário. |
| Segmentos selecionados | - Operadora de Telefonia. - Consumidores. |
| Estrutura | - SPVS utiliza pontos de coleta da operadora. - Fornece material informativo. - Fornece envelope resposta para remessa dos resíduos. |
| Suporte financeiro | - Não há. Financiado apenas pela operadora. |
| Identificação dos participantes | - Não há. |
| Avaliação | - <u>EFICÁCIA DINÂMICA ESTENDIDA COMPROMETIDA</u> |
| Eficácia | Resolução em que se baseia (CONAMA 257/99) passando por reformulação; |
| Aceitação Política | - Responsabilidade restrita ao fabricante/importador; esta questão apresenta-se ainda mais crítica após a proposta apresentada pela CNI (responsabilidade única e exclusiva do poder público); - Falta de estímulo ao consumidor para que esse devolva os resíduos. |
| Incentivo ao esforço máximo | - Verificar somente o cumprimento dos teores de metais permitidos. - Não houve modificações de <i>design</i> por parte dos fabricantes/importadores de baterias. |
| Recomendações | - Resolução do conflito de interesses. - Modificação da Resolução na integra estratificando responsabilidades. - Detalhamento de programa e implantação a nível nacional, de forma obrigatória. |

Fonte: elaboração própria a partir IBAMA (2006), CONAMA (2006), SPVS (2006).

Considerações finais e recomendações.

Nesse trabalho, buscou-se avaliar a eficácia dinâmica estendida da abordagem de políticas públicas para gestão de resíduos perigosos, baseadas no Princípio da EPRp. O estudo proporcionou uma sistematização criteriosa da literatura direcionada à gestão destes resíduos, hoje escassa, a definição de um novo critério de avaliação, adequado para o tema, que possibilitou a avaliação de programas nacionais e internacionais, bem como a identificação de pontos críticos que contribuiriam para a proposição de uma política pública adequada ao estágio de desenvolvimento do país.

Dentre os princípios de formulação de política abordados pela literatura, o EPRp apresentou-se mais adequado na gestão de resíduos perigosos. Embora seja um princípio que aborda o ciclo de vida do produto e compartilha responsabilidades ao longo deste ciclo, não surte o efeito esperado quando usado isoladamente. Daí a necessidade de se conjugá-lo com instrumentos, gerando as políticas híbridas. Estas devem ser adequadas ao estágio atual de desenvolvimento do país em função da heterogeneidade dos custos de dano e abatimento e da assimetria das informações (Probst e Beierle, 1999, Sterner, 2003 e Perman *et al*, 1996).

Paralelamente, o processo de avaliação contínua visa garantir o sucesso das políticas públicas e, conseqüentemente, dos programas. No caso dos resíduos perigosos, além de serem eficazes, os programas devem garantir o comportamento de conformidade por parte dos atores envolvidos no processo de gestão destes resíduos e estimular as inovações tecnológicas. Desta forma, verificou-se que o critério da eficácia dinâmica estendida, proposto, é relevante por ter um caráter dinâmico e envolver as fases do ciclo de vida do produto, mensurando desde as mudanças ocorridas na fase de concepção à disposição final adequada. Reflete o comportamento de conformidade dos atores envolvidos no processo na medida em que avalia o estímulo dado a estes. A sua aplicabilidade ficou evidenciada com a avaliação de programas internacionais e nacionais baseados no princípio da EPRp e articulados com instrumentos diferenciados.

Os programas internacionais avaliados foram: o americano *Call2Recycle*, com o foco no recolhimento e reciclagem de pilhas e baterias e no Holandês, com foco no recolhimento e reciclagem dos *e-waste*. Ambos contemplando o princípio da EPRp, porém estruturados de formas distintas.

O programa americano *Call2Recycle* articulou o princípio da EPRp com instrumentos voluntários. Estabeleceu-se os segmentos de atuação e a coordenação do programa ficou a cargo de uma PRO, responsável pela coleta das pilhas e baterias e sua posterior destinação para reciclagem. Embora tenha obedecido algumas fases do processo de implantação, comprometeu os resultados em relação ao critério de avaliação proposto.

A princípio, a responsabilidade foi compartilhada entre os atores, entretanto, o foco do programa ficou restrito à fase de disposição final, deixando a cargo dos consumidores finais a responsabilidade voluntária pelo retorno de seus resíduos. Ficou evidenciado, em termos de eficácia dinâmica estendida, a fragilidade da articulação do princípio da EPRp com instrumentos voluntários. Em termos de resultado, as metas não foram cumpridas em função da baixa adesão ao programa e da ausência de comprometimento por parte dos atores envolvidos. Evidencia-se, também, a inexistência da participação do governo evidenciada pela ausência de incentivos negativos, *enforcement*, avaliação contínua e monitoramento constante.

O programa, como consequência do caráter voluntário, não apresentou inovações em termos de melhoria no desenho dos produtos. Isto se deu em virtude do tipo de responsabilidade imputada ao fabricante. Este, mesmo sendo responsabilizado pela disposição final de seus resíduos, não se sentiu estimulado a inovar seus produtos como forma de garantir uma disposição final adequada e a menores custos. Na verdade, esta preocupação passou a ser irrelevante para o produtor, pois o programa não contemplava estímulos financeiros para tal fim.

Desta forma, os resultados obtidos foram oriundos da fragilidade da combinação da política híbrida que contempla o caráter voluntário de aderência ao programa, evidenciando que a gestão de resíduos perigosos não deve ser, num primeiro momento, suportada pela simples vontade de agir de forma correta. É necessário que a mudança de cultura entre os atores envolvidos seja estabelecida, estimulada e fiscalizada, o que a abordagem voluntária não proporcionou em função de suas características.

O segundo programa avaliado foi o holandês de recolhimento e reciclagem de *e-waste*. O programa, também considerado oriundo de uma política híbrida, foi estruturado fortemente em instrumentos econômicos e de comando e controle que, segundo Probst e Beierle (1999) são fundamentais nas fases de implementação e transição de políticas ambientais. Observando as cinco etapas de implantação de programa anteriormente citadas, o governo buscou o fortalecimento da infraestrutura e das bases tecnológicas. Criou-se um programa piloto que foi avaliado e, com base nos resultados apresentados, foram estabelecidas metas para a implantação do programa em nível nacional.

Os resultados foram positivos em termos de eficácia dinâmica estendida em função, principalmente, da sua estruturação e monitoramento contínuo, características inerentes aos instrumentos de comando e controle. O suporte financeiro adotado fez com que todo o custo de reciclagem dos resíduos históricos também fosse coberto, eliminando a possibilidade de acúmulo de resíduos em domicílios. Os valores cobrados para reciclagem foram condizentes com o índice de eco-eficiência apresentado pela Holanda e buscada na fase de fortalecimento da infraestrutura.

Em relação aos consumidores, o sistema de depósito reembolsável contribuiu de forma significativa na devolução dos resíduos, agregada a proximidade dos pontos de coleta, estrategicamente localizados e a imposição legal de ter que arcar com os custos de reciclagem, caso não devolvesse o resíduo na compra de um novo programa (*old-for-new*).

Do mesmo modo o segmento das empresas foi fortemente fiscalizado pelo Ministério do Meio Ambiente holandês em parceria com as PRO's. A constatação de ausência de conformidade ao programa era corrigida por meio de notificação e, persistindo, penalidades eram aplicadas, ressaltando a necessidade do comportamento de conformidade ao programa e, paralelamente, estimulando a mudança de comportamento. Entretanto, em relação às inovações tecnológicas, pouco foi observado provavelmente em função do elevado índice de eco-eficiência apresentado pela Holanda.

Desta forma, o que se observa é que a política híbrida, quando articulada com instrumentos de comando e controle e econômicos, consegue obter resultados positivos em termos de cumprimento de metas, aceitação política por parte dos atores e incentivar inovações. Tal fato se dá em função da imposição legal, passiva

de penalidades, do monitoramento constante bem como do estímulo aos atores envolvidos no processo com o objetivo de garantir a mudança de comportamento e o estabelecimento da cultura de conformidade com os objetivos ambientais.

Fica claro que a articulação correta entre princípios e instrumentos deve obedecer aos aspectos particulares de cada país bem como o estágio de desenvolvimento em que se encontra. Comparando-se os Estados Unidos e a Holanda, ambos se encontram em estágios de desenvolvimento avançado, entretanto, aspectos culturais e a limitação territorial e a própria construção do programa favoreceram de forma diferenciada o desempenho dos programas. O quadro 6.1 detalha o resultado em termos de eficácia dinâmica estendida dos dois programas.

Quadro 6.1- Comparativo entre os programas Holandês de e-waste e Call2Recycle.

| Holandês de e-waste | Call2Recycle. |
|---|--|
| RESPONSABILIDADE ESTENDIDA AO PRODUTO | |
| Instrumentos de comando e controle e instrumentos econômicos. | Instrumentos voluntários |
| <p><u>Eficácia Dinâmica Estendida Atendida</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Metas superadas. - Implantação de programa piloto facilitou ajustes antes do lançamento do programa a nível nacional. - Separação dos produtos por categorias - Sistema de cobrança de taxas para a reciclagem (produtos novos e históricos). - Responsabilidade compartilhada entre os atores, ao longo da cadeia produtiva. - Pontos de coleta bem distribuídos. - Fiscalização eficaz por parte do governo e PRO responsável. - Aplicação de penalidades ao comportamento de não conformidade. - Adoção de incentivos ao consumidor. - Taxação aos produtos não devolvidos no ato da compra de um novo. - Inovações nos produtos consideradas insignificantes, não comprometendo o cumprimento das metas (PRO NVMP instituiu prêmio para empresa inovadora). | <p><u>Eficácia Dinâmica Estendida Comprometida</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Ausência de legislação a nível federal (<i>enforcement</i>). - Metas não cumpridas. - Ausência de estímulo financeiro aos consumidores. - Ausência de conformidade por parte da comunidade e queda na conformidade por parte da indústria. - Ausência de aplicação de penalidades. - Falha na divulgação do programa. - Desenho para o meio ambiente insignificante (somente para atender a legislação). |

Fonte: elaboração própria a partir de Walls (2006), Stevels (1999), Tojo (2001), Tojo (2003) Wilkinson e Duffy (2001), ADEME (2001), NVMP (2005), ICT Milieu (2005), INFORM (2003), Ferrigno, 2003), Tojo (2004), Fishbein, (2005), Palmer e Walls (2002), Gabor (2006), Tojo *et.al.* (2001), Sheehan (2003), Morrow (1991), Probst e Beierle (1999).

No âmbito nacional, o estudo avaliou o atual estágio do Projeto de Lei que detalha a Política Nacional de Resíduos Sólidos bem como a Resolução CONAMA 257/99 e o programa de recolhimento de baterias usadas estabelecido entre uma operadora de telefonia celular e a OSCIP SPVS.

O Projeto de Lei 203/91 que tramita no Congresso Nacional é fundamentado no princípio do poluidor pagador e na gestão integrada e responsabilidade compartilhada, porém de forma restrita envolvendo apenas a sociedade e o município. Suas diretrizes para a gestão de resíduos perigosos são tímidas, determinando somente que os resíduos recebam tratamento diferenciado desde a geração até a destinação final, e, como não especifica e compartilha a responsabilidade ao longo do ciclo de vida, concentra esta no gerador do resíduo sem estimulá-lo a gerir os resíduos de forma adequada.

Contempla, ainda, a possibilidade de se instituir linhas de financiamento especificamente vinculadas aos princípios e objetivos da Política Nacional de Meio Ambiente. Entretanto, observa-se que a ausência de uma participação financeira mais enfática por parte do Estado, financiando o gerador dos resíduos. Conforme atualmente desenhado, o projeto de lei não impacta a origem das questões ambientais e econômicas que envolvem os resíduos perigosos e muito pouco na mitigação dos seus efeitos. Portanto, é provável que não consiga atender ao critério da eficácia dinâmica estendida, o que pode ser verificado ao se avaliar os programas brasileiros instituídos paralelamente a tramitação do projeto.

A Resolução CONAMA 257/99 disciplina o descarte de pilhas e baterias no meio ambiente. Embora a Resolução atribua a responsabilidade da disposição final destes resíduos aos fabricantes e importadores, passa por uma reformulação e pela discussão de sua legalidade e isonomia, e, mesmo a proposta de reformulação apresentada compromete a eficácia dinâmica estendida.

Verifica-se a fragilidade da formulação da Resolução que é baseada em um princípio considerado já ultrapassado pela literatura em termos de gestão de resíduos perigosos, visto que não compartilha responsabilidade e não estimula o comportamento de conformidade. Pelo contrário, as questões discutidas na nova proposta suscitam questionamentos acerca do possível instrumento de comando e controle adotado, evidenciando a ausência de *enforcement* adequado.

A proposta de alteração da Resolução apresenta fatores agravantes capazes de fomentar resultados ambientais negativos. Representa um retrocesso em termos

de formulação de políticas por concentrarem no Estado toda e qualquer responsabilidade pela gestão dos resíduos. A literatura aponta a necessidade de responsabilidade compartilhada e a proposta de alteração caminha em direção contrária, o que compromete a abordagem de ciclo de vida de produto. Desta forma, os elos finais da cadeia produtiva são os mais comprometidos em função de fomentarem a disposição final inadequada.

A inexistência de instrumentos de comando e controle e econômicos favorece o comportamento de não conformidade por parte dos atores envolvidos no processo, em função, também, da ausência de penalidades. Segundo Probst e Beierle (1999), o produtor deve ser estimulado, por meio do subsídio negativo, a desenvolver programas de gerenciamento de seus resíduos, principalmente nas fases iniciais e de transição de programas.

A fragilidade na formulação da Resolução reflete nos resultados obtidos pelo programa, de caráter voluntário, coordenado pela SPVS em parceria com uma operadora de telefonia, amparado na Resolução CONAMA 257/99. A SPVS e a operadora implantaram um projeto de recolhimento e envio das baterias ao fabricante. A SPVS funciona nos moldes de uma PRO, responsável pela coleta e pela orientação dos pontos acerca dos procedimentos de acondicionamento, transporte e fiscais.

O programa não atendeu ao critério da eficácia dinâmica estendida principalmente por ser baseado em uma Resolução cujas legalidades e isonomia vêm sendo discutidas, pela responsabilidade de devolução não ser compartilhada e pelo seu caráter voluntário. O Quadro 6.2 detalha o resultado em termos de eficácia dinâmica estendida.

Quadro 6.2- Comparativo entre a Resolução CONAMA 257/99 e o programa coordenado pela SPVS.

| Resolução CONAMA 257/99 | Operadora de Telefonia e SPVS |
|--|--|
| Princípio do Poluidor Pagador | |
| Instrumentos de comando e controle. | Instrumentos Voluntários. |
| <p><u>Eficácia Dinâmica Estendida Comprometida</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Disponibilidade de resultados. - Resolução passando por reformulação. - Conflito em relação aos princípios constitucionais da legalidade e isonomia. - Responsabilidade restrita ao fabricante/importador; esta questão apresenta-se ainda mais crítica após a proposta apresentada pela CNI (responsabilidade única e exclusiva do poder público). - Falta de estímulo ao consumidor para que esse devolva os resíduos. - Verificar somente o cumprimento dos teores de metais permitidos. | <p><u>Eficácia Dinâmica Estendida Comprometida</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Resolução em que se baseia passando por reformulação. - Responsabilidade restrita ao fabricante/importador; esta questão apresenta-se ainda mais crítica após a proposta apresentada pela CNI (responsabilidade única e exclusiva do poder público). - Falta de estímulo ao consumidor para que esse devolva os resíduos. - Verifica somente o cumprimento dos teores de metais permitidos. - Não houve modificações de design por parte dos fabricantes/importadores de baterias. |

Fonte: elaboração própria a partir de IBAMA (2006), CONAMA (2006), SPVS (2006),

De um modo geral, o que fica evidenciado é que a gestão de resíduos perigosos deve ser amparada por políticas híbridas adequadas à realidade de cada país. Programas amparados pelo princípio da EPRp e articulados com instrumentos inadequados ao estágio de desenvolvimento do país, tendem a não apresentar resultados em termos de eficácia dinâmica estendida. Falhas na fase de formulação desencadeiam uma série de falhas consecutivas, comprometendo a implantação e conseqüentemente a avaliação.

Em suma, conclui-se que:

- O processo de formulação de política nacional deve considerar as experiências positivas e negativas dos outros países e obedecer aos cinco estágios recomendados por Probst e Beierle (1999).
- As metas de reciclagem devem considerar o índice de eco-eficiência do país e a realidade do mercado de reciclados.
- As abordagens integradas envolvendo responsabilidade compartilhada necessitam de *enforcement*, fazendo-se necessário o fortalecimento da legislação a nível nacional.
- Políticas públicas devem ser formuladas considerando princípios e instrumentos (políticas híbridas), condizentes com os aspectos culturais, econômicos e políticos de cada país.

- A responsabilidade compartilhada tende a favorecer a mudança no desenho dos produtos, garantindo níveis mais elevados de reciclagem.
- A abordagem voluntária deve ser desconsiderada nas fases de formulação, implantação e transição da política por ser considerada ineficaz.
- A adoção de instrumentos de comando e controle e econômicos são mais eficazes e necessários.
- Há necessidade de o governo intervir, por meio de incentivos negativos, subsidiando os produtores na implantação de plantas e processos de disposição final adequados.
- A adoção de instrumentos de comando e controle, bem como de incentivos financeiros aos produtores é parte fundamental para se garantir o comportamento de conformidade.
- A adoção de instrumentos econômicos é necessária para garantir o comportamento de conformidade por parte do consumidor.
- Há a necessidade de informação simétrica e contínua tanto por parte dos produtores quando do governo.
- O monitoramento constante e a avaliação contínua tendem a garantir maior eficácia dinâmica estendida.
- Deve-se, primeiramente, fortalecer a infra-estrutura e as indústrias de base, depois, adotar um sistema de gestão de resíduos perigosos, envolvendo os consumidores com as questões ambientais e hábitos familiares de consumo e separação de resíduos.

Com a finalidade de contribuir para reduzir as distorções apresentadas no projeto de lei em trâmite, recomendamos que sejam fomentadas estratégias de longo prazo que venham impactar paradigmas de produção e consumo. A adoção do princípio da EPRp que compartilha a responsabilidade entre os atores, ao longo do ciclo de vida com instrumentos adequados ao atual estágio de desenvolvimento do país, responsabilizando fabricantes e importadores, varejistas e consumidores finais, e:

- Instituir e fiscalizar a coleta seletiva, como estímulo a mudança de comportamento.
- Suporte por parte do governo para a estruturação de Organização Produtora Responsável para coordenar o processo de coleta e reciclagem dos resíduos.

- Financiamento por parte do setor público principalmente na fase de implantação do programa. Esse poderá ocorrer na forma de subsídios diretos ou por meio de crédito tributário, quando a empresa desenvolver atividade recicladora. No caso dos importadores, o incentivo poderia ser vinculado ao plano de coleta exigido pelo IBAMA, enviado no ato da liberação da licença e importação. No caso dos produtores, liberado mediante fiscalização periódica *in loco*.
- Adoção de Instrumentos de comando e controle visando à aplicação de penalidades mais severas bem como intensificar a fiscalização das atividades poluidoras.
- Criação de mercado para os produtos reciclados por meio da adoção de impostos e subsídios, na modalidade proposta por Palmer e Walls (2002) e Walls (2003) atuando cadeia acima e abaixo. Imposto, atuando sobre a matéria-prima intermediária e reciclável e o subsídio financiando os recicladores. Desta forma, o “depósito reembolsável modificado” reduziria a geração de resíduos na fonte e estimularia a reciclagem, a um menor custo.
- Estimular o consumo de produtos ambientalmente favoráveis por meio da alteração da estrutura de seus custos.
- Estimular o comportamento de conformidade por parte dos consumidores por meio da adoção de depósito reembolsável.
- Cobrança pela disposição final de resíduos em aterros sanitários.
- Alterar a estrutura de custo e preços visando favorecer produtos ambientalmente corretos.
- Intervenção na demanda final por meio da rotulação de produtos que contenham substâncias químicas nocivas ao meio ambiente e a saúde humana.
- Determinar que os fabricantes publicassem periodicamente o volume de resíduos sólidos, líquidos e tóxicos gerados.
- Instituir a “Lista de Poluidores”.
- Modificar o atual apoio dado pelo Fundo Nacional do Meio Ambiente a gestão de resíduos sólidos, garantindo recursos específicos para projetos de gestão de resíduos perigosos. Atualmente, a linha de crédito apóia apenas a Demanda Induzida.
- Criação de um sistema de licenças negociáveis para resíduos perigosos.

Com a intenção de contribuir para pesquisas futuras sobre a gestão de resíduos perigosos, sugerimos:

- A investigação do impacto do percentual de reciclagem imposto pela *WEEE directive* no desenho dos produtos.
- Avaliar o grau de influência da dimensão territorial e da cultura do país nos resultados de programas de gestão de resíduos perigosos.
- Investigar acerca do uso de licenças negociáveis para esses resíduos, prática que já vem sendo utilizada na Europa.
- Avaliar como os índices diferenciados de eco-eficiência influenciam o volume de reciclagem dos produtos refletindo na eficácia dinâmica estendida do programa.
- Avaliar como os fortalecimentos da infra-estrutura e das bases tecnológicas influenciam a eficácia dinâmica estendida na gestão dos resíduos perigosos.
- Avaliar as inovações tecnológicas surgidas após o banimento de substâncias especificadas pela diretiva RoHS e como essas influenciam os resultados dos programas em termos de melhorias ambientais.
- Avaliar a influência da Responsabilidade Individual e Coletiva no desenho dos produtos e, conseqüentemente, na eficácia dinâmica estendida dos programas.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADEME . Agence de l'Environnement et de la maîtrise de l'Energie. **NVMP WEEE** – The Netherlands. Context and general description. Disponível em: <<http://www.ademe.fr/anglais/publication/pdf/Appendix2pdf>> Acesso em: 04 jul.2006.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS – ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil – 2005**, ABRELPE, 2006, pgs 31 a 41 e 45 a 51. Disponível em <http://www.resilimp.com.br/pan_2005> Acesso em 05 set. 2006.

BAUMOL, William J. e Wallace E. OATES. Economics, Environmental Policy, and the Quality of life. Prentice-Hall, New Jersey, cap.16, p. 232-245, 1979.

BRADY Kevin S. e outros. Extended Producer Responsibility, Integrated Product Policy and Marketing Development: Lessons from Europe and the U.S. Five Winds International, 2003. Disponível em <http://www.Fivewinds.com/uploadedfiles_shared/CRUISE.pdf>. Acesso em: 20 out. 2004.

BUSINESS FOR SOCIAL RESPONSIBILITY. **Extended product responsibility** . Disponível em: <<http://www.brs.org/Print/PrintThisPage.cfm>>. Acesso em: 9 jun 2004.

CALCOTT Paul; Margaret WALLS. **Policies to encourage recycling and “design for environment”**: What to do when markets are missing. Resources for the future, Washington, D.C., 2000. Disponível em: <<http://www.rff.org>>. Acesso em: 20 fev. 2004.

COAST WASTE MANAGEMENT ASSOCIATION. **Extended Product Responsibility**, 2004. Disponível em: <http://www.cwma.bc.ca/articles/prodresp>>. Acesso em: 08 fev. 2004.

COMISSÃO ESPECIAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS. **Substituto do PI203/91 adotado pela comissão**, minuta final. Disponível em : <<http://www.camara.gov.br>> Acesso em: 03 out. 2006

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. CONAMA. Brasil. **Resolução CONAMA 257/99**. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/processo.cfm?processo=02000.005624/1998-07>. Acesso em 20 nov. 2006.

_____. CONAMA. CÂMARA TÉCNICA PERMANENTE DE CONTROLE AMBIENTAL – a, 2006. Propostas de emendas do IBAMA, 2006 . Disponível em

<http://www.mma.gov.br/port/conama/processo.cfm?processo=02000.005624/1998-07>. Acesso em 20 nov. 2006.

_____. CONAMA. CÂMARA TÉCNICA PERMANENTE DE CONTROLE AMBIENTAL – b, 2006. Proposta de Texto e Exposição de Motivos da CNI - Revisão da Resolução CONAMA 257/99. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/processo.cfm?processo=02000.005624/1998-07>. Acesso em 20 nov. 2006.

_____. CONAMA. CÂMARA TÉCNICA PERMANENTE DE CONTROLE AMBIENTAL, 2006. Parecer da PROGE - IBAMA sobre constitucionalidade da proposta de Resolução Pilhas e Baterias. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/processo.cfm?processo=02000.005624/1998-07>. Acesso em 20 nov. 2006.

_____. CONAMA. CÂMARA TÉCNICA PERMANENTE DE CONTROLE AMBIENTAL, 2006. Versão Limpa da Proposta de Resolução sobre a Revisão da Resolução CONAMA nº 257/99 sobre Pilhas e Baterias, aprovada na 18a CT de Saúde e Saneamento em 05.04.06. <http://www.mma.gov.br/port/conama/processo.cfm?processo=02000.005624/1998-07>. Acesso em 20 nov. 2006.

CONSTITUIÇÃO DA REPÚBLICA FEDERATIVA DO BRASIL DE 1998. Coleção Saraiva de Legislação. 39ª. Edição, atualizada, 2006. Editora Saraiva.

DAVIS, Garry A.; CATARINE A. WILT. **Extended product responsibility: a new principal for product-oriented pollution prevention.** EPA – Environmental Protection Agency, junho 1997, cap.1-2-6, p. 1-10/ 1-6 / 1-25.

DIETZ, Frank J. e Herman R. J. VOLLEMBERGH. Explaining Instrument Choice in Environmental Policy. **Handbook of Environmental and Resource Economics** Cheltenham, Inglaterra, 1999.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Implementation of the Mercury-containing and rechargeable battery management act.** Disponível em: <<http://www.ciwmb.ca.gov/WPIE/Batteries/BatmanAct.pdf>>. Acesso em: 27 mai 2004.

_____. **The Battery Act.** Enforcement Alert. Disponível em: <<http://www.epa.gov.>>. Acesso em: 09 jun 2006.

_____. **25 years of RCRA: building on our past to protect our future.** Disponível em: <<http://www.epa.gov/epaoswer/general.>>. Acesso em: 16 mar. 2005.

EPR Working Group. Extended producer responsibility. **Aprescription for clean production pollution prevention and zero waste.** Disponível em: <<http://www.eprworkinggroup.org>>. Acesso em 22 jul. 2005.

EUROPEAN COMMISSION:DGXI. Integrated Product Policy. **Ernst &Young, março, 1998.** Disponível em: < <http://www.europa.eu.int/comm/environment/ipp>>. Acesso em: 31 out. 2004.

EUROPEAN COMMISSION. Workshop on Integrated Product Policy- **Final report.** Directorate-General XI Environment, Nuclear safety and Civil Protection. **Abstract WG8-1. Dezembro,1998. Disponível em:** <<http://www.Europa.eu.int/comm/environment/ipp>>. Acesso em 03 dez. 2004.

FEDERATION OF CANADIAN MUNICIPALITIES. **Establishing effective extended producer responsibility legislation:** a checklist for decision-makers, zero waste advocates and waste managers prepared by clean production action,2003, p.6. Disponível em <http://kn.fcm.ca/ev>> Acesso em: 04 mai.2006.

FERRIGNO, Roberto. **Producer responsibility for electrical waste.** European Environmental Bureau, 2003. Disponível em <<http://publicservice.co.uk/pdf/devolved/summer2003/dg6%20roberto%20ferrigno%20atl.pdf>> Acesso em: 08 fev. 2006.

FISHBEIN, Bette.OECD **Discussant commentary.** Comments on integrated product policy (IPP) and EPR. Disponível em: <<http://olis.oecd.org/olis/2003.doc.nsf>>. Acesso em: 04 mai. 2006.

_____. **The challenge of cell phone and battery recycling.** INFORM Reports. Spring/Summer 2005, vl 25, nos 1-2. Disponível em:<<http://informinc.org>> Acesso em; 30 mai 2006.

_____. **Rechargeable Battery Resource Corporation fails to deliver on its promises.** INFORM Immediare release. Disponível em:<<http://informinc.org>> Acesso em; 30 mai 2006.

FIELD, Barry. **Estratégias basadas em incentivos:** impuestos y subsidios a las emisiones. In: Economía Ambiental. Uma Introduccion. Santafé de Bogotá: McGraw-Hill, 1997, cap.9/11/12, p. 245-293.

FULLERTON Don; Ann WOLVERTON. **Two generalizations of a deposit refund system.** NBER, Cambridge, Jan. 2000. Disponível em: <<http://www.nber.org/papers/w7505>>. Acesso em: 20 mar. 2004.

FYI, For Your Information. **Obsolete + Eletronics = E-Waste.** DHEC's Office of Solid Waste Reduction and Recycling, 2001. Disponível em <http://www.Scdhec.net/recycle/forms/new_fyis/e_waste.pdf> Acesso em: 03 ago. 2005.

GABOR, Linda. Rechargeable Battery Resource Conservatio. Dados fornecidos via email em : 9 fev.2006.

_____. Rechargeable Battery Resource Conservatio. Dados fornecidos via email em : 30 mai.2006.

_____. Rechargeable Battery Resource Conservatio. Dados fornecidos via email em : 9 jun.2006

GRANADOS, A J. e P.J. PETERSON. **Hazardous waste indicators dos national decision makers**. Journal of Environmental Management, pg.249-263, 1999.

GREENPEACE. **Toxic Tech**. Pulling the plug on dirty electronics, 2005. Disponível em http://greenpeace.org/raw/content/seasia/en/press/reports/extended_producer_responsibility.pdf. Acesso em: 14 fev. 2006.

HONTELEZ, John. **Where are WEEE going?**. European Environmental Bureau, 2002. Disponível em: <<http://www.publicservice.co.uk/pdf/dti/summer2002/DTI%20John20Hontelez%20atl.pdf>> . Acesso em: 21 jun.2006.

HUPPES E SIMONIS, Gjal. **Environmental policy instruments em a new era**. Berlin, 2001. Disponível em: <<http://www.skylla.wz-berlin/pdf/2001>> . Acesso em 21 mar 2005.

HUSSEN, A.M. **The Economics of Environmental Regulation**.. Routledg, Londres e Nova York , 1999, cap. 11, pg.223-244.

ICT Milieu. **The ICT Milieu take-backsystem**. Disponível em: < http://www.weee-forum.org/docs/members_info_ictmilieu.pdf > Acesso em : 23 jun. 2006.

INFORM. **The WEEE and RoHS Directives: highlights eand analysis**. INFORM, Inc. julho de 2003. Disponível em: <<http://informinc.org>> Acesso em: 26 jun. 2006.

_____. **European Union (EU) electrical and electronic products directives: Directive on Waste Electrical and Eletronic Equipment (WEEE) and Directive on the Restriction of the Use of Certa in Hazardous Substances en Electrical and Electronic Equipment (RoHS)**. INFORM, Inc. junho de 2003. Disponível em: <<http://informinc.org>> Acesso em: 26 jun. 2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. Pesquisa de Informações Básicas Municipais. **Perfil dos Municípios Brasileiros – Meio Ambiente 2002**. A Contaminação da água e do solo e a disposição de resíduos tóxicos ou perigosos. Disponível em < <http://www.ibge.gov.br>> . Acesso em 30 set. 2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS. IBAMA - a. Dúvidas Freqüentes. Disponível em http://www.ibama.gov.br/duvidas/resolucao257_99.htm . Acesso em 10 nov. 2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS. IBAMA –b . Entrevista pessoal com Sr. Eduardo Wagner. Realizada em 19 out. 2006.

JACOBS, Michael. **“Economia Verde. Médio Ambiente y Desarrollo Sostenible**. Columbia : TM Editores e Ediciones Uniandes, 1995.

KEOHANE, Nathaniel O. **Environmental Policy and the Choice of Abatement Technique: Evidence from Coal-Fired Power Plants**. Yale School of Management. February, 2002. Disponível em: <<http://www.som.yale.edu/faculty/nok4/files/papers/so2.pdf>> . Acesso em 21 fev 2005.

KHANNA Madhu; Lisa A. DAMON. **EPA'S Voluntary 33/50 Program: Impact on toxic releases and economic performance of firms**. Journal of Environment Economics and Management . Artigo ID jeem,1998.

LANKEY, Rebeca; Francis McMICHAEL. **Rechargeable battery management and recycling: a green design educational module**. Disponível em: <<http://www.ce.cmv.edu/greenDesign/gd/education/Battery.pdf>> Acesso em: 04 mai.2006.

LEE Chin-Yu; Kjetil ROINE. **Extended Producer Responsibility stimulating technological changes and innovation: Case study in the Norwegian Electrical an electronic industry**. Norwegian University of Science and Technology. Industrial Ecology Programme. report no. 1/2004. Disponível em: <<http://www.indecol.ntnu.no/indecolwebnew/publications/reports>>. Acesso em: 03 nov. 2004.

LINDHQVIST, Thomas. **Extended producer responsibility in clean production**. Policy principal to promote environmental improvements of product systems. Dissertação de Doutorado. Lund University, Suécia, 2000, cap.3. Disponível em :<<http://www.iiiee.lu.se>> . Acesso em 15 fev. 2006.

LLORENS Francisco Albuquerque. **Desenvolvimento econômico local: Caminhos e desafios para a construção de uma nova agenda política**. BNDES, Rio de Janeiro, cap.3, 2001.

MARGULIS, Segio. **A Regulamentação ambiental: instrumentos e implementação**. IPEA – Texto para discussão no. 437, 1996.

Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment. VROM. **Legislation**. Waste in the Netherlands. Factsheet VROM 14268/174, junho de 2001. Disponível em :<<http://www2.minvrom.ne/docs/internationaal/02legislation.pdf>> . Acesso em: 03 jul 2006.

_____. VROM. **General policy on Waste**. Waste in Netherlands. Factsheet VROM 14267/174, junho de 2001. Disponível em :<<http://www2.minvrom.ne/docs/internationaal/01GenPolonWaste.pdf>> . Acesso em: 03 jul 2006.

_____. VROM. **Electrical end electronic equipment**. Waste in Netherlands. Factsheet VROM 14285/174, junho de 2001. Disponível em :<http://www2.minvrom.ne/docs/internationaal/14285_174eletricalequipme.pdf> . Acesso em: 03 jul 2006.

MORROW, Hugh. **Reducing cadmium risk in the U.S. through an industry sponsored nickel/cadmium battery and recycling program.** OECD General Discussion, p.28 a 39. Paris,1997. Disponível em:
<<http://www.oilis.oecd.org.oilis/1997.doc>> Acesso em: 02 ago.2005.

MOTTA, Ronaldo E; Carlos Eduardo Frickmann YOUNG. **Instrumentos econômicos para gestão ambiental no Brasil.** IPEA,1997.

MÜLLER, Charles C.. **A economia e a questão ambiental.** Manual e economia do meio ambiente – Parte I (versão preliminar). NEPAMA. Departamento de Economia. Universidade de Brasília – UnB. Brasília: 2001, p. 1-7.

MZOUGHJI Naoufel. **Voluntary instruments for environmental management: a critical review of definitions.** Annual Conference of Canadian Economic Association. Ottawa, 2003.

NASH Jennifer; John EHRENFELD. **Codes of environmental management practice: assessing their potential as toll for change.** Annual Reviews Energy Environment, 1997.

NBR 10004:2004 – **Resíduos sólidos** – classificação.

NOGUEIRA, Jorge M.; Romilson R. PEREIRA. **Crerios de análise econômica de políticas ambientais.** NEPAMA. Departamento de Economia. Universidade de Brasília – UnB. Brasília, 1999.

NVMP. **Provision of guarantee for and financing of historical waste.** NVMP, junho de 2004. Disponível em :<
<http://www.gottbt.gov.cn/admin/download/provision.doc>>. Acesso em 23 jun. 2006.

NVMP. **Press release.** NVMP, Setembro de 2005. Disponível em:<<http://www.nvmp.nl>> Acesso em:23 jun.2006.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT.OECD. **Extended Product Responsibility: A guidance manual for governments.** Paris, 2001. OECD.

_____.OECD.**Voluntary Approaches in Environmental Policy.** Policy Brief. Paris, 2003. OECD.

_____. OECD. **Evaluating Economic Instruments for Environmental Policy.** Paris: Organization for Economic Co-operation and Development,1997. Disponível em:<<http://www.oecd.org>>. Acesso em: 20 jun 2004.

_____. **OECD environmental indicators: development, measurement and use.** Reference Paper. Paris: Organization for Economic Co-operation and Development, 2003. Disponível em: <<http://www.oecd.org>>. Acesso em 30 abr 2005.

_____. OECD. **OECD Seminar on extended producer responsibility, EPR: Programme Implementation and Assessment.** Paris, 2001. Disponível em: <<http://www.oecd.org>> Acesso em: 29 Ago. 2005.

_____. **Analytical framework for evaluating the costs and benefits of extended producer responsibility programmes.** Organization for Economic Co-operation and Development, 2005. Disponível em: <<http://www.oecd.org>>. Acesso em 26 abr 2005.

PALMER, Karen; Margaret WALLS. **Extended product responsibility: an economic assessment of alternative policies.** Resources for the future, Washington, D.C., 1999. Disponível em: <<http://rff.org>>. Acesso em: 10 abr. 2004.

_____. **The product stewardship movement.** Understanding cost, effectiveness, and the role for policy. Resources for the future, Washington, D.C., 2002. Disponível em: <<http://rff.org>>. Acesso em: 03 ago. 2005.

PARRY, Ian W. H. **On the implications of technological innovation for environmental policy.** Resources for the future, Washington –DC, 2001. Disponível em: <<http://www.rff.org>>. Acesso em: 20 abr 2005.

PERMAN, Roger *et. al.* **Natural resource and environmental economics.** Essex Inglaterra: Longman, 1999, 2 ed., cap.12 , p. 298-335.

PINDYCK, Robert S.; Daniel L. RUBINFELD. **“Microeconomia”.** São Paulo: Prentice Hall, cap. 18, p. 658, 2002.

PROBST, Katherine N.; Thomas C. BEIERLE. **The evolution of hazardous waste programs: lessons from eight countries.** Executive Summary. Resources for the future, 1999. Disponível em: <<http://www.rff.org>>. Acesso em 23 nov. 2004.

PRAKASH, Assem. **The Politics of Corporate Environmentalism.** Cambridge University Press, Cambridge, 2000.

RAYMOND Communications Incorporation. **Electronic Waste.** Disponível em <<http://www.raymond.com/durables/ewasteback.pdf>> Acesso em: 10 ago 2005.

RAYMOND Communications Incorporation. **Electronic Takeback Laws: a summary.** Disponível em <<http://www.raymond.com/durables/ewasteback.pdf>> Acesso em: 01 ago 2005.

REINHARD, Ylva ; Lars JONSSON. Em: EUROPEAN COMMISSION. **Workshop on Integrated Product Policy-** Final report. Consumer aspects on Integrated Product Policy: common proposal from the Swedish Environmental Protection Agency and the Swedish Consumer Agency to the EU work on Integrated Product Policy. Abstract WG12-2. Dezembro, 1998. Disponível em: <<http://www.Europa.eu.int/comm/environment/ipp>>. Acesso em 03 dez. 2004.

RUSSEL, Clifford e Philip T. POWELL. **“Choosing environmental policy tools”.** Washington DC, 1996.

SEGERSON, Kathleen; Na LI. **Voluntary Approaches Environmental**. The International Yearbook of Environmental and Resources Economics, International1999/2000 (Reino Unido e Estados Unidos,1999).

SCHEER, Dirk. **Policy transformation towards environmental governance**. The case of integrated product policy (IPP). International Conference of the European Society for Ecological Economics. Lisboa, 2005, p.3-9 e17-24. Disponível em: <http://esee2005.org/papers/137_1104501092791_fullpaper.pdf>. Acesso em 11 fev. 2006.

SCHWARTZ, Joel; Dana Joel GATTUSO. **Extended Producer Responsibility: Reexamining its role in environmental progress**. Reason Public Policy Institute. Policy Study No. 293, 2002. Disponível em: <http://www.rppi.org/ps293.pdf> Acesso em: 28 jul 2005.

SHEEHAN, Bill. **Nickel-cadmium (Ni-Cd) rechargeable batteries and EPR**. USA, July 2003. Disponível em <http://www.grrn.org/epr/skillshare/buffalo/battery_handout.pdf> Acesso em: 24 abr. 2004.

SOCIEDADE DE PESQUISA EM VIDA SELVAGEM E EDUCAÇÃO AMBIENTAL. SPVS. **Programa de recolhimento de baterias de celular usadas**. http://www.spvs.org.br/projetos/bcu_index.php. Acesso em: 25 out. 2006.

SOCIEDADE DE PESQUISA EM VIDA SELVAGEM E EDUCAÇÃO AMBIENTAL. SPVS. Questionário respondido via email.

STAVINS, Robert N. **Market based Environmental Policies**. Resources for the future, Washington,D.C., 1998. Disponível em:<http://www.rff.org>. Acesso em 18 nov. 2004.

STERNER, Thomas. **Policy Instruments for environmental and natural resource management**. Resources for the future. Cap.12-13-18, 2003.

STEVENS, Ab. **Experiences with the take-back of white and brown goods in the Netherlands**. Delf University of Technology. Netherlands, 1999. Disponível em: <<http://www.Productstewardship.us/Supportingsdocs/whiteandbrownNeth.pdf>> Acesso em: 04 jul.2006.

STEVENS, Ab. **Taking back and recycling of consumer electronics at work in the Netherlands**. Netherlands, 1999. Disponível em: <<http://www.bcrc.cn/gb/backup/meetings/china-Netherlands/05.pdf>> Acesso em: 05 jul.2006.

TELECO. **Informação em Tecnologia: Market share das operadoras de telefonia celular**. Disponível em :< <http://www.teleco.com.br>> Acesso em: 27 out. 2006.

TELECO. **Informação em Tecnologia: Market share das operadoras de telefonia celular**. Disponível em :< <http://www.teleco.com.br>> Acesso em: 01 Mar. 2007.

TEIXEIRA, Francly G. **Minimização de resíduos sólidos no pós-consumo de embalagens plásticas: uma análise da eficácia dinâmica de políticas públicas.** Dissertação de mestrado. NEPAMA. Departamento de Economia. Universidade de Brasília – UnB. Brasília- DF, 2003.

The Centre for Sustainable Design. **Seeba Global Resource.** Netherlands. Disponível em [:http://www.cfsd.org.uk/seeba/countries/netherlands/DC_Netherlands.html](http://www.cfsd.org.uk/seeba/countries/netherlands/DC_Netherlands.html). Acesso em: 04 jul. 2006.

TOJO, Naoko *et. al.* **EPR programme implementation:** institutional and structural factors. OECD Seminar on Extended producer responsibility, EPR: programme implementation and assessment, pg 10-14. Paris, 2001. Disponível em [:<http://www.oecd.org>](http://www.oecd.org) . Acesso em 29 ago. 2005.

TOJO, Naoko. **EPR programmes:** individual versus collective responsibility. Lund University, Suécia, 2003, cap.3. Disponível em [:<http://www.iiiee.lu.se>](http://www.iiiee.lu.se) . Acesso em 29 ago. 2005.

_____. **Extended producer responsibility as a driver for design change – utopia or reality?.** Dissertação de Doutorado. Lund University, Suécia, 2004, executive summary. Disponível em [:<http://www.iiiee.lu.se>](http://www.iiiee.lu.se) . Acesso em 29 ago. 2005.

_____. **Effectiveness of EPR programme in design change.** Study of the factors that affect the Swedish and Japanese EEE and automobile manufacturers. IIIIEE Reports 2001:19. Disponível em [:< http://www.iiiee.lu.se>](http://www.iiiee.lu.se) Acesso em: 23 jun. 2006.

_____. **Extended producer responsibility legislation for electrical and electronic equipment-** Approaches in Asia and Europe, 2001. Disponível em [:<:http://www.aprscp.org/articles/papers/tojo.htm.](http://www.aprscp.org/articles/papers/tojo.htm) > Acesso em: 4 jul.2006.

WALLS, Margaret. **The role of economics in extended producer responsibility:** making policy choices and setting policy goals. Resources for the future, Washington, D.C.,2003. Disponível em: [:<http://www.rff.org>](http://www.rff.org). Acesso em 26 fev. 2004.

_____. **ERP policies and product design:** Economic theory and selected case studies. OECD Working group on waste prevention end recycling, 28 fev. 2006. Disponível em: [<http://www.appli1.oecd.org/olis/2005.doc.nsf/>](http://www.appli1.oecd.org/olis/2005.doc.nsf/) Acesso em: 23 jun. 2006.

WILKINSON Simon e Noel DUFFY. **Waste electrical and electronic equipment (WEEE) collection trials in ireland.** Environmental RTDI Programme 2000-2006, Synthesis Report, p.6. Environmental Protection Agency, Ireland. Disponível em [:< http://environ.ie/DOEI/DOEIPol.nsf>](http://environ.ie/DOEI/DOEIPol.nsf). Acesso em: 03 jul. 2006.

WILSON, David C. **Stick or Carrot?:**The use of policy measures to move wastemanagemen up the hierarchy. Waste Management and Research, Londres, 1996, 14, 385-398.

WORLD BUSINESS COUNCIL FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT. WBCSD. **A eco-eficiência**: criar mais valor com menos impacto. 2ª. Impressão , 2001.
Disponível em:<http://www.sustainablefinance.org/web/publications/eco_efficiency_creating_more_value-portuguese.pdf>
Acesso em: 30 nov. 2006.

8. APÊNDICE

APÊNDICE 1

Iniciativas e Políticas formuladas com base no princípio da Responsabilidade Estendida ao Produto nos Estados Unidos

| POLÍTICAS FEDERAIS | PROGRAMA | CARACTERÍSTICAS |
|---|---|---|
| Acordos de parcerias. | EPA Waste Wi\$e Program. | Prevenção da poluição ao longo da cadeia produtiva. |
| Abordagem Voluntária – Informações ambientais sobre os produtos. | EPA Energy star. | Informações ambientais que poderão influenciar o consumidor na decisão de compra. |
| Produtos e Matérias-primas ambientalmente preferíveis. | Resource Conservation and Recovery Act. | Identificação para produtos recicláveis. Recolhimento para reciclagem, de baterias contendo resíduos perigosos. |
| Divulgação de informações ambientais obrigatórias. | Energy policy and conservation act, 1976. | Produtores obrigados a informar as características dos produtos referentes, por exemplo, ao consumo de energia. |
| Etiquetagem obrigatória detalhando componentes do produto. | Consumer Product safety act. | Detalhamento dos componentes dos produtos, riscos para saúde e impactos ambientais decorrentes da má disposição do resíduo. |
| Regulamentação/proibição de uso de certos tipos de matéria-prima. | Toxic substances control act. | Regulamentação sobre o uso ou não de produtos químicos tóxicos. EPA autorizada a proibir a produção, distribuição e disposição final inadequada de certos produtos perigosos. |

Fonte: elaboração própria a partir dos dados de Davis e Wilt, (1997).

APÊNDICE 2

Segmentos selecionados e estratégias adotadas.

| Segmento | Estratégia |
|---|--|
| Varejista | <ul style="list-style-type: none"> - Contato direto por representante da RBRC. - informativos impressos e em videotape; kit contendo coletores, sacolas plásticas individualizadas por tipo de bateria; manual de instruções e sinalização para o estabelecimento. - disponibilização de um número telefônico para ligação gratuita (0800). - coleta efetuada por empresa conveniada; - apelo de marketing voltado ao incremento das vendas e melhora da imagem do estabelecimento por estar cooperando com a "limpeza ambiental". - a RBRC fica responsável pela consolidação dos dados referente ao valor enviado e reciclado. |
| Comunidade | <ul style="list-style-type: none"> - Apelo no sentido de retirar o resíduo perigoso do lixo doméstico. - utilização do próprio sistema de coleta local. - a comunidade arca com o custo de entrega dos resíduos até o centro de coleta, a partir deste ponto o custo é de responsabilidade da RBRC. - fornecimento de material publicitário e de manual de reciclagem. - a comunidade arca com os custos referentes à separação das baterias de NiCd* das demais. - a RBRC fica responsável pela consolidação dos dados referente ao valor enviado e reciclado. |
| Empresas e Agências Públicas (empresas, agências governamentais, instituições, fabricas de automóveis, hospitais e departamento de polícia) | <ul style="list-style-type: none"> - devem estruturar seu próprio programa de coleta. - arcam com os custos até um dos três pontos de coleta. - a RBRC arca com os custos dos pontos de coleta até a empresa recicladora. - fornecimento de material publicitário e de manual de reciclagem. - a RBRC fica responsável pela consolidação dos dados referente ao valor enviado e reciclado. |
| Licenciados | <ul style="list-style-type: none"> - A indústria é obrigada a recolher suas baterias podendo optar por um sistema próprio ou se tornar uma licenciada da RBRC. - coleta feita em coletores da própria indústria. - tornando-se licenciado e optando por enviar sua baterias para reciclagem, tem o benefício de rebate na nas taxas já pagas. - RBRC fica responsável pela consolidação dos dados referente ao valor enviado e reciclado. |

Fonte: elaboração própria a partir de dados de Fishbein, 1999.

* A comunidade arcou com estes custos quando a RBRC só recolhia bateria de NiCd.

APÊNDICE 3

Principais datas do cronograma de implantação do WEEE Directive e do RoHS Directive.

| Data | Atividade | |
|--------------|---|---|
| | WEEE | RoHS |
| 13 Fev. 2003 | WEEE tem efeito legal. | RoHS tem efeito legal. |
| 13 Ago. 2004 | Estados Membros deveriam implementar legislação local, regulamentação e ações administrativas. | Estados Membros deveriam implementar legislação local, regulamentação e ações administrativas. |
| 13 Fev. 2005 | -- | Comissão da União Européia revê provisões da diretiva, levando em consideração novas evidências científicas, propondo que novas substâncias sejam adicionadas à lista de banimento. |
| 13 Ago. 2005 | Sistemas de coleta seletiva implantados e sem ônus para o consumidor. Data para classificação dos resíduos em: Resíduos históricos – Responsabilidade Coletiva. Resíduos não históricos – Responsabilidade Individual. | |
| 31 Ago. 2005 | Coleta seletiva do <i>e-waste</i> totalmente separada do lixo doméstico. | |
| 01 Jul. 2006 | -- | Banimento total do chumbo, mercúrio, cádmio e cromo hexavalente e dos retardadores de chamas (PBB e PBDEs) dos eletroeletrônicos colocados no mercado. |
| 31 Dez. 2006 | Estados membros devem assegurar que as taxas de coleta reuso e reciclagem foram atingidas. | |

Fonte: elaboração própria a partir de dados de Greenpeace (2005), Ferrigno (2003) e INFORM (2003).

9. ANEXO

ANEXO 1

Projeção de metas para reciclagem de baterias de Ni-Cd nos Estados Unidos e Canadá.

| Ano | Total de Libras** recicladas entrando no lixo.** | RBRC Penetração de mercado. | RBRC Programas Entrando no Lixo.** | RBRC libras recicladas pelo programas.** | RBRC Taxa de Reciclagem do Programa. |
|-------|--|-----------------------------|------------------------------------|--|--------------------------------------|
| 1993 | 14,221,000 | - | 14,221,000 | 284,000 | 2% |
| 1994 | 15,760,000 | - | 15,760,000 | 630,000 | 4% |
| 1995 | 17,921,000 | - | 17,921,000 | 2,703,000 | 15% |
| 1996 | 20,542,000 | - | 20,542,000 | 3,078,000 | 15% |
| 1997 | 22,454,000 | 75% | 16,840,500 | 3,782,000 | 22% |
| 1998* | 23,231,000 | 80% | 18,584,800 | 4,646,200 | 25% |
| 1999* | 26,330,000 | 81% | 21,327,300 | 6,398,190 | 30% |
| 2000* | 27,917,000 | 82% | 22,891,940 | 8,012,179 | 35% |
| 2001* | 28,242,000 | 83% | 23,440,860 | 9,376,344 | 40% |
| 2002* | 28,199,000 | 84% | 23,687,160 | 11,843,580 | 50% |
| 2003* | 28,032,000 | 85% | 23,827,200 | 14,296,320 | 60% |
| 2004* | 28,035,000 | 86% | 24,110,100 | 16,877,070 | 70% |
| 2005* | 28,027,000 | 87% | 24,383,490 | 19,506,792 | 80% |

Fonte: Rechargeable Battery Recycling Corp. "Charge Up to Recycle", fall 1998, citado em Fishbein (2003).

*Números do período de 1998 a 2005 são projetados; números de 1997 estão sendo revistos pela RBRC.

** Valores em Pounds (libras)

***1Kg = 2,2 Lbs