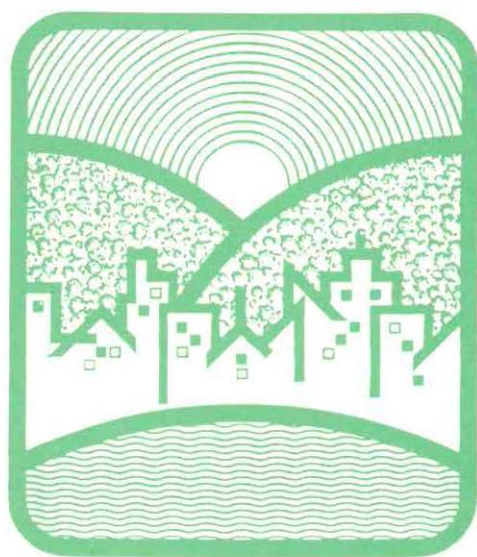


MEIO AMBIENTE

Aspectos Técnicos e Econômicos



ipea

Sergio Margulis, editor



MEIO AMBIENTE

aspectos técnicos e econômicos

Sergio Margulis, *editor*
Emílio Lèbre La Rovere
João Baptista Galvão Filho
Sandra Sulamita B. Silveira
Fernando Soares P. Sant'Anna
Alessandra Magrini
Ronaldo Serôa da Motta
Carlos B. Vainer
Samia Tauk
Eneas Salati

Brasília, 1990

Margulis, Sergio, ed.

Meio Ambiente: aspectos técnicos e econômicos.
Rio de Janeiro, IPEA: Brasília, IPEA/PNUD, 1990.
246p.

1. Economia do meio ambiente. 2. Poluição do meio ambiente – Avaliação. 3. Ecologia. 4. Energia. I. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. 2. Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. III. Título.

CDD 333.72
CDU 33.577.4



Este trabalho é da inteira e exclusiva responsabilidade de seus autores. As opiniões nele emitidas não exprimem, necessariamente, o ponto de vista do Ministério da Economia, Fazenda e Planejamento.

APRESENTAÇÃO	1
INTRODUÇÃO	3
Cap. 1 – ENERGIA E MEIO AMBIENTE – <i>Emílio Lèbre La Rovere</i>	11
1.1 – Conceitos e Definições	13
1.1.1 – Meio Ambiente	13
1.1.2 – Energia	15
1.1.3 – Riscos Tecnológicos	18
1.2 – Impactos Ambientais da Produção e Uso de Energia	19
1.2.1 – Combustíveis Fósseis: Carvão, Petróleo, Gás Natural e Xisto	19
1.2.2 – Energia Nuclear	24
1.2.3 – Hidreletricidade	26
1.2.4 – Fontes Novas e Renováveis de Energia	29
1.3 – Conclusão	32
Bibliografia	33
Cap. 2 – POLUIÇÃO DO AR – <i>João Batista Galvão Filho</i>	35
2.1 – A Meteorologia e sua Relação com a Poluição do Ar	36
2.2 – Os Poluentes do Ar	37
2.3 – Fontes de Poluição do Ar	42
2.4 – Efeitos da Poluição do Ar	43
2.4.1 – Sobre a Saúde Humana	43
2.4.2 – Sobre a Vegetação	48
2.4.3 – Sobre certos Materiais	49

2.4.4 – Sobre o Tempo	51
2.5 – Métodos de Controle da Poluição do Ar	52
Bibliografia	55
Cap. 3 – POLUIÇÃO HÍDRICA – <i>Sandra Sulamita B. Silveira e Fernando Soares P. Sant’Anna</i>	57
3.1 – Parâmetros de Poluição das Águas	58
3.2 – Fontes de Poluição das Águas	61
3.3 – Efeitos da Poluição sobre os Ecossistemas Aquáticos	62
3.4 – Efeitos da Poluição das Águas sobre a Saúde Humana	67
3.5 – Sistemas de Tratamento	71
3.6 – A Poluição do Mar	79
3.7 – A Legislação sobre a Poluição das Águas	81
Bibliografia	83
Cap. 4 – A AVALIAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS – <i>Ales- sandra Magrini</i>	85
4.1 – A Avaliação de Impactos Ambientais e sua Inserção no Pla- nejamento	86
4.1.1 – Definição de Impacto Ambiental	86
4.1.2 – Algumas Classificações de Impacto Ambiental	86
4.1.3 – Definição de Avaliação de Impactos Ambientais e suas Fa- ses	87
4.1.4 – A Avaliação de Impactos Ambientais e o Processo de Pla- nejamento	90
4.2 – Métodos de Avaliação de Impactos Ambientais	90
4.3 – A Avaliação de Impactos Ambientais no Brasil	104
Bibliografia	107
Cap. 5 – ANÁLISE DE CUSTO-BENEFÍCIO DO MEIO AM- BIENTE – <i>Ronaldo Serôa da Motta</i>	109
5.1 – A Análise Marginalista Microeconômica	110
5.2 – Mercado Perfeitamente Competitivo	111
5.3 – Ótimo Social	113
5.4 – Pesos Distributivos	115
5.5 – Excedente Econômico	116
5.6 – Custo Econômico de Oportunidade	118
5.7 – Taxa de Desconto	120
5.8 – Mensuração dos Impactos Ambientais	123
5.8.1 – Valor Econômico do Meio Ambiente	123
5.8.2 – Conceito de Produção Sacrificada	124
5.8.3 – Conceito de Disposição para Pagar	125
5.9 – Limitações	128
Bibliografia	129

Cap. 6 – ECONOMIA DO MEIO AMBIENTE – <i>Sergio Margulis</i>	135
6.1 – Recursos Ambientais e Propriedade Privada	135
6.2 – O Nível Ótimo de Poluição	138
6.3 – Negociação entre Agentes: O Exemplo de Coase	140
6.4 – Atingindo o Nível Ótimo de Poluição – A Taxação	144
6.5 – Imposição de Padrões Ambientais – A Taxação	146
6.6 – Políticas de Controle Ambiental Alternativas	148
6.6.1 – Mercado de Licenças de Poluição	148
6.6.2 – Controle Direto e Subsídios	150
6.7 – Políticas de Controle de Poluição, Distribuição de Renda e Conclusões	152
Bibliografia	154
Cap. 7 – INTRODUÇÃO À ECONOMIA DOS RECURSOS NA- TURAIS – <i>Sergio Margulis</i>	157
7.1 – Recursos Renováveis e Exauríveis	158
7.2 – Recursos Exauríveis: Esgotamento Ótimo	159
7.2.1 – O Custo de Oportunidade (ou <i>Royalty</i>)	160
7.2.2 – Os Preços e o Custo de Oportunidade no Tempo	161
7.2.3 – Limitações Práticas dos Resultados Básicos	163
7.3 – Recursos Renováveis	166
7.3.1 – Aproveitamento Ótimo de Recursos Renováveis: Proprie- dade Privada	166
7.3.2 – O Problema dos Recursos de Propriedade Comum	170
7.4 – Aplicações à Amazônia	172
7.4.1 – A Questão das Terras e dos Desmatamentos	173
7.4.2 – Impactos dos Grandes Projetos de Investimento na Amazô- nia	174
7.4.3 – Garimpos e Madeireiras	175
Bibliografia	177
Cap. 8 – GRANDES PROJETOS E ORGANIZAÇÃO TERRITO- RIAL: OS AVATARES DO PLANEJAMENTO RE- GIONAL – <i>Carlos B. Vainer</i>	179
8.1 – Inserção Regional: As Críticas aos GPI e as Proposições Cor- retivas	182
8.1.1 – Os GPI e seus Impactos do Ponto de Vista Regional	182
8.1.2 – Inserção Regional: Algumas Propostas	189
8.1.3 – Alguns Comentários sobre as Propostas de Inserção Regio- nal	196
8.2 – Os Novos Padrões de Gestão Territorial	197
8.2.1 – Do Planejamento Regional à Integração Nacional	198
8.2.2 – O GPI como Padrão de Planejamento Territorial	204
8.3 – Comentários Finais	206
Bibliografia	208

Cap. 9 – ECOLOGIA – <i>Samia Tauk e Eneas Salati</i>	213
9.1 – Conceitos Básicos – Os Ecossistemas	214
9.2 – Componentes do Ecossistema	216
9.3 – Adaptação do Ecossistema	218
9.4 – Cadeia Alimentar e Fluxo de Energia	220
9.5 – Dinâmica de Populações	225
9.6 – Ciclos de Nutrientes	227
9.7 – Ecossistemas Naturais e Agroecossistemas	229
9.8 – Ecossistemas Aquáticos	231
9.9 – Manejo de Ecossistemas e Estudo de Impacto Ambiental	235
Bibliografia	237

Ricardo Luís Santiago

Um dos principais efeitos do enorme avanço econômico e tecnológico deste século tem sido o crescimento desmesurado do poder do homem no sentido de interferir no meio ambiente.

As conseqüências dessa ação sobre a nossa qualidade de vida revestem-se de grande complexidade. Um dos dilemas preponderantes com que se defrontam os planejadores é o de como conciliar uma enorme pressão social para melhorar os padrões de consumo da população com a necessidade cada vez mais premente de preservar o meio ambiente.

De um lado, os trade offs não são absolutamente claros, seja pelas dificuldades de mensuração, seja pela sua dimensão temporal, que implica, muitas vezes, comparações que extrapolam uma ou mais gerações. De outro, os tomadores de decisão não contam, freqüentemente, com a ajuda da sinalização fornecida pelo funcionamento dos mercados. Isto porque os efeitos nocivos da ação do homem sobre a natureza geralmente não são refletidos de forma adequada pelo sistema de preços.

As dificuldades da incorporação da dimensão ambiental do planejamento não devem ser encaradas com pessimismo. Pelo contrário,

representam gigantesco desafio, cujo enfrentamento requer o rompimento das tradicionais barreiras disciplinares.

A presente publicação significa um notável esforço teórico e conceitual nesse objetivo, suprimindo importante lacuna existente na literatura. Elaborada em linguagem acessível, de forma a tornar possível sua utilização por técnicos de distintas especialidades, representa um importante esforço do IPEA para permanecer na vanguarda da discussão dos temas relevantes para a formulação de políticas de longo prazo.

Sergio Margulis

A deterioração da capacidade assimilativa dos ecossistemas e da capacidade de regeneração dos recursos naturais a taxas compatíveis com o desgaste imposto pelas atividades econômicas do homem vem demandando uma revisão profunda do tipo de relação que mantemos com a natureza. Esta questão depende crucialmente do nível de atividade econômica e dos modelos de desenvolvimento vigentes. Os modelos que contemplam crescimento econômico com preservação ambiental não têm sido considerados, reforçando-se uma possível dicotomia entre a economia e a ecologia. Urge, portanto, analisar política, institucional, social e economicamente os entraves à implementação das políticas de desenvolvimento sustentado, em que significativa atenção deve ser dedicada aos problemas sociais, especialmente nos países em desenvolvimento.

Apesar de todas as evidências em contrário existe uma corrente de pensamento que julga a questão ecológica um modismo semelhante à crise energética do começo da década. Entendemos aqui que a crise

* Entre a conclusão deste livro e a entrega à gráfica dos textos originais houve a troca de governo, juntamente com uma série de modificações institucionais. Embora ainda citados neste volume, desapareceram o CENDEC e o INPES, dois dos três órgãos do IPEA que ficaram integrados a uma estrutura única, e a Secretaria de Planejamento da Presidência da República (SEPLAN/PR), que foi incorporada ao atual Ministério da Economia, Fazenda e Planejamento. A iniciativa da administração anterior de publicar o livro foi mantida: esta é a primeira publicação do IPEA nesta fase ainda conturbada de transição. O que se diz em relação aos antigos órgãos sobre o interesse e incentivos dados aplica-se integralmente ao novo governo e suas instituições.

energética representou o prenúncio de uma questão mais global – da qual também faz parte – que é a do aproveitamento dos recursos naturais. Os problemas de poluição típicos representam o esgotamento da capacidade assimilativa dos ecossistemas, e esta capacidade é também um recurso natural renovável. Uma diferença flagrante entre as duas questões é que, enquanto a questão dos energéticos dependia fortemente dos preços relativos, a questão ambiental refere-se diretamente à qualidade de vida. É difícil imaginar que as sociedades fiquem menos exigentes com relação à qualidade ambiental. Muito ao contrário: só é possível antever cenários nacionais e internacionais em que a qualidade da vida passe a ser um dos tópicos prioritários na pauta das reivindicações sociais.

A despeito da acelerada taxa de exaustão da base de recursos naturais e, portanto, da gravidade do problema, há ainda uma considerável falta de compreensão acerca de diversos processos físicos do meio ambiente, principalmente por força da multiplicidade de temas envolvidos. Não houve tempo suficiente para que as universidades e demais centros de ensino se estruturassem de modo a promover a formação de pessoal na área. Mesmo internacionalmente há carência de cursos especificamente voltados a este fim. A aglutinação das várias disciplinas em um único curso é complexa, o que dificulta a definição do perfil acadêmico adequado do aluno e se traduz na formação dos “especialistas” da questão ambiental, que tende a ser cada vez mais multidisciplinar. Por seu lado, os processos de tomada de decisões requerem cada vez mais a formação de equipes técnicas com uma visão interdisciplinar da questão ambiental.

Em um nível bem concreto e específico do caso brasileiro, questões diretamente relacionadas aos problemas de meio ambiente vêm, já há algum tempo, entrando na pauta de atividades da Secretaria de Planejamento da Presidência da República, o que é estranho, em princípio, para um Ministério essencialmente encarregado de fazer o Orçamento Geral da União. Isto reflete, de um lado, o fato de que, no Brasil, já se chegou a um desgaste “muito grande” da base de recursos naturais; de outro, evidencia os efeitos das pressões internas e externas para que alguma medida seja tomada pelo Governo Federal com vistas a minimizar esse desgaste. Mas reflete também a percepção de que a questão ambiental passa definitivamente por uma análise econômica profunda e, portanto, de que ações governamentais voltadas para o encaminhamento de soluções não prescindirão de avaliações por parte do setor de planejamento econômico global.

A maior dificuldade que se apresenta é a já referida dicotomia entre crescimento econômico e preservação ambiental. Tem sido bastante veiculada a idéia de que, entre outros aspectos, o conceito de desen-

volvimento sustentado sugere justamente um balanço entre estas duas variáveis. No entanto, no Ministério encarregado de fazer orçamentos macroeconômicos, a variável ambiental não vem — nem pode vir — pronta para entrar na equação das contas nacionais. Não só a economia está muito atrasada em propor metodologias de quantificação mais eficazes que lhe permitam cooperar com a ecologia, como também a ecologia não consegue entender, explicar e quantificar todos os processos físicos da natureza, definindo um quadro adequado para a análise econômica. Em níveis e escalas distintos, confrontam-se com a mesma dificuldade os diversos setores da economia que, direta ou indiretamente, envolvem atividades que produzem efeitos sobre o meio ambiente — agricultura, indústria, mineração, transportes, etc.

Esse livro é um dos resultados de um curso que recebeu o mesmo título. O objetivo era, e ainda é, pôr à disposição de técnicos, planejadores e tomadores de decisões aspectos técnicos e econômicos do meio ambiente, de modo a facilitar o seu diálogo com os especialistas na questão ambiental. A perspectiva é incorporar gradualmente a questão ambiental ao planejamento. De início, o público alvo do curso era o próprio quadro da SEPLAN. Mais tarde, percebeu-se que havia uma grande demanda por este tipo de curso, ampliando-se o público alvo para o sistema SEPLAN, que inclui o IPEA, o IBGE, o BNDES e o Programa Grande Carajás.¹ Posteriormente, ainda, o curso foi aberto às demais empresas estatais e instituições federais e estaduais.

Coube ao IPEA, através do INPES e do CENDEC, organizar técnica e administrativamente o curso. No primeiro contato com os professores, solicitou-se a elaboração de um texto com vistas à posterior edição de um livro. A maior dificuldade inicial foi decidir quais disciplinas incluir e em que nível de profundidade os textos deveriam ser escritos e as aulas ministradas. Pelo pioneirismo em publicações neste assunto e em função da apontada diversidade de temas envolvidos, optou-se por introduzir os conceitos básicos de cada uma das disciplinas, com uma linguagem ao alcance de técnicos com formação em áreas distintas.

Em nenhum instante alimentou-se a pretensão de dar conta da multiplicidade de temas envolvidos. Conscientemente foram omitidas algumas áreas consideradas prioritárias, em particular no campo social e no campo legal. Não houve abandono: na mesma época em que este livro foi concebido, o CENDEC mantinha contatos com a Cepal e a Sem para, juntos, montarem um curso que daria atenção exclusivamente

¹ O Programa Grande Carajás foi extinto pelo novo governo e incorporado à atual Secretaria de Desenvolvimento Regional.

a estes aspectos. Mesmo assim, tais aspectos são ao menos parcialmente tratados em alguns dos artigos que integram esta coletânea.

O livro é basicamente teórico e conceitual. Esta opção deveu-se à percepção de que havia uma lacuna evidentemente maior neste terreno. Ainda que pequena, é razoável a literatura de aplicações referentes, por exemplo, à Amazônia, além de uma série de congressos e conferências temáticas virem sendo realizados recentemente. Em nosso entendimento, falta um rigor minimamente acadêmico. É esta a lacuna que se pretende preencher. No que diz respeito a aplicações, o curso foi ilustrado com nove palestras proferidas por renomados especialistas em cada um dos tópicos abordados, onde a ênfase foi a situação brasileira. O IPEA está considerando a possibilidade de editar estas palestras, vindo um segundo volume juntar-se ao que é agora publicado. O material produzido no curso organizado em convênio com a Cepal e a Sema sobre as questões sociais e legais resultará possivelmente em um terceiro volume.

Este livro é dividido em quatro partes. Na primeira, a questão ambiental é enfocada sob a ótica dos impactos causados sobre o meio físico. Os três capítulos que a compõem tratam de energia e meio ambiente, poluição do ar e poluição das águas. No primeiro deles, Emílio La Rovere discute como os problemas de poluição estão relacionados à utilização dos diferentes energéticos. Depois de analisar sumariamente os princípios da termodinâmica, as principais metodologias de avaliação de impactos ambientais e o conceito de risco tecnológico, La Rovere descreve os principais impactos causados pelo processo de obtenção dos combustíveis fósseis e das energias nuclear e hidrelétrica, seguindo-se uma análise semelhante para as fontes renováveis – de biomassa, solar, eólica e geotérmica. Além dos efeitos físicos sobre ar, água e solos, a análise em algumas passagens aborda questões sociais e políticas.

No segundo capítulo, Orlando Galvão examina a composição dos gases da atmosfera e define o conceito de poluição do ar, introduzindo os conceitos básicos de meteorologia, a qual, em última análise, determina as condições de dispersão dos poluentes na atmosfera. Em seguida, apresenta os principais poluentes, as principais fontes de emissão e as consequências da poluição do ar, tanto sobre a saúde humana, quanto sobre a vegetação e certos materiais, como prédios, veículos, etc., além dos efeitos sobre o tempo, que incluem o efeito estufa. O capítulo termina com a explicitação dos princípios das tecnologias de controle dos principais poluentes.

No capítulo seguinte, Sandra Silveira e Fernando Sant'Anna distinguem os principais tipos de poluição das águas enumerando seus efeitos sobre os ecossistemas aquáticos e sobre a saúde humana. Des-

crevem igualmente os principais processos de tratamento individual (para esgotamento doméstico) e coletivo – voltados estes primordialmente para despejos industriais. A seguir, os autores arrolam resumidamente os principais problemas de poluição dos mares, concluindo o capítulo com uma discussão sobre a legislação brasileira pertinente à poluição das águas.

Na segunda parte do livro – Capítulos 4 e 5 – estão em questão as metodologias de avaliação de impactos ambientais. Alessandra Magrini ensaia uma classificação de impactos ambientais ao longo de suas diversas fases, dividindo os métodos de avaliação entre aqueles que “procuram aplicar escalas valorativas aos diferentes impactos medidos em suas respectivas unidades físicas ou termos qualitativos” e aqueles que procuram mensurar, por um valor monetário, os diferentes aspectos envolvidos. A maior parte do capítulo é dedicada à descrição e à análise dos principais métodos de avaliação, seguidas de algumas indicações sobre a legislação brasileira pertinente à avaliação de impactos ambientais e à elaboração de Rima’s.

As avaliações econômicas sobre o meio ambiente através da análise de custo-benefício são objeto do Capítulo 5. Ronaldo Serôa da Motta destina a parte inicial de seu texto à explicação de conceitos microeconômicos utilizados neste capítulo e nos dois outros que o sucedem: análise marginalista, excedentes do consumidor e do produtor, nível socialmente ótimo de bem-estar social, custo econômico de oportunidade. Estes conceitos preparam o leitor para compreender como a economia pode valorar o meio ambiente, enunciando-se a seguir as técnicas de valoração. O capítulo é rematado por uma discussão sobre as limitações dos métodos econômicos aplicados ao meio ambiente.

Em certo sentido anunciada no capítulo precedente, a terceira parte do livro apresenta, em seus três capítulos, uma perspectiva econômica e social das questões ambientais. Nos dois primeiros, de nossa autoria, são introduzidos os conceitos básicos da economia do meio ambiente (Capítulo 6) e da economia dos recursos naturais (Capítulo 7). No primeiro deles, mostramos que, do ponto de vista econômico, os problemas de meio ambiente decorrem fundamentalmente do fato de envolverem bens públicos ou de propriedade comum. Definindo o que seria o nível socialmente ótimo de poluição, buscamos então examinar os diferentes mecanismos (econômicos) para atingi-lo. Tais mecanismos, na prática, constituem a racionalidade econômica das políticas alternativas de controle ambiental. O capítulo termina com a análise dos efeitos destas políticas sobre a distribuição de renda e as limitações da economia nesta área.

No capítulo seguinte, são discutidas estratégias ótimas de aproveitamento dos recursos naturais, enfatizando-se a diferença entre os re-

ursos exauríveis e os renováveis. Argumentamos, por exemplo, que muitos dos problemas registrados na Amazônia podem ser explicados, pelo menos em grande medida, por uma racionalidade (micro) econômica de “superexploração” dos recursos naturais da floresta (bens públicos). Dedicamos assim uma parte do capítulo a evidenciar como a teoria microeconômica dos recursos naturais explica as motivações econômicas dos agentes para se “apropriarem e depredarem” a floresta.

Concluindo a terceira parte, Carlos Vainer faz uma análise dos impactos dos grandes projetos de investimento (GPI), construída sob a ótica do desenvolvimento regional. O capítulo tem, assim, uma orientação diferente da dos demais, na medida em que trabalha “teoricamente” um problema prático e específico no Brasil. Carlos Vainer principia seu trabalho analisando as relações dos problemas gerados pelos GPI com estratégias mais globais de desenvolvimento regional. Em seguida mostra que, apesar das metas setoriais serem em geral alcançadas, os impulsos dinamizadores sobre a região são nulos, demandando uma mudança nos próprios métodos de avaliação: “como imaginar-se que camponeses e uma empresa elétrica atribuam o mesmo sentido à inundação de férteis várzeas?” Depois de fazer uma reflexão sobre a evolução histórica das estratégias de “ocupação regional”, o autor defende a idéia de que o planejamento regional não só continua a existir, como é o próprio GPI que passa a definir o espaço e a região “impactada”. E conclui que as políticas sociais de negociação *ex post* com as populações e comunidades afetadas estão fadadas ao malogro.

A quarta parte do livro é constituída por apenas um capítulo, onde são apresentados os conceitos básicos de ecologia. Pelo seu caráter exclusivamente teórico, não incorporando uma perspectiva econômica, o capítulo permite um aprofundamento da compreensão da questão ambiental do ponto de vista dos seus aspectos ecológicos, independentemente de quaisquer processos de tomadas de decisão – perspectiva que distingue, em alguma medida, esse capítulo dos demais. Samia Tauk e Eneas Salati definem ecologia e apresentam as noções de ecossistema, ciclo de nutrientes, fluxo de energia, dinâmica populacional, manejo de e diferenças entre agroecossistemas e sistemas naturais, encerrando com algumas considerações relativas aos estudos de impactos ambientais, tema específico do Capítulo 4 do livro.

Como já se disse antes, e conforme sugere o próprio título do livro, não se pretendeu esgotar a multiplicidade de temas envolvidos pela questão ambiental. Assim, intencionalmente foram omitidos alguns temas que muito bem poderiam ser considerados fundamentais para uma abordagem mais completa da questão. Já se fez menção às questões sociais e legais; também as perspectivas das comunidades atingidas, bem como análises por setores de atividade econômica (indústria, agricultu-

ra, mineração, transporte, etc.) mereceriam ter sido contempladas. Mas, devemos pelo momento contentar-nos com a certeza de que cada capítulo apresenta de forma didática e em linguagem acessível os temas que era nosso propósito abordar numa obra introdutória que atendesse à evidente carência de publicações deste teor em nosso meio.

Energia e Meio Ambiente

*Emílio Lèbre La Rovere**

O uso de energia é essencial para a satisfação das necessidades humanas. O homem é, porém, o único animal cujas necessidades mudam significativamente ao longo das gerações. A humanidade evoluiu paralelamente a um crescimento moderado de seu consumo energético, até a Revolução Industrial. A ruptura aí introduzida multiplicou o número de “escravos mecânicos” do homem (prolongamento de sua mão, instrumentos de seu cérebro). Isto exigiu o salto a uma nova ordem de grandeza em sua utilização de energia [Puisseux (1977)]. A passagem da lenha ao carvão no século XIX e a generalização do uso do petróleo e da eletricidade após 1930 assentaram a base da moderna civilização industrial sobre o consumo de combustíveis fósseis que a natureza havia levado milhões de anos para produzir. A aceleração sem precedentes do ritmo de expansão do uso de energia após a Segunda Guerra Mundial – o consumo energético mundial cresceu sete vezes entre 1900 e 1965 – levou, enfim, ao emprego da energia nuclear para a geração de eletricidade.

Por outro lado, a rapidez e a amplitude desse desenvolvimento, com os efeitos cumulativos e a **superação** de certos limites que este padrão de consumo da civilização industrial acarreta, estão colocando em perigo a própria sobrevivência da humanidade e da vida na Terra. Pela

* Professor da Área Interdisciplinar de Energia e Coordenador da Pós-Graduação em Tecnologia e Planejamento Ambiental da Coordenação dos Programas de Pós-Graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (Coppe-UFRJ).

primeira vez na história, as atividades humanas podem destruir frágeis equilíbrios ecológicos essenciais para a reprodução da vida, seja pela escala de sua agressão ao meio ambiente (rejeitos poluentes perturbadores dos ciclos biogeoquímicos), seja pela ocorrência de acidentes com conseqüências maciças.

Os principais riscos ambientais com que hoje nos defrontamos estão intimamente associados à elevação do consumo de energia e dão margem a reservas quanto às conseqüências de seu prosseguimento, indefinidamente, no futuro. Destes riscos, quatro se destacam por sua dimensão global:

a) O “efeito estufa”: o aquecimento da atmosfera devido à emissão de gases – sobretudo de dióxido de carbono (CO_2) – poderá causar perigosas alterações climáticas.

b) A poluição do ar urbano, pelas indústrias e veículos de transporte.

c) A chuva ácida e seus impactos sobre os solos, os recursos hídricos, a vegetação.

d) O risco de acidentes em reatores nucleares, os problemas criados pela disposição de seus resíduos e pela desativação dos reatores, após seu tempo de vida útil, e os perigos da contaminação associados ao uso da energia nuclear.

A queima de combustíveis fósseis, principal responsável pelos três primeiros riscos ambientais citados, e a utilização da energia nuclear podem, assim, ameaçar o meio ambiente em escala planetária, superando amplamente as fronteiras dos países que se beneficiam de seu emprego. Três conseqüências deste fenômeno são particularmente importantes:

1. O desafio de preservar o meio ambiente exige uma tomada de consciência mundial e torna-se extremamente complexo por necessitar de uma ação coordenada a nível internacional.

2. O planejamento energético terá cada vez mais de incorporar uma dimensão ambiental, que condicionará de forma crescente as decisões a serem tomadas sobre a produção e o uso de energia.

3. A curto e médio prazos, é fundamental conter o crescimento do consumo energético dos países industrializados (que com 29% da população mundial, são responsáveis por 84% do consumo energético global) através de uma ampla política de conservação que promova o uso mais eficiente da energia. Aos países do Terceiro Mundo, caberá evitar o mimetismo com relação à sociedade de consumo do Norte, de todo modo necessariamente restrito ao benefício de suas elites (com sua “poluição do desperdício” e a inevitável contrapartida da “poluição da

pobreza” da grande maioria da população), buscando um estilo de desenvolvimento menos intensivo em energia e, a longo prazo, não destruidor dos equilíbrios vitais do planeta e que, ao mesmo tempo, propicie erradicar os males próprios do subdesenvolvimento econômico, social, tecnológico, político e cultural, certamente os principais fatores de deterioração da qualidade de vida nesses países.

1.1 – Conceitos e Definições

1.1.1 – Meio Ambiente

A declaração da pioneira Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano, realizada em Estocolmo, em 1972, define meio ambiente como o sistema físico e biológico global em que vivem o homem e outros organismos – um todo complexo com muitos componentes interagindo em seu interior. É importante notar que esta definição inclui o homem como parte integrante do meio ambiente: com efeito, freqüentemente os efeitos da atividade humana sobre a natureza ou o “meio ambiente construído” originam impactos sociais negativos, tornando-se então mais preciso e adequado falar de impactos sócio-ambientais.

Define-se impacto ambiental como uma alteração, favorável ou desfavorável, no meio ambiente ou em algum de seus componentes, produzida por uma determinada ação ou atividade [Bolea (1984)]. Os impactos ambientais podem ser diretos ou indiretos; podem manifestar-se a curto ou a longo prazo; ser de curta ou longa duração; reversíveis ou irreversíveis; de natureza cumulativa; sinérgicos. Estas características dificultam até mesmo a simples identificação dos impactos sobre o meio ambiente de um grande projeto; por exemplo: certos efeitos podem ser observados a curto prazo, desaparecerem em seguida e depois voltarem a se produzir (dinamismo dos impactos); alguns fatores produzem conjuntamente um efeito resultante que é diferente da soma das contribuições de cada fator isolado (sinergismo), etc. As dificuldades de quantificação dos impactos ambientais, no atual estágio do conhecimento, são ainda maiores: apenas em alguns poucos casos é possível avaliar quantitativamente com precisão os impactos ambientais, porém isto não deve nos fazer esquecer daqueles impactos que só se consegue avaliar qualitativamente. Enfim, a valorização dos impactos ambientais é geralmente afetada por uma subjetividade intrínseca: determinados efeitos podem ser avaliados diferentemente pelos diversos grupos de interesse afetados por um projeto, chegando-se mesmo a verificar casos

em que um mesmo impacto pode ser considerado benéfico por alguns e prejudicial por outros [La Rovere (1988)].

A degradação ambiental causada por poluentes produzidos pela atividade humana é usualmente definida como a introdução pelo homem, no meio ambiente, de substâncias ou energias passíveis de causar danos à saúde humana, aos recursos biológicos e sistemas ecológicos, ao patrimônio estético e cultural e ao uso futuro dos recursos naturais [Holdgate (1979)]. Após sua emissão por uma fonte, os poluentes percorrem diversos caminhos, em sua difusão no ambiente, até chegarem ao solo, ar e/ou água. Seu nível de concentração em cada ponto do percurso dependerá de diversos fatores, tais como: a taxa de emissão, as características de sua dispersão (em função das propriedades do poluente e do meio) e a taxa de remoção do meio por agentes físicos, químicos e biológicos ao longo de todo o seu percurso. A interação entre um poluente e o meio receptor resulta em um efeito cuja natureza, escala e importância, bem como sua variação ao longo do tempo, serão o objeto central da avaliação de seu impacto ambiental.

Não existe, porém, no atual estágio do conhecimento sobre o tema, bastante incipiente, uma prática bem estabelecida e aceita como base para a avaliação de impactos ambientais, apesar do desenvolvimento de metodologias que podem ser classificadas em cinco tipos principais [Bolea (1984) e La Rovere (1988)]:

a) *Superposição de mapas temáticos* (sistemas cartográficos). Estes métodos de elaboração de cartas de responsabilidade ecológica são úteis principalmente para a análise da situação de referência do ambiente regional, antes da implantação de um plano.

b) *Matrizes de interação*. Tais métodos, como o de Leopold, por exemplo, são mais apropriados para identificar os impactos e procurar sistematizar a apresentação comparativa das diversas alternativas de projeto.

c) *Sistemas de redes e cadeias*. Trata-se de uma variante dos métodos (b), útil para que se visualizem as inter-relações entre os fatores de impacto ambiental e seus efeitos diretos e indiretos.

d) *Listas de checagem e integração de indicadores*. Englobam desde simples listagens dos fatores ambientais característicos do sistema em estudo, até métodos bastante complexos com que se procura atribuir pesos relativos para hierarquizar os impactos ambientais ou a eficácia das medidas atenuantes propostas. Neste nível de maior sofisticação, com hierarquização, essas metodologias podem se prestar à seleção de alternativas.

e) *Métodos quantitativos*. Modelos de previsão de comportamento

do sistema envolvem a quantificação dos impactos ambientais com vistas à seleção da alternativa ótima de projeto.

De um modo geral, as dificuldades já mencionadas de identificação dos impactos ambientais, de sua mensuração adequada, juntamente com a subjetividade intrínseca em sua valorização, criam enormes obstáculos à utilização eficaz desses instrumentos metodológicos no processo de tomada de decisão, quando ainda é preciso coletar, a tempo, o importante volume de dados necessários à sua aplicação. Assim, mesmo quando há vontade política de considerar adequadamente os impactos ambientais no processo de tomada de decisão sobre a realização de um grande projeto (que é a condição fundamental certamente mais difícil de se verificar), ainda é necessário um aperfeiçoamento metodológico importante neste campo.¹

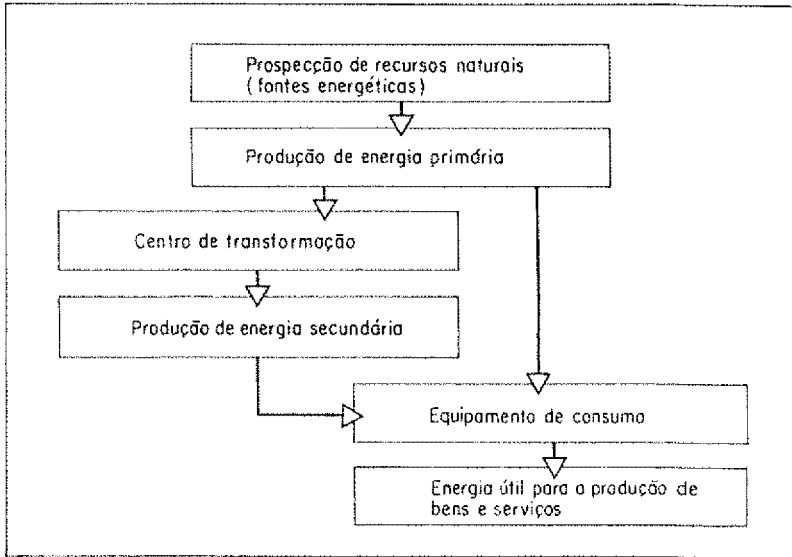
1.1.2 – Energia

Define-se energia como a capacidade de realizar trabalho. Ao longo dos séculos, o homem aprendeu a utilizar as fontes de energia disponíveis na natureza para atender às suas necessidades. Hoje, a energia, em suas várias formas, é indispensável à produção de bens e serviços essenciais à vida humana: calor – para aquecimento de ar e de água, para cozinhar e para atividades produtivas; força motriz – para o trabalho mecânico e para os meios de transporte; eletricidade – para iluminação, processos eletroquímicos, aparelhos eletrônicos, equipamentos de telecomunicações, computadores, etc.

A energia torna-se útil ao homem pelo uso de equipamentos de consumo (máquinas, motores, fogões, fornos, turbinas) que convertem em bens e serviços o conteúdo energético das formas finais em que a energia é entregue ao consumidor: gasolina, óleo diesel, óleo combustível, eletricidade, carvão vegetal, gás, coque, por exemplo, ditas, todas essas, formas de energia secundária. Por sua vez, as formas de energia secundária são obtidas a partir de fontes de energia primária (providas pela natureza: petróleo, gás natural, carvão mineral, lenha, energia hidráulica, etc.) em centros de transformação (refinarias de petróleo, coquerias, usinas hidrelétricas, etc.). Algumas fontes de energia primária podem também ser utilizadas diretamente pelo consumidor final: é o caso do uso de lenha para cocção de alimentos, por exemplo. Enfim, o

¹ A avaliação de impactos ambientais é tema específico do artigo de Alessandra Magrini, que integra esta coletânea. (Nota do organizador da edição).

primeiro passo no sentido de atender às necessidades de energia da sociedade é a busca (prospecção) dos recursos energéticos disponíveis na natureza. Esquemáticamente, temos:



Ao longo de toda essa cadeia de transformações, a energia, em suas diversas formas, é transportada, distribuída e armazenada para atender às necessidades humanas. Os processos de produção, transformação, transporte, distribuição, armazenagem e utilização final da energia envolvem uma série de perdas que reduzem a quantidade de energia efetivamente útil à sociedade a apenas uma fração do total de energia primária captada na natureza. No caso do Brasil, por exemplo, estima-se que, em 1983, a energia útil representou 33% da oferta interna bruta (produção e importação) de energia primária, contra 55% de perdas tendo-se em conta que 11% foram usados como matéria-prima para fins não energéticos.²

² Ministério das Minas e Energia. *Balanço de energia útil*. Brasília, 1984.

Este elevado nível de perdas energéticas tem duas origens principais. Em muitos países de todo o mundo, desperdiça-se grande quantidade de energia primária em decorrência de planejamento ou funcionamento ineficiente do equipamento usado para converter a energia nos serviços necessários às atividades humanas.³ No caso brasileiro acima citado, 44% da energia primária se perdiam nos equipamentos de uso final.

Por outro lado, um certo nível mínimo de perdas ao longo da cadeia de transformações energéticas é inevitável, por força das próprias leis da Física, em particular do Segundo Princípio de Termodinâmica, que pode ser enunciado da seguinte forma: "A energia térmica existe apenas em função da diferença de temperatura, e, na transformação de calor em trabalho, o sentido é sempre do estado térmico mais alto para o mais baixo, e sempre com rendimento menor do que 100%. Esta degradação do estado energético ocorre com probabilidade máxima de passar, no tempo, da ordem para a desordem, de uma maior capacidade de realizar trabalho para uma menor capacidade; esta é a direção dos eventos: a entropia amanhã será maior" [Sevá (1989)].

A aplicação do conceito de entropia na interpretação das atividades humanas permite compreender a origem dos impactos ambientais da produção e uso de energia. Na verdade, ao efetuar as transformações necessárias à obtenção de uma forma de energia de fácil uso final, o homem tem de pagar um preço pela melhor qualidade da energia desejada (mais nobre, mais concentrada, de manuseio e transporte mais cômodo, como, por exemplo, na passagem de lenha para o carvão vegetal). A luta contra a "desordem" exige a dissipação de uma determinada quantidade de energia, que se perde fora das fronteiras do sistema.

De um modo geral, as atividades econômicas buscam a estruturação da matéria de modo a propiciar sua utilização pelo homem e, para isso, exigem a incorporação de um aporte de energia externa. Em contrapartida, uma perda sob a forma de energia degradada é rejeitada para o ambiente externo. Com efeito, o Primeiro Princípio da Termodinâmica garante que a energia total é invariável: pode mudar de forma, mas sua quantidade se conserva. Com a reformulação einsteiniana, que concebe a massa enquanto energia de forma concentrada, admitindo a possibilidade de transformação $E = mc^2$, o primeiro princípio pode se associar à conservação total de massa e energia [Sevá (1989)]. Assim, a incorporação pelo homem da energia fóssil à produção de bens e serviços será acompanhada necessariamente da emissão de resíduos (maté-

³ Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento. *Nosso futuro comum*. Rio de Janeiro, FGV, 1988.

ria/energia) sobre o meio externo, causando uma série de impactos ambientais [Odum (1988)].

1.1.3 – Riscos Tecnológicos

Além dos impactos ambientais que acompanham a operação normal das instalações de produção e uso da energia, as tecnologias energéticas engendram riscos de acidentes, catástrofes e desvios de seu uso para fins indevidos, com grandes prejuízos potenciais para o meio ambiente. O caso da energia nuclear é sem dúvida o mais importante neste campo, mas, em outra escala e com características diversas, também as barragens hidrelétricas, as biotecnologias, as minas de carvão, os poços, as refinarias e o transporte de petróleo, entre outros, apresentam riscos tecnológicos que têm de ser considerados.

Risco é um termo que tem sido usado para expressar pelo menos três conceitos diferentes [Unep (1985)]:

a) Risco direto é a probabilidade de que um determinado evento ocorra, multiplicada pelos danos causados por seus efeitos; o risco direto é equivalente ao valor esperado dos danos, e pode ser expresso como segue:

Risco direto (conseqüências/ano) = freqüência (eventos/ano) x danos (conseqüências/evento).

b) Risco de acidentes de grande porte (catástrofe) é um caso especial de (a) em que a probabilidade de ocorrência do evento é baixa, mas suas conseqüências são muito prejudiciais; ultimamente, instalações energéticas vêm sofrendo acidentes de grande porte de três a seis vezes por ano, em vários países [Lagadec (1981) e Sevá (1989)].

c) Risco percebido pelo público. A percepção social do risco depende em grande parte de quem  responsável pela decisão sobre aceitlo ou não. Quando um indivíduo voluntariamente corre um dado risco (por exemplo: fumar cigarros, fazer alpinismo, andar de carro ou de avião), ele o aceita bem melhor do que a construo de um pólo petroquímico ou uma central nuclear imposta por um agente externo. Além disso, a facilidade de compreensão do risco que se corre, a existência de uma experiência histórica a respeito e a informao fornecida pelos meios de comunicao são outros fatores que influenciam a percepo dos riscos pelo público.

O gerenciamento dos riscos tecnológicos envolve sua identificao,

mensuração, avaliação e controle. A quantificação dos riscos está, em geral, sujeita a grande margem de incerteza. Mas a fase de avaliação é a mais delicada, por envolver julgamento de valor e necessitar, portanto, da participação do público na tomada de decisão. De um modo geral, o critério “tão baixo quanto possível” é amplamente reconhecido como adequado para o controle de risco, porém sua aplicação enfrenta grandes obstáculos, na prática. Uma possível alternativa é a internalização dos riscos por via de uma política governamental de dissuasão, através da taxação, por exemplo [Unep (1985)].

É importante, contudo, quebrar o hábito de raciocinar sobre o risco em termos estatísticos e parciais: nesse enfoque, cada nova central nuclear ou cada novo rejeito gasoso na atmosfera pode parecer um risco definido e limitado que pareça razoável aceitar, mesmo que ainda não se conheça seu impacto exato, pois a probabilidade de uma catástrofe tecnológica irreversível disso resultante mostra-se pequena. Mas esse modo de raciocinar, adequado para seguros de automóvel, não faz sentido quando se trata de eventos que colocam em perigo a biosfera para as futuras gerações [Beaud *et alii* (1988)]. Entre estes, encontram-se os efeitos cumulativos dos impactos ambientais da queima de combustíveis fósseis (efeito estufa, poluição atmosférica e chuvas ácidas e os já mencionados riscos ambientais associados à energia nuclear).

Diante destas ameaças à própria reprodução da vida no planeta, cumpre lembrar que, em todas as atividades humanas que se difundiram de forma generalizada (viagens de transatlântico e de avião, missões espaciais tripuladas, etc.), o acidente fatal de máximas proporções (*le risque majeur, the normal accident*), terminou por se verificar, mais cedo ou mais tarde, apesar da probabilidade de sua ocorrência ter sido considerada como extremamente baixa. Esta dramática ilustração da Lei dos Grandes Números dá ensejo, certamente, a uma reflexão sobre a necessidade de contenção dos riscos globais para o meio ambiente.

1.2 – Impactos Ambientais da Produção e Uso de Energia

1.2.1 – Combustíveis Fósseis: Carvão, Petróleo, Gás Natural e Xisto

Os combustíveis fósseis (carvão, petróleo e gás natural) são objeto de múltiplas aplicações no setor doméstico, na indústria, nos transportes e na geração de eletricidade. Alguns impactos ambientais de sua

utilização são significativos; outros têm conseqüências menores. Alguns são de curta duração e outros de longo prazo, afetando de forma diferenciada comunidades e regiões diversas. No atual estágio do conhecimento, muitos de seus impactos ambientais só podem ser avaliados qualitativamente, pois apenas em alguns casos é possível sua quantificação.

A mineração de carvão acarreta impactos ambientais significativos. Os mineiros estão expostos a acidentes nas minas (incêndios, explosões, desabamentos), à inalação de poluentes e ao ruído. Os problemas dos trabalhadores desse setor são graves, em termos de saúde e de segurança. A incidência da doença de pulmões dos mineiros (pneumoconiose) é elevada, sendo mais acentuada na mineração subterrânea do que na de céu aberto. Os acidentes fatais são estimados em 5 por bilhões de quilowatt-hora produzido na mineração subterrânea (2,5 a céu aberto) e os não-fatais em 400, dos quais 140 a céu aberto [Unep (1981)]. Evidentemente essas estimativas variam de acordo com as medidas de segurança adotadas em cada país.

A mineração de carvão, especialmente a céu aberto, causa a erosão e a acidificação do solo. A superfície varia de acordo com as características geológicas da formação carbonífera. Dependendo da densidade populacional na região, os impactos negativos sobre assentamentos humanos e sua infra-estrutura podem ser significativos. Alguns países obtiveram sucesso na reutilização de terras de mineração a céu aberto após o recondicionamento do solo. Os recursos aquáticos da região são afetados pela mineração do carvão, que provoca a drenagem ácida de áreas consideráveis: este fator causou a eliminação ou redução da vida em cerca de 10 mil km de cursos d'água nos Estados Unidos. Diversas medidas de controle podem ser tomadas para minimizar esses impactos negativos, tais como o tratamento químico e o controle da drenagem, além da obrigatoriedade de selar minas abandonadas.

O beneficiamento do carvão, capaz de remover de 40 a 50% de seu enxofre e de 65 a 75% de suas cinzas, pode poluir a água usada no processo (com finos em suspensão) caso esta não seja reciclada após decantação. O rejeito sólido do beneficiamento pode poluir o ar – por material particulado de finos de carvão, óxidos de nitrogênio (NO_x), óxidos de enxofre (SO_x) –, exigindo a inutilização de grandes áreas e a tomada das devidas precauções para evitar a combustão espontânea das pilhas de refugo.

A exploração e a produção de petróleo e gás natural – em terra como *off-shore* – causam diversos impactos ambientais. Falhas de equipamento e acidentes, como incêndios, explosões e vazamentos de óleo, podem acarretar prejuízos aos trabalhadores dessa indústria e ao meio ambiente. Apesar das medidas de segurança, alguns vazamentos

de grande porte têm ocorrido, causados principalmente por explosões ou intempéries (tempestades, furacões, etc.). Entre 1953 e 1972, registraram-se 43 acidentes deste tipo na exploração da plataforma continental dos Estados Unidos, com derrame de óleo estimado entre 300 mil e 1 milhão de barris, matando 56 e ferindo 108 trabalhadores [Unep (1981)]. Mesmo com o cuidadoso tratamento dos efluentes e o controle severo de vazamentos, as operações *off-shore* e em terminais resultam em pequenos vazamentos cujos efeitos a longo prazo sobre ecossistemas de manguezais e estuários ainda têm de ser melhor estudados.

O comércio internacional de petróleo baseia-se essencialmente no transporte marítimo, que vem se expandindo bastante pelo aumento tanto da frota de petroleiros como do tamanho destes: de 3.500 navios com 37 milhões de toneladas em 1954 para 7.000 navios, totalizando 340 milhões de toneladas em 1978 [Unep (1981)]. Isto significa que tanto a probabilidade como as conseqüências de um acidente também aumentaram enormemente. A experiência dos grandes acidentes verificados recentemente, na Bretanha e no Alasca, mostrou a importância dos danos causados ao meio ambiente, prejudicando a vida marinha, a pesca e o turismo. Além disso, os pequenos vazamentos decorrentes das operações normais de transporte são responsáveis por 35% do total de descargas de óleo nos oceanos, com impactos ambientais negativos em vários pontos de zonas costeiras. Também não podem ser esquecidos os riscos de vazamento, explosão e incêndio em oleodutos, gasodutos e depósitos de gás e produtos petrolíferos, como vêm demonstrando as ocorrências recentes de catástrofes deste tipo (Vila Socó, no Brasil; Montes Urais, na União Soviética).

As refinarias de petróleo são grandes instalações industriais que, geralmente próximas a zonas urbanas, poluem o ar, usam grande quantidade de água, gerando efluentes líquidos, e representam um problema de segurança por causa dos riscos de explosão e incêndio. Os impactos ambientais mais importantes são as emissões na atmosfera de SO_x de compostos orgânicos, de NO_x , de monóxido de carbono e de particulados. Os efluentes líquidos contêm óleo, graxa, fenóis, amônia e sólidos dissolvidos ou em suspensão, podendo ser consideravelmente reduzidos por técnicas adequadas de tratamento. Pouco se sabe, no entanto, sobre os efeitos da contaminação no meio aquático por resíduos de refinarias, apesar de sua comprovada toxicidade. Enfim, odores desagradáveis podem se desprender das refinarias, dependendo seus prejuízos da direção dominante dos ventos e da densidade populacional em sua vizinhança.

A produção de óleo a partir de xistos betuminosos, ainda incipiente por sua limitada economicidade, poderá acarretar impactos ambientais consideráveis no caso de seu emprego em larga escala. Seus efeitos são análogos aos de qualquer atividade de mineração subterrânea ou a céu aberto, com danos ambientais significativamente maiores, já que se produz uma maior quantidade de rejeitos. Além do material estéril, no processo de retortagem do xisto para a produção de óleo, o rejeito au-

menta de volume, acarretando a necessidade de maiores superfícies para disposição. Pode ocorrer a lixiviação dos poluentes contidos no xisto retornado e na água de retortagem, contaminando os recursos hídricos da superfície e subterrâneos.

A queima dos combustíveis fósseis (carvão, derivados de petróleo e gás natural) origina uma série de poluentes atmosféricos, sendo os mais importantes: material particulado, monóxido de carbono (CO), óxidos de enxofre (SO_x), óxidos de nitrogênio (NO_x), compostos orgânicos, traços de metais e radionuclídeos, além do dióxido de carbono (CO₂) que, apesar de não ser um poluente típico, vem ocasionando o efeito estufa a que se fez referência nas primeiras páginas deste artigo. A magnitude das emissões varia de acordo com o tipo de combustível usado, sua composição e as medidas tomadas para reduzi-las. O gás natural é o combustível mais limpo, com grande vantagem sobre o petróleo e sobre o carvão, que poluem respectivamente mais. Mas todos contribuem para o agravamento de três problemas interligados de poluição atmosférica, justamente os mais significativos em termos de riscos ambientais globais: a contaminação do ar em zonas industriais e urbanas, a acidificação do meio ambiente e o aquecimento global da atmosfera.

O teor de enxofre presente no combustível é uma variável determinante no agravamento da poluição urbano-industrial e na formação das chuvas ácidas. O SO₂ resultante da combustão é oxidado na presença de luz solar, formando SO₃ que é convertido em ácido sulfúrico ao contato com o vapor d'água na atmosfera. As atividades humanas contribuem com cerca de 40% do balanço global de enxofre da atmosfera, sendo 75 a 85% dessa contribuição provenientes da queima de combustíveis fósseis. Os efeitos da chuva ácida sobre a saúde humana e seus custos sociais, econômicos e ambientais ainda precisam ser melhor estudados, em particular a interação do SO₂ com outros poluentes (óxidos de nitrogênio, hidrocarbonetos voláteis), formando ácidos sulfúrico e nítrico, sais amoniacais e ozônio. A ocorrência de danos à vegetação, ao solo e às águas e de corrosão de edifícios, de estruturas metálicas e de veículos pela acidificação do meio ambiente já foi comprovada, entretanto, pela experiência histórica recente: milhares de lagos da Europa (sobretudo no sul da Escandinávia) e várias centenas na América do Norte registram um aumento constante dos níveis de acidez, a ponto de suas populações naturais de peixes diminuírem ou desaparecerem; danos às raízes e às folhas das árvores foram observados na Suécia e na Alemanha; a penetração de ácidos no solo e nos lençóis d'água subterrâneos está aumentando a corrosão dos encanamentos de água potável na Escandinávia, etc.

A poluição do ar já atingiu níveis alarmantes nas cidades de vários países industrializados e recém-industrializados, bem como da maioria dos países do Terceiro Mundo. Diante da ameaça que isto representa para o meio ambiente e a saúde humana, causando problemas respiratórios cada vez mais graves, alguns potencialmente fatais, medidas de

controle podem e devem ser tomadas, como já aconteceu em alguns países: estabelecimento de padrões de qualidade de ar; proibição da queima de carvão e óleo combustível com alto teor de enxofre nas zonas urbanas; maior rigor dos níveis aceitáveis de emissão de poluentes na atmosfera; adoção de tecnologias de controle das descargas poluidoras, entre outras. É preciso atentar para o fato de que certas medidas simplesmente transferem a poluição para fora das cidades e até para além das fronteiras nacionais, contribuindo para tornar o problema mais complexo, com sua internacionalização, ao invés de solucioná-lo: é o caso da adoção de chaminés industriais mais altas, que melhoraram bastante a qualidade do ar nas zonas industriais de algumas cidades, mas contribuíram para a precipitação de chuva ácida em ambientes distantes.

A dimensão internacional é certamente um dos maiores complicadores do risco ambiental representado pelo efeito estufa. A queima de combustíveis fósseis e, em menor grau, a perda de cobertura vegetal, sobretudo de florestas tropicais, causou um aumento da concentração de CO₂ na atmosfera de 280 ppm (parte por milhão, em volume), antes da Revolução Industrial, para 340 ppm em 1980. Estima-se que, tendo continuidade as tendências atuais, já na década de 2030 venha-se a atingir a marca de 560 ppm, o dobro do nível correspondente à era pré-industrial. Outros gases também contribuem bastante para esse “efeito estufa”, assim chamado por deixar passar a radiação solar incidente, mas impedir a reflexão de calor para a atmosfera, esquentando o globo terrestre e alterando o clima. Modelos de simulação indicam que, para uma duplicação do nível de CO₂, haveria uma elevação das temperaturas médias da superfície terrestre de 1,5 a 4,5 graus centígrados, sendo o aquecimento mais pronunciado durante o inverno nas latitudes mais altas do que no Equador. Isto poderia causar um derretimento parcial das calotas de gelo polares, fazendo o nível dos oceanos subir de 25 a 140 centímetros, o que afetará as cidades costeiras e as áreas agrícolas mais baixas. Além disso, essas alterações climáticas mudariam os regimes pluviais, e muitos países poderiam sofrer graves desequilíbrios em suas estruturas econômicas, sociais e políticas.

No atual estágio do conhecimento, o grau de incerteza sobre os impactos ambientais globais do efeito estufa ainda é bem elevado. Há o risco, porém, de que as certezas sobre o fenômeno só cheguem quando for tarde demais para controlá-lo. Por outro lado, nenhum país dispõe sozinho dos meios para combater alterações climáticas globais. É necessário um acordo internacional para promover o acompanhamento e o estudo do efeito estufa e estabelecer uma política comum para reduzir a emissão dos gases que o provocam. Enquanto isso, é urgente promover a conservação de energia através de um aumento do rendimento energético global que permita o atendimento das necessidades econômicas e sociais com um menor consumo de energia. Complementarmente, a substituição do uso dos combustíveis fósseis por fontes energéticas re-

nováveis também pode contribuir para a redução do efeito estufa, e o próprio gás natural produz menos CO₂ por unidade de energia produzida que o petróleo e o carvão.

1.2.2 – Energia Nuclear

Em 1986, a energia nuclear forneceu cerca de 15% de toda a eletricidade gerada no mundo, o que corresponde a 2% da oferta global de energia primária. Nesse ano havia 366 reatores nucleares em funcionamento e outros 140 em planejamento em aproximadamente um quarto dos países do mundo, sendo que 10 governos detinham cerca de 90% da capacidade instalada [Chevalier *et alii* (1986)]. Em sua grande maioria (85 a 90% da capacidade de geração), os reatores em operação e planejados são do tipo LWR (*light water reactors*), que usam urânio enriquecido e são refrigerados a água “leve”, operando a partir do seguinte ciclo de combustível nuclear: mineração do urânio; fabricação do *yellow cake*, que é um concentrado de óxidos de urânio contendo entre 60 e 90% de U₃O₈; purificação e conversão para hexafluoreto de urânio, composto volátil que é a matéria-prima das usinas de enriquecimento do urânio, passando o teor de urânio 235 de 0,7% (urânio natural) para o nível de 2 a 4% exigidos pelos reatores LWR; fabricação dos elementos combustíveis do reator (conversão em dióxido de urânio, peletização e sinterização, carregamento em tubos de zircaloy ou aço inoxidável); reprocessamento do combustível irradiado no reator, para recuperação de urânio e obtenção de plutônio (esta fase é opcional); disposição final dos rejeitos de baixa e alta radioatividade; eventual desmantelamento das instalações nucleares desativadas.

A mineração de urânio, além dos impactos ambientais inerentes à atividade de mineração (análogos aos descritos para as minas de carvão), expõe os trabalhadores à radiação nuclear: de um total de 2 a 3 “mortes ocupacionais” por Twh produzido, 0,25 a 0,9 são de responsabilidade da exposição à radiação que causa câncer de pulmão [Unep (1981)]. Na concentração do urânio, as substâncias tóxicas dissolvidas em seus efluentes líquidos têm um potencial de percolação para as águas subterrâneas, porém os níveis de radiação envolvidos são bem menores que na mineração. A conversão para hexafluoreto e o enriquecimento do urânio, bem como a fabricação dos elementos combustíveis, não causam impactos ambientais significativos. A eficiência térmica dos atuais reatores LWR situa-se em torno de 33%, o que significa que cerca de 2/3 do calor produzido no núcleo do reator têm de ser irradiada

dos para o ambiente próximo à usina: isto pode causar efeitos danosos a ecossistemas aquáticos e alterações no microclima local. A operação normal de uma usina nuclear submete seus trabalhadores a uma pequena dose de radiação e a população em torno a doses ainda menores. Apesar de não se haver ainda determinado nenhuma correlação entre pequenas doses de radiação e saúde ou mortalidade da população, é necessário saber muito mais do que hoje se conhece sobre os efeitos de longo prazo da radiação.

O reprocessamento do combustível nuclear gera efluentes líquidos com importantes radionuclídeos, como o cézio 134 e 137, o estrôncio 90 e o trítio, além de emissões gasosas de elementos radioativos, como carbono 14, criptônio 85 e trítio. De um modo geral, resíduos radioativos são gerados em praticamente todas as áreas da indústria nuclear, com diversos níveis de radioatividade. A maior quantidade de resíduos ocorre no início do ciclo do combustível, nas etapas de mineração e concentração, enquanto os rejeitos de mais alta radioatividade são produzidos no final do ciclo pela operação dos reatores e pelo reprocessamento (no caso da sua adoção para reciclagem do combustível). Os resíduos classificados como de nível baixo e intermediário de radioatividade são em geral enterrados ou lançados em águas profundas do oceano, acondicionados em tambores especialmente concebidos para esta finalidade. Os rejeitos de alta radioatividade teriam de ser solidificados e mantidos isolados por um longo período (várias gerações futuras), em depósitos convenientes como formações geológicas profundas, minas de sal ou o leito dos oceanos, porém, na verdade nenhuma solução efetivamente satisfatória para esse problema é conhecida hoje.

As preocupações da opinião pública com o desenvolvimento do uso da energia nuclear têm se concentrado nos seguintes pontos:

- a) os efeitos somáticos e genéticos sobre o homem da radiação associada ao ciclo do combustível nuclear;
- b) a segurança das instalações nucleares;
- c) os impactos da disposição dos resíduos radioativos sobre o meio ambiente;
- d) a produção de plutônio, no caso do reprocessamento do combustível, e a possibilidade de sua utilização para fins militares ou em ações terroristas;
- e) aspectos sociais, econômicos e políticos.

De um modo geral, pode-se dizer que a importância dos riscos potenciais prevalece amplamente sobre os impactos ambientais da produção e uso da energia nuclear em condições normais: por exemplo, quanto ao cézio 137, a usina de reprocessamento de Haia lança ao mar

em média mil curies por ano, ao passo que o acidente de Tchernobyl verteu sobre a terra cerca de 1.200 mil curies [Beaud *et alii* (1988)]. Além disso, apesar da probabilidade de acidentes ser considerada baixa, as conseqüências podem ser funestas, e a multiplicação das instalações, das necessidades de transporte de materiais radioativos, o envelhecimento das primeiras gerações de centrais (cujos níveis de segurança eram muito menores, como bem demonstra o recente encarecimento da energia nuclear devido a alterações de projeto para elevar a segurança dos reatores), o inevitável relaxamento, com o tempo, na segurança do fator humano, entre outros elementos, apontam para uma probabilidade real crescente de acidentes de grandes proporções (como os casos de Three Mile Island e Tchernobyl já comprovam).

Ao lado desses fatores objetivos de risco, a percepção social do risco é afetada também pela desconfiança que inspira a origem da energia nuclear estar associada a aplicações militares, pelo fato de a radiação não ser perceptível por nossos sentidos, pela falta de conhecimento e informação a seu respeito, pela proximidade entre as centrais nucleares e zonas densamente povoadas e pelo temor de atos de sabotagem.

1.2.3 – Hidreletricidade

A geração de energia hidrelétrica acarreta impactos significativos sobre o meio ambiente, particularmente no caso de centrais com grandes barragens. Os impactos ambientais se manifestam tanto na área do lago artificial, como no rio a jusante da represa, e, em ambos os casos, atingem os meios físico, biótico, social e econômico: trata-se na verdade de uma transformação radical que se opera no ecossistema, substituindo-o por outro, artificialmente construído.

A retenção no reservatório dos sedimentos carregados pelo rio pode acelerar a erosão e reduzir a capacidade de armazenamento de água da represa, além de prejudicar a agricultura e a pesca em todo o percurso do rio a jusante da represa. O equilíbrio dos recursos hídricos e todo o ciclo hidrológico podem ser afetados pela construção da barragem, particularmente em regiões áridas ou semi-áridas, com possível redução da vazão média do rio devida a perdas no reservatório. O enchimento do lago acarreta novos esforços na crosta terrestre, gerando movimentos sísmicos que podem causar terremotos suficientemente fortes (grau 6 na escala Richter) para causar perdas humanas e até provocar a catástrofe de rompimento da barragem. Um último impacto sobre o meio

físico ainda muito pouco conhecido é a influência da construção dos reservatórios sobre o microclima local.

A qualidade da água é alterada pelas barragens, com variações sazonais de temperatura e sólidos dissolvidos e em suspensão, causando a estratificação por densidade e afetando suas propriedades físicas, químicas e biológicas. A formação de gás sulfídrico (H_2S) em águas estagnadas, com a possível eutrofização do lago, exala odor desagradável e elimina os peixes. O enchimento do reservatório provoca a transformação de um ecossistema terrestre/fluvial em lacustre, causando mudanças na flora e na fauna ao longo das diversas fases de estabilização da represa. Pode haver perdas de patrimônio genético, inclusive desconhecido, devido à desaparecimento de espécies em ecossistemas de maior diversidade biológica. No estágio de estabilização, ocorre uma grande proliferação de aguapés no reservatório, que pode causar diversos inconvenientes, inclusive a própria paralisação de turbinas. Também podem ocorrer incidência generalizada de esquistossomose na represa e proliferação de mosquitos, conhecendo-se casos de epidemias de malária após a construção de barragens.

Do ponto de vista econômico, é necessário contabilizar os custos eventuais da perda da produção agrícola, efetiva ou potencial, no trecho do rio a jusante e na área inundada pelo reservatório, assim como o valor da madeira que não se pôde extrair da floresta submergida, bem como o das jazidas minerais eventualmente ali existentes.

Os impactos sociais das barragens começam desde a fase de construção, com o grande afluxo da mão-de-obra atraída pelo empreendimento sobrecarregando a normalmente já insuficiente infra-estrutura preexistente em termos de assentamentos humanos. O principal problema nesse campo, porém, é certamente a necessidade de realocação das famílias que habitam a área a ser inundada pelo reservatório. Na verdade, a população afetada direta e indiretamente em suas condições de vida pela construção da barragem é bem maior, abrangendo também a população ribeirinha, por exemplo. A experiência de compensação das populações locais atingidas tem se mostrado altamente insatisfatória nos países do Terceiro Mundo: planejamento inadequado, orçamento insuficiente, execução apenas parcial dos planos e adoção de tecnologias inapropriadas refletem, em muitos casos, uma mentalidade ou uma vontade política que faz beneficiária destes projetos apenas uma elite urbana que se apropria da eletricidade assim produzida. No entanto, as barragens representam um grande potencial de contribuição para o desenvolvimento social e econômico da região, através de seu aproveitamento para irrigação, agricultura, pesca, turismo e a instalação de pequenas indústrias, além do fornecimento de energia elétrica [La Rovere (1988)].

Do ponto de vista cultural, os reservatórios freqüentemente acarretam perdas, como a submersão de sítios arqueológicos ou de interesse paisagístico (como as Sete Quedas, por exemplo), ou ainda de áreas de reservas indígenas.

Enfim, convém lembrar a existência de riscos associados às centrais hidrelétricas com barragens, apesar destes ficarem em segundo plano diante dos impactos ambientais, ao contrário do que se observa no caso da energia nuclear. Os acidentes com barragens podem ser, fundamentalmente, de dois tipos [Rosa e Shaeffer (1988)]: rompimento de barragem devido a terremotos, falhas construtivas, cheias fantásticas de rio ou má operação do reservatório; abertura das comportas com água passando pelos vertedouros, ocorrendo o agravamento da onda de cheia a jusante da barragem, devido a restrições operativas em vários níveis.

Das aproximadamente 15 mil barragens existentes em todo o mundo (excluindo-se a China), 1,5 barragem/ano tem se rompido em média, incidência que permite uma estimativa de ordem de 0,01% de rompimento de barragens por ano. Apesar dos riscos associados a hidrelétricas serem probabilisticamente reduzidos, assim como os das centrais nucleares, sua percepção social é bem distinta, por força de diversos fatores, tais como:

a) as conseqüências de acidentes com hidrelétricas são geralmente bem menores que com centrais nucleares, além de seus efeitos se registrarem imediatamente após sua ocorrência, sem uma permanência duradoura como no caso nuclear;

b) a maior parte dos beneficiários das obras mora em áreas geograficamente distantes, onde o risco é praticamente nulo;

c) é fácil entender o princípio de funcionamento de uma hidrelétrica, podendo-se mais facilmente admitir que os técnicos responsáveis pela mesma sabem o que estão fazendo;

d) o pequeno risco de uma barragem é aceito pelo público, pois está calcado em uma experiência histórica, que ainda não existe para as centrais nucleares.

Finalmente, deve-se mencionar os impactos ambientais das linhas de transmissão de eletricidade, necessárias ao uso da energia elétrica produzida também de outras fontes primárias (combustíveis fósseis, energia nuclear), mas particularmente longas no caso das hidrelétricas, que normalmente estão situadas bem mais distantes dos mercados a serem atendidos. Os principais efeitos a serem considerados incluem: aspectos estéticos negativos; requerimento de extensas faixas de terra; interferência em sistemas de comunicação; formação de ozônio por

efeito corona ou descarga elétrica: perigo de acidentes para o tráfego aéreo; influência do campo elétrico sobre o comportamento dos seres vivos.

1.2.4 – Fontes Novas e Renováveis de Energia

Biomassa

A biomassa obtida de diversas formas (florestas nativas e plantadas, culturas energéticas, plantas aquáticas e resíduos orgânicos – domésticos, industriais e agropecuários) pode ser transformada em energia pelas vias termoquímica ou bioquímica. Os processos termoquímicos são a combustão, a pirólise, a gaseificação e a liquefação. A conversão bioquímica inclui a digestão anaeróbica e a fermentação alcoólica.

Atualmente, a combustão direta da lenha, de resíduos agrícolas e de estercos ainda fornece energia para cocção e aquecimento à maioria da população rural e da periferia das cidades do Terceiro Mundo, onde a lenha para fins energéticos representa 80% do consumo total (47% na média mundial). A coleta indiscriminada de lenha vem causando a erosão e a degradação do solo, contribuindo para o avanço do processo de desertificação. Estima-se em 16 milhões de hectares por ano a taxa de destruição de áreas de florestas no Terceiro Mundo. Técnicas adequadas de manejo florestal e programas de reflorestamento com as devidas precauções ambientais são os principais pré-requisitos para assegurar um suprimento renovável de lenha.

A conversão pirolítica (aquecimento na ausência de oxigênio) da lenha em carvão vegetal é conhecida há séculos. No entanto, seu emprego se dá através da construção, no local de exploração da lenha, de fornos primitivos de barro, com baixo rendimento. Como o carvão vegetal, de mais fácil manuseio e maior conteúdo energético, ao contrário da lenha, pode ser transportado economicamente a grandes distâncias para abastecer populações urbanas do Terceiro Mundo e mesmo, no caso brasileiro, uma importante indústria siderúrgica, sua utilização vem contribuindo grandemente para a devastação florestal nesses países. Entretanto, o desenvolvimento de fornos aperfeiçoados, de maior rendimento e capazes de permitir a recuperação do alcatrão, bem como de retortas contínuas que chegam ao aproveitamento dos subprodutos da destilação de madeira (metanol, ácido acético), poderá contribuir para atenuar os impactos ambientais negativos do uso de carvão vegetal. Por

outro lado, a fabricação de carvão vegetal a partir de resíduos de serrarias, por exemplo, pode evitar despejos altamente poluentes em cursos d'água, favorecendo a qualidade ambiental.

A biodigestão anaeróbica propicia em primeiro lugar um tratamento conveniente de resíduos poluentes como esgoto, vinhoto de destilarias de álcool e açúcar e diversos efluentes industriais, fornecendo ainda o biogás como subproduto. Além disso, esta tecnologia também permite eliminar os germes patogênicos do esterco através do uso de biodigestores rurais que ainda produzem um biofertilizante bem mais eficaz que o esterco *in natura* e biogás para cocção, iluminação e geração de energia elétrica. Assim, os impactos ambientais da biodigestão são eminentemente positivos. Algumas precauções devem, no entanto, ser tomadas quando se produz biogás em grande escala, o que requer: uma área importante para coleta, armazenamento e manuseio do resíduo orgânico; medidas de segurança na produção, estocagem e distribuição do biogás; etc.

Pode-se produzir álcool a partir da fermentação de cana-de-açúcar, mandioca, milho, sorgo sacarino, entre outras matérias-primas. A maior produtividade energética por hectare é fornecida pela cana-de-açúcar, adotada no Brasil como base do maior programa de produção de álcool a nível mundial, o Proálcool. Os 12 bilhões de litros anuais hoje produzidos no país movimentam 4 milhões de carros a álcool, além de participar com 20% na mistura álcool/gasolina que abastece os demais 8 milhões de automóveis. A viabilidade econômica do programa, entretanto, foi colocada em questão a partir da queda dos preços do petróleo no mercado internacional registrada em 1986: nos últimos anos a capacidade de produção das destilarias de álcool de cana não foi mais ampliada.

Apesar de seu sucesso tecnológico, o Proálcool também apresenta importantes custos sociais e ecológicos [La Rovere (1988), Margulis (1982), Magrini *et alii* (1987)]. Os incentivos dados à expansão da cultura da cana-de-açúcar – não estendidos às culturas alimentares para abastecimento do mercado interno – chegaram, ao longo da implementação do Proálcool, a causar, em algumas regiões, a substituição dos cultivos alimentícios pela cana-de-açúcar. Sua produção, à base de monocultura com a prática da queimada para facilitar o corte, exige muito do solo, além de um elevado uso de insumos: fertilizantes, água, pesticidas. A transformação da cana em álcool nas destilarias gera efluentes líquidos altamente poluentes como as águas de lavagem e principalmente o vinhoto, emitido em grande quantidade (10 a 17 litros para cada litro de álcool). O tratamento do vinhoto em lagoas de decantação deu margem a diversos acidentes de rompimento ou transborde das represas, e o conseqüente despejo do vinhoto em rios causa mortandade

de peixes em decorrência da demanda de oxigênio dessa enorme carga orgânica. Em algumas regiões, pode-se retornar o vinhoto ao solo da lavoura, e mais recentemente foi lançado, já a nível comercial, um processo de biodigestão anaeróbica para tratamento do vinhoto e produção de biogás.

A adição de álcool à gasolina teve um impacto ambiental positivo, permitindo a substituição do chumbo tetraetila anteriormente usado como antidetonante. Os motores a álcool puro emitem menos SO_x , NO_x , hidrocarbonetos e particulados que os carros a gasolina (mesmo nível de Co, aproximadamente), mas, em compensação, lançam aldeídos na atmosfera, cujos efeitos sobre a saúde humana ainda precisam ser melhor estudados.

Energia Solar

Atualmente, o uso mais difundido da energia solar é o aquecimento de água para fins domésticos, industriais e do setor de serviços. A secagem solar de produtos agrícolas, o aquecimento/climatização ambiental, o bombeamento d'água, a produção direta de eletricidade em células fotovoltaicas, a refrigeração solar, a destilação e a dessalinização de água são outras aplicações da energia solar que vêm despertando um interesse crescente em muitos países. De modo geral, os impactos ambientais do aproveitamento da energia solar são positivos, graças à conservação de recursos energéticos não-renováveis e à redução dos poluentes emitidos em sua queima. O uso de energia solar em países do Terceiro Mundo pode propiciar uma substancial melhoria de qualidade de vida da população, especialmente no meio rural. Embora os requerimentos de espaço (superfície de captação) sejam comparáveis aos de centrais termelétricas convencionais, em sua maior parte essa terra pode ser usada para outros fins.

Geotermia

O aproveitamento da geotermia que aflora à superfície terrestre sob a forma de vapor se dá através da geração de energia elétrica em pequena escala, no próprio sítio da jazida. Como a energia geotérmica tem de ser utilizada ou convertida na imediata vizinhança de seu afloramento para evitar uma perda excessiva de calor, todo ciclo do combustível, da extração até a transmissão para o consumidor final, está concentrado no mesmo local. Isto propicia diversas vantagens em ter-

mos de menor requerimento e uso de terras e de controle de efluentes. Além disso, centrais elétricas geotérmicas em geral não necessitam de um suprimento externo de água de refrigeração, graças à reciclagem do vapor condensado.

Por outro lado, o aproveitamento de energia geotérmica acarreta alguns impactos ambientais negativos, que dependem das características específicas do local e do recurso disponível. A subsidência do terreno, resultante da retirada dos fluidos geotérmicos de seu reservatório natural, pode ser evitada por sua reinjeção em poços profundos após sua utilização para geração de eletricidade. A principal emissão atmosférica no aproveitamento da geotermia é o H_2S , de odor desagradável, mas aparentemente sem efeitos perniciosos sobre a saúde da população circundante. Os efluentes líquidos de plantas geotérmicas contêm diversos elementos químicos em diferentes concentrações, dependendo das características geoquímicas do reservatório. Diversos métodos podem ser utilizados para a disposição desses efluentes, de acordo com as condições hidrológicas locais, a qualidade do efluente, o consumo de água, a viabilidade econômica da recuperação de sais e a legislação ambiental em vigor: despejo direto em corpos d'água, evaporação, dessalinização e reutilização de água, reinjeção no reservatório.

Energia Eólica

A curto e médio prazo, o desenvolvimento das aplicações de energia eólica deverá se orientar no sentido de expandir o uso de máquinas eólicas de 5 a 100 kw de potência para bombeamento d'água e fornecimento de eletricidade no meio rural. Os impactos ambientais do uso de energia eólica envolvem apenas o risco de acidentes, o nível de ruído, o efeito estético, a interferência nas telecomunicações e a possibilidade de alterações microclimáticas.

1.3 – Conclusão

O panorama geral apresentado mostra a importância dos impactos ambientais da produção e uso da energia, à exceção da produção em pequena escala de fontes energéticas renováveis como a energia solar e eólica e o biogás. Também salta aos olhos a necessidade de participação do público na avaliação dos riscos e da repartição de custo/benefício.

cios sociais e ecológicos nos grandes projetos de produção e uso de energia. Neste sentido, cumpre considerar, desde as fases iniciais de estudo das diversas alternativas de projetos energéticos, a análise de sua dimensão ambiental. Muito ainda há por fazer, porém, no desenvolvimento de metodologias adequadas e no estabelecimento de procedimentos político-institucionais que permitam alcançar esse objetivo, além da indispensável vontade política de atingi-los.

Enfim, o desafio representado pelos riscos ambientais globais realça a interpenetração do planejamento energético com o ambiental, exigindo a revisão de suas condições de contorno e o estabelecimento de novos mecanismos, mais ágeis e eficazes, de cooperação internacional para o equacionamento dos conflitos de interesse e a indispensável ação conjunta no seu enfrentamento. Emerge reforçada a necessidade da busca de estilos de desenvolvimento menos intensivos em energia através da promoção de amplas políticas de conservação de energia, pois certamente a energia mais "limpa" é aquela que se evita consumir, graças a uma racionalização do seu emprego.

Bibliografia

- BEAUD, M., *et alii*. *Jornadas de Vézelay sobre os principais riscos tecnológicos*. 1988.
- BOLEA, M. Teresa Estevan. *Evaluación del impacto ambiental*. Madrid, Fundación MAPFRE, 1984.
- BRASIL. Ministério das Minas e Energia. *Balanço de energia útil*. Brasília, 1984.
- CHEVALIER, J.M., BARBET, P., e BENZONI, L. *Économie de l'énergie*. Paris, Dalloz, 1986.
- COMISSÃO MUNDIAL SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO. *Nosso futuro comum*. Relatório. Rio de Janeiro, Fundação Getúlio Vargas, 1988.
- HOLDGATE, M. W. *A perspective of environmental pollution*. Cambridge, U.K., Cambridge University Press, 1979.
- LAGADEC, Patrick. *La civilisation du risque: catastrophes technologiques et responsabilité sociale*. Paris, Seuil, 1981.
- LA ROVERE, E. L. Les impacts sociaux et écologiques du Plan Alcool Brésilien. *In: Économie et humanisme*. Paris, n. 260, 1981.

- A produção de energia elétrica e a questão do meio ambiente. *In: Anais do 1º Ciclo de Debates sobre a Amazônia no ano 2000 – Perspectivas de Desenvolvimento*. Brasília, Eletronorte, 1988.
- MAGRINI, A., NASSI, C. D., e BARCELLOS, P. *Impactos ambientais do Proálcool: 1975-1985*. Rio de Janeiro, Coppe/UFRJ, 1987.
- MARGULIS, Sergio. *Vinhoto: poluição hídrica, perspectivas de aproveitamento e interação com o modelo matemático de biomassa*. Rio de Janeiro, INPES/IPEA, 1982 (Texto para Discussão de Energia, 10).
- ODUM, E. P. *Ecologia*. Rio de Janeiro, Ed. Guanabara, 1988.
- PUISEUX, Louis. *La babel nucléaire*. Paris, Galilée, 1977.
- ROSA, L. Pinguelli, e SHAEFFER, R. Impactos ambientais e conflitos sociais: um paralelo entre usinas hidrelétricas e nucleares. *In: Impactos de grandes projetos hidrelétricos e nucleares*. São Paulo, Marco Zero, 1988.
- SEVÁ, A. O. *Risco tecnológico e natureza alterada*. Campinas, 1989.
- UNEP – United Nations Environment Programme. *Environmental impacts of production and use of energy*. New York, Tycooly Press, 1981.
- *The comparative assessment of the environmental impacts of energy sources*. Nairobi, 1985.

*João Baptista Galvão Filho**

A Terra é coberta por uma camada de ar de aproximadamente 800 quilômetros de espessura. A força da gravidade atrai cerca de seis quatrilhões de toneladas de ar para a Terra. Aproximadamente metade deste ar se concentra nos primeiros seis quilômetros do espaço terrestre e mais de 99% de todo o ar se localiza numa faixa de 40 quilômetros. Como se pode perceber, os restantes 760 quilômetros são formados por uma atmosfera extremamente rarefeita.

O ar é invisível, sem odor e sem gosto. É uma mistura de nitrogênio (78,1%), oxigênio (20,9%), variando as quantidades de vapor d'água, uma pequena quantidade de dióxido de carbono (0,03%) e outros gases residuais. Na primeira camada deste grande cobertor de ar vive o homem. O ser humano é dependente desse ar e cada indivíduo respira cerca de 22 mil vezes por dia. Se esse cobertor de ar fosse removido, o homem não sobreviveria mais do que cinco minutos.

Entretanto, o homem tem usado este recurso precioso para descartar grande parte dos resíduos poluidores de suas atividades. Se esses contaminantes têm efeitos adversos, tais como deterioração da saúde humana, redução da visibilidade, danos às plantas e materiais, eles são denominados poluentes. A poluição do ar é definida como a presença de um ou mais contaminantes na natureza, em quantidades que podem

* Engenheiro químico (FEI), Sanitarista (USP), Mestre em Ciências de Engenharia Ambiental (Universidade de Cincinnati, EUA), diretor da ECP – Engenharia de Controle da Poluição Ltda.

causar dano ao homem, animais, plantas ou propriedades, ou interferir negativamente no bem-estar das pessoas, na vida das plantas e animais, no meio físico ou na propriedade. Outra definição conceitual é: poluição do ar é a presença ou lançamento no ar de matéria e energia que podem vir a danificar os usos desse recurso natural, previamente definidos pela comunidade que dele se vale. Quando o homem polui sua atmosfera, ele pode causar um dano maior a outros ambientes que não aquele imediato. Alguns poluentes podem percorrer centenas de quilômetros a partir de sua emissão original e interagir com outros poluentes nesse caminho. A atmosfera não é capaz de efetuar uma dispersão imediata dos poluentes nas proximidades de seu lançamento. Somente depois de decorrido algum tempo, e em função das condições meteorológicas, é que estarão estes mais ou menos distribuídos uniformemente na atmosfera.

2.1 – A Meteorologia e sua Relação com a Poluição do Ar

No começo da história do homem, a natureza podia tomar conta das suas próprias poluições naturais, tal como a erupção de um vulcão ou a queima de uma floresta. Havia ventos suficientes, chuvas e correntes de ar para dispersar estes poluentes. Entretanto, como o homem aumentou o volume dos seus poluentes, esta autodepuração natural do ar não se pôde manter, e a poluição aumentou, atingindo os níveis atuais.

Vários fatores devem ser levados em conta na determinação do atual estágio do problema da poluição do ar: tipos e quantidades de poluentes produzidos pelas atividades comunitárias; topografia; condições do tempo, como velocidade e direção do vento, luz solar, precipitação, nuvens, neblina, umidade relativa, temperatura, aumento ou diminuição da temperatura do ar com o aumento da altitude, bem como o nível de poluição existente nas massas de ar que chegam ao local de estudo. Num mesmo local, o ar pode parecer um dia poluído e outro dia limpo, embora esteja ocorrendo emissão da mesma quantidade de poluentes. Condições de ventos ou precipitação de chuva podem ajudar a dispersão dos poluentes. Entretanto, ventos fracos ou poluições estáveis podem permitir, mesmo com quantidades pequenas de poluentes, o seu acúmulo na atmosfera.

Tempo regular (sistema de alta pressão) e tempestades (sistema de baixa pressão) usualmente movem-se num padrão de comportamento de oeste para leste, com velocidade de cerca de 30 a 45 quilômetros por

hora. A essas velocidades, a maior parte dos poluentes do ar serão diluídos e levados para longe. Entretanto, quando o sistema de alta pressão torna-se estacionário, há muito pouco vento para afastar os poluentes.

Os poluentes aumentam quando ocorre uma inversão térmica. Normalmente, a temperatura do ar decresce com o aumento da altitude. Entretanto, durante uma inversão térmica, a temperatura do ar aumenta com a altitude. Os poluentes emitidos em condições normais são mais quentes e menos densos que o ar a sua volta. Como resultado, eles sobem e são dispersados. Em uma situação de inversão, os poluentes sobem somente até o ponto em que encontrem um ar mais quente do que eles. Quando essa camada de ar quente está a baixa altitude, os poluentes se concentram próximo do nível do solo, porque não podem penetrar na camada de ar quente.

Existe um tipo de inversão térmica facilmente reconhecível, chamada inversão noturna, que pode ser vista nas manhãs claras e calmas. Este tipo de inversão é formada durante a noite quando o solo perde calor mais rapidamente do que o ar. O solo torna-se mais frio que o ar acima dele e o resfria. Nas manhãs em que essa inversão ocorre, é comum a existência de orvalho, geadas ou neblina. Nesses dias, se observarmos a fumaça que sai de uma chaminé ou do escapamento de um carro, verificaremos que ela demora a se dispersar. Esta situação usualmente desaparece pelo meio da manhã, em geral depois das 10 horas, quando o Sol aquece a Terra e o calor destrói essa inversão.

A topografia pode ter uma influência importante no vento e na dispersão ou acumulação dos poluentes. Consideremos uma cidade em um vale. O ar frio que é formado nas partes altas, à noite, flui para o fundo do vale pela manhã. Como resultado, o ar próximo do chão estará mais frio que o ar cima dele. Nestas casos, temos a inversão térmica. Existem alguns formatos de topografia que podem ter um efeito variável na poluição do ar. O topo das montanhas geralmente tem melhores condições de vento, e nos locais próximos do mar geralmente formam-se brisas marinhas. Os ventos fortes nos topos das montanhas produzem condições que dispersam os poluentes enquanto a natureza complexa da brisa marinha pode até resultar em um aumento da concentração dos poluentes.

2.2 – Os Poluentes do Ar

Os poluentes do ar gerados pelo homem são emitidos diretamente na atmosfera (poluentes primários) ou são formados na atmosfera por

reações químicas envolvendo poluentes primários (poluentes secundários). Durante sua transformação química em poluente secundário, o composto químico pode mudar de estado inofensivo para um outro que pode ser danoso em altas concentrações, como, por exemplo, de óxido para dióxido de nitrogênio. Os poluentes do ar também são produzidos pela natureza. Exemplo: pólenes, poros, bactérias, poeiras do chão, sal marinho, gases e material sólido resultantes de erupção vulcânica e fumaça de queima de florestas. Os poluentes do ar são usualmente divididos em dois grupos maiores: *particulados* e *gases*. Recentemente, uma terceira forma de poluição, em estado líquido, tem sido reconhecida: a *chuva ácida*.

Os *particulados* são suspensões, existentes no ar, de substâncias fixas, sólidas e/ou líquidas. Existem dois termos para designá-los: partículas e aerossóis. As partículas referem-se somente às substâncias sólidas. Os aerossóis podem ser tanto líquidos como substâncias sólidas suspensas no ar. Alguns exemplos de *particulados* são: fuligem, partículas do solo, gotas oleaginosas, poeiras, névoas ácidas, fumaça, fumos e neblina. Os *particulados* podem ser produzidos em decorrência de queima incompleta, moagem, corte, perfuração, etc.

Na atmosfera, os *particulados* ocorrem com vários tamanhos e formas. Usualmente são classificados em *particulados finos* – aqueles com diâmetro menor que 2,5 μ (que é 25 mil vezes menor do que um centímetro) – e *particulados grosseiros*: os que são maiores do que 2,5 μ . Os *particulados finos* são mais importantes porque podem ser inalados pelo homem e por animais, entrando nos pulmões. Em trabalhos de engenharia ambiental, consideram-se *particulados finos* aqueles abaixo de 10 μ . Também os *particulados finos* (0,3–1,0 μ) são responsáveis pela redução da visibilidade. Os *particulados finos* são formados primariamente pela combustão incompleta e/ou reações químicas de poluentes primários na atmosfera. São leves em peso e podem persistir na atmosfera por dias.

Os *particulados grosseiros* são formados primariamente pela suspensão de poeiras do solo, processos de moagem e brisa marinha. Causam menos problemas que os *particulados finos*, uma vez que a gravidade faz sua deposição no solo em poucas horas. Entretanto, aqueles *particulados grosseiros* que se encontram entre 2,5 a 15 μ de diâmetro podem ser importantes do ponto de vista da saúde das pessoas com problemas respiratórios e que sempre respiram pela boca. As pessoas que respiram normalmente pelo nariz não são prejudicadas por esses *particulados*, que são bloqueados na passagem nasal. Os *particulados* reduzem a visibilidade e a absorção e a dispersão da luz. É o caso do nevoeiro em muitas áreas urbanas, que pode causar redução de luz do

Sol. Também a dispersão de luz devida aos particulados pode produzir um céu avermelhado que, algumas vezes, é visto no nascer do Sol, ou no crepúsculo.

O segundo grupo de poluentes do ar é composto por *gases*. Embora apenas uma percentagem relativamente pequena de gases na atmosfera seja poluente, eles exercem um papel importante porque são perigosos e possuem efeitos desagradáveis. Alguns poluentes gasosos são liberados na atmosfera por meio de processo de combustão. Outros são liberados por processo de vaporização (mudança de um líquido para o estado gasoso) ou são formados por reações químicas na atmosfera. Os principais poluentes gasosos na atmosfera podem ser categorizados como gases que contêm *carbono*, *enxofre*, *nitrogênio* e *ozônio*.

Os gases que contêm *carbono* são os poluentes do tipo monóxido de carbono (CO), hidrocarbonetos, hidrocarbonetos oxigenados. O monóxido de carbono é tóxico, sem cor, sem odor e é o resultado da combustão incompleta de combustíveis. Os hidrocarbonetos são uma classe de compostos formados pela combustão incompleta e pela evaporação da gasolina, óleo combustível e solvente. São compostos de carbono e hidrogênio em várias proporções. Os hidrocarbonetos oxigenados são compostos que contêm oxigênio em adição ao carbono e ao hidrogênio. Alguns deles são formados pela combustão ao passo que outros são poluentes secundários, formados de reações químicas entre hidrocarbonetos e oxigênio na presença da luz solar. Muitos dos hidrocarbonetos e hidrocarbonetos oxigenados são carcinogênicos. Um exemplo de hidrocarboneto carcinogênico é o benzeno, existente em refinarias e petroquímicas.

O principal poluente que contém *enxofre* é o dióxido de enxofre (SO₂). Quando os combustíveis que contêm enxofre são queimados, o enxofre tira o oxigênio do ar e produz dióxido de enxofre, o qual, em altas concentrações, é um gás irritante. O dióxido de enxofre reage com os materiais na atmosfera para formar partículas de ácido sulfúrico e partículas de sais de sulfato. Perigoso, o ácido sulfúrico é um poluente altamente corrosivo. É comum, em períodos de estagnação do ar, a formação de dióxido de enxofre e ácido sulfúrico em altas concentrações, produzindo sérios problemas pulmonares. Episódios críticos, como o de Donora, na Pensilvânia (EUA), em 1948, e em Londres, na Inglaterra, em 1952, causaram altos índices de mortalidade. Na Grande São Paulo, em 1976, iniciou-se um processo que decreta estados de atenção e de alerta, prevenindo contra a ocorrência de episódios críticos semelhantes. O controle de grandes quantidades de materiais particulados, cerca de 1.500 toneladas por dia, e também do dióxido de enxofre, possibilitam uma melhoria acentuada na qualidade do ar na capital paulista.

Os outros poluentes do ar que contêm enxofre são mercaptanas (carbono, enxofre e composto de hidrogênio) e sulfeto de hidrogênio (H_2S), os quais podem ser produzidos pela decomposição de matéria orgânica. As mercaptanas e o sulfeto de hidrogênio não são poluentes comuns, mas, quando estão presentes, podem ser distinguidos pelo seu odor característico de repolho e ovo podre.

Os gases que contêm nitrogênio são poluentes que incluem o óxido nítrico e o dióxido de nitrogênio. O óxido nítrico é sem cor, relativamente não perigoso e é produto da queima de combustíveis a altas temperaturas. Mas ele pode reagir com átomos de oxigênio para formar o dióxido de nitrogênio. Essa reação ocorre especialmente na presença e em condições de formação do *smog* fotoquímico. O dióxido de nitrogênio tem o odor ligeiramente doce e cor marrom amarelada. Em concentrações altas, pode parecer marrom. As duas maiores fontes de geração de dióxido de nitrogênio são a combustão em fontes estacionárias na indústria, seja para a geração de energia, seja para o aquecimento de ambientes, e também a combustão proveniente dos veículos automotores. Os óxidos de nitrogênio são os principais componentes requeridos na formação do *smog* fotoquímico e da chuva ácida.

Além do óxido nítrico e do dióxido de nitrogênio, existem alguns compostos orgânicos hidrogenados. Um exemplo é o nitrato de peroxiacetila, comumente conhecido como PAN, que é formado de reações químicas e *smog* fotoquímico. O PAN é um fitóxido, isto é, causa danos às plantas.

O *ozônio* é um gás composto de três átomos de oxigênio, enquanto o oxigênio que utilizamos para nossa respiração contém dois átomos de oxigênio. O ozônio é um gás sem cor com um característico cheiro de ar fresco, em geral percebido durante as tempestades com trovoadas. Ele ocorre na atmosfera naturalmente, mas também pode ser formado por reações químicas envolvendo os óxidos de nitrogênio e hidrocarbonetos, na presença de luz solar e perto da superfície da Terra. As reações químicas que envolvem a luz solar são chamadas de reações fotoquímicas.

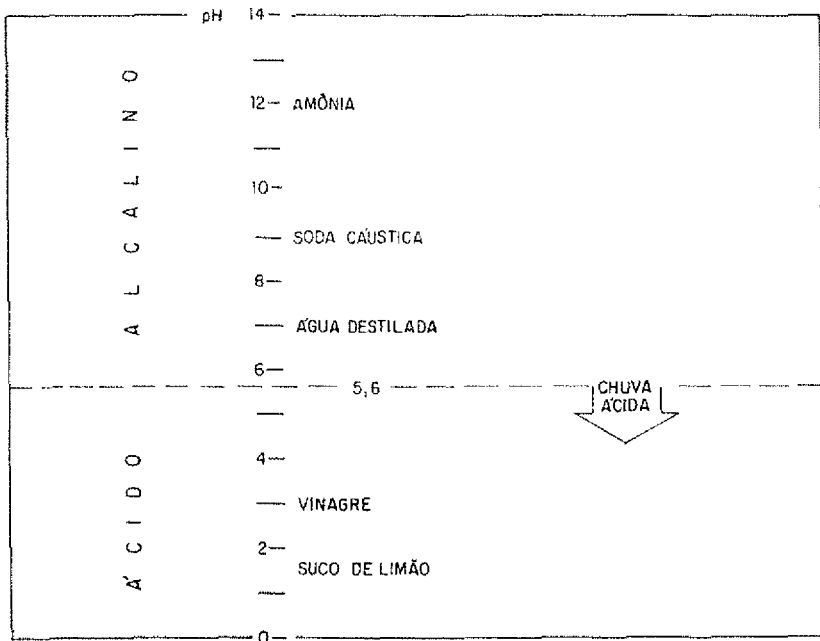
Existem três fontes naturais de ozônio. A principal delas está na estratosfera, onde a produção de ozônio ocorre com a reação fotoquímica da luz ultravioleta com o oxigênio. O ozônio estratosférico é frequentemente trazido da superfície da Terra, por correntes de ar, e pode-se constituir em uma grande quantidade de ozônio, observado ao nível do solo. O ozônio é também produzido por relâmpagos, mas essa é uma fonte menor. Há uma terceira maneira de produzir-se ozônio: reações fotoquímicas que envolvem óxido de nitrogênio e hidrocarbonetos naturalmente emitidos pela vegetação. Exemplos de hidrocarbonetos naturais são os terpenos, compostos químicos produzidos pelas árvores co-

níferas. Em média, o ozônio produzido naturalmente representa mais da metade das concentrações de ozônio medidas.

O ozônio é um constituinte muito importante do *smog* fotoquímico. Durante os meses de verão, quando a luz solar é mais forte, o ozônio produzido pelas reações fotoquímicas pode ser significativamente maior do que aquele produzido por fontes naturais.

A *chuva ácida* ou a precipitação ácida tem recentemente recebido muita atenção devido ao impacto ecológico severo que pode causar em áreas bastante extensas. Em decorrência da queima de enormes quantidades de combustíveis fósseis – tais como carvão e óleo –, são descarregadas anualmente na atmosfera milhões de toneladas de compostos de enxofre e óxido de nitrogênio. Através de uma série complexa de reações químicas, estes poluentes podem ser convertidos para ácidos, os quais podem retornar à terra como componentes de uma chuva.

A acidez é medida em unidades de pH. O símbolo pH representa a concentração de íons de hidrogênio carregados eletricamente em uma solução. A escala abaixo mostra o pH de alguns componentes.



A chuva que cai através de uma atmosfera limpa tem um pH de 5,6 a 7 unidades de pH. A chuva ácida tem um pH abaixo de 5,6. Em geral, quanto mais baixo o pH, mais poluída e mais corrosiva a chuva se tornará.

Centenas de lagos nos Estados Unidos e na Escandinávia se tornaram tão ácidos que não mais abrigam vida aquática. Mais de 90 lagos do Estado de Nova York, na região de Adirondacks, já não possuem mais peixes por causa das condições ácidas. No Brasil, uma das poucas regiões onde se mediu chuva ácida foi Cubatão (a outra foi a região carbonífera do sul de Santa Catarina). No centro-leste dos Estados Unidos, os números de pH chegam aos valores de 4 a 4,2.

A chuva ácida vem contribuindo para a destruição dos monumentos de pedras em todo o mundo. Suspeita-se de seus efeitos adversos na agricultura e nas florestas, que, todavia, não foram ainda completamente documentados.

2.3 – Fontes de Poluição do Ar

Os poluentes do ar originam-se principalmente da combustão incompleta de combustíveis fósseis, para fins de transporte, aquecimento e produção industrial. Entretanto, em adição aos processos de combustão, a poluição do ar é causada por vaporização (a mudança do líquido para o estado gasoso), atrito (operações de redução de tamanho, tais como moagem, corte, perfuração, etc.), combustão de materiais residuais, reações químicas na atmosfera envolvendo poluentes primários e redundando na formação de poluentes secundários. Em menor extensão, há fontes naturais, como polinização e vulcões.

As principais categorias de fontes de poluição do ar originárias de atividades humanas são: transporte, combustão e fontes estacionárias, processos industriais e resíduos sólidos. Estas fontes de poluição são classificadas como fontes móveis e estacionárias.

O atual sistema de transporte baseia-se na queima de combustíveis; conseqüentemente, a poluição do ar é um subproduto. Entre estas fontes de poluição contam-se automóveis, ônibus, caminhões, aviões, equipamentos de fazenda, trens, navios, etc. Por seu grande número, os automóveis são a principal fonte desta categoria. Nos Estados Unidos, desde 1963, quando o sistema de ventilação positiva do cárter foi instalado, os automóveis têm sido projetados com equipamentos de con-

trole da poluição do ar, o que proporcionou uma diminuição das emissões dos tanques de gasolina, carburadores, alívios do cárter e do cano de escapamento. Para estes controles trabalharem efetivamente, é necessário que o motor seja regulado e o carburador esteja ajustado adequadamente. De um motor regulado inadequadamente, resultarão altas emissões de monóxido de carbono e de hidrocarbonetos, além de uma baixa economia de combustível. O carburador controla a relação ar/combustível do veículo. Se a relação ar/combustível for muito alta, quantidades maiores de óxido de nitrogênio serão emitidas, enquanto uma relação ar/combustível baixa aumentará a quantidade de monóxido de carbono e de hidrocarbonetos, bem como o consumo de combustível. Carros mal mantidos significam alto consumo de combustível, desperdício de dinheiro e maior emissão de poluentes.

A combustão incompleta é a maior causa da poluição do ar, embora a combustão completa resulte na emissão de compostos não danosos de dióxido de carbono, vapor de água e cinzas. Nenhum processo de combustão é completo. Alguns poluentes são ainda liberados quando se queima carvão e óleo em termelétricas, fábricas, veículos a gasolina, lixo em incineradores e queima de vegetação. Entretanto, se não mais se queimassem combustíveis no mundo, a maior parte do fornecimento de eletricidade e do transporte paralisaria, principalmente nos países frios, onde a necessidade de aquecimento é prioritária.

Os processos industriais têm uma grande participação na poluição do ar. Diante da tremenda diversidade dos produtos das indústrias, seus processos geram uma grande taxa de poluentes. As principais indústrias que contribuem para a poluição do ar são as indústrias de petróleo e combustíveis, as de produtos químicos e a metalurgia. As emissões provenientes da queima de resíduos sólidos são relativamente pequenas, mas tendem a ter aumentada a sua importância por causa dos problemas da destinação de resíduos sólidos.

2.4 – Efeitos da Poluição do Ar

2.4.1 – Sobre a Saúde Humana

A poluição do ar pode afetar o homem e seu ambiente de diversas formas. Quando a concentração dos poluentes do ar aumenta, sem que este seja adequadamente disperso pela ação da meteorologia, da topo-

grafia e de outros fatores, sérios problemas de saúde acabam ocorrendo. Alguns episódios agudos ocorreram no passado: por exemplo, no vale do Rio Meuse, na Bélgica, em 1930; em Donora, na Pensilvânia, em 1948; em Londres, na Inglaterra, em 1952; e na cidade de Nova York, em 1966. Em cada caso, uma inversão térmica manteve os poluentes próximos da superfície da terra, causando mais morbidade e mortalidade do que o usual, especialmente entre os mais velhos e naqueles já possuidores de condições cardiológicas e pulmonares deficitárias.

Embora as estimativas de mortalidade devida à poluição do ar variem de 0,1% a 10%, mesmo o efeito de 0,1% da poluição do ar corresponderia a 15 mil mortes anuais. Estes dados são indicativos da poluição norte-americana e estimados pela Academia Nacional de Ciências dos Estados Unidos. No Brasil, tais informações não existem e, principalmente nas grandes cidades, deveriam ser levantadas. As pessoas que vivem nas áreas urbanas correm maior risco por estarem mais expostas aos poluentes do ar que podem afetar o seu bem-estar.

O trato respiratório é afetado pela poluição do ar. A cília do nariz e das superfícies internas que levam até os pulmões pode coletar as partículas maiores dos poluentes. Entretanto, as partículas menores e os gases são capazes de entrar nos pulmões. Quando respiramos, os alvéolos transformam o oxigênio em dióxido de carbono. A poluição pode causar, em algum desses alvéolos, o aumento do seu volume, alterando sua resiliência de tal forma que a respiração fica mais difícil. Os poluentes do ar podem também diminuir ou até parar a ação das cílios, que normalmente carregam muco e os poluentes coletados no trato respiratório. O muco pode engrossar ou aumentar, e as vias respiratórias podem ficar entupidas. Os problemas de respiração podem **aparecer** por causa de uma ou mais dessas reações. Também os microorganismos e outros materiais estranhos podem não ser suficientemente removidos, fazendo o trato respiratório suscetível a infecções.

A poluição do ar tem sido associada a doenças respiratórias crônicas. Os poluentes do ar podem causar ataques de asma brônquica. Durante tais ataques, ocorrem o estreitamento temporário das vias aéreas menores (bronquíolos), produzido por um espasmo do músculo, o aumento das secreções de mucos, ou o encolhimento da membrana mucosa. Os poluentes do ar agravam tanto a bronquite crônica como o enfisema pulmonar. Na bronquite crônica, uma quantidade anormal de muco é produzida no brônquio, resultado de tosse contínuas. O enfisema pulmonar é caracterizado pela quebra das paredes do alvéolo. Durante essa doença, há um dano irreversível aos tecidos. O alvéolo aumenta, perde a sua resiliência e se desintegra. Respiração curta é o sintoma do enfisema. No câncer do pulmão, existe um crescimento anormal de cé-

lulas originando a membrana mucosa do brônquio. Embora seja improvável que o câncer do pulmão deva-se a uma só causa, os poluentes do ar podem paralisar a cília e permitir que substâncias carcinogênicas permaneçam em contato com as células do brônquio mais tempo que o normal. Alguns poluentes do ar têm sido identificados como substâncias capazes de causar câncer devido a certos hidrocarbonetos (benzeno, benzopireno).

Existe uma associação próxima entre o sistema respiratório e circulatório. Se o sistema respiratório é afetado por uma doença e não pode trocar os gases no sangue completamente, o coração precisa trabalhar mais intensamente para bombear sangue suficiente para repor as perdas de oxigênio. Como resultado, o coração e os vasos sanguíneos estarão sob *stress*, e poderão surgir algumas mudanças, por exemplo, o aumento do tamanho do coração. Como o monóxido de carbono reduz o conteúdo de oxigênio no sangue, este poluente pode exigir uma carga de trabalho do coração maior para pessoas com anemia ou doenças cardio-respiratórias.

Os poluentes do ar podem ter outros efeitos, que incluem ardor e lacrimejamento dos olhos, visão embaçada, tontura, dor de cabeça, irritação na garganta, espirros alérgicos, tosse e diminuição do desempenho corporal.

Os poluentes naturais que causam efeitos sobre a saúde humana são os aeroalérgicos. Os aeroalérgicos consistem principalmente de pólen, mas também incluem bactérias, mofo, poros, poeira de casa, fibras vegetais, etc. Acima de 10% da população exposta é afetada por aeroalérgicos, cujos principais efeitos sobre a saúde são rinite alérgica e/ou asma brônquica com alteração do tecido reversível. Estes poluentes naturais, através de complicações infecciosas, podem agravar os efeitos sobre a saúde dos poluentes gerados pelo homem. Os pólenes das plantas, de algumas mais que de outras, produzem o mais importante dos alérgicos. Várias medições de pólen são realizadas diariamente nos Estados Unidos, principalmente nas estações onde há maior ocorrência. Essas medições servem como um indicador das quantidades de alérgicos do ar. Os animais também são afetados pelos poluentes do ar. No passado, quando episódios agudos da poluição do ar produziam doenças nos homens, vários animais também ficavam seriamente doentes e alguns morriam. Entretanto, os efeitos parecem ocorrer de forma variada, de acordo com a espécie do animal.

A Tabela 2.1 a seguir mostra os efeitos dos poluentes atmosféricos sobre a saúde humana. A Tabela 2.2, os padrões de qualidade do ar adotados pela EPA (Environmental Protection Agency), nos Estados Unidos da América. Finalmente, a Figura 1 apresenta a pirâmide invertida de PTA (poluentes tóxicos do ar). Verifica-se que a atual tendência no mundo é a de controlar a poluição através da qualidade do contaminante, ou seja, a sua toxicidade.

Tabela 2.1
Efeitos dos Poluentes Atmosféricos sobre a Saúde Humana

A – PARTÍCULAS NÃO TÓXICAS

CONCENTRAÇÃO DE PARTÍCULAS EM $\mu\text{g}/\text{m}^3$	EFEITOS
2000 g/m^3 com 0.4 ppm de SO_x (Média de 24 horas) vários dias de episódio	Aumento de mortes devidas a bronquite
1000 g/m^3 com 0.25 ppm de SO_x Durante Episódios	Aumento da mortalidade devida a doenças respiratórias e cardíacas
300 g/m^3 com 0.21 ppm SO_x (Média de 24 horas)	Aumento na frequência e gravidade das doenças do trato respiratório
130 g/m^3 com SO_x (Média anual)	Aumento de incidência de bronquites
100–200 g/m^3 com 0.05 a 0.08 ppm SO_x (Média dos níveis da estação)	Aumento de incidência de bronquites

B – OZONA

CONCENTRAÇÃO DE OZONA EM ppm	EFEITOS
0.10 (1 hora)	Dificuldade de respirar
0.30 (8 horas)	Irritação no nariz, garganta e dores no peito
2.00 (2 horas)	Tosse muito forte

C – DIÓXIDO DE NITROGÊNIO

CONCENTRAÇÃO DO NO_x EM ppm	EFEITOS
150 ppm (5/8 minutos)	Potencialmente fatal
50 a 100 ppm (1 hora)	Pode causar broncopneumonia com provável recuperação
10 a 40 ppm (Exposição intermitente)	Pode causar fibrose crônica e enfisema pulmonar
0.05 a 0.10 ppm (Exposição crônica)	Evidências de aumento de bronquite crônica
0.05 ppm (Exposição longa)	Evidências de aumento de doenças do pulmão e coração em geral

D – DIÓXIDO DE ENXOFRE

CONCENTRAÇÃO DE SO _x EM ppm	EFEITOS
0.52 com particulados (Média de 24 horas)	Aumento da mortalidade
0.25 com fumaça (3 a 4 dias: média de 24 horas)	Aumento da mortalidade
0.25 com particulados (3 a 4 dias: média de 24 horas)	Aumento de doenças nos idosos
0.19 com baixa concentração de particulados	Aumento da mortalidade
0.11 a 0.19 com baixa concentração de particulados (Vários dias de episódio)	Aumento de internações
0,037 a 0,092 com fumaça (Exposição crônica)	Aumento de problemas respiratórios e doenças do pulmão

E – MONÓXIDO DE CARBONO

CONCENTRAÇÃO EM ppm	EFEITOS
0.10 (30 minutos)	Irritação nos olhos
0.13 (24 horas)	Agravamento das doenças respiratórias
0.03 a 0.30 (1 hora)	Diminuição de performance física
0.09 (1 hora)	Diminuição da capacidade respiratória

F – OXIDANTES FOTOQUÍMICOS

CONCENTRAÇÃO DO CO EM ppm	EFEITOS
Concentrações maiores que 100 ppm (10 minutos)	Stress fisiológico em pacientes com doenças do coração
100 ppm (Intermitente)	Diminuição de desempenho em teste psicomotor
50 ppm (para 90 minutos)	Diminuição no intervalo de tempo de discriminação para não fumantes
30 ppm (acima de 12 horas)	Carbono elevado nos níveis de hemoglobina com redução do transporte de oxigênio

Tabela 2.2

Padrões de Qualidade do Ar Adotados pela EPA (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos)

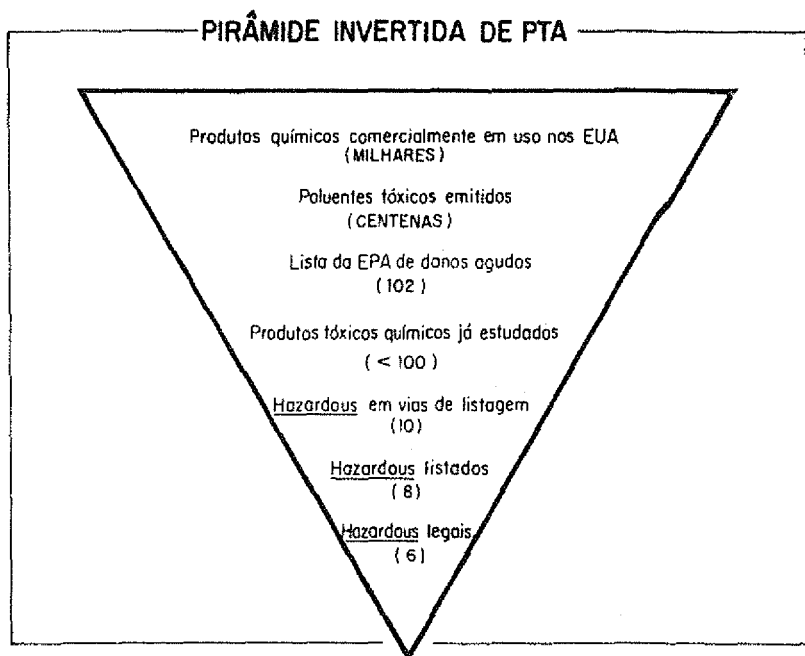
POLUENTE	TEMPO DE AMOSTRAGEM	PADRÃO PRIMÁRIO (ug/m ³)	MÉTODO DE MEDIÇÃO
Dióxido de enxofre	24 h Média Aritmética Anual	365 80	Pararosanilina
Partículas totais em suspensão	24h Média Geométrica Anual	260* 75	Amostrador de grandes volumes
Partículas respiráveis em suspensão	24h Média Geométrica Anual	150 50	Amostrador de grandes volumes (PM-10)
Monóxido de carbono	1 h 8 h	40.000 (35 ppm) 10.000 (9 ppm)	Infravermelho não-dispersivo
Ozono	1 h	235 (0,12 ppm)	Quimioluminescência
Hidrocarbonetos (menos metano)**	3 h (6h a 9h)	160 (0,24 ppmC)	Cromatografia gasosa/ionização de chama
Dióxido de nitrogênio	Média Aritmética Anual	100	Quimioluminescência
Chumbo**	90 dias	1,5	Absorção atômica

* 240 no Brasil.

** Não existem padrões para poluentes no Brasil.

2.4.2 – Sobre a Vegetação

Várias plantas são sensíveis aos poluentes do ar. Algumas são usadas como indicadores de poluição do ar porque elas demonstram um tipo característico de dano para cada poluente específico. Os poluentes do ar entram nas folhas das plantas principalmente através dos seus poros ou estômatos. A extensão dos danos varia segundo vários fatores: as características dos poluentes (concentração, duração, propriedades físicas e químicas, etc.); condições climáticas (temperatura, intensidade de luz, precipitação, etc.); condições do solo (umidade, nutrientes, etc.); e fatores biológicos (estágio de desenvolvimento, composição genética, insetos, doenças, etc.). Os poluentes do ar atingem vários tipos de ve-



getação, inclusive as plantações. Também prejudicam a agricultura através da diminuição do valor do produto (a quantidade e a qualidade podem ser afetadas e a época de venda pode ser adiantada ou atrasada), ou aumento do custo de produção (necessidade de uso de fertilizantes, irrigação, etc.).

Várias espécies de vegetação e variedades dentro das espécies diferem na sua suscetibilidade a poluentes particulados. Os principais poluentes que causam danos às plantas e algumas das espécies que são afetadas estão listadas na Tabela 2.3.

2.4.3 – Sobre Certos Materiais

Os poluentes do ar podem corroer e escurecer metais, quebrar borracha, sujar roupas, móveis, prédios, etc. Podem ainda erodir construções, monumentos, etc., bem como descolorir vários tipos de materiais, enfraquecer o algodão, a lã, a fibra de seda e destruir o náilon.

Tabela 2.3
Efeitos da Poluição do Ar sobre a Vegetação

POLUENTES	SINTOMAS CARACTERÍSTICOS	MÍNIMA CONCENTRAÇÃO PARA DANO		
		ppm (vol)	g/m ³	TEMPO DE EXPOSIÇÃO
Dióxido de Enxofre	Manchas esbranquiçadas, áreas descoloridas entre veias, clorose (amarelamento)	0.3	785	8 horas
Ozona	Marcas esbranquiçadas, pigmentação. As pontas das coníferas tornam-se amarronzadas e necróticas	0.03	59	4 horas
Nitrato de Peroxiacetila	Espelhamento, prateamento ou bronzamento na parte inferior das folhas	0.01	56	6 horas
Dióxido de Nitrogênio	Lesões irregulares, brancas ou marrons, no tecido intercostal e próximas à margem das folhas	2.5	4.700	4 horas
Fluoreto de Hidrogênio	Queimaduras nas pontas e nas margens, diminuição do crescimento, abcesso na folha, faixa estreita vermelha amarronzada separa áreas necrozadas do tecido verde.	0.1ppb	0.08	5 semanas
Etileno	Necrose de parte do cálice em orquídeas, anormalidades nas folhas, queda de flores e falta de abertura das folhas: abcesso	0.05	58	6 horas
Cloro	Branqueamento entre veias das folhas, queimadura nas pontas e margens, abcesso nas folhas, danos similares ao da ozona	0,10	296	2 horas
Amônia	Aparência verde forte, tornando-se marron ou verde comum ao secar. Pode ocorrer escurecimento geral em algumas espécies	- 20	- 14000	4 horas
Ácido Clorídrico	Necrose tipo ácida, queimadura de pontas em algumas espécies, necrose da margem de folhas de plantas tipo folhas largas	-5 -10	-11200	2 horas
Gás Sulfídrico	Chamuscamento dorsal e marginal	20	28000	5 horas
Ácido Sulfúrico	Pontos necróticos na superfície superior da folha, similar a lesões de compostos ácidos ou básicos	-	-	-

Os gases reativos, tais como o ozônio e o dióxido de enxofre, assim como os ácidos, como o nítrico e o sulfúrico, são principalmente responsáveis por danificar tecidos, descolorir tingimentos, escurecer metais, enfraquecer a borracha e erodir prédios.

2.4.4 – Sobre o Tempo

A poluição do ar pode reduzir a visibilidade e criar danos para o transporte. A diminuição da visibilidade é facilmente observada e é especialmente danosa em locais com paisagens turísticas. A diminuição da visibilidade também reduz o alcance visual dos objetos do nosso meio. Se os poluentes e outras partículas “naturalmente” encontradas na atmosfera não estivessem af presentes, o alcance visual ao nível do mar seria limitado somente pela topografia, pela dispersão da luz, ou pelos gases e a neblina que ocorrem naturalmente.

A poluição do ar pode também causar a descoloração da atmosfera. Isto pode ser observado em várias cidades do Brasil, principalmente na cidade de São Paulo com a sua nuvem marrom escurecida. Esta nuvem é particularmente observável porque impede a vista de toda cidade a uma distância de mais de 15 quilômetros. A diminuição da visibilidade e a cor amarronzada em São Paulo e em algumas cidades do Brasil são causadas pela dispersão da luz por particulados bastante pequenos para serem vistos sem o auxílio de um microscópio. Estes particulados têm diâmetro entre 0,3 μ (1/3 mil do milímetro) até 1,0 μ (1/1.000 do milímetro). Em alguns lugares, a descoloração amarronzada é aumentada pelo dióxido de nitrogênio, que é um gás amarronzado.

As fontes móveis estacionárias emitem material particulado, em geral muito pequeno, que permite dispersão da luz. Também, sob certas condições, o dióxido de enxofre, os hidrocarbonetos e o óxido de nitrogênio emitidos destas fontes podem promover reações químicas na presença da luz, produzindo muito mais particulados. Isto leva à formação de grandes áreas, com centenas de quilômetros, totalmente encobertas por uma névoa. Para complicar o cenário, o processo de remoção destes particulados da atmosfera é extremamente lento na ausência de chuva. Assim, eles podem viajar centenas de quilômetros das suas fontes e afetar outras áreas, incluindo áreas rurais com poucas fontes de poluentes produzidos pelo homem. A redução da visibilidade por poluentes é certamente o maior efeito visível na nossa atmosfera. Existem, entretanto, vários outros efeitos conhecidos, ou postos de lado, alguns dos quais podem ser potencialmente mais sérios. São eles: o aumento da formação de neblina, o aumento da precipitação, a alteração da temperatura global da Terra e o esgotamento do ozônio na atmosfera.

Normalmente, a neblina ocorre quando a umidade relativa alcança 100%. Entretanto, certos particulados, como os sulfatos e os nitratos,

atraem água e podem formar neblina com umidade relativa levemente abaixo de 100%.

A maioria dos particulados de pequeno tamanho serve como um excelente núcleo na formação de nuvens de gotas. Conseqüentemente, isto pode causar o aumento da precipitação a jusante de grandes fontes de material particulado.

Existem dois fatores opostos para serem considerados no que diz respeito à alteração da temperatura global da Terra. Primeiro, as concentrações de dióxido de carbono (CO_2) vêm aumentando constantemente nas últimas décadas. O dióxido de carbono é emitido por todos os processos de combustão; entretanto, não é considerado um poluente do ar. Uma vez que o CO_2 dificulta a passagem do aquecimento solar na baixa atmosfera, seu aumento pode induzir à elevação da temperatura global da Terra. Alguns cientistas acham que isto poderia levar a um derretimento parcial da calota polar, o que causaria um aumento no nível dos oceanos com ocorrência de enchentes em certas cidades costeiras. O segundo fator a ser considerado é o efeito dos particulados de pequeno tamanho, que interceptam parte da energia do Sol impedindo-a de alcançar a superfície da Terra, o que poderia promover uma diminuição da temperatura da superfície terrestre. Essas teses ainda não foram confirmadas. Mas, como as emissões aumentam, existe uma grande probabilidade de que alguns destes efeitos se confirmem rapidamente.

Cerca de 25 quilômetros acima da superfície da Terra na estratosfera, existe uma camada natural de ozônio. Esta camada de ozônio é extremamente importante para a vida, porque ela absorve uma parcela significativa da radiação ultravioleta do Sol. A maior parte da vida na Terra pereceria se esta camada fosse eliminada. Os gases de exaustão das aeronaves que voam na estratosfera, os aviões supersônicos e os fluorcarbonos são os principais responsáveis pela diminuição do ozônio. Os fluorcarbonos têm vários usos. Os mais comuns são os sistemas de ar condicionado e de refrigeração, usos industriais e latas de aerossóis. Estes produtos químicos são extremamente inertes e não são destruídos facilmente pelos processos naturais, exceto pela radiação ultravioleta. Como os fluorcarbonos são liberados na atmosfera, eles se acumulam e eventualmente migram para a camada de ozônio. Não se conhece quanto de ozônio será destruído por este processo, mas alguns cientistas pensam que isso resultará em um aumento do câncer de pele. Assim, muitos dos usos dos fluorcarbonos estão sendo proibidos.

2.5 – Métodos de Controle da Poluição do Ar

Estamos expostos à atmosfera todo dia. Uma vez que contribuimos para a poluição do ar e por ela somos atingidos, temos a responsabilidade de conservar o nosso ar o mais limpo possível. O controle da po-

lução do ar é necessário para prevenir a ocorrência de danos à saúde. Com o aumento do desenvolvimento industrial, da urbanização, do uso de veículos automotores, etc., foram adotados legislações e regulamentos locais, estaduais e federais para limitar a quantidade de poluentes no ar. Como resultado, tem-se recorrido a medidas de controle para manter as emissões de poluentes dentro destes limites. O monitoramento da poluição do ar é feito por agências de controle da poluição e por firmas privadas.

A poluição do ar pode ser controlada de várias formas. A primeira delas é prevenir a formação de poluentes do ar. Para tanto, há vários procedimentos:

1. Alteração ou substituição de combustível ou da matéria-prima empregada. Exemplos: troca de combustível de alto conteúdo de enxofre por outro com baixo conteúdo de enxofre; uso de gás natural ou combustível dessulfurizado ao invés de carvão ou combustível com alto conteúdo de enxofre; alteração na forma de um produto de maneira que sua produção cause menor poluição.

2. Mudança no processo de fabricação. Exemplo: redução do excesso de ar na queima de combustíveis fósseis com o intuito de reduzir a formação e a emissão de óxido de nitrogênio.

3. Mudança do equipamento. Exemplo: troca de um forno velho por um outro projetado para uma combustão mais completa.

4. Melhoria nos procedimentos de operação e manutenção. Exemplo: manter os veículos automotores adequadamente regulados e os fornos e incineradores adequadamente ajustados; operar a caldeira de acordo com as especificações do seu fabricante.

5. Enclausuramento de uma operação. Exemplo: uso de tetos flutuantes ao invés de tetos fixos em tanques de armazenamento de óleos combustíveis e outras substâncias voláteis em refinarias.

Outra modalidade de controle é a diminuição da concentração dos poluentes do ar pelo aumento da sua dispersão. Para esse efeito contribuem providências como:

1. Selecionar o lugar que tenha boa ventilação. Exemplo: as condições do tempo, tais como velocidade do vento e altura da camada de inversão, variam consideravelmente de lugar para lugar. Assim, antes de uma indústria ser construída, a sua localização deve ser escolhida de modo a se obter uma boa ventilação, ventos fortes e uma pequena ocorrência de inversões térmicas: nos vales, haverá a grande possibilidade de uma baixa ventilação devida a inversões de baixo nível, e ventos calmos são comuns na chegada da noite e nas manhãs. Tais condições produziram o tamponamento dos poluentes próximos à superfície da terra. Uma colina bem ventilada será o local melhor escolhido.

2. Construir chaminés mais altas, que diluiriam os poluentes do ar pela dispersão sobre uma área maior, embora a quantidade total de po-

luentes do ar a ser emitida continue a mesma. Deve ser mencionado que este método era muito empregado no passado; recentemente, entretanto, descobriu-se que, em muitos casos, essa prática aumentou as concentrações de poluentes muitos quilômetros a jusante da fonte.

Controlar os poluentes do ar antes de eles atingirem a atmosfera é um outro recurso. Vários equipamentos de controle podem ser instalados para eliminar, coletar ou alterar os poluentes do ar. Os particulados maiores podem ser removidos em câmaras de sedimentação. Esses particulados suspensos passarão rapidamente através de um duto estreito e entrarão em uma câmara de sedimentação maior, onde a gravidade promoverá a sua queda ao fundo do equipamento.

Os particulados menores devem ser removidos por equipamentos de controle da poluição do ar mais efetivos, tais como coletores inerciais. Os coletores ciclônicos são um tipo de coletor inercial no qual o fluxo de poluentes suspensos no ar é introduzido em uma câmara cilíndrica girando a alta velocidade, o que forçará muitos desses particulados contra a parede da câmara cilíndrica, fazendo-os cair para serem coletados.

Os filtros de manga também removem os particulados; eles são basicamente grandes aspiradores de pó. Os poluentes suspensos no ar passam através do filtro de tecido, que segura o particulado na sua fibra.

O mais efetivo e também mais caro método para o controle dos particulados é o precipitador eletrostático, o qual, em certas situações, pode remover 99,9% de todos os particulados que entram em contato com ele. Como os poluentes do ar suspensos passam através do precipitador eletrostático, os particulados recebem uma carga elétrica. Assim, serão atraídos através de tubos ou placas coletoras, onde são neutralizados e depositados em um coletor de particulados.

Os lavadores são também conhecidos como coletores de particulados de pequeno tamanho. Entretanto, podem criar problemas de poluição nas águas quando o líquido residual contaminado tiver sido disposto. Existem vários tipos de lavadores, com várias técnicas que usam o líquido para lavar ou dissolver os poluentes.

Os poluentes gasosos são removidos por absorção, incineração ou oxidação e condensação. Na absorção, os poluentes gasosos são removidos através da passagem por um líquido. O gás se dissolve num líquido ou reage com ele quimicamente. A absorção remove certos poluentes gasosos no ponto da sua passagem através de um sólido poroso, tal como o carvão ativado. O gás é atraído e acaba aderindo a esse sólido.

Na incineração ou oxidação, os hidrocarbonetos não queimados são convertidos para dióxido de carbono e água. O processo de incineração produz combustão completa pelo uso de equipamentos chamados pós-queimadores, que destroem hidrocarbonetos a altas temperaturas com o adequado tempo de retenção e de mistura. Outros equipamentos

de oxidação são chamados conversores catalíticos, onde os hidrocarbonetos e o monóxido de carbono passam sobre um material catalítico sólido que causará sua reação com o oxigênio para formar dióxido de carbono e água. A partir de 1992 e até 1997, os veículos movidos a gasolina e álcool no Brasil deverão incorporar este equipamento para reduzir suas emissões de hidrocarbonetos e de monóxido de carbono.

No processo de condensação, os poluentes gasosos são resfriados até atingirem a forma líquida, quando então são removidos.

No caso do dióxido de enxofre (SO_2), o seu controle tem sido efetuado no Brasil principalmente através de lavadores com soda cáustica, tendo-se evitado a instalação de dessulfurizadores por seu custo inicial elevado e pelos problemas de operação e manutenção. Uma das estratégias usadas na Grande São Paulo foi a utilização das caldeiras elétricas como forma alternativa de geração de vapor para uso industrial e/ou utilização de combustível de baixo teor de enxofre para regiões saturadas. Já os óxidos de nitrogênio (NO_x) têm sido controlados somente em situações específicas, tais como em unidades de fabricação de ácido nítrico, não havendo ainda tecnologias para o seu controle nos processos de combustão que envolvam abaixamento de temperatura e formato das câmaras de combustão, por exemplo.

Bibliografia

- FAITH, W., ATKISSON JR, A. A. *Meteorology. In: Air pollution*. Nova York, Wiley Interscience, 1972.
- LEDBETTER, J. O. *Air pollution*. Nova York, Marcel Dekker, Inc., 1972.
- LEWIS, A. *Pollution disasters. In: Clean the air*. McGraw Hill, pp. 35-38, 1965.
- STERN, A. C. *Air pollution*, 2 ed., Nova York, Academic Press, 1968.
- U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Air quality criteria for ozone and other photochemical oxidants*. EPA - 600/8-78-004, Washington DC, Office of Research and Development, 1978.
- . *Acid rain*. EPA-600/8-79-028. Washington DC, Office of Research and Development, 1979.
- . *Air quality criteria for particulate matter and sulfur oxides*. Washington, D. C., Office of Research and Development, Research Triangle Park, 1980.
- WILLIAMSON, S. J. *Fundamentals of air pollution*. Reading, MA, Addison-Wesley Publ. Co., 1973.

*Sandra Sulamita B. Silveira**
*Fernando Soares P. Sant'Anna***

"A biosfera é estritamente limitada em seu volume, por isso, contém um estoque também limitado de recursos de que as várias espécies de seres vivos têm de lançar mão para se manterem. Alguns desses recursos são renováveis; outros, insubstituíveis. Qualquer espécie que utilize demais seus recursos renováveis ou esgote os insubstituíveis condena-se à extinção." (Arnold Toynbee, *A humanidade e a mãe-terra.*)

Não é possível encontrar na natureza água quimicamente pura. O elemento líquido normalmente contém gases dissolvidos e sais minerais. Somente quando esta condição natural é alterada pela introdução de elementos indesejáveis, subprodutos das atividades humanas, caracteriza-se o estado de poluição.

A poluição é, inicialmente, percebida pelas alterações estéticas da água. O homem sabe, por experiência, que as águas que apresentam impurezas visíveis, odor ou sabor desagradável, são impróprias ao seu consumo.

Tradicionalmente, a poluição das águas tem sido encarada sob dois aspectos: o sanitário e o ecológico. Na abordagem sanitária, a poluição é definida como quaisquer modificações nas qualidades químicas, físi-

* Professora do Departamento de Engenharia Sanitária da Universidade de Santa Catarina, Mestre em Tecnologia Ambiental pela Universidade de Londres.

** Professor do Departamento de Engenharia Sanitária da Universidade de Santa Catarina, Mestre em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Carlos.

cas ou biológicas da água que afetem diretamente o homem ou prejudiquem a sua utilização por ele. Já o conceito ecológico define poluição como alterações nas qualidades da água que causa ruptura nos ecossistemas aquáticos naturais.

O primeiro conceito de poluição tem o homem como medida de todas as coisas. A poluição só é vista como algo indesejável se afeta o homem ou suas atividades. O segundo conceito, por sua vez, rejeita a ênfase antropocêntrica, tendo por indesejáveis alterações nos fatores ecológicos.

Essas diferentes formas de ver o fenômeno devem-se à necessidade de se pensar, primeiramente, no controle das qualidades ambientais mais urgentes. Sanear um ambiente significa dotá-lo de condições satisfatórias ao homem, com instalação de serviços básicos de fornecimento de água, recolhimento de lixo e esgotos, e não restaurar as condições naturais que ali poderiam ter vigorado. É compreensível que nos preocupemos de início com os fatores mais diretamente ligados à saúde pública. Por outro lado, é possível que estejamos caminhando para uma situação tão acentuada de deterioração do meio ambiente que a preservação da natureza remanescente estará, então, diretamente relacionada à sobrevivência da espécie humana. Nestas circunstâncias, o conceito ecológico se sobreporia ao conceito sanitário de poluição.

3.1 – Parâmetros de Poluição das Águas

Sendo a poluição resultado indesejável das ações de transformação do homem sobre o meio ambiente, ela precisa ser controlada e, por conseguinte, medida de alguma forma. Pode-se classificar sistematicamente os constituintes da poluição da água em função de seu estado (matéria em suspensão ou em solução), de sua natureza (matéria orgânica ou mineral) e de sua ação sobre os organismos vivos (matéria biodegradável, biorresistente ou tóxica).

Os principais contaminantes decorrentes de despejos industriais e domésticos, bem como algumas formas de defini-los quantitativamente, são relacionados e brevemente examinados nos parágrafos seguintes.

Os *sólidos* se apresentam de diferentes formas, dependendo do seu tamanho: partículas finamente divididas formam soluções (sólidos dissolvidos e colóides); partículas maiores, suspensões (sólidos suspensos). Os sólidos de grande tamanho precipitam-se rapidamente, origi-

nando depósitos de sedimentos (sólidos sedimentáveis). A matéria sólida pode ainda ser classificada em fixa (sólidos inorgânicos) e volátil (sólidos orgânicos). Todas estas formas de sólidos são facilmente determinadas em laboratório através de procedimentos diversos, envolvendo decantação, evaporação, calcinação, filtração e pesagem. Os sólidos presentes nos despejos sem tratamento podem formar depósitos de lodo nos corpos hídricos, originando conseqüências desagradáveis.

Os *compostos orgânicos biodegradáveis* apresentam-se principalmente como proteínas, carboidratos e gorduras. Os compostos orgânicos são medidos comumente em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO). A DBO avalia indiretamente o conteúdo orgânico biodegradável dos despejos através da medida do oxigênio consumido pelos microorganismos atuantes na sua oxidação. O teste padronizado de DBO é a medição do oxigênio consumido numa amostra engarrafada, mantida no escuro a 20 graus Celsius, por cinco dias. Para evitar essa espera, emprega-se alternativamente a DQO, que mede a quantidade de oxigênio necessária à oxidação química da matéria orgânica carbonácea. Este valor, contudo, é, via de regra, mais alto que a DBO, pois a natureza opera muito mais lentamente na degradação destes compostos.

A matéria orgânica lançada nos corpos d'água é inicialmente consumida por bactérias e outros microorganismos aeróbios que necessitam de oxigênio. Quanto maior a quantidade de matéria orgânica, mais oxigênio será consumido. O lançamento de grande quantidade de despejos não tratados em um ecossistema aquático e a sua conseqüente estabilização biológica podem levar à completa exaustão deste gás, causando a morte de peixes e demais organismos vivos.

Diversos *organismos patogênicos* podem ser encontrados nos despejos domésticos e nos efluentes de abatedouros de animais. Os patogênicos, quando presentes nas fezes humanas, estão associados à grande massa de coliformes fecais. Estes organismos são inofensivos ao homem e, por serem facilmente determinados em laboratório, são utilizados como indicadores da presença de agentes patogênicos. A água infecta pode transmitir doenças como cólera, febre tifóide e paratifóide e disenterias. Há ainda forte suspeita quanto à poliomielite e hepatite.

O *nitrogênio* e o *fósforo* são elementos nutrientes essenciais ao crescimento vegetal. Quando lançados ao ambiente, podem provocar uma proliferação excessiva e indesejável na vida vegetal aquática, fenômeno conhecido como eutrofização. Quando lançados em grande quantidade no solo, podem poluir os lençóis subterrâneos de água. O nitrogênio pode ser medido em laboratório nas diversas formas com que se apresenta na natureza: orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato. O fósforo aparece majoritariamente como fosfatos.

Os *compostos orgânicos biorresistentes*, ao contrário dos biodegradáveis, não são passíveis de degradação biológica, ou o são em grau muito reduzido e tendem a resistir aos tratamentos convencionais. Exemplos típicos são os detergentes, os fenóis e os agrotóxicos.

Os *metais pesados* são introduzidos na água como dejetos de atividades industriais. Uma relação das emissões de poluentes metálicos por diversas indústrias é apresentada na Tabela 3.1 a seguir:

Tabela 3.1
Relação das Emissões de Poluentes Metálicos por Diversas Indústrias

RAMO INDUSTRIAL	METAL PESADO							
	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Sn	Zn
Papel		X	X	X	X	X		X
Petroquímica	X	X		X	X		X	X
Indústrias de Cloro e Hidróxido de Potássio	X	X		X	X		X	X
Fertilizantes	X	X	X	X	X	X		X
Refinarias e Petróleo	X	X	X		X	X		X
Usinas Siderúrgicas	X	X	X	X	X	X	X	X
Indústrias de Metais Não-Ferrosos	X	X	X	X			X	
Veículos Automotores e Aviões	X	X	X	X	X		X	
Vidro, Cerâmica e Cimento	X							
Indústria Têxtil	X							
Curtumes		X						
Usinas Termelétricas	X						X	

FONTE: Fellenberg, 1980.

Cu = cobre Ni = níquel
 Cd = cádmio Hg = mercúrio Sn = estanho
 Cr = cromo Pb = chumbo Zn = zinco

Os metais pesados, tais como os agrotóxicos, são altamente danosos ao homem e ao meio ambiente, mesmo em concentrações ínfimas (10^{-3} g/l). Essa classe de compostos, tóxicos mesmo em concentrações tão reduzidas, é de difícil e dispendiosa detecção, exigindo aparelhagem de laboratório muito sofisticada, o que explica, em parte, a dificuldade de acompanhamento, no Brasil, de contaminação ambiental por estes agentes.

Sólidos inorgânicos dissolvidos, como sais de cálcio e sódio, sulfatos e cloretos, embora considerados habitualmente como não-tóxicos,

quando em concentrações demasiado altas podem ter ação deletéria sobre o meio ambiente. As águas ricas nestes elementos têm sua (re)utilização bastante restringida.

Os *bioensaios* ou ensaios biológicos constituem uma forma de avaliar a toxicidade de um despejo industrial ou de um composto químico particular introduzido no ecossistema aquático. Consistem em submeter peixes (de preferência uma espécie sensível) ou outros animais a diferentes diluições do despejo ou a diversas concentrações do componente que se presume tóxico. No fim de um período determinado (curto ou longo prazo), contam-se os animais sobreviventes ou aqueles que não apresentam determinados sintomas, em função dos objetivos mais específicos do ensaio.

3.2 – Fontes de Poluição das Águas

A poluição hídrica emana de quatro fontes principais. Os *esgotos domésticos* são os principais agentes da introdução de compostos orgânicos biodegradáveis nos ecossistemas aquáticos. As atividades de preparo de alimentos, de higienização das residências, ao lado das atividades fisiológicas normais do homem, são fontes de coloração das águas, proteínas, carboidratos, nutrientes e agentes patogênicos.

Os *despejos industriais* se fazem em águas residuárias de atividades industriais, que variam, conforme a indústria que as polui, tanto em volume quanto em composição. Grande parcela destes despejos são extremamente tóxicos, contendo, por exemplo, produtos petroquímicos, agrotóxicos, fenóis e metais pesados. O avanço tecnológico se faz acompanhar do surgimento, a cada ano, de centenas de novos poluentes, para os quais não se dispõem de meios de detecção e cujos efeitos sobre o meio ambiente se desconhece.

Resíduos de pátios de estocagem de matérias-primas e subprodutos das fábricas podem ser carregados pelas águas pluviais e contaminar os rios. Inúmeros têm sido, nos últimos anos, os acidentes ecológicos causados por estes despejos, que não vêm recebendo a devida atenção.

Os *despejos da agropecuária*, como fertilizantes, pesticidas, herbicidas e outros produtos utilizados intensivamente nas práticas agrícolas, podem ser levados pelas águas das chuvas aos rios e lagos. Também os líquidos provenientes das instalações de armazenagem de produtos agrícolas e principalmente de forragens para animais constituem uma ameaça bastante séria de poluição orgânica.

Outra grande fonte de poluentes é a pecuária. Os animais geram uma quantidade de detritos que ultrapassam os de origem humana. Deve-se acrescentar, ainda, as águas de limpeza envolvidas na produção do leite, cujo volume é de cerca de 1 1/2 vez o do leite obtido.

As *águas urbanas de escoamento superficial* não recebem, diante de outras prioridades mais sérias, grande atenção e podem constituir um importante foco de poluição hídrica. As chuvas “lavam” telhados, ruas e rodovias, levando para o corpo receptor: material particulado e diversos compostos por estes absorvidos, originados na poluição atmosférica; resíduos sólidos das ruas; óleo e derivados diversos do petróleo, provenientes dos veículos automotores.

3.3 – Efeitos da Poluição sobre os Ecossistemas Aquáticos

Os contaminantes presentes nos despejos domésticos e industriais produzem os mais diversos efeitos nos meios aquáticos. Com a morte de peixes, que é o sintoma mais alarmante, coexistem graves transformações invisíveis aos olhos desarmados, como a eliminação de algas e de outras espécies de vida. Um mesmo poluente pode agir segundo diferentes mecanismos e ser mais prejudicial a uns que a outros organismos. Para efeito de estudo, é conveniente agrupar em classes distintas, segundo suas características de atuação, as diferentes modalidades de poluição das águas: poluição física, poluição físico-química, poluição orgânica e poluição mineral.

A *poluição física* envolve modificações de *cor*, *turbidez* e alteração de *temperatura* do meio aquático. A presença de substâncias pigmentadas em solução ou dispersão coloidal, ou de sólidos em suspensão, causando aumento de *turbidez* e modificação de *cor* pode afetar a vida de um manancial de duas formas: *a)* criando dificuldade para a penetração da luz solar, essencial às reações de fotossíntese; *b)* o material em suspensão, ao sedimentar-se, arrasta ao fundo e soterra pequenos organismos. Tem sido observado que águas de cor acentuada ou que contêm grande concentração de silte e argila em suspensão prejudicam o crescimento de algas, mesmo quando as outras condições ambientais são propícias ao desenvolvimento destas.

A *turbidez* pode, ainda, causar a destruição de outros tipos de organismos, através de diferentes mecanismos. O despejo de uma grande quantidade de partículas sólidas dá origem à formação de uma verdadeira nuvem que, depositando-se nos órgãos respiratórios de animais

aquáticos, causa a sua asfixia. Este material também acelera a precipitação e soterra partículas orgânicas em suspensão nas águas que servem de alimento à fauna. A destruição de peixes pode ocorrer pelo desaparecimento de sua fonte alimentar (algas, crustáceos, vermes e larvas), pelo soterramento de seus ovos, bem como pela modificação das condições de fundo adequadas a sua reprodução.

No que diz respeito à *temperatura*, o lançamento de despejos muito aquecidos (*poluição térmica*) num manancial pode afetar sua fauna e sua flora de modo direto e indireto, produzindo os seguintes efeitos: *a)* coagulação ou desnaturação das proteínas que constituem a matéria viva; *b)* aumento da capacidade tóxica de certas substâncias; *c)* redução da capacidade da água de dissolver e reter oxigênio, com o subsequente aumento da atividade fisiológica dos organismos aquáticos. Este último efeito é o mais considerável. Ao mesmo tempo que a elevação de temperatura provoca uma demanda adicional de oxigênio, reduz a concentração deste gás na água. Por este motivo, podem ocorrer a morte de peixes e de outros organismos por asfixia e o agravamento das condições de poluição de um curso d'água. Este fato, decerto, também pode registrar-se como um efeito natural do intenso calor nos meses de verão.

A *poluição físico-química* das águas envolve variação do *pH*, *radioatividade*, alterações na sua *tensão superficial* e modificação da *pressão osmótica*. O *pH* adequado para o crescimento dos organismos aquáticos situa-se entre 6,5 e 7,5. A grande maioria destes organismos não sobrevive em ambiente com *pH* superior a 9,5 ou inferior a 4,0. Estudos indicam que os peixes de água doce, quando as demais condições são favoráveis, suportam *pH* entre 4,0 e 9,0. O lançamento nas águas de ácidos e gases fortes – agentes capazes de modificar acentuadamente o *pH* – repercute sobre o meio geralmente de modo indireto. A variação do *pH* pode exercer grande influência sobre a toxicidade de certos compostos, como amônia, metais pesados, gás sulfídrico, etc.

As *radiações* emitidas por isótopos radioativos são reconhecidamente carcinogênicas e mutagênicas e devem atingir os organismos aquáticos de forma análoga à que afetam o homem. O maior perigo que advém do lançamento de despejos radioativos num manancial é a possibilidade de os radioisótopos se acumularem nos organismos mais resistentes a sua ação deletéria, como, por exemplo, os peixes, e alcançarem as populações humanas que deles se alimentam.

Osmose é a passagem do solvente de uma solução através de uma membrana impermeável ao soluto. As células de qualquer organismo vivo possuem, em seu interior, uma dada quantidade de sais dissolvidos, que lhes confere um certo valor osmótico. Tais células, quando colocadas em ambiente líquido, podem comportar-se de duas maneiras: *a)* se a

concentração salina do meio é maior do que a da célula, esta tende a perder água e “murcha”. Experiências demonstram que colocar as pernas de um sapo na água do mar, por um tempo prolongado, pode determinar a morte do animal por perda da água de todo o organismo; b) se, pelo contrário, o ambiente possuir menor salinidade que a célula, verifica-se uma tendência à absorção de água, algumas vezes causando o rompimento da parede da célula e levando-a à morte. Peixes marinhos poderão sucumbir, por este motivo, quando colocados em água doce. Assim, o lançamento de despejos com alto teor de sais dissolvidos, por si mesmos inócuos, pode ameaçar, através de modificação da *pressão osmótica*, o equilíbrio do ecossistema aquático.

Presentes tanto nos despejos domésticos quanto nos industriais, os detergentes agem de maneira diversificada sobre o meio aquático. Ao lado do efeito tóxico sobre os peixes, os detergentes exercem ação indireta dificultando a troca de oxigênio entre a água e o ar, diminuindo a capacidade do corpo hídrico de estabilizar compostos orgânicos e colocando em perigo a sobrevivência dos organismos aeróbios. Atuam ainda, indiretamente, reduzindo a *tensão superficial* da água e, com isso, prejudicando a capacidade de locomoção de muitos animais aquáticos. Patos e outras aves não conseguem flutuar em águas que contêm alta concentração de detergentes.

Os *poluentes orgânicos* podem ser classificados em três grupos, do ponto de vista da possibilidade de serem metabolizados por organismos vivos: *biodegradáveis*, *biorresistentes* e *inertes*. Enquanto, via de regra, os do primeiro grupo encontram-se entre os originados na natureza, os demais são gerados a partir de sínteses ou de fermentação. Os poluentes orgânicos biorresistentes (refratários) têm ação predominantemente tóxica sobre o meio aquático (morte de organismos) ao passo que os biodegradáveis exercem uma ação indireta: a exaustão de oxigênio da água onde são lançados.

A matéria orgânica biologicamente sintetizada participa necessariamente dos processos de reciclagem de elementos vitais na natureza e, por isso, é degradável por ação biológica. Os compostos introduzidos pela ação do homem no meio ambiente, por outro lado, são estranhos aos ciclos naturais e dificilmente constituem fonte de energia para os seres vivos. Entre os compostos orgânicos de elevada toxicidade estão o álcool butílico e o etílico, os detergentes, os derivados do petróleo, os agrotóxicos em geral, os fenóis e outros produtos.

De grande importância, também, são os danos provocados pela redução do oxigênio dissolvido em decorrência da presença de compostos orgânicos biodegradáveis nos corpos hídricos. Essa diminuição é resultado da atividade de organismos de respiração aeróbia que metabolizam o substrato orgânico acumulando uma fração de glicose. Poste-

riormente, para a liberação de seu conteúdo energético, a glicose é oxidada, o que demanda oxigênio do meio.

Quando a água é suficientemente rica em oxigênio dissolvido e a carga a ela lançada não é muito grande, estabelece-se um equilíbrio: à medida que esse oxigênio vai sendo consumido na respiração dos organismos que se alimentam da matéria orgânica, vai sendo repostado, na mesma proporção, por reatuação através da superfície ou por atividade fotossintetizante de vegetais subaquáticos. Porém, quando a carga é relativamente grande, essa reatuação pode ser insuficiente e permitir o estabelecimento de condições anaeróbias em certos níveis ou mesmo em toda a massa de água.

Nas regiões em que se instalam condições de anaerobiose, desaparecem os organismos aeróbios que constituíram a própria causa da remoção do oxigênio. Em seu lugar, surgem uma flora bacteriana e uma fauna formada principalmente por protozoários e vida anaeróbia. Iniciam-se os processos que resultam na formação de compostos ainda oxidáveis, tais como a metana e outros combustíveis. Em determinadas condições, ocorre o fenômeno da fermentação ácida, pela formação de vários ácidos orgânicos. Essa redução do pH do meio possibilita o surgimento de vários compostos de odor repugnante, como o gás sulfídrico, as mercaptanas, etc., característicos do chamado "ambiente séptico".

Como resultado da diminuição do oxigênio, além dos demais fenômenos mencionados, observa-se uma redução geral do número de espécies na massa de água e no fundo. Entretanto, organismos resistentes a essas condições multiplicam-se com grande rapidez, passando a constituir uma população que facilmente identifica o ambiente poluído. Produz-se um novo equilíbrio ou ciclo biodinâmico, que será tanto mais estável quanto menos variarem as novas condições.

Certos despejos, embora ricos em matéria orgânica, não causam grandes depressões no teor de oxigênio dissolvido. Isso ocorre quando o despejo é de lenta ou baixa biodegradabilidade, isto é, não constitui fonte alimentar adequada a microorganismos. Percebe-se, assim, que alto conteúdo de matéria orgânica e baixa concentração de oxigênio nem sempre são fenômenos obrigatoriamente correlacionados, tal como já foi dito em relação à presença simultânea de metais pesados e matéria orgânica na água.

No que diz respeito à *poluição mineral* os compostos minerais lançados numa massa de água, além de constituírem fonte de poluição físico-química, através de modificação do pH e do valor osmótico, conforme já se disse, podem ainda afetar quimicamente o manancial de duas maneiras opostas: como agentes tóxicos, causando a morte dos organismos

vegetais ou animais sensíveis; como fonte de nutrientes, permitindo a proliferação intensa de organismos vegetais.

A poluição mineral das águas que resulta em intoxicação oriunda dos metais pesados põe em ação dois mecanismos fundamentais. O primeiro destes mecanismos refere-se às enzimas: íons de metais pesados podem formar complexos com grupos funcionais e muitas enzimas (formação de quelatos); assim são bloqueadas as partes das enzimas responsáveis por determinados processos metabólicos. O segundo mecanismo envolve a capacidade dos metais de se combinarem com as membranas celulares, alterando-lhes a estrutura. Em consequência, é perturbado, ou mesmo totalmente impedido, o transporte de íons de sódio (Na^+), potássio (K^+), carbono (C^-), e outros, bem como de substâncias necessárias à manutenção dos processos vitais. Experiências realizadas com peixes revelam a seguinte ordem decrescente de toxicidade: mercúrio, cobre, zinco, cádmio, estanho, alumínio, níquel, ferro trivalente, ferro bivalente, bário, manganês, potássio, cálcio, magnésio e sódio.

Os metais interferem também na capacidade de autodepuração. Os organismos decompositores dos materiais orgânicos são inibidos, verificando-se uma redução drástica da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), com igual grau de eutrofização. Uma elevada concentração de oxigênio na água nem sempre significa um indício de condições aeróbias saudáveis; pode indicar também um envenenamento com metais pesados. Assim, para a avaliação da qualidade da água, torna-se necessária uma análise da concentração de metais pesados, o que apresenta alguma dificuldade, pois a quantidade do metal detectável na água não corresponde obrigatoriamente às verdadeiras proporções da contaminação. Sabe-se hoje que, nos sedimentos de rios e lagos, o conteúdo de metais pesados pode ser de mil a 10 mil vezes maior que nas águas. Os metais pesados podem ser absorvidos por sedimentos minerais, podem combinar-se quimicamente com diferentes minerais (por exemplo, na forma de sulfeto, carbonato, sulfato, etc.), ou precipitarem em presença dos hidróxidos de ferro e manganês, que se formam na decomposição das rochas. Também sedimentos orgânicos podem combinar-se com metais pesados.

Os metais pesados mostram claramente que a questão da toxicidade de uma certa substância corresponde, em grande medida, à determinação de sua concentração: há uma série de metais que são imprescindíveis para o funcionamento dos organismos, entre os quais se incluem, de modo geral, o manganês, o cobalto, o cobre, o zinco e, no caso de certos organismos, também o vanádio, o cromo, o molibdênio, o níquel e o cádmio.

A importância da concentração de um íon para sua atividade fisio-

lógica torna compreensível que elementos ou íons normalmente não-tóxicos possam prejudicar organismos vivos, isto é, possam ser tóxicos quando presentes em concentrações demasiado elevadas. Citam-se, como exemplo, os cloretos e sulfatos de sódio e potássio, facilmente solúveis, e outros sais solúveis que se formam em quantidades apreciáveis na mineração (sais de potássio e calcário).

Cabem aqui algumas considerações sobre o processo de *eutrofização*. Há muito que se conhecem os efeitos benéficos que certos tipos de despejos produzem sobre espécies que habitam os rios. A fertilização das águas para a produção de algas obedece ao mesmo princípio da fertilização do solo: por meio de adubos orgânicos ou minerais, obtêm-se maior produção de vegetais úteis. O adubo orgânico que é fornecido às plantas terrestres como o esgoto que é lançado às águas constituem fonte de nitrogênio, fósforo, potássio, enxofre, magnésio, etc., uma vez que, sendo oxidados os seus componentes orgânicos, há formação de compostos simples, minerais, destes elementos.

A introdução direta ou indireta de sais minerais na água produz, portanto, um enriquecimento proporcional de sua flora e sua fauna. Isto é verdade não apenas com relação às algas e outros vegetais aquáticos, como também no que diz respeito aos organismos heterótrofos, que dependem, para sua alimentação, dos organismos autotróficos: havendo mais algas, haverá mais protozoários e, conseqüentemente, mais crustáceos, vermes, insetos e peixes. Toda essa seqüência de desenvolvimento verifica-se, por exemplo, ao longo de um curso d'água onde ocorra o fenômeno de autodepuração de despejos orgânicos. Pode-se concluir disto que as águas naturais, que normalmente possuem apenas poucos representantes de cada um desses tipos de organismos vegetais e animais, são sempre carentes em sais minerais, ao contrário das águas eutrofizadas.

3.4 – Efeitos da Poluição das Águas sobre a Saúde Humana

A Organização das Nações Unidas declarou o período 1981/90, como a Década Internacional de Água de Abastecimento e Saneamento. No Brasil, a meta considerada mais relevante foi abastecer as cidades com água, ficando em segundo plano o esgotamento sanitário, um desafio considerado difícil diante dos dados do Banco Mundial [Silveira (1985)], que indicam a existência de 1,1 bilhão de pessoas sem sistemas de esgotamento sanitário em países do Terceiro Mundo. Este fa-

to, aliado às doenças veiculadas pela água, e a má nutrição são causadores de aproximadamente nove milhões de óbitos por ano.

Em se tratando de doenças relativas a esgotos sanitários, a relação entre água e saúde deve ser sempre lembrada. Águas contaminadas e/ou em quantidade insuficiente para higiene pessoal podem ser a causa direta ou indireta de doenças. A incidência destas depende diretamente do clima, da geografia, da cultura, dos hábitos e facilidades sanitárias dos sistemas de disposição de dejetos. As Tabelas 3.2 e 3.3 resumem algumas das principais doenças infecciosas originadas pelos dejetos humanos.

Todas as doenças incluídas nas categorias I e II, assim como muitas das doenças da água e outras não relacionadas com a água, são causadas por patógenos transmitidos pelos excretas humanos, principalmente as fezes. A classificação destas doenças facilita a correlação entre os vários tratamentos de excretas possíveis e os efeitos sobre a saúde.

Algumas doenças veiculadas pelos excretas, via água, podem ser controladas, pelos menos parcialmente, através de melhorias nos sistemas de abastecimento de água e na higiene pessoal. Entretanto, outras doenças, também veiculadas pelos excretas, dependem fundamentalmente de melhorias nos sistemas de disposição dos excretas, desde a construção de instalações sanitárias até a escolha dos métodos de transporte, tratamento, disposição final e/ou reutilização.

De acordo com Feachem *et alii* (1977), numa estimativa conservadora, pelo menos metade da população mundial está infectada por uma ou mais espécies de helmintos. Nos países tropicais, especialmente os mais pobres e com baixos padrões de higiene, as taxas de infecção são consideradas bem maiores que a apontada. Enquanto algumas pessoas podem carregar consigo uma grande carga de parasitas sem nenhum efeito aparente de doença, certos helmintos podem causar desfiguração, cegueira, anemia, obstrução intestinal, diminuição das funções dos órgãos internos e até morte.

A distinção entre estar infectado e estar doente deve ser sempre lembrada. Muitas vezes, o grupo de pessoas envolvido em transmissão de infecções mostra pouco ou nenhum sinal de doenças e, ao mesmo tempo, indivíduos em estados avançados de doença podem ser de pequena ou nenhuma importância na transmissão. A carga de organismos patogênicos excretada por uma pessoa infectada é variável. Uma pessoa infectada por um pequeno número de nematóides pode estar passando poucos ovos/grama de fezes, enquanto um portador de cólera pode estar excretando mais do que 10^6 vibros cólera por grama e, dependendo do caso, pode estar passando até 10^{13} vibros por dia [Feachem *et alii* (1981)].

Tabela 3.2
Classificação Ambiental de Infecções Relativas ao Excreta

CATEGORIA	INFECÇÃO	MECANISMOS DE TRANSMISSÃO	MEDIDAS DE CONTROLE
I. Fecal-oral (não bacterial) não latente doses infecciosas pequena	Poliomielite (V) Hepatite A (V) Diarréia Rotavirus (V) Giardíase (P) Balantídiase (P) Enterobíase (H) Hymenolepiase (H)	Contato pessoal Contaminação doméstica	A bastecimento de água Melhoria habitacional Provisão de toaletes Educação sanitária
II. Fecal-oral (bacterial) não latente doses altas e médias de infecção persistente moderadamente e capacidade de multiplicação	Diarréias Disenterias Enterite Campylobactéria (B) Cólera (B) Diarréia E. Coli (B) Salmonelose (B) Shigelose (B) Yerseniase (B) Febres entéricas: Tifóide (B) Paratifóide (B)	Contato pessoal Contaminação doméstica de água e colheitas	A bastecimento de água Melhorias habitacionais Provisão sanitária Tratamento de excreta antes da reutilização ou descarga Educação sanitária
III. Helminthos transmitidas pelo solo latente e persistente sem hospedeiro intermediário	Ascaris(H) Trichurius(H) Estrongiloidíase(H) Hook Worm(H)	Contaminação do quintal Solo contaminado na área comum de defecção Contaminação de colheitas	Provisão de sanitários limpos Tratamento de excreta antes do lançamento no solo
IV. Vermes do boi e porco latente e persistente Hospedeiros boi e porco	Teníase (H)	Contaminação do quintal, dos campos, de ração	Provisão de sanitários Tratamento de excreta antes do lançamento no solo Inspeção da carne
V. Helminthos relacionados com água latente e persistente. Hospedeiros aquáticos	Schistosomose (H) Clonorchíase (H) Difilobotríase (H) Fasciolopsíase(H) Paragonimíase (H)	Contaminação da água	Provisão de sanitários Tratamento de excreta antes de descarga Controle de infecção animal Controle da comida
VI. Insetos relacionados com excreta	Fijaríase (H) Infecção das categorias I - V especialmente I e II transmitidas por moscas e baratas (M)	Sobrevivência de insetos em locais contaminados por fezes	Identificação e eliminação de locais contaminados Mosquiteiros

FONTE: Cairncross e Peachem, 1983.

B = bactéria; V = vírus; H = helminto; M = miscelânea; P = protozoário.

Tabela 3.3
Infecção por Excreta

GRUPOS BIOLÓGICOS E ORGANISMOS	DOENÇA	RESERVATÓRIO
VÍRUS		
Cocksavírus	Várias	Homem
Echovírus	Várias	Homem
Hepatite A vírus	Hepatite infecciosa	Homem
Poliovírus	Poliomielite	Homem
Rotavírus	Gastroenterite em crianças	Incerto
BACTÉRIA		
<i>Compylobacter spp</i>	Diarréia em crianças	Animais e homem
Patogênica <i>Escherichia Coli</i>	Gastroenterite	Homem
<i>Salmonella Typhi</i>	Febre tifóide	Homem
<i>S. paratyphi</i>	Febre paratífóide	Homem
Outra <i>salmonella</i>	Intoxicação	Animais e homem
<i>Shigella spp</i>)	Disenteria	Homem
<i>Vibrio cholerae</i>	Cólera	Homem
Outros víbrios	Diarréia	Homem
<i>Yersinia spp</i>	Yersiniase	Animais e homem
PROTOZOÁRIOS		
<i>Balantidium coli</i>	Diarréia leve	Animais e homem
<i>Entamoeba histolitica</i>	Disenteria amébrica	Homem
<i>Giardia Lamblia</i>	Diarréia	Homem
HELMINTOS		
<i>Ancylostoma duodenale</i>	Infecção	Homem-solo-homem
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariase	Homem
<i>Enterobius vermiculares</i>	Enterobiase	Homem-homem
<i>Fasciola hepatica</i>	Fasciolíase	Ovelha-caramujo-homem
<i>Fasciolopsis buski</i>	Fasciolopsíase	Porco-caramujo-homem
<i>Gastrodiscoides hominis</i>	Gastrodiscoidíase	Porco-caramujo-homem
<i>Schistosoma haematobium</i>	Schistosomíase	Homem-caramujo-homem
<i>S. mansoni</i>	Schistosomíase	Homem-caramujo-homem
<i>Taenia saginata</i>	Teníase	Homem-boi-homem
<i>T. solium</i>	Teníase	Homem-porco-homem
<i>Trichuris trichura</i>	Tricuriase	Homem-solo-homem

FONTE: Banco Mundial (1980).

Quando grandes quantidades de organismos estão sendo passados através das fezes, podem aumentar significativamente suas concentrações nos esgotos sanitários. Nesse caso, estações convencionais de tratamento de esgotos, mesmo com alta eficiência não são suficientes

para eliminar os organismos patogênicos, e as implicações para a saúde pública dependerão da última etapa do tratamento, da habilidade destes organismos para sobreviverem e se multiplicarem e da quantidade mínima de organismos necessária para infectar uma pessoa.

Além das infecções, existem os problemas de saúde relacionados às substâncias químicas. Tanto a ausência quanto o excesso dessas substâncias podem ser causa de doenças não-infecciosas, que, contudo, previnem-se simplesmente pela adição da substância deficiente no corpo de água ou pela remoção do excesso considerado prejudicial.

Mais de mil compostos orgânicos já foram identificados na água. Muitos destes micropoluentes ocorrem em pequenas concentrações, geralmente menores que 1mg/l, e até agora não se conhecem os seus efeitos sobre a saúde. Entretanto, alguns destes compostos, já se sabe, são tóxicos, carcinogênicos ou produtores de odor e sabor, algumas vezes até após reação com cloro, no caso de desinfecção. Muitas destas substâncias tóxicas são pesticidas, aplicadas em grandes quantidades em algumas regiões do mundo.

Outros compostos orgânicos sabidamente são causadores de câncer quando consumidos em grandes doses. Nos Estados Unidos o uso de carbono ativado é recomendado na redução de compostos orgânicos em águas de abastecimento público, principalmente os hidrocarbonetos polinucleares aromáticos (PHA) e os Trihalometanos (THM).

Mais importantes do que os compostos orgânicos, do ponto de vista de seus efeitos sobre a saúde humana, são os químicos inorgânicos presentes nas águas. Certo número de íons metálicos são conhecidos por causarem distúrbios metabólicos no homem, alterando a produção e a função de algumas enzimas ou causando uma variedade de outros efeitos tóxicos. Antimônio, arsênico, bário, berílio, boro, cádmio, cobalto, chumbo, mercúrio, molibdênio, selênio, cobre, urânio e vanádio são alguns dos metais que se encontram nesse caso, embora os níveis de infecção e os efeitos fisiológicos não sejam totalmente conhecidos para todos eles.

3.5 – Sistemas de Tratamento

Examinaremos primeiramente as diferentes modalidades do *sistema* dito *individual de tratamento*. A principal característica deste sistema, que o distingue de outros, é o fato de que suas diversas modalidades podem ser implantadas e operadas pelo próprio indivíduo. Requerem

pouco ou nenhum investimento em melhorias fora de casa. Outra vantagem que algumas destas tecnologias apresentam está em que podem ser implantadas em residências não servidas por um sistema público de abastecimento de água.

As *latrinas ventiladas* consistem de buracos feitos à mão, no solo, sobre os quais é colocado o assento. Em torno disto é construída uma casinha para privacidade. O buraco serve para defecção, com ou sem utilização de água, depósito de excreta, digestão de resíduos sólidos e sumidouro de urina. Desenhos recentes destas latrinas evitam odores e presença de mosquitos e moscas. Garantida uma boa manutenção, as latrinas ventiladas proporcionam riscos mínimos à saúde. O conteúdo da fossa pode ser retirado com segurança após doze meses. Neste caso, a possibilidade de sobrevivência de poucos ovos de *ascaris* poderá ocorrer.

As *fossas úmidas* são tanques com selo de água sobre os quais é assentado o vaso sanitário. Esta técnica é apropriada tanto para sanitários sem descarga como para sanitários com descarga. O ideal é localizar a entrada das águas servidas no tanque de modo a conservar o selo de água. Enquanto este selo é mantido, evita-se o problema de odores e insetos. Os excretas são decompostos anaerobicamente. A cada período de dois a três anos, aproximadamente, o lodo deve ser retirado. O efluente do tanque pode ser lançado num sumidouro ou em valas de infiltração para percolação no solo.

A eficiência destas fossas em decantar os organismos patogênicos depende de seu tempo de retenção e das dimensões, particularmente no que se refere a anteparos ou a compartimentos dimensionados para evitar curto-circuitos hidráulicos ou condições quiescentes.

Uma fossa úmida bem desenhada, com um tempo de retenção longo, de aproximadamente 20 dias, pode produzir um efluente com concentrações baixas de bactérias entéricas, protozoários ou ovos de helmintos, e muitos dos vírus podem decantar quando absorvidos pelos sólidos. O material removido do tanque deve ser tratado ou estocado por 12 meses antes de ser usado [Feachem *et alii* (1981)].

A *fossa séptica* é um tanque localizado abaixo da superfície do solo, próximo à casa de onde recebe os efluentes da cozinha e dos banheiros. Sua construção, operação e manutenção tem lugar dentro dos limites do terreno, exceto nos períodos de limpeza do lodo. Embora a fossa séptica seja usada mais comumente para tratar os esgotos sanitários de residências unifamiliares, pode também ser utilizada como uma técnica comum a populações inferiores a 300 pessoas.

A fossa séptica serve somente para tratar efluentes de residências servidas por água de abastecimento público e com solos permeáveis pa-

ra disposição posterior dos efluentes, podendo igualmente os efluentes da fossa serem lançados em redes de baixo custo.

O tempo de retenção hidráulica no tanque é aproximadamente de um a três dias, período durante o qual os sólidos decantam. A digestão dos sólidos é feita anaerobicamente, e uma camada de espuma é formada na superfície. Embora a digestão dos sólidos seja razoavelmente efetiva, algum lodo que ainda se acumule deve ser retirado a intervalos regulares, usualmente uma vez cada cinco anos [Mara (1982)].

A manutenção de uma fossa séptica consiste, basicamente, de inspeções periódicas com o fim de assegurar que as partículas da espuma ou sólidos suspensos não estejam saindo com o efluente, garantindo-se um mínimo de 24 horas de retenção. Quanto à localização da fossa séptica no terreno, deve-se ter em mente as distâncias mínimas a serem mantidas, para evitar contaminação (Tabela 3.4).

Tabela 3.4

Distâncias Mínimas de Fossas Sépticas e Valas de Infiltração

DISTÂNCIA DE	FOSSA SÉPTICA	VALAS DE INFILTRAÇÃO
Edifícios	1,5	3,0
Limites de propriedades	1,5	1,5
Poços	30,0	30,0
Correntes de água	7,5	30,0*
Lagoas	3,0	7,5
Bombas de água	3,0	3,0
Árvores	3,0	3,0

FONTE: Silveira (1985).

* Estas distâncias devem ser elevadas para 60m se a instalação for numa estação de abastecimento de água.

Numa fossa séptica, com um tempo de detenção normal (um a três dias), o efluente conterà os mesmos patogênicos que o influente. Um bom número de patogênicos decanta, e o lodo fresco ainda contém um número significativo de bactérias patogênicas, vírus, cistos e ovos. Sempre que o tanque for limpo, haverá um lodo mais fresco e, por isso, perigoso para a saúde, devendo a limpeza ser feita com cuidado e o lodo disposto adequadamente. As fossas de três compartimentos, experimentadas na China, têm demonstrado redução de coliformes fecais menores que 1.000/100mm e remoções de ovos de *ascaris* de aproximadamente 100% [Feachem *et alii* (1981)]. Nas valas de infiltração, as bactérias não sobrevivem mais do que 10 metros através do solo.

Os *sistemas de tratamento coletivos* consistem na coleta, transporte e tratamento e/ou disposição dos efluentes sanitários. Como uma prática que já vem sendo adotada em algumas comunidades brasileiras, o sistema de coleta e transporte de baixo custo tem papel relevante no sistema de tratamento como um todo. Como o efluente de qualquer tipo de tanque de decantação não contém muitos sólidos, ele pode ser coletado e transportado através de uma rede de esgotos de diâmetro e declividade menores que os da convencional e, portanto, mais econômica. Serão apresentados, nos parágrafos seguintes, alguns tipos de tratamento para esgotos sanitários e efluentes industriais, considerando-se modalidades de tratamento *primário, secundário e terciário*.

As operações físicas que se acionam na etapa de *tratamento primário* visam à eliminação de sólidos suspensos, sólidos voláteis e graxas, bem como ao bombeamento do efluente. Os processos químicos dão como resultado a eliminação de sólidos suspensos e coloidais através da precipitação, da desinfecção das águas residuárias e do controle dos odores. Geralmente a cloração é o único processo químico utilizado no tratamento primário.

As *grades de limpeza manual* são utilizadas geralmente para pequenas estações de bombeamento e colocadas antes das bombas. Antigamente, eram utilizadas no pré-tratamento de pequenas estações de águas residuárias. A tendência dos últimos anos tem sido a utilização de grades de limpeza mecânica ou trituradores, com o fim de reduzir a um mínimo o trabalho manual de limpeza.

As *peneiras*, a que antigamente muito se recorria no tratamento primário, são dispositivos de limpeza mecânica, equipados com uma placa perfurada de bronze com abertura de 3mm, ou menores. Atualmente, poucas estações de tratamento delas se valem. As peneiras mais modernas são do tipo disco ou tambor, contendo uma tela fina de aço inox ou de material não-ferroso. Os resíduos retidos nas peneiras podem ser descarregados em trituradores ou bombas desintegradoras, retornando ao tratamento, e levados por transporte a zonas de aterro.

A função dos *desarenadores* é separar areias e qualquer material pesado que tenha velocidade de sedimentação ou peso específico superior ao dos sólidos orgânicos putrecíveis das águas residuárias. Os desarenadores protegem os equipamentos móveis da abrasão e de desgaste anormal, reduzem a formação de depósitos pesados nos tubos, canais e condutos, e reduzem a necessidade de limpeza dos digestores, que deve ser realizada como resultado do acúmulo excessivo de areia. O método mais corrente para a disposição final da areia é a sua aplicação como aterro, cobrindo-a quando necessário. Em alguns lugares, ela é incinerada junto com o lodo ou lavada antes de ser lançada no solo.

Os *separadores de óleos e graxas, pré-aeradores e floculadores* são utilizados para a eliminação dos óleos, das graxas e da espuma antes da sedimentação primária. Um tanque separador de óleos e graxas consiste de um depósito disposto de tal maneira que a matéria flotante ascenda e permaneça na superfície do efluente até que seja recolhida e eliminada enquanto o líquido sai do tanque de forma contínua através de uma abertura situada no fundo. O material recolhido na sua superfície inclui azeite, graxa, sabão, pedaços de madeira, resíduos vegetais e cascas de frutas.

A pré-aeração tem como objetivos principais melhorar a tratabilidade, controlar os odores, eliminar as areias, atingir uma distribuição uniforme dos sólidos suspensos e voláteis, antes da sua entrada nas unidades seguintes de tratamento, e aumentar as reduções da DBO.

Emprega-se a floculação das águas residuárias através de agitação mecânica ou aerada, quando se pretende aumentar a redução de sólidos suspensos e da DBO nos tanques de sedimentação primária. A finalidade da floculação é formar agregados ou flocos da matéria finamente dividida.

Com o recurso aos *tanques de decantação primária*, a função principal do tratamento por sedimentação é eliminar os sólidos facilmente sedimentáveis e o material flotante, reduzindo os sólidos suspensos. Os tanques de sedimentação primária podem ser a única etapa de tratamento, como podem ser o passo preliminar para um tratamento posterior. Quando usados como único meio de tratamento, servem para a eliminação de sólidos sedimentáveis capazes de formar depósitos de lodo nos corpos receptores. No caso de apenas precederem outras unidades de tratamento, seu grande objetivo passa a ser reduzir a carga nas unidades de tratamento biológico. Tais tanques podem ser retangulares ou circulares. A seleção do tipo depende do tamanho da instalação, das disposições e dos regulamentos dos organismos locais de controle, das condições do terreno, da experiência do projetista e da estimativa de custo.

Os *flotadores, os tanques de Inhoff e as fossas sépticas* também podem ser utilizados para a separação de sólidos. Em particular, o tanque de Inhoff e a fossa séptica são adequados, respectivamente, para pequenas comunidades e residências isoladas. A flotação é empregada principalmente no tratamento de despejos industriais com altas cargas de graxas e sólidos suspensos finamente divididos, sendo também indicada no tratamento de resíduos que contêm matérias espumantes. Os tanques Inhoff são utilizados na eliminação de sólidos sedimentáveis e na digestão anaeróbia dos mesmos: são tanques de dois compartimentos superpostos, efetuando-se a sedimentação superior e a digestão no inferior.

Os *tratamentos secundários* geralmente compreendem processos biológicos, associados a tratamentos primários. Eles convertem a matéria orgânica, que se encontra finamente dividida e dissolvida, em sólidos sedimentáveis flocculentos que podem ser eliminados em tanques de sedimentação secundária. Os processos biológicos mais comuns de tratamento secundário são *lagos de estabilização, filtros biológicos, lodos ativados e digestores anaeróbios*.

Os *lodos ativados* são considerados como um processo de custo elevado (implantação, operação e manutenção), destinando-se exclusivamente a grandes cidades. Desenvolvido na Inglaterra em 1914, fundamenta-se este processo de tratamento na produção de uma massa ativada de microorganismos capaz de estabilizar o despejo por via aeróbica. O ambiente aeróbico é conseguido através de aeração por meio de difusores ou sistemas mecânicos. O despejo orgânico é introduzido num tanque de aeração, onde as bactérias metabolizam a matéria orgânica. Depois de um certo período de tempo, o conteúdo do tanque segue para um decantador, onde os organismos são separados do despejo tratado. Uma porção das células sedimentadas é reconduzida ao tanque de aeração para manter o processo estabilizado e a outra, correspondente ao crescimento de novas bactérias, é descartada.

As bactérias são os microorganismos que realmente degradam o resíduo orgânico dos efluentes, mas os protozoários e o rotíferos atuam como depuradores dos mesmos. Os protozoários consomem as bactérias dispersas que não floccularam, e os rotíferos consomem quaisquer partículas biológicas pequenas que não sedimentaram. Tão importante quanto a rápida estabilização da matéria orgânica presente no despejo é a formação de flocos biológicos adequados. Estes flocos, formados principalmente por bactérias, devem ser facilmente removidos no decantador secundário.

O conceito do *filtro biológico* partiu do uso dos filtros de contato, que eram tanques impermeáveis recheados com pedras. Esse processo depende da instalação de um leito formado por um meio permeável, ao qual os microorganismos aderem e através do qual a água residuária se filtra. Geralmente o meio filtrante é de pedras, mas existem filtros que se valem de meios filtrantes plásticos. Através de um distribuidor giratório, o despejo é aspergido uniformemente sobre o leito, onde uma população de microorganismos a ele fixada degrada a matéria orgânica.

A comunidade biológica presente no filtro se compõe principalmente de protistas, incluindo bactérias facultativas, aeróbias e anaeróbias, algas, fungos e protozoários. Do ponto de vista operacional, as algas são consideradas como estorvo, já que podem causar tamponamento da superfície do filtro.

As *lagos de estabilização* consistem de uma massa de água relati-

vamente pouco profunda num tanque de terra. São de uso corrente para pequenas comunidades, sobretudo por seus baixos custos de construção e funcionamento, que só apresentam como desvantagem a necessidade de grandes áreas. Tais lagoas classificam-se, segundo a natureza da atividade biológica, em aeróbias, facultativas e anaeróbias.

Uma *lagoa aeróbia* contém algas e bactérias em suspensão, e, em toda a sua profundidade, prevalecem as condições aeróbias. Existem dois tipos: as lagoas aeradas mecanicamente e as lagoas aeradas naturalmente. Nas primeiras, faz-se a aeração por meios mecânicos destinada a fornecer oxigênio às bactérias. Já nas lagoas aeróbias fotossintéticas, o oxigênio é proporcionado mediante a aeração superficial natural e a fotossíntese das algas.

A comunidade biológica dessas lagoas é a mesma dos lodos ativados, exceto pela população das algas. O oxigênio liberado pelas algas, através da fotossíntese, é utilizado pelas bactérias na degradação aeróbia da matéria orgânica. Os nutrientes e o anidrido carbônico liberados na degradação são, por sua vez, utilizados pelas algas, fechando o ciclo. Rotíferos e protozoários também estão presentes, e sua função principal é melhorar o efluente.

No caso das lagoas mecanicamente aeradas, as algas não têm tanta importância. Os aeradores servem também para misturar o conteúdo e evitar a sedimentação dos sólidos suspensos.

Numa *lagoa facultativa* existem três zonas: *a*) uma zona superficial, onde as algas e bactérias aeróbias existem em uma relação simbiótica; *b*) uma zona anaeróbia inferior, onde os sólidos acumulados são decompostos por bactérias anaeróbicas; *c*) e uma zona intermediária, parte aeróbia e parte anaeróbia, onde a degradação da matéria orgânica é feita pelas bactérias facultativas.

As *lagoas anaeróbias* o são em toda a sua extensão, exceto em uma parte extremamente delgada na superfície. As profundidades chegam até seis metros. Nelas, a estabilização se atinge através de uma combinação de precipitação e conversão anaeróbia dos resíduos orgânicos de gás carbônico (CO_2), metano (CH_4), outros produtos finais gasosos, ácidos orgânicos e tecidos celulares.

As *lagoas de maturação* são implantadas como um segundo estágio, seguindo-se as lagoas facultativas. A sua função é a destruição ou remoção de patogênicos, ao passo que as lagoas anaeróbia e facultativa são projetadas essencialmente para a remoção da DBO. São totalmente aeróbicas e capazes de manter as condições aeróbicas em profundidades maiores que três metros. Sistemas de lagoas bem projetadas, com um mínimo de três células e com um tempo de retenção mínimo de 20 dias, podem produzir um efluente completamente livre de patogênicos ou que contém pequenas concentrações de bactérias entéricas de vírus.

No *sistema de digestores anaeróbios*, a matéria orgânica é degradada primeiramente por bactérias acidificantes que produzem ácidos intermediários e posteriormente, ou diretamente, o ácido acético. Após a formação do ácido acético, por ação das bactérias anaeróbicas, ocorre a formação do gás metano.

A tecnologia anaeróbia surgiu como alternativa à tecnologia aeróbia em termos do tratamento secundário. Ao final da década de 60, os processos anaeróbios voltaram a ser estudados a partir de pesquisas com filtros anaeróbios. Com a crise energética, nos anos 70, esses processos voltaram a chamar a atenção, pois, além de dispensarem o uso de equipamentos para aeração, consumindo menos energia, permitem a recuperação do gás metano. Entretanto, poucas unidades reais foram testadas na época. No final dos anos 70, apareceram novas configurações de digestores: o de fluxo ascendente com manta de lodo (grande concentração de DQO nos despejos), o de leiteo fluidificado e o de leiteo expandido (no tratamento de águas residuárias com baixa concentração de DQO).

O *tratamento terciário* impõe-se no caso de muitas substâncias presentes nas águas residuárias que não são eliminadas pelos processos e operações de tratamento convencionais: desde íons orgânicos relativamente simples, como potássio, sulfato, cálcio, nitrogênio e fósforo, até um número crescente de complexos orgânicos sintéticos. Quando os efeitos destas substâncias sobre a saúde pública e sobre o meio ambiente são conhecidos, as exigências de tratamento serão mais rigorosas, requerendo processos mais avançados, que, por sinal, não são muito utilizados normalmente.

Alguns dos processos ditos de tratamento terciário são: osmose inversa, aplicação ao solo, separação da fase gasosa, fracionamento de espumas, flotação, destilação, congelamento, separação por arraste de ar, adsorção, precipitação química, troca iônica, eletrólise e outros. Os mais comumente adotados em termos de realidade brasileira são os processos de remoção de nitrogênio, fósforo e bactérias, processo de nitrificação-desnitrificação e cultivo de algas.

Para finalizar, alguns métodos de *tratamento e disposição dos lodos* formados nas diversas etapas de tratamento, são: incineração, disposição sobre o solo; disposição sobre leitos de secagem (o mais comum); lagoas; disposição no mar; disposição em aterros sanitários, entre outros. Deve-se ter cuidado principalmente com a composição do lodo no momento da escolha do sistema de tratamento e/ou disposição final.

A Tabela 3.5, a seguir, apresenta um sumário da situação brasileira de esgotamento sanitário nas principais capitais estaduais brasileiras em 1983.

Tabela 3.5

Situação dos Sistemas de Esgotos Sanitários nas Capitais dos Estados Brasileiros (Dezembro 1983)

CIDADE	POPULAÇÃO URBANA	POPULAÇÃO SERVIDA	%	COMPRIMENTO COLETOR(km)	COMPRIMENTO HABITANTE SERVIDO (m)
Rio de Janeiro	5.322.000	3.898.000	73	2.802	0,72
Bejo Horizonte	1.953.000	1.409.000	72	1.633	4,16
Brasília	1.356.000	904.000	67	1.339	1,40
São Paulo	7.810.000	4.495.000	58	7.101	1,58
Curitiba	1.195.000	563.000	47	1.350	2,40
Florianópolis	219.000	78.000	36	113	1,45
Porto Alegre	1.250.000	330.000	26	497	1,50
Cuiabá	284.000	57.000	20	34	0,60
Salvador	1.945.000	221.000	11	232	1,05
Maceió	448.000	4.000	1	70	1,75
Manaus	730.000	6.000	1	35	—

FONTE: OPS/OMS, 1985.

3.6 – A Poluição do Mar

O mar é o grande receptáculo dos dejetos do homem. Supunha-se antigamente que os poluentes, quando altamente diluídos, não ofereciam qualquer ameaça à natureza. Os grandes acidentes ecológicos marinhos e a constatação da morte gradativa da flora e fauna do Mar Mediterrâneo afastaram completamente essa idéia errônea. Hoje, sabe-se que é alarmante a devastação do ambiente marinho em diversas zonas costeiras que recebem grandes cargas de poluentes.

Os efeitos mais visíveis da poluição antropogênica sobre os oceanos são aqueles advindos dos grandes derrames de petróleo. Estima-se que cerca de quatro milhões de toneladas de petróleo são lançadas anualmente nos oceanos, com origem em acidentes com petroleiros e poços de petróleo submarinos.

Os acidentes com petroleiros são os principais responsáveis pelo lançamento de óleo do mar: num único acidente, pode haver o vazamento de 100 mil toneladas do produto. Até há pouco tempo, grande parte desta poluição era causada pelas operações rotineiras de ajuste do lastro dos petroleiros e limpeza dos tanques. Cerca de mil toneladas de óleo são lançadas ao mar nestas operações. Além disso, os problemas

de transferir o petróleo para as instalações de terra ou para outros petroleiros apresentam oportunidades constantes para derramamentos, seja por falha no equipamento, seja por erros de manuseio. O último grande acidente ocorreu em 24 de março de 1989, quando o navio norte-americano Exxon Valdez, que transportava 200 mil toneladas de petróleo, chocou-se contra uma rocha no Alasca: houve um vazamento de 42.000 toneladas de petróleo, suficiente para cobrir uma área de 250 km.

Quando se descobre um poço de petróleo no mar, é possível que cerca de um milhão de toneladas sejam lançadas às águas antes que o poço possa ser vedado e explorado. Explosões em poços de petróleo da plataforma submarina podem fazer com que se percam até 800 toneladas por dia de petróleo.

O óleo se espalha sobre a superfície das águas sob a forma de uma película fina. Depois da evaporação dos componentes voláteis do petróleo (cerca de 25%), os componentes mais estáveis permanecem flutuando na superfície, como uma massa viscosa. Uma parte desses resíduos afunda, depois de oxidadas no ar as substâncias mais densas. Os resíduos que permanecem flutuando são oxidados por via bacteriana, no decorrer de vários meses.

A vida marinha na superfície fica recoberta e morre por asfixia ou imobilização. Ovos e larvas de peixe, que flutuam junto à superfície, morrem rapidamente. Num espaço confinado, outras formas de vida marinha também se extinguem, embora isso demore mais tempo. As espécies diferem largamente quanto à suscetibilidade. Às vezes, os mecanismos de agressão são múltiplos: as aves mergulhadoras, impregnadas pelo óleo, tentam limpar-se e ingerem o produto; suas penas perdem o caráter hidrófobo, responsáveis pelo isolamento térmico e flutuação; sucumbem, assim, esses animais, aos efeitos combinados de envenenamento, congelamento e afogamento.

Os mamíferos, sobretudo as focas e as lontras, cobertos de óleo, perdem mais de 50% de sua capacidade de isolamento térmico. Paralisados pelo frio, são vítimas fáceis de animais predadores. Irritação de olhos, nariz e garganta são também comuns.

As algas envolvidas pelo óleo afundam e tornam-se alimento venenoso para outras espécies marinhas. Nas plantas flutuantes, o petróleo veda a entrada dos estômatos, impedindo a respiração e a fotossíntese. Nos peixes e caranguejos, a película de petróleo recobre as guelras e órgãos respiratórios, impedindo a absorção de oxigênio.

Como o homem, os animais não possuem enzimas capazes de promover a degradação do petróleo, e este elemento pode impedir a absorção dos alimentos no aparelho digestivo. As substâncias solúveis exis-

tentes no petróleo, tais como fenóis, aldeídos, piridinas e outros aromáticos policíclicos são, em sua maioria, muito tóxicos, apesar de presentes no petróleo em quantidades mínimas. Alguns destes compostos são carcinogênicos conhecidos e podem se combinar com matéria do ambiente, originando outros carcinogênicos.

Uma vez que o óleo está derramado, existem numerosos métodos para retirá-lo ou absorvê-lo da superfície da água, nenhum dos quais funciona bem com tempo instável ou outras condições adversas. Em áreas costeiras, a palha ainda é usada para absorver o óleo. Quando as condições são apropriadas – o que é raro – podem-se utilizar solventes para diluir o óleo, embora estes venham, eventualmente, a ser mais tóxicos para a vida marinha que o próprio óleo.

Uma técnica recente para eliminar, com vantagens, restos de petróleo de tanques e depósitos é a de aproveitar a capacidade que certas bactérias revelam de degradar biologicamente este material. Experiências mostraram que mil toneladas de óleo bruto podem ser degradadas em dois ou três dias, com a formação de 700 toneladas de bactérias, que podem ser aproveitadas na fabricação de reações.

Naturalmente, o controle da poluição dos oceanos, como o de outros tipos de poluição, não é apenas uma questão de tecnologia, mas sobretudo de ação mais efetiva dos órgãos de controle e do despertar de uma consciência geral para o problema.

3.7 – A Legislação sobre a Poluição das Águas

Ao se considerar a legislação existente relativa à poluição das águas, deve-se sempre ter em mente os níveis federal, estadual e municipal.

Em termos federais, o princípio de tudo está na Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente (Estocolmo, 1972) na qual o Brasil foi representado pelo delegado, então ministro Costa Cavalcanti. No ano seguinte, em 30 de outubro de 1973, através do Decreto nº 73.030, cria-se a Secretaria Especial do Meio Ambiente (Sema), no âmbito do Ministério do Interior. Este decreto, em seu parágrafo primeiro, estabelece que a atividade da Sema se exercerá sem prejuízo das atribuições específicas legalmente afetas a outros ministérios.

Já existiam, nessa época, alguns diplomas normativos pertinentes ao assunto, e os principais são apresentados na Tabela 3.6.

Tabela 3.6
Diplomas Normativos sobre Qualidade das Águas até 1967

NOME	NÚMERO E DATA CRIAÇÃO	COMPETÊNCIA
Código de Águas	24.043-10.06.1934	DNAE-MME
Código Florestal	4.77.-15.09.1965	IBDF-MA
Código de Caça	5.197-03.01.1965	IBDF-MA
Código de Pesca	221-28.02.1967	SUDEPE-MA
Política Nacional de Saneamento	5.381-26.10.1967	CNSB-MECOR*
Código de Mineração	227-28.02.1967	DNPM-MME
Estatuto da Terra	4.504-30.11.1964	MA

FORTE: Cactano, 1986.

* Conselho Nacional de Saneamento Básico – Ministério Extradinário para a Coordenação dos Organismos Regionais.

Em 31 de agosto de 1981, através da Lei nº 6.938, foram estabelecidos o Sistema Nacional de Meio Ambiente (Sisnama), e o Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama). No artigo 14, parágrafo quarto dessa lei, lê-se que “nos casos de poluição provocada pelo derramamento ou lançamento de detritos ou óleos em águas brasileiras, por embarcações e terminais marítimos ou fluviais, prevalecerá o disposto na Lei Federal nº 5.357, de 17 de novembro de 1967”. Em 14 de outubro de 1975, foi publicado o Decreto-Lei nº 1.413, que dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente provocada por atividades industriais.

A Portaria GM 0013, de 15 de janeiro de 1976, teve, na época de sua publicação, o objetivo principal de estabelecer políticas de utilização das águas brasileiras, classificando-as em quatro tipos, nos quais os rios estaduais deveriam ser enquadrados. As águas de classe 1 são próprias para consumo e abastecimento, sendo mínimos os despejos tolerados, as de classe 4 são as de qualidade mais degradada. Os padrões de qualidade dos corpos de água e os padrões de emissão de efluentes foram também estabelecidos nesta mesma portaria. Alguns fatos têm contribuído para o questionamento tanto dos padrões como das classes das águas. No referente às classes, a Resolução Conama nº 20, de 18 de junho de 1986, estabelece uma nova classificação das águas doces, salobras e salinas do território nacional, totalizando oito classes. Além do aumento das classes, uma grande modificação envolve a classe 1, que, atualmente, tolera lançamentos de efluentes obedecendo a padrões

estabelecidos. Outra modificação é o estabelecimento, na mesma resolução, das categorias de balneabilidade das águas.

A competência para legislar sobre águas é privativa da União (art. 22, IV da Constituição Federal de 1988). Portanto, os padrões de qualidade das águas são estabelecidos pelo poder federal, sendo que, no tocante às águas estaduais, competirá aos órgãos estaduais fazer a aplicação dos critérios federais e efetuar a classificação [Machado (1988)]. No que diz respeito à emissão dos efluentes – quanto e o que pode ser lançado nos corpos de água –, o Estado tem o poder de polícia, definindo os padrões de emissão em conformidade com os padrões de qualidade.

Está previsto na Constituição Federal de 1988 um Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, sem constar do diploma qualquer orientação sobre a organização e o campo de abrangência desse sistema, a não ser que deve ser de natureza nacional [Machado (1988)]. Com relação especificamente aos agrotóxicos, alguns Estados já possuem uma legislação própria, além da legislação federal sobre os padrões de qualidade das águas e padrões de emissão de efluentes. Existe também um estudo [Leitão (1978)] das convenções internacionais sobre a poluição no mar, em que se faz um exame isolado de cada convenção, apresentando-se argumentos favoráveis ou desfavoráveis à ratificação das mesmas pelo governo brasileiro.

Já é fato sabido que o Brasil é um dos países que tem mais leis para o controle ambiental. Partindo-se do princípio de que este fato pouco tem cooperado para a preservação ambiental, esse controle passa a ter aspectos mais amplos, destacando-se o significado da participação e da educação do público. Afinal, a essência do controle ambiental é a influência o comportamento humano no sentido de favorecer a preservação da qualidade do ambiente [Sewell (1978)], e pode-se dizer que, a partir de 24 de julho de 1985, com a Lei nº 7347, denominada Lei dos Interesses Difusos, tem se observado entre nós uma maior efetivação do controle ambiental através das ações populares.

Bibliografia

- BRAILLE, P. M. e CAVALCANTI, J. W. E. A. *Manual de tratamento de águas residuais industriais*. São Paulo, Cetesb, 1979.
- BRANCO, S. M. *Poluição*. Rio de Janeiro, Livro Técnico, 1972.
- . *Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária*, 2ª ed., São Paulo, 1978.

- BRASIL. Ministério do Interior - SEMA. *Legislação Básica*. Brasília, 1983.
- CAETANO, J. C. *Legislação ambiental*. Apostila do Curso de Saúde Pública. Florianópolis, UFSC, 1986.
- CAIRNCROSS, S. e FEACHEM, R. G. *Environmental health engineering in the tropics: an introductory text*. London, John Wiley & Sons, 1983.
- FEACHEM, R. G. *et alii*. *Water wastes and health in hot climates*. London, Unwin & Brothers, 1977.
- . Health aspects of excreta and sewage management: state of the art review. *In: Appropriate technology for water supply and sanitation*. Washington, 1981, v.3.
- FELLENBERG, G. *Introdução aos problemas da poluição ambiental*. São Paulo, EPU/Springer, 1980.
- MACHADO, P. A. L. *Direito ambiental brasileiro*. 2^a ed., São Paulo, Editora Revista dos Tribunais, 1988.
- MARA, D. D. Sanitation alternative for low income communities: a bried introduction. *In: Appropriate technology for water supply and sanitation*. Washington, 1982, v.1b
- McGARRY, M. G. e STAINFORTH, J. *Compost, fertilizer and biogas production from human and farm wastes in the People's Republic of China*. 2^a ed., Ottawa, 1977.
- METCALF, Eddy. *Tratamiento y depuración de las aguas residuales*. S.R. Madrid, Editora Labor S.A., McGraw-Hill, Inc., 1977.
- OPS/OMS. *Disposición de aguas servidas y excretadas en América Latina y el Caribe – Informe de una Reunión Interna de Trabajo*. São Paulo, 1985.
- SAWYER, C. N. e McCARTY, Perry L. *Chemistry for environmental engineering*. 2^a ed., McGraw-Hill, 1978.
- SEWELL, G. H. *Administração e controle de qualidade ambiental*. São Paulo, Edusp/EPU/Cetesb, 1978.
- SILVEIRA, S. S. B. *Low cost sanitation for a small town in Brazil*. Londres, University of London, 1985 (Dissertação de Mestrado).

A Avaliação de Impactos Ambientais

*Alessandra Magrini**

A avaliação de impactos ambientais (AIA) tem origem, como atividade sistematizada e institucionalizada, com o National Environmental Policy Act – Nepa, promulgado em 1969 nos Estados Unidos. Foi a partir da conferência de Estocolmo em 1972, entretanto, que passou a ser gradativamente incorporada pelo processo decisório em outros países.

Embora a análise de impactos ambientais provocados por determinadas ações humanas já existisse, com graus diferenciados de exigência e abrangência, em alguns países, estes dois marcos introduzem uma nova dimensão no tratamento da questão. Se, por um lado, torna-se parte integrante e efetiva das políticas ambientais das diferentes nações, por outro, adquire nova concepção, incorporando não só a análise dos aspectos físicos e biológicos, mas também dos impactos sociais.

De uma primeira análise da evolução desta atividade nestes 20 anos, observamos algumas mudanças, seja do ponto de vista do seu encaminhamento e de sua inserção no processo de tomada de decisões, seja no que tange à discussão em torno dos métodos utilizados para a mensuração e a avaliação dos impactos ambientais.

Veremos adiante algumas conceituações relativas a impactos ambientais e avaliação de impactos ambientais e as tendências recentes de

* Professora da Área Interdisciplinar de Energia da Coppe, UFRJ.

operacionalização deste processo nos países desenvolvidos. Apresentaremos, em seguida, as principais metodologias utilizadas na mensuração e avaliação de impactos ambientais, para depois discutirmos brevemente a concepção de *AIA* vigente no Brasil.

4.1 – A Avaliação de Impactos Ambientais e sua Inserção no Planejamento

4.1.1 – Definição de Impacto Ambiental

Impacto ambiental, como o próprio nome indica, deriva de uma ação sobre o meio ambiente. Na concepção de *AIA* em vigor, o conceito de impacto adquire um caráter preventivo. Segundo Bolea, impacto ambiental de um projeto é “a diferença entre a situação do meio ambiente (natural e social) futuro modificado pela realização do projeto e a situação do meio ambiente futuro tal como teria evoluído sem o projeto” [Bolea (1984)].

Na realidade existem diversas definições, quase todas calcadas numa lógica do tipo ação-reação, que dificilmente espelham a complexidade da dinâmica ambiental. Podemos distinguir, neste tipo de conceituação, duas dificuldades básicas. A primeira consiste na própria identificação das fronteiras do impacto já que o mesmo se propaga espacialmente e temporalmente através de uma complexa rede de inter-relações. A segunda reside nas deficiências instrumentais e metodológicas para prever as respostas dos ecossistemas às ações humanas.

4.1.2 – Algumas Classificações de Impacto Ambiental

Com o intuito de melhor explicitar a dinâmica espaço-temporal de propagação dos impactos, têm sido introduzidas algumas classificações como:

a) Impactos ambientais diretos e indiretos: o *impacto ambiental direto* ou *primário* consiste na alteração de determinado aspecto ambiental por ação direta do homem, sendo, normalmente, de mais fácil identificação. Exemplos de impactos diretos são os desgastes impostos

aos recursos utilizados, os efeitos sobre empregos gerados, etc.; o *impacto ambiental indireto* ou *secundário* decorre do anterior, como, por exemplo, o crescimento demográfico resultante do assentamento da população atraída pelo projeto, etc.

b) Impactos ambientais de longo e curto prazo: o *impacto ambiental de curto prazo* ocorre normalmente logo após a realização da ação, podendo desaparecer em seguida. Um exemplo deste tipo de impacto é a produção de ruído e poeira na fase de construção de um projeto; o *impacto ambiental de longo prazo* verifica-se depois de certo tempo da realização da ação, como, por exemplo, a modificação do regime de rios, a incidência de doenças respiratórias causadas pela inalação de poluentes por períodos prolongados, etc.

c) Outras classificações importantes existem ainda como *impactos ambientais cumulativos* e *sinérgicos*, que consideram o somatório de efeitos sobre o meio ambiente ou *impactos ambientais reversíveis* e *irreversíveis*, em que está em jogo a reversibilidade ou não das alterações provocadas sobre o meio.

4.1.3 – Definição de Avaliação de Impactos Ambientais e suas Fases

Na literatura de língua inglesa, adotam-se termos como *Environmental Impact Assessment* para designar estudos que analisam aspectos sociais e ecológicos e *Ecological Impact Assessment* e *Social Impact Assessment* para os que tratam de aspectos ecológicos e sociais respectivamente. Uma expressão recentemente introduzida por Rossini e Porter (1983) – *Integrated Impact Assessment* – refere-se ao estudo do conjunto de conseqüências sociais e ecológicas, segundo um enfoque holístico que evidencia os efeitos cumulativos resultantes de suas interações, requerendo, para sua elaboração, um conjunto de disciplinas distintas, embora integradas.

Westman (1985) define *assessment* como “análise e avaliação¹ de impactos”. A *análise* consiste numa tarefa objetiva de identificação de ações, medição das condições de base e predição das prováveis mudanças nestas condições, resultantes daquelas ações. A *avaliação* constitui

¹Em português, na ausência de palavra correspondente a *assessment*, utilizou-se “avaliação” tanto para designar *assessment* como *evaluation*, que é uma das etapas do *assessment*.

uma atividade subjetiva ou normativa, que depende da aplicação de valores humanos, vez que envolve a determinação da significância dos efeitos.

Segundo Bolea (1984) “as avaliações de impacto ambiental são estudos realizados para identificar, prever e interpretar, assim como prevenir as conseqüências ou efeitos ambientais que determinadas ações, planos, programas ou projetos podem causar à saúde, ao bem-estar humano e ao entorno”. A autora acrescenta, ainda, que tais estudos incluem alternativas à ação ou projeto e pressupõem a participação do público, representando não um instrumento de decisão em si, mas um instrumento de conhecimento a serviço da decisão.

Esta definição, embora seja apenas uma entre as muitas existentes, traduz algumas tendências recentemente incorporadas à avaliação. Destaca-se, de um lado, a extensão do processo, que evolui de um enfoque historicamente voltado para um projeto específico, no sentido de uma concepção mais ampla em termos de programa e plano; de outro, explicita-se a necessidade de análise de alternativas e de participação do público.

A avaliação de impactos ambientais tem sido operada normalmente em três fases: identificação dos impactos, predição e avaliação.

A *identificação dos impactos ambientais* é, via de regra, uma atividade objetiva; entretanto, como já foi mencionado, apresenta dificuldades inerentes à delimitação espaço-temporal dos impactos, exigindo uma ampla análise de toda a possível gama de interações. Outro problema reside na natureza diferenciada destes efeitos, que dificulta o estabelecimento de um padrão de mensuração comum.

A fase de *predição dos impactos ambientais* também envolve limitações instrumentais, já apontadas, relativas à previsão do comportamento de sistemas tão complexos quanto os ecossistemas. São normalmente utilizados cinco métodos para efetuar a predição [Westman (1985)]:

a) estudos de casos que permitam extrapolar os efeitos de uma ação similar sobre o mesmo ecossistema ou outro ecossistema semelhante;

b) modelos conceituais ou quantitativos que efetuem previsões das interações do ecossistema;

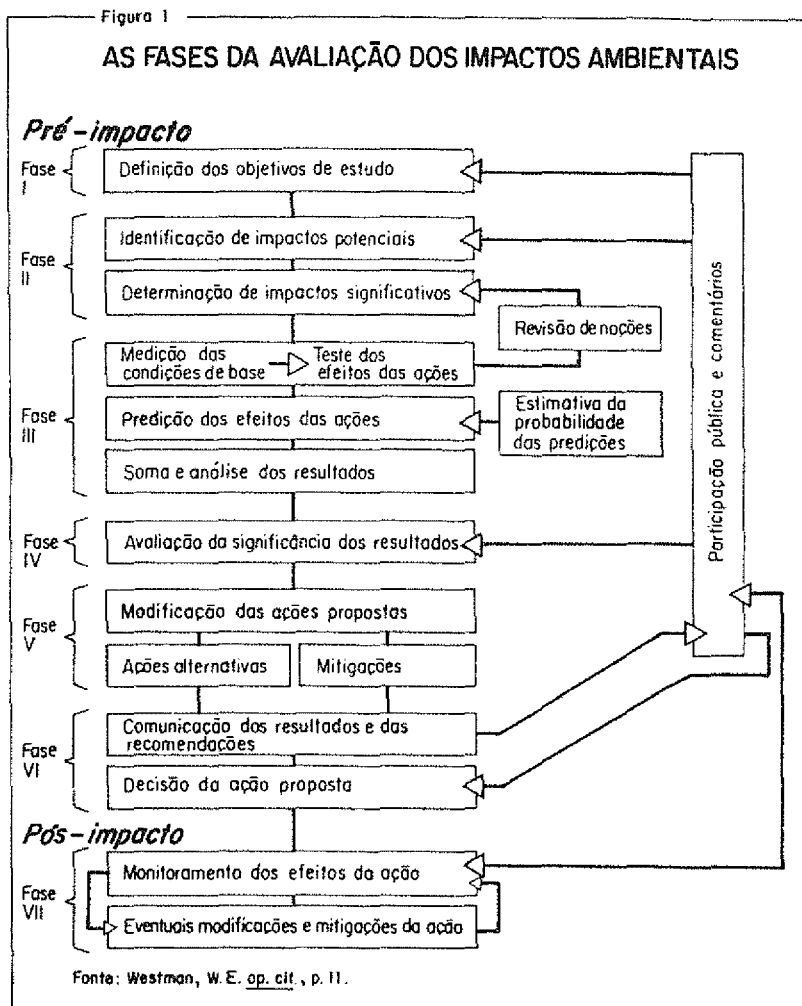
c) bioensaios de estudos de microcosmo que simulem os efeitos das perturbações sobre os componentes dos ecossistemas sob condições controladas;

d) estudos de perturbações no campo que evidenciem respostas de parcela da área proposta para o projeto às perturbações experimentais;

e) considerações teóricas que propiciem a predição dos efeitos a partir da teoria ecológica vigente.

Finalmente, na fase de *avaliação* propriamente dita atribuem-se, aos efeitos, parâmetros de importância ou significância, que envolvem uma valoração subjetiva ou normativa, tornando esta fase do processo um dos pontos mais críticos.

A existência das limitações apontadas tem levado a um aperfeiçoamento do processo de avaliação de impactos ambientais. Uma represen-



tação mais dinâmica e que espelha, em certa medida, as recentes tendências de encaminhamento é apresentada por Westman (1985). Conforme pode ser observado na Figura 4.1, além das fases de identificação, predição e avaliação, são introduzidas as etapas de definição de objetivos e de monitoramento, que o autor denomina pré e pós-impacto, respectivamente. Enquanto a primeira induz à ampliação e ao aprimoramento da discussão dos objetivos do estudo sob as diferentes óticas dos atores envolvidos antes do início do processo, a segunda propicia uma realimentação fundamental para a avaliação, que opera, frequentemente, com um elevado grau de incerteza. Outro aporte importante desta concepção é a incorporação do público em diferentes fases do processo, reduzindo assim o nível de subjetividade presente na avaliação. Esta prática, embora polêmica e de complexa operacionalização, começa a ser adotada de forma crescente em alguns países como os Estados Unidos.

4.1.4 – A Avaliação de Impactos Ambientais e o Processo de Planejamento

Para tornar-se um efetivo instrumento de auxílio à tomada de decisões, a avaliação de impactos ambientais precisa estar inserida de forma articulada no processo de planejamento a nível mais global. Neste sentido, deve ser efetuada antes do início de um empreendimento, condicionando, juntamente com a avaliação técnico-econômica, a viabilidade do mesmo. Por outro lado, deve acompanhar todo o processo de tomada de decisões, evoluindo da esfera nacional para a regional e local. A Figura 4.2 mostra um exemplo deste encaminhamento. A nível local, é fundamental que sejam consideradas também as interações com outros projetos previstos para a mesma área e seus efeitos.

A avaliação de impactos ambientais deve, portanto, estar integrada ao planejamento, seja horizontalmente (articulada às esferas política, tecnológica e econômica), seja verticalmente, associada às diferentes etapas do processo de planejamento.

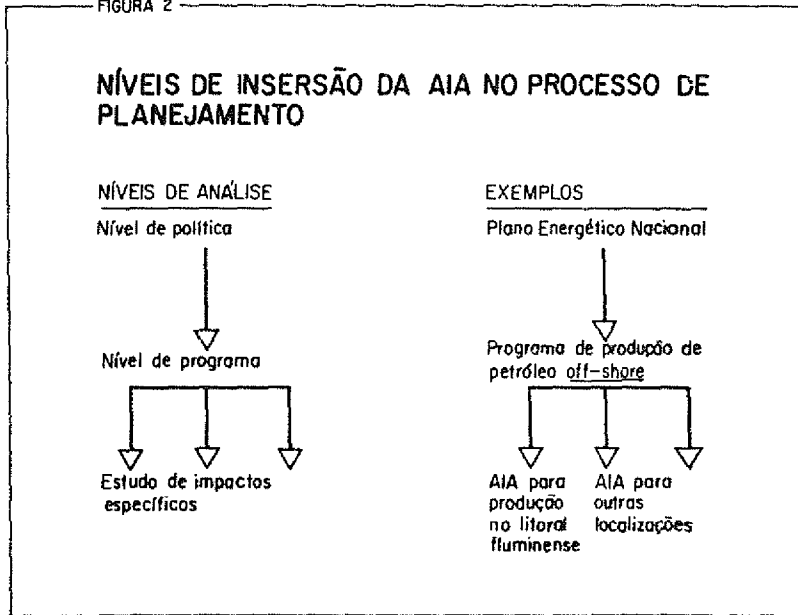
4.2 – Métodos de Avaliação de Impactos Ambientais

São normalmente denominados técnicas ou métodos de avaliação os instrumentos que visam a identificar, avaliar e sintetizar os impactos de um determinado projeto ou programa.

Existem, na literatura, diversas classificações para estas técnicas,

que variam conforme a ótica adotada. Uma primeira classificação diz respeito à divisão em dois grandes grupos: de um lado, encontramos os métodos tradicionais de avaliação de projetos, como a análise de custo-benefício; e, de outro, os métodos calcados na utilização de pesos escalonados.

FIGURA 2



Uma das questões de base está na unidade de medida a ser utilizada para mensurar aspectos tão diversos quanto os ambientais, como, por exemplo, a poluição do ar, os efeitos sobre a saúde ou os impactos sobre uma determinada estrutura social e cultural. Em linhas gerais, o primeiro grupo de técnicas busca uma mensuração destes aspectos em termos monetários,² enquanto o segundo procura aplicar escalas valorativas aos diferentes impactos medidos originalmente em suas respectivas unidades físicas. Trataremos, a seguir, deste segundo conjunto de métodos que denominamos genericamente *quantitativos*.³

² Este grupo de técnicas é objeto de exame mais detido no artigo de Ronaldo Serôa da Motta, *Análise de custo-benefício do meio ambiente*, também publicado neste volume (Nota do organizador da edição).

³ A descrição destes métodos toma como base o Cap. 4 de Bolea (1984) e o Cap. 4 de Westman (1985).

Neste conjunto de técnicas, observamos uma primeira categoria, centrada preponderantemente na identificação e sintetização dos impactos, e uma segunda, que incorpora, de forma mais efetiva, a avaliação, podendo explicitar as bases de cálculo ou a ótica de diferentes grupos sociais. Fazem parte da primeira as *check-lists*, as matrizes, as redes, os diagramas, os métodos cartográficos, os métodos *ad hoc* e, da segunda, métodos como o de Battelle, que explicita as bases de cálculo, e a Folha de Balanço e a Matriz de Realização de Objetivos, que desagregam a avaliação segundo a ótica dos diferentes grupos.

Os métodos *ad hoc*, como a sua própria denominação indica, são elaborados para um projeto específico, identificando normalmente os impactos através de *brainstorming* e caracterizando-os e sintetizando-os em seguida em tabelas ou matrizes.

Os métodos cartográficos foram desenvolvidos no âmbito do planejamento territorial e são aplicados na avaliação de impactos ambientais visando à localização e à identificação da extensão dos efeitos sobre o meio através do uso de fotografias aéreas. O mais conhecido é o Método McHarg, desenvolvido em 1969 para determinar aptidões territoriais. Através da sobreposição de mapas de capacidade, confeccionados em diferentes tons de cinza para quatro usos distintos de solo (agricultura, recreação, silvicultura e meio urbano), estabelecem-se as possibilidades de usos combinados. Existem ainda outros métodos, em geral próximos ao de McHarg, como o de M. Falque, desenvolvido na França, o Tricart e, mais recentemente, as análises por satélite.

As *check-lists* são relações padronizadas de fatores ambientais a partir das quais identificam-se os impactos provocados por um projeto específico (ver Tabela 4.1). Existem hoje, principalmente nos Estados Unidos, diversas listas padronizadas por tipo de projeto (projetos hídricos, auto-estradas, etc.) além de listas computadorizadas como o Programa Meres, do Departamento de Energia dos Estados Unidos, que, a partir de especificações sobre o tamanho e natureza do projeto, computa a emissão de poluentes. Embora sejam preponderantemente técnicas de identificação, as *check-lists* podem também incorporar escalas de valoração e ponderação dos fatores. Apesar de constituírem uma forma concisa e organizada de relacionar os impactos, são um método por demais simples e estático, que não evidencia as inter-relações entre os fatores ambientais.

Os métodos matriciais são técnicas bidimensionais que relacionam ações com fatores ambientais. Embora possam incorporar parâmetros de avaliação, são métodos basicamente de identificação. Entre os mais conhecidos encontra-se a Matriz de Leopold, elaborada em 1971 para o Serviço Geológico do Ministério do Interior dos Estados Unidos. A Matriz de Leopold é constituída de 100 colunas, em que estão representadas as ações do projeto, e de 88 linhas relativas aos fatores ambientais, perfazendo um total de 8.800 possíveis interações (ver Tabela 4.2). Pela dificuldade de operar com este número de interações, traba-

Tabela 4.1

Exemplo de *Check-List*

A. FATORES CORRESPONDENTES AO IMPACTO BIOGEOFÍSICO

1. Contaminação Atmosférica
Fatores Quantitativos:
Partículas Sólidas; Gases; Vapores; Aerossóis; Substâncias Tóxicas; Qualidade; Alteração do Microclima; Outros.
2. Contaminação das Águas (Águas Continentais, Superficiais e Subterrâneas, e Marítimas)
Fatores Quantitativos:
Caudal; Variações de Fluxo
Fatores Qualitativos:
 - a) Físicos
Temperatura; Turbidez; Densidade; Sólidos Dissolvidos e em Suspensão; Aspectos Organolépticos (Cor, Odor, Sabor)
 - b) Químicos Inorgânicos
Oxigênio; pH (Hidrogênio); Nitrogênio; Fósforo; Metais Alcalino-ferrosos; Enxofre; Halogênios; Carbono Inorgânico; Silício; Metais Pesados
 - c) Químicos Orgânicos
Biodegradáveis: Hidratos de Carbono, Graxas e Proteínas.
Não Biodegradáveis: Pesticidas, Detergentes, Hidrocarbonetos e Produtos Petroquímicos Persistentes
 - d) Biológicos
Organismos Patogênicos; Organismos Eutrofizantes; DBO; Outros
3. Solo
Precipitação; Deposição; Sedimentação; Contaminação por Resíduos Sólidos, Líquidos ou Gasosos; Alteração do Revestimento Vegetal; Outros
4. Substâncias Radioativas
5. Ruído
6. Recursos Naturais
Vegetação Natural. Flora; Exploração Vegetal; Uso Agrícola do Solo e para Pastagem; Recursos Minerais; Espaços Destinados a Usos Recreativos; Paisagem; Meio Aquático. Recursos Pesqueiros
7. Fatores Biológicos
Fauna. Inventário de Biótopos e Biocenoses e suas correlações; Fauna. Inventário de Espécies características; Flora. Inventário de espécies características e Vegetação Natural; Espécies em Perigo; Diversidade de espécies; Estabilidade do Ecossistema.

B. FATORES CORRESPONDENTES AO IMPACTO SÓCIO-ECONÔMICO

1. Território
Uso Inadequado do Território e dos Recursos Naturais
Modificações no Uso do Território
Alternativas de Uso para o Território e os Recursos Naturais
Expropriações dos Terrenos
2. Alteração da Paisagem
Destruição ou Alteração da Paisagem
Destruição de Sistemas Naturais
3. Aspectos Humanos e Sócio-Culturais
Padrões Culturais
Destruição ou Alteração da Qualidade de Vida em Termos de Aspectos Culturais, Históricos, etc.
Moléstias Decorrentes de Congestionamento Urbano e de Tráfego.
Alteração dos Sistemas ou Estilos de Vida
Tendências de Variações Demográficas
Locais Históricas Artísticas que podem ser Afetados
4. Aspectos Econômicos
Estabilidade Econômica Regional

Renda e Gastos para o Setor Público
 Consumo e Renda *per capita*
 Empregos que podem ser Gerados na Fase de Construção do Projeto
 Empregos Fixos Durante o Funcionamento do Projeto
 Incremento Econômico de Atividades Comerciais, Serviços, etc., durante a Construção e Funcionamento do Projeto
 Moradias
 Infra-estrutura de Transportes
 Infra-estrutura Sanitária
 Serviços Comunitários e Equipamentos Urbanos
 Outros

Tabela 4.2
Matriz de Leopold

RELAÇÃO DAS AÇÕES

A. Modificação do Regime

Introdução de Flora ou Fauna Exótica
 Controles Biológicos
 Modificação do Habitat
 Alteração da Cobertura Terrestre
 Alteração da Hidrologia
 Alteração da Drenagem
 Controle do Rio e Modificação do Fluxo

Canalização
 Irrigação
 Modificações do Clima
 Queimadas
 Superfície ou Pavimentação
 Ruído e Vibração

B. Transformação do Território e Construção

Urbanização
 Sítios Industriais e Edifícios
 Aeroportos
 Rodovias e Pontes
 Estradas e Trilhas
 Estradas de Ferro
 Cabos e Elevadores
 Linhas de Transmissão, dutos e Corredores
 Barreiras, Inclusive Cercas
 Dragagem e Reforço de Canais
 Revestimento de Canais
 Canais
 Barragens e Represas
 Terminais Marítimos, Marinas e Ancoradouros
 Estruturas *off-shore*
 Estruturas Recreativas
 Dinamitação e Perfuração

Desmorte e Enchimento
 Túneis e Estruturas Subterrâneas

C. Extração de Recursos

Dinamitação e Perfuração
 Escavações Superficiais
 Escavações Subterrâneas
 Perfuração de Poço e Remoção de Fluido
 Dragagem
 Exploração Florestal
 Pesca Comercial e Caça

D. Processamento

Agricultura
 Criação de Gado e Pastagem
 Lavoura de Alimentos
 Produção de Laticínios
 Geração de Energia
 Processamento Mineral
 Indústria Metalúrgica
 Indústria Química
 Indústria Têxtil
 Automóveis e Aviões
 Refinarias
 Alimentação
 Serrarias
 Papel e celulose

E. Alteração do Terreno

Armazenamento de Produtos
 Controle de erosão e cultivo em tabuleiros
 Controle de resíduos e fechamento de minas
 Minas abertas
 Paisagem
 Dragagem de portos
 Aterros e drenagem

F. Recursos Renováveis

Reflorestamento
 Gerenciamento e controle da vida animal
 Recarga no lençol freático

Aplicação de fertilizantes
Recirculação de resíduos

G. Mudanças no Tráfego

Estradas de ferro
Automóveis
Caminhões
Navios
Aviões
Tráfego fluvial
Esportes náuticos
Trilhas
Cabos e elevadores
Comunicações
Dutos

H. Disposição e Tratamento
de Resíduos

Depósitos marítimos
Vertedouros
Disposição de resíduos de minas
Armazenamento subterrâneo
Disposição de sucata
Descarga de poços de petróleo
Disposição em poços profundos
Descarga de água de refrigeração
Descarga de resíduos municipais
Descarga de efluentes líquidos
Tanques de estabilização e
oxigenação
Fossas sépticas, comerciais e
domésticas
Emissão de gases residuais
Lubrificantes utilizados

I. Tratamentos Químicos

Fertilização
Descongelamento de rodovias, etc.
Estabilização química do solo
Controle de vegetação silvestre
Controle de insetos (pesticidas)

J. Acidentes

Explosões
Vazamentos e perdas
Falhas operacionais

Outros

RELAÇÃO DE FATORES AMBIENTAIS

A. Características Físicas e

Químicas
Terra
Recursos minerais
Material de construção
Solos
Geomorfologia
Campos magnéticos e
radioatividade de fundo
Fatores físicos especiais
Água
Continental

Oceânica
Subterrânea
Qualidade
Temperatura
Recarga
Neve, gelo e geleiras
Atmosfera
Qualidade (gases, particulados)
Clima (micro, macro)
Temperatura
Processos
Inundações
Erosão

Deposição (sedimentação,
precipitação)

Solução
Sorção (troca de íons,
complexos)

Compactação e assentamento
Estabilidade
Sismologia (terremotos)
Movimentos do ar

B. Condições Biológicas

Flora
Árvores
Arbustos
Gramas
Safras
Microflora
Plantas aquáticas
Espécies ameaçadas
Barreiras
Corredores
Fauna
Aves
Animais terrestres, inclusive répteis
Peixes e moluscos
Organismos bentônicos
Insetos
Microfauna
Espécies ameaçadas
Barreiras
Corredores

C. Fatores Culturais

Uso do território
Espaços abertos e selvagens
Zonas úmidas
Silvicultura
Pastagem
Agricultura
Zona residencial
Zona comercial
Zona industrial
Minas e canteiros
Recreação
Caça
Pesca
Navegação
Camping
Excursão

*Interesses humanos e
estéticos*

Vistas e paisagens
panorâmicas
Natureza
Espaços abertos
Paisagem
Agentes físicos especiais
Parques e reservas
Monumentos
Espécies ou ecossistemas
especiais
Sítios e objetos históricos
ou arqueológicos
Presença de desarmonias
Nível Cultural
Estilos de vida (padrões culturais)
Saúde e segurança
Emprego

Densidade populacional
Serviços e infra-estrutura
Estruturas
Rede de transporte
Rede de serviços
Eliminação de resíduos
sólidos
Barreiras
Corredores
D. Relações Ecológicas
Salinização de recursos
hídricos
Eutrofização
Vetores de doenças (insetos)
Cadeias alimentares
Salinização de materiais
superficiais
Invasão de ervas daninhas
Outros

lha-se normalmente com matrizes reduzidas para 100 ou 150, das quais, em geral, um máximo de 50 é significativo.

O princípio básico da Matriz de Leopold consiste em, primeiramente, assinalar todas as possíveis interações entre as ações e os fatores para, em seguida, estabelecer, em uma escala que varia de 1 a 10, a magnitude e a importância de cada impacto, identificando se o mesmo é positivo ou negativo (ver Figura 4.3). Enquanto a valoração da magnitude é relativamente objetiva ou empírica, pois refere-se ao grau de alteração provocado pela ação sobre o fator ambiental, a pontuação da importância é subjetiva ou normativa uma vez que envolve atribuição de peso relativo ao fator afetado no âmbito do projeto.

O estabelecimento destes pesos constitui um dos pontos mais críticos, não só das técnicas matriciais, mas também, como veremos, dos demais métodos quantitativos. A Matriz de Leopold pode ser criticada neste sentido, pois, em sua concepção primeira, não explicita claramente as bases de cálculo das escalas de pontuação de importância e da magnitude.

Outros aspectos criticáveis podem ser apontados, como a não identificação, analogamente às *check-lists*, das inter-relações entre os impactos, o que pode levar à dupla contagem ou à subestimativa dos mesmos, bem como a pouca ênfase atribuída aos fatores sociais e culturais.

Uma questão muito discutida no uso deste tipo de técnica é a pertinência ou não de se calcular um índice global de impacto ambiental resultante da soma ponderada (magnitude x importância) dos impactos específicos, conforme pode ser observado na Figura 4.3. Face à diferente natureza dos impactos, alguns autores [Bolea (1984)] defendem a

Figuro3

COMPARAÇÃO DE MATRIZES SIMPLIFICADAS PARA DUAS ALTERNATIVAS DE AEROPORTOS COM CÁLCULO DE ÍNDICE GLOBAL*

PLANO 1

AÇÕES ▷ FATORES ▽	CONSTRUÇÃO	OPERAÇÃO	MANUTENÇÃO
QUALIDADE DO AR	-3 / 2	-5 / 1	+4 / 4
VEGETAÇÃO	-2 / 8	-4 / 6	+3 / 5
VIDA ANIMAL	-5 / 10	-4 / 9	+1 / 8

-98

PLANO 2

AÇÕES ▷ FATORES ▽	CONSTRUÇÃO	OPERAÇÃO	MANUTENÇÃO
QUALIDADE DO AR	-4 / 1	-5 / 2	+6 / 3
VEGETAÇÃO	-1 / 6	-4 / 8	+7 / 10
VIDA ANIMAL	-5 / 9	-3 / 2	+4 / 6

+9

* Os números acima das diagonais representam a magnitude, e os que estão abaixo, a importância

não contabilização de índice global, sugerindo a elaboração de matrizes para diversas alternativas e a comparação entre as mesmas a nível de cada efeito significativo específico. De qualquer forma, é importante assinalar que o índice global só poderá ser calculado se houver compatibilização entre as escalas utilizadas para os vários impactos, já que

apenas escalas de intervalo ou razão estão sujeitas a manipulação matemática. Assim, efeitos medidos em escalas nominais ou ordinais deverão ser convertidos naquele tipo de escala. Como a Matriz de Leopold não explicita, em princípio, as bases de cálculo das escalas, a contabilização do índice, embora útil para indicar o grau global de impacto de um determinado projeto, não é aconselhável, a não ser que sejam incorporadas as considerações acima mencionadas. Adicionalmente, é fundamental ressaltar que o cálculo do índice global de um projeto só faz sentido se referenciado a índices globais de alternativas a este projeto.

As *redes* representam um avanço em relação às técnicas anteriores, pois, ao estabelecerem relações do tipo causas-condições-efeitos, permitem melhor identificação dos impactos e de suas inter-relações. Um dos métodos mais conhecidos é o de Sorensen, elaborado em 1971 para analisar diversos tipos de uso do solo em regiões costeiras. Conforme pode ser observado na Figura 4.4, trata-se de uma técnica propenderamente de identificação de efeitos, que parte da caracterização de diferentes usos do solo, os quais desdobram-se em diversos fatores causais que, por sua vez, implicam impactos ambientais classificados em condições iniciais, conseqüências e efeitos. Além de apresentar uma rede composta dos diversos ramos de efeitos, o método indica igualmente ações corretivas e mecanismos de controle.

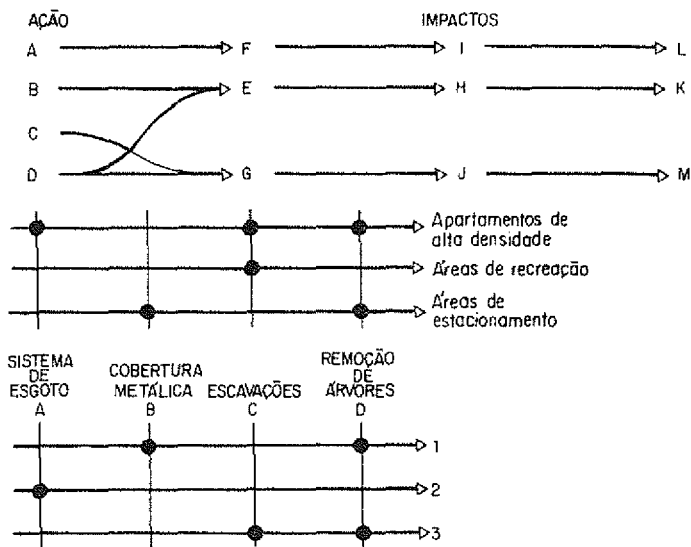
Em 1980, Rau introduziu no Método de Sorensen parâmetros valorativos de magnitude, importância e probabilidade, visando ao cálculo de um índice global de impacto (ver Tabela 4.3). Embora ele apresente vantagens em relação aos métodos anteriores, persistem neste enfoque problemas conceituais relativos à determinação da importância, além de ser relativamente difícil garantir o uso de escalas intervalares para todos os impactos. Se, por um lado, a introdução do parâmetro probabilidade representa um avanço no sentido de romper com a ótica determinística, por outro traz uma nova dificuldade: a carência de informações históricas que permitam seu cálculo.

Existem ainda outros métodos que seguem aproximadamente os mesmos princípios de Sorensen, dentre os quais citamos o método do CNYRPAB (Departamento de Desenvolvimento e Planejamento Regional do Estado de New York) e o Método Bereano, utilizado para identificar os impactos do oleoduto do Alasca.

Os *diagramas* são outra categoria de técnicas de identificação e tomam como base o trabalho desenvolvido em 1971 por H. T. Odum. Utilizando simbologia relativa a circuitos eletrônicos, o autor sugere que os impactos sejam medidos em termos de fixação e fluxo de energia entre os componentes dos ecossistemas. Este enfoque foi aplicado por algumas autores à avaliação de impactos ambientais. Gilliland e

Figura 4

MÉTODO SORENSEN APLICADO PARA USO DO SOLO DE TIPO RESIDENCIAL



POSSÍVEIS IMPACTOS ADVERSOS			AÇÕES CORRETIVAS	MECANISMOS DE CONTROLE
CONDIÇÕES INICIAIS	CONSEQUÊNCIAS	EFEITOS		
1	Aumento da superfície de escoamento (E)	Enchentes (H)	Sulcos e erosão (K)	Colocação de canteiros
2	Poluição da água (F)	Degradação do suprimento de água (I)	Danos à saúde (L)	Código de obra
3	Remoção da camada superficial (G)	Diminuição da fertilidade (J)	Morte da flora (M)	Plantação de arbustos

Tabela 4.3

Cálculo dos Índices de cada Ramo e do Índice Global da Rede

Impactos	Pontuação (Escala de intervalo de 1 a 10)		
	Magnitude	Importância	Probabilidade de Ocorrência
E	5	3	B → E(0,8); D → E(0,7)
F	2	5	A → F(0,5)
G	3	4	C → G(0,3); D → G(0,4)
H	4	5	E → H(0,7)
I	2	9	F → I(0,6)
J	2	5	G → J(0,8)
K	3	7	H → K(0,7)
L	2	10	I → L(0,9)
M	1	6	J → M(0,8)

Cálculo dos Índices:

$$\text{Ramo (1)} \rightarrow (2)(5)(0,5) + (2)(9)(0,5) + (2)(10)(0,9) = 33,8$$

$$\text{Ramo (2)} \rightarrow (5)(3)(0,8) + (5)(3)(0,7) + (4)(5)(0,7) + (3)(7)(0,7) = 51,2$$

$$\text{Ramo (3)} \rightarrow (3)(4)(0,3) + (3)(4)(0,4) + (2)(5)(0,8) + (1)(6)(0,8) = 21,2$$

$$\text{Índice global} = 33,8 + 51,2 + 21,2 = 106,2$$

Risser, por exemplo, utilizaram este método em 1977 para analisar os efeitos de mísseis no Novo México.

A grande vantagem desta técnica está na utilização de uma unidade de medida comum para a mensuração de todos os impactos, evitando portanto a conversão em escalas. Apesar disso, os diagramas não são muito difundidos por causa do relativo grau de complexidade no estabelecimento dos fluxos de energia para todos os impactos. Aspectos como ruído, fatores estéticos, sociais, culturais e outros são de difícil mensuração em unidades energéticas.

O *Método Battelle* ou Sistema de Avaliação Ambiental (EES) foi desenvolvido no laboratório Battelle-Columbus para projetos hídricos, podendo ser utilizado tanto a nível micro, ou seja, para um único em-

preendimento, como a nível macro, ou seja, para planeamento de um programa de empreendimentos.

Até o momento, analisamos técnicas centradas mais na identificação dos impactos do que propriamente na avaliação (*evaluation*). Conforme observamos, embora alguns métodos tenham gradativamente incorporado também a avaliação, distinguem-se dos que serão daqui por diante analisados – como o Método Battelle – por não explicitarem claramente as bases de cálculo dos índices utilizados. O Método Battelle é um método hierarquizado, constituído de quatro categorias ambientais que se desdobram em 18 componentes; estes, por sua vez, subdividem-se em 78 parâmetros (ver Figura 4.5). A determinação do grau de impacto líquido para cada parâmetro ambiental é dada pela expressão:

$$\text{UIA} = \text{UIP} \times \text{Q.A.}$$

onde UIA = unidade de impacto ambiental

UIP = unidade de importância

Q.A. = índice de qualidade ambiental

A contabilização final é feita através do cálculo de um índice global de impacto, dado pela diferença entre a unidade de impacto ambiental total com a realização do projeto e a unidade de impacto ambiental sem a realização do projeto, ou seja:

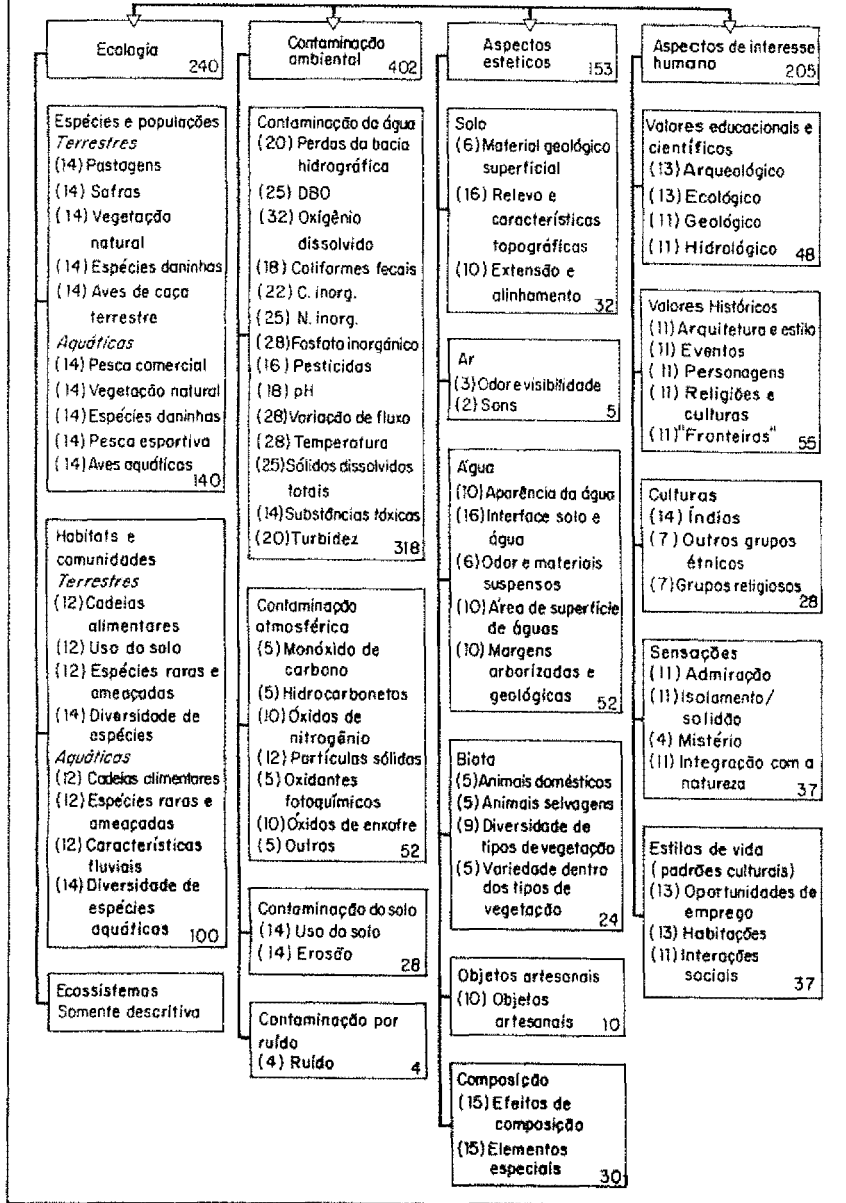
$$(\text{UIA}) \text{ com projeto} - (\text{UIA}) \text{ sem projeto} = (\text{UIA}) \text{ por projeto}$$

A técnica prevê ainda um sistema de alerta para identificar os impactos mais significativos que deverão ser submetidos a uma análise qualitativa mais detalhada. A unidade de importância é fixada *a priori*, perfazendo um total de 1.000 unidades distribuídas por categorias, componentes e parâmetros através de consulta prévia de especialistas pelo Método Delphi. Evidentemente, a UIP deverá ser modificada se o método for aplicado a outro tipo de projeto ou em contextos sócio-econômicos diferentes. O índice de qualidade ambiental é determinado a partir da medição dos parâmetros em suas respectivas unidades e posterior conversão, através de funções características de cada parâmetro (escalares), em uma escala intervalar que varia de 0 a 1. Estes escalares podem variar conforme a natureza do parâmetro e do ecossistema considerado.

Embora este método apresente vantagens em relação aos anteriores no que tange à explicitação das bases de cálculo, ele apresenta falhas quanto à identificação das interações entre os impactos, podendo levar à dupla contagem e à subestimativa dos mesmos. Adicionalmente, existem dificuldades inerentes ao estabelecimento dos escalares. Enquanto o comportamento de alguns parâmetros, como os de caráter físico, é,

FIGURA 5

MÉTODO BATTELLE IMPACTOS AMBIENTAIS



em princípio, de mais fácil determinação, o de outros, como os de natureza social e cultural, torna questionável a aplicação de funções.

Outra questão que reaparece – não só aqui, mas também nas demais técnicas que empregam escalas como unidade “comum” de mensuração – é que, quando se faz uso delas, na realidade comparam-se e somam-se impactos de natureza distinta. Assim, poder-se-ia chegar, através das respectivas funções, a índices de qualidade ambiental iguais para dois parâmetros, como por exemplo “objetos manufaturados” e “valores geológicos”, que, efetivamente, não são comparáveis entre si.

Existem ainda outros métodos baseados em escalares, como o de Helliwell, que formulou um sistema de classificação ecológica para florestas e áreas florestáveis, o de Sondheim, que utiliza especialistas para a determinação da magnitude e representantes do público para a pontuação da importância, e muitos outros [Westman (1985)].

Chegamos assim aos *métodos que explicitam os valores do público*. Conforme pudemos observar, um dos aspectos mais frágeis dos métodos anteriormente mencionados consiste na determinação da importância dos impactos. O elevado grau de subjetividade presente nesta atividade levou ao desenvolvimento de técnicas que, ao invés de estabelecerem um peso único de importância, procuram evidenciar as diferentes óticas dos grupos envolvidos.

Entre estas técnicas, encontramos a Folha de Balanço de Planejamento, a Matriz de Realização de Objetivos, a Matriz de *Trade-off* Simples e a Matriz de *Trade-off* de Prioridades [Westman (1985)].

A título de ilustração, exemplificaremos o uso das duas primeiras. A Folha de Balanço de Planejamento classifica os atores envolvidos em produtores (empresa, indivíduo, atividade ou local) e consumidores (grupos afetados). Em seguida, contabiliza, em termos monetários, os custos e benefícios de alternativas para as partes afetadas, sem qualquer preocupação, *a priori*, com o cálculo de um índice global, já que os eventuais impactos não quantificáveis são objeto apenas de uma análise qualitativa (ver Tabela 4.4).

A Matriz de Realização de Objetivos apresenta algumas vantagens em relação ao método anterior na medida em que considera os grupos afetados sem classificá-los em produtores e consumidores, pois esta classificação é, por vezes, difícil, comportando elevado grau de subjetividade. Conforme pode ser observado na Tabela 4.5, os impactos das alternativas são avaliados em termos de custos e benefícios a partir das ponderações dos diferentes objetivos da comunidade e dos grupos afetados. É bem evidente que mesmo este tipo de técnica embute subjetividades e dificuldades de contabilização. Neste sentido, é sempre aconselhável, quando se trabalha com sistema de pesos, efetuar análises de

sensibilidade. De qualquer forma, o enfoque apresenta a vantagem de contrapor, de forma transparente, as diferentes óticas envolvidas.

Tabela 4.4

Avaliação da Operação de um Aeroporto com Recurso à Folha de Balanço

	Plano 1		Plano 2		Custo (-) ou Benefício (+) Líquido	Vantagem Líquida
	Benefício	Custo	Benefício	Custo		
● Produtor Tráfego aéreo	\$4,0	\$3,0	\$4,5	\$3,0	+ \$0,5	Plano 2
● Consumidores Passageiros	(a)	\$4,0	(a)	\$4,5	-	-
Residentes nas proximidades	0	\$1,2(b)	0	\$1,3	-\$0,1	Plano 1
Plantas e animais	0	(c)	0	(c)	-	-

(a) Benefício não quantificável

(b) Efeitos de ruído convertidos em valores monetários pela perda de valor das residências

(c) Efeito de ruído e colisão de aviões não quantificado, mas de expectativa significativa

4.3 – A Avaliação de Impactos Ambientais no Brasil

Apesar de a avaliação de impactos ambientais já estar prevista como instrumento da Política Nacional do Meio Ambiente (Art. 9º da Lei Federal 6.938, de 31 de agosto de 1981), o grande marco de referência que estabeleceu no Brasil definições, responsabilidades e diretrizes gerais para seu uso e implementação é a Resolução Conama nº 001, de 23 de janeiro de 1986. Esta resolução definiu como documentos resultantes de tais avaliações o Estudo de Impactos Ambientais (*EIA*) e o respectivo Relatório de Impactos Ambientais (*RIMA*), de cuja elaboração depende o licenciamento de uma série de atividades “modificadoras do meio ambiente”.

Embora a resolução seja bastante ampla e contemple muitas das questões cruciais apontadas nas seções anteriores, tais como análise de alternativas, participação do público, análise de programas e planos, etc., observamos que algumas de suas diretrizes dão margem a interpretações divergentes.

Tabela 4.5
Avaliação da Operação de um Aeroporto com Recurso à Matriz
de Realização de Objetivos

Plano 1 – Grande Aeroporto						
● Objetivos da comunidade: ● Pesos dos objetivos:	Viagens aéreas			Silêncio nas imediações		
	3			2		
	Impacto: grande nº de vôos			Impacto: grande aumento de ruído		
Grupos Afetados	Peso Grupos	Benefício	Custo	Peso Grupos	Benefício	Custo
●Passageiros	3	+2	0	1	0	0
●Residentes nas imediações	2	0	0	3	0	- 2
●Plantas e animais (representados por grupos ambientalistas)	1	0	-2	2	0	- 2
Ponderação Total		+ 18	-6		0	-20
Índice Global			- 8			
Plano 2 – Aeroporto Menor						
● Objetivos da comunidade: ● Pesos dos objetivos:	Viagens aéreas			Silêncio nas imediações		
	3			2		
	Impacto: pequeno nº de vôos			Impacto: pequena diminuição de ruído		
Grupos Afetados	Peso Grupos	Benefício	Custo	Peso Grupos	Benefício	Custo
●Passageiros	3	1	0	1	0	0
●Residentes nas imediações	2	0	0	3	0	-1
●Plantas e animais	1	0	-1	2	0	-1
Ponderação Total		+ 9	- 3		0	- 10
Índice Global			- 4			

Em primeiro lugar, listam-se no Art. 2º da Resolução Conama atividades que estão sujeitas à elaboração de *EIA* e *Rima* sem que haja clareza quanto aos critérios adotados para seu enquadramento como tais. Estas atividades têm sido interpretadas por alguns órgãos como as únicas sujeitas a avaliação e, por outros, como uma mera exemplificação, fazendo isso com que, em muitos casos, seja solicitada avaliação de impactos ambientais para empreendimentos de pequeno porte e de reduzidos impactos.

Igualmente polêmico tem-se mostrado o Parágrafo I do Art. 5º, que estabelece a necessidade de se contemplarem alternativas tecnológicas e locacionais, a serem confrontadas com a hipótese de não execução do projeto. O que observamos na prática é que, normalmente, os *EIA* e *Rima* são elaborados para projetos já definidos em termos locacionais e tecnológicos e, portanto, as alternativas não são, via de regra, contempladas. Em certos casos, encontramos apenas algumas referências sucintas a alternativas descartadas do ponto de vista econômico.

Ainda no Art. 5º aparece outra questão polêmica, que diz respeito à definição da área de influência do projeto. As interpretações têm sido, na prática, bastante diferentes e, em muitos casos, não têm sido claramente explicitados os limites considerados. Como vimos, a Resolução condiciona o licenciamento de certas atividades à elaboração de *EIA* e *Rima*. Neste sentido, tem sido aplicada mais especificamente a projetos do que a programas e planos. Embora o Art. 5º em seu Parágrafo IV estabeleça a necessidade de se considerarem planos e programas governamentais propostos e em implantação na área de influência, pouco vemos a este respeito nos *EIA* e *Rima* até agora produzidos.

Outro aspecto polêmico refere-se à independência da equipe multidisciplinar que realiza o estudo de impactos ambientais (Art. 7º). Sendo na prática indicada e contratada pelo proponente do empreendimento sem que haja interferência dos órgãos ambientais, esta equipe goza, na realidade, de independência bastante relativa.

Quanto à participação do público, a resolução estabelece o livre acesso ao *Rima* e a possibilidade de realização de audiências públicas. Apesar de definir que cópias dos *Rima* devem permanecer à disposição do público, inclusive no período de análise, o acesso a estes documentos tem-se dado, via de regra, somente após sua aprovação.

Finalmente, mesmo o Art. 9º da Resolução, que estabelece claramente o conteúdo dos *Rima*, não tem sido atendido de forma efetiva, principalmente no que tange às alternativas e aos métodos e critérios adotados para identificação, quantificação e interpretação dos impactos ambientais. Pesquisa que estamos desenvolvendo na Área Interdisciplinar de Energia da Coppe/UFRJ sobre Metodologia de Avaliação de

Impactos Ambientais de Hidrelétricas tem demonstrado que muitos dos *Rima* de projetos hidrelétricos até hoje elaborados utilizam técnicas extremamente simplificadas, como *check-lists* ou matrizes, sem explicitarem claramente os critérios adotados para identificar e avaliar os impactos. Além disso, como já foi mencionado, as alternativas não são analisadas, sendo, às vezes, apenas citadas e/ou comentadas, mais em termos técnico-econômicos do que propriamente em termos ambientais.

Esta breve análise do encaminhamento da avaliação de impactos ambientais no Brasil aponta para a necessidade de amadurecimento e aperfeiçoamento deste processo. Claramente, muitas das deficiências observadas, que são mais de prática do que propriamente de legislação, devem-se principalmente ao fato de as medidas terem sido implementadas recentemente, sem que houvesse, no país, um adequado aparelhamento em termos de quadros profissionais e de instrumentos conceituais e de análise. Entendemos, porém, que hoje já existe uma experiência que permite, através de um processo de ampliação e aprofundamento do debate, direcionar esforços para a busca de um melhor planejamento, mais sustentado, transparente e participativo.

Bibliografia

- BOLEA, M. T. E. *Evaluación del impacto ambiental*. Madrid, Fundación MAPFRE, 1984.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente – Sema. *Legislação Federal sobre Meio Ambiente: referências*. Brasília, jan. 1988.
- CLAUDIO, C. F. B. ROSA. Implicações da avaliação de impacto ambiental. *Ambiente*, 1 (3), 1973.
- CONAMA/SEMA. *Legislação básica Conama*. Brasília, jan. 1988.
- . *Resoluções Conama 1984-1986 e Anexo*. Brasília, 1988.
- FINSTERBUSCH, K. Estimating policy – consequences for individuals, organizations and communities. In: *Methodology of social impact assessment*. Stroudsburg, PA, Dowden, Hutchinson e Ross, 1977.
- . The potential role of social impact assessments in instituting public policies. In: *Methodology of social impact assessment*. Stroudsburg, PA, Dowden, Hutchinson & Ross, 1977.

- MACHADO, P. A. L. Direito ambiental brasileiro. São Paulo, *Revista dos Tribunais*, 2ª ed., 1989.
- MAGLIO, I. C. Acertos e desacertos do Rima. *Ambiente*, 2 (2), 1988.
- MEIRELLES, C. F. S. *et alii*. Proposta metodológica para avaliação ambiental. *Ambiente*, 3 (3) 1987.
- ROSA, L. Pinguelli *et alii*. *Impactos de grandes projetos hidrelétricos e nucleares: aspectos econômicos, tecnológicos ambientais e sociais*. São Paulo, AIE/Coppe Marco Zero, 1988.
- _____ e MAGRINI, A. Impactos ambientais: um debate necessário. *Revista Brasileira de Tecnologia*, 18 (6), set. 1987.
- SCHAEFFER, R. *Impactos ambientais de grandes usinas hidrelétricas no Brasil*. Rio de Janeiro, Coppe/UFRJ, 1986 (Dissertação de Mestrado).
- SUNKEL, O. e GLICO, M. (orgs.) *Estilos de desarrollo y medio ambiente en la América Latina*. México, Fondo de Cultura Económica, 1980, 2 v.
- WESTMAN, W. E. *Ecology. impact assessment and environmental planning*. New York, John Wiley e Sons, 1985.

Análise de Custo-Benefício do Meio Ambiente

*Ronaldo Serôa da Motta**

Decerto este trabalho não pretende esgotar todas as questões e as controvérsias que permeiam a ciência econômica. A abordagem restringiu-se àquelas questões básicas que facilitam o entendimento do quadro teórico e conceitual da *análise de custo-benefício*. Espera-se, assim, permitir a iniciação do leitor nesta área de conhecimento, preparando-o para leituras mais completas e sofisticadas, inclusive para aquelas marcadas por um rigor formal de que aqui não se fez uso pela preocupação de facilitar a compreensão dos leitores não especializados.

Assim, no final deste artigo, estão classificadas, por temas de interesse, as referências bibliográficas utilizadas na elaboração deste texto e outras consideradas relevantes para uma leitura extensiva.

Sendo a análise de custo-benefício uma aplicação da economia do bem-estar¹ e esta, por sua vez, um ramo da teoria microeconômica, faz-se necessário iniciar este texto com as idéias fundamentais destas teorias para, então, introduzir os critérios utilizados na mensuração dos custos e benefícios ditos econômicos ou sociais.

Conforme se discutirá ao longo do texto, à questão ambiental (poluição e recursos naturais) aplica-se parte deste quadro teórico e conceitual, e, portanto, seu equacionamento será também objeto da análise de custo-benefício. Todavia, a complexidade das relações do meio am-

* Pesquisador do IPEA-Rio, Doutor em Economia pela Universidade de Londres.

¹ Em língua inglesa, *welfare economics*.

biente com o sistema econômico e social resultou no desenvolvimento de inúmeras técnicas de mensuração de custos e benefícios ambientais. Dessa forma, procurou-se de início criar a base conceitual dos aspectos econômicos (teóricos e quantitativos) do meio ambiente que serão abordados especificamente mais adiante, em termos da mensuração dos impactos ambientais.

5.1 – A Análise Marginalista Microeconômica

Uma mudança marginal é um incremento (ou redução) muito pequeno quando comparado à quantidade total de uma variável. A análise econômica marginalista (microeconomia) procura, portanto, entender as relações resultantes de mudanças marginais das variáveis econômicas. Para tal, recorre a uma curva de utilidade marginal (demanda) e a outra de custo marginal (oferta). Utilidade é o prazer ou satisfação auferidos pelo consumo de uma determinada cesta de bens. Utilidade marginal pode ser entendida como o prazer ou satisfação derivados do consumo de uma unidade adicional de um certo bem.²

Já o conceito de lucro marginal deve ser entendido no sentido econômico, o qual representa a diferença entre a receita da venda de uma unidade adicional e todos os custos realizados (mão-de-obra, energia, matéria-prima, etc.). No equilíbrio, no cruzamento das curvas de oferta e demanda, espera-se que o consumidor maximize sua utilidade, e a firma maximize seu lucro.

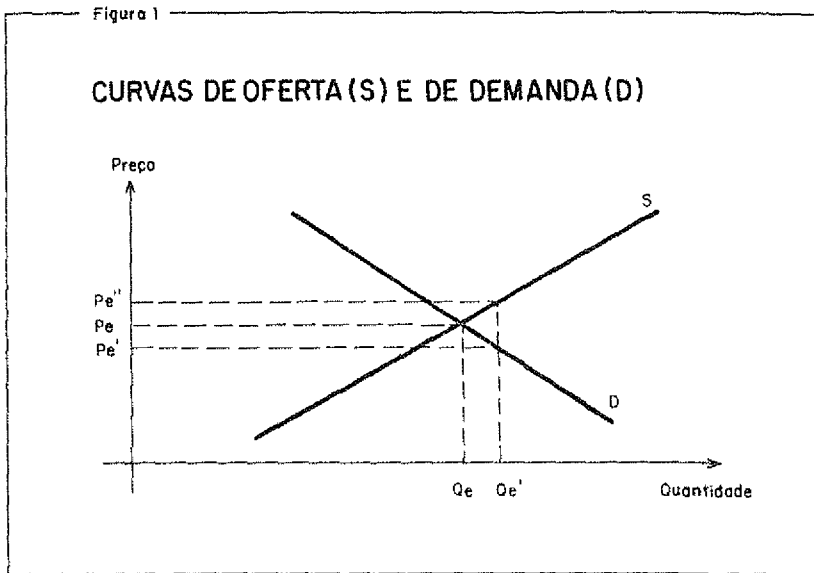
A curva de demanda relaciona a disposição para pagar dos consumidores a cada quantidade de um certo bem; portanto, quanto menor o preço, maior será a quantidade demandada.³

A curva de oferta, por outro lado, relaciona as quantidades ofertadas de um bem com os preços pelos quais as firmas estariam dispostas a vendê-lo. É plausível, desse modo, entender que, quanto maior o preço, maior será a quantidade ofertada. Assim, conforme está representa-

² Como utilidade é um conceito subjetivo e, assim, de difícil mensuração, é mais plausível pensar sobre uma ordenação de bens de acordo com as respectivas utilidades (utilidade cardinal) ou numa cesta de bens com maior utilidade que outra (preferência revelada).

³ O que significa dizer que a utilidade marginal é decrescente. Todavia, existem algumas exceções, como no caso dos bens inferiores, para os quais a demanda diminui quando é menor o preço, devido à proporção do consumo destes bens na renda total do consumidor. É o caso do pão para a classe de renda baixa.

lo na Figura 5.1, a curva de demanda (D) é decrescente com o preço e a oferta (S) é crescente.



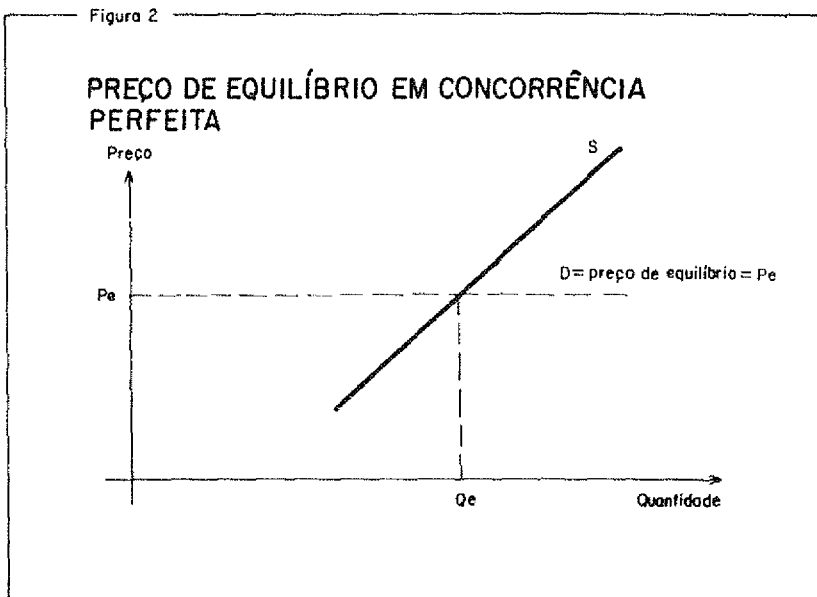
Na Figura 5.1 acima, o preço de equilíbrio Pe indica que a quantidade (Qe) ofertada é igual à quantidade consumida. Isto quer dizer que, para a demanda de uma unidade adicional (passando o consumo Qe para Qe'), os consumidores estariam dispostos a pagar um preço (Pe') menor que Pe , mas os produtores só ofertariam esta unidade adicional por um preço (Pe'') maior que Pe . Ou seja, no nível Qe de oferta e de preços Pe , consumidores estão maximizando sua utilidade e os produtores os seus lucros;⁴ portanto, Pe é considerado um preço ótimo.

5.2 – Mercado Perfeitamente Competitivo

Uma situação de mercado perfeitamente competitivo exige as seguintes condições:

⁴ O conceito marginal na matemática representa a primeira derivada de uma função. Logo, maximizar significa tornar a derivada nula.

I) Os consumidores e os produtores são suficientemente numerosos, de tal modo que mudanças nas quantidades transacionadas não afetam o preço. Assim, nenhum consumidor ou produtor pode influenciar os preços. Eles são todos tomadores e não fazedores de preço. Daí, como mostra a Figura 5.2, a curva de demanda da firma é horizontal, o que significa que um produtor competitivo pode tanto aumentar como diminuir a quantidade produzida que o preço do produto não varia. Assim um produtor em concorrência perfeita não estaria disposto a oferecer uma quantidade maior do que Q_e , pois a última unidade ofertada teria o custo marginal, representado na curva S, maior que o preço P_e . Dessa forma, *em concorrência perfeita, o equilíbrio se dá quando o preço se iguala ao custo marginal*; sendo o preço constante, P_e também será a receita marginal da última unidade ofertada.



II) Os produtos transacionados devem ser homogêneos, ou seja, um mesmo produto (bem ou serviço) tem características idênticas independente do seu produtor.

III) Os recursos são móveis e divisíveis de forma que possam ser deslocados prontamente de um uso para outro.

IV) Não existem custos de transação, de forma que todos os consumidores e produtores têm acesso livre e completo a todas as relevantes informações econômicas e tecnológicas.

V) Não existem barreiras ao ingresso de novos produtores, os quais podem entrar em qualquer mercado nas mesmas condições que os produtores ali instalados.

Garantidas estas condições, o mercado estaria em equilíbrio, na medida em que os ajustes de oferta e de demanda seriam transmitidos por todo o mercado. Conseqüentemente, haveria só um preço de equilíbrio para cada bem, o qual maximizaria a utilidade dos consumidores e o lucro dos produtores.

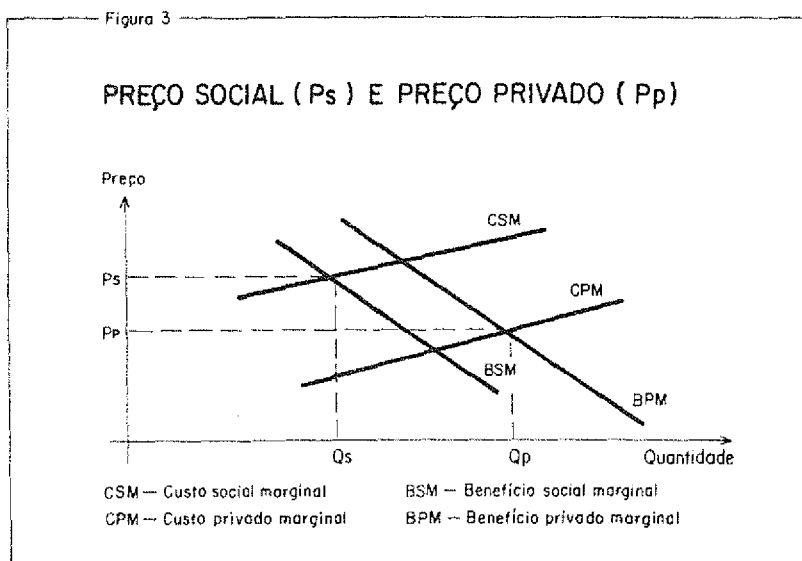
Na prática, o mercado perfeitamente competitivo é quase inexistente, e outras formas de mercado são dominantes. Nestes casos o mercado é composto de poucos produtores (formas oligopolistas) ou poucos compradores (formas oligopsônicas), ou ainda de um só produtor ou consumidor (formas monopolistas ou monopsônicas, respectivamente). No caso dos monopólios, por exemplo, o preço de equilíbrio não é aquele que maximiza o bem-estar dos consumidores, porque os produtores têm a capacidade de fixar preços maiores que os que prevaleceriam em concorrência perfeita. Preços maiores significam quantidade ofertada menor e, portanto, perda de bem-estar dos consumidores.

Além disso, outras imperfeições como as externalidades também desviam o preço de equilíbrio do socialmente desejável (expressão definida com maior rigor adiante). Externalidades surgem quando o consumo ou a produção de um bem gera efeitos adversos (ou benéficos) a outros consumidores e/ou firmas, e estes não são compensados efetivamente no mercado via o sistema de preços. Por exemplo, no caso de externalidade ambiental, não existe um mercado específico no qual a poluição de uma fábrica, que afeta populações vizinhas, pudesse ser negociada de forma a compensar os prejudicados ou viabilizar o uso de equipamentos de controle.

5.3 – Ótimo Social

O objetivo da economia do bem-estar é estudar questões relativas à alocação de recursos. Como estes são escassos, a alocação ótima será aquela que maximize o bem-estar dos consumidores e dos produtores, sujeita às limitações das quantidades disponíveis. Deixando momentaneamente de lado o perfil distributivo de renda, uma economia perfei-

tamente competitiva satisfaz estes critérios de maximização, e, assim, cada agente econômico, ao maximizar o seu bem-estar, estará maximizando o bem-estar social. Logo, o próprio mercado é capaz de alocar, em termos socialmente ótimos, os recursos disponíveis. A partir de certo ponto, considerado o ótimo de Pareto⁵ ou o ótimo social, ninguém poderá melhorar seu bem-estar sem que alguém seja prejudicado. Quando todos os mercados funcionam com preços ótimos, então estes preços representam uma boa medida de valor dos bens transacionados para qualquer produtor ou consumidor.⁶ Basta, todavia, que uma das condições de concorrência perfeita não seja atendida para que o ótimo social não prevaleça. Quando alguma das imperfeições de mercado não permite que os preços de equilíbrio sejam os preços ótimos, o benefício social marginal de uma unidade extra de um bem não é igual ao seu custo social marginal. Sendo assim, existirá um custo social para este bem que difere do preço de mercado. Ou seja, a curva de custo (ou benefício) marginal social difere da curva de custo (ou benefício) marginal privado e, portanto, o preço e a quantidade de equilíbrio não serão os ótimos, como mostra a Figura 5.3. Nesta figura, observa-se que o



⁵ Vilfredo Pareto (1848/1923).

⁶ Em termos mais técnicos, a taxa marginal de transformação na produção é igual à taxa marginal de substituição no consumo para todos os pares de bens.

ível de produção considerado ótimo é Q_s , dado pela interseção das curvas de benefício e custo sociais marginais, que seria transacionado pelo preço P_s . Por causa das imperfeições de mercado, o que prevalece, para os produtores e os consumidores, são as curvas de benefício e custo privado marginal, cuja interseção determina o preço P_p . Cumpre observar que, no caso apresentado na Figura 5.3, a quantidade produzida ótima é inferior à de mercado e o preço maior. A divergência entre as curvas privadas e sociais faz com que uma avaliação dos custos e benefícios de uma decisão de investimentos em termos privados não represente a variação de bem-estar sob o ponto de vista da sociedade como um todo. Utilizando-se, nesta avaliação, os preços sociais, seria possível medir a divergência dos benefícios e custos sociais dos seus respectivos valores privados, a qual representaria os ganhos e as perdas de bem-estar social não captados sob a ótica privada.

Dessa forma, ao invés do critério de Pareto, adota-se o chamado “teste de compensação” ou o critério de Kaldor-Hicks.⁷ Segundo este critério, os recursos devem ser alocados de tal forma que a melhoria de bem-estar de algumas pessoas seja suficiente para compensar a perda de bem-estar de outras pessoas e ainda permitir algum benefício.⁸ Para tal, será necessário também avaliar as questões distributivas na mensuração destes ganhos e perdas.

5.4 – Pesos Distributivos

A análise econômica até agora apresentada pressupõe que a distribuição de renda existente seria, de alguma forma, considerada ótima. Sendo assim, não havia diferença se o indivíduo A ou B fosse beneficiado ou prejudicado, posto que o valor de um cruzado seria igual para todos. Esta indiferença equivale a atribuir peso unitário para cada cruzado de benefício (ou custo), independentemente de quem o estaria recebendo (ou pagando).

Uma vez aceito que o perfil distributivo intra e intergerações da sociedade não é o desejado, então a simples comparação entre benefícios e custos, estimados somente sob a ótica da eficiência, não indica-

⁷ A designação deve-se aos trabalhos de Nicholas Kaldor e John Hicks.

⁸ Existem restrições teóricas a este critério, que podem resultar em ordenações diferentes de investimentos alternativos.

ria uma avaliação social completa das variações de bem-estar. Para corrigir esta distorção, seria preciso definir uma *função de bem-estar social* que expressasse os objetivos que a sociedade deseja maximizar e da qual pesos distributivos fossem derivados para ponderar os ganhos e as perdas. Por exemplo, indivíduos mais ricos teriam pesos menores atribuídos aos seus ganhos, enquanto pesos maiores incidiriam sobre os ganhos dos mais pobres.

Conforme pode ser observado, a derivação destes pesos está bastante influenciada por juízos de valor. Dessa forma, se estes pesos não são politicamente definidos, cabe ao analista somente explicitar sua função de valoração e mostrar como influem nos resultados obtidos. Portanto, é comum encontrar-se, na literatura, a denominação de preços econômicos (ou de eficiência) para os preços estimados sem considerações distributivas e de preços sociais para aqueles que incorporam os pesos distributivos. Vale enfatizar, entretanto, que a mensuração dos benefícios e dos custos precede a sua ponderação. Ou seja, primeiro há que medir os ganhos e perdas para depois ponderá-los de acordo com uma função de valoração social escolhida.

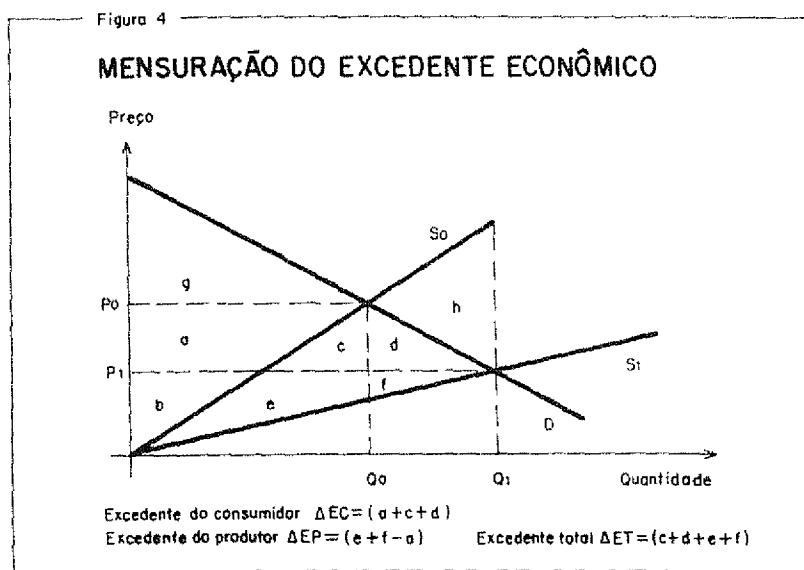
5.5 – Excedente Econômico

Uma mudança de preço gera alterações no nível de bem-estar da sociedade. Os consumidores serão beneficiados quando houver uma redução de preços via aumento de consumo e os produtores (proprietários dos fatores de produção) quando ocorrer o inverso devido ao aumento do lucro. O primeiro caso é denominado excedente do consumidor e, o segundo, excedente do produtor.

Define-se o excedente do consumidor como o excesso de dispêndio que o consumidor estaria disposto a realizar, acima daquele dispêndio em que ele realmente incorre, para poder obter um certo bem.

Conforme já se mencionou anteriormente, a curva de demanda é uma curva que representa a utilidade marginal de um bem. Logo o excedente do consumidor é a área entre a curva de demanda e linha de preços. Na Figura 5.4, é possível observar que a redução do preço $P0$ para $P1$, devida ao deslocamento da curva $S0$ para $S1$, implicou o ganho de bem-estar equivalente às áreas $(a + c + d)$. Esta é a variação, posto que o excedente do consumidor, em $P0$, é g , e, em $P1$, é $(g + a + c + d)$. Ou seja, refere-se aos ganhos realizados por aqueles que consumiam $Q0$ mais o ganho daqueles que estão agora consumindo ($Q1$ -

20). O inverso também procede, o que aqui vale dizer que um aumento de preço de P_1 para P_0 levaria o consumidor a perder o equivalente às áreas $(a + c + d)$ em termos de satisfação (utilidade).



Uma redução de preço só seria possível, por exemplo, por efeito da entrada de novos produtores, que permitiriam o deslocamento para baixo da curva de oferta.⁹ Isto é, os produtores agora representados em S_1 podem oferecer a mesma quantidade por um preço menor do que aquele derivado da curva S_0 . A variação do excedente do produtor é então definida como a variação do excesso da receita auferida sobre os custos de produção quando se altera o preço de equilíbrio. Ou seja, a área entre a curva de oferta (curva de custos marginais) e a linha de preço. Na Figura 5.4, observa-se que, com o preço de equilíbrio P_0 , este excesso está representado pelas áreas $(a + b)$ ao passo que, com o preço P_1 , as áreas relevantes seriam $(b + e + f)$. Logo a variação do excedente do produtor seria dada por $(e + f - a)$. A variação do excedente econômico total (consumidor e produtor) seria representada pela soma das áreas

⁹ Este deslocamento pode ser causado também pela introdução de uma tecnologia mais eficiente ou por uma redução nos preços dos insumos utilizados na produção.

$(c + d + e + f)$.¹⁰ Observe-se que o sinal da variação do excedente total dependerá da inclinação da curva de demanda. Isto pode ser entendido geometricamente na medida em que, na variação do excedente do produtor, houve a perda da área a , que tende a diminuir quando menor for a inclinação da curva de demandas.¹¹

5.6 – Custo Econômico de Oportunidade

Custo de oportunidade de um recurso é definido como o valor dos usos alternativos deste recurso que tiveram que ser sacrificados para que este uso específico fosse realizado.

Conforme já foi discutido, em concorrência perfeita os preços de mercado dos bens e serviços representam estes valores na medida em que estes preços são os preços ótimos sociais e, portanto, expressam o melhor uso alternativo do recurso.

Em mercados não perfeitamente competitivos, todavia, os preços de mercado não traduzem o custo econômico de oportunidade. Assim, na avaliação de projetos (ou programas), deve-se proceder à correção destes valores de forma que representem valores mais próximos dos preços sociais. Ou seja, deve-se estimar valores que representam a curva de custo social e não a de custo privado.

Vários métodos já foram desenvolvidos para determinar estes preços sociais, mas a sua discussão detalhada foge ao escopo deste trabalho.¹² Entretanto, para ilustrar o conceito de custo de oportunidade acima indicado, quatro exemplos são apresentados:

¹⁰ Estas medidas pressupõem efeito-renda nulo e também que outros mercados não são afetados, gerando outros excedentes.

¹¹ Em termos econômicos, significa dizer que quanto maior a elasticidade da demanda menor será o excedente do produtor. Elasticidade é definida como uma medida do grau de resposta de uma variável diante da mudança de outra. O caso aqui mencionado refere-se à resposta de demanda (D) à variação de preço (P), isto é, elasticidade preço da demanda (e). Formalmente,

$$e = \frac{\text{variação de } D}{\text{variação de } P} \quad (\text{no caso de medidas de mudanças finitas – arco elasticidade}) \text{ ou}$$

$$e = \frac{dy/y}{dx/x} \quad (\text{no caso de medidas infinitesimais – ponto elasticidade})$$

¹² Ver referências bibliográficas no final do texto sobre métodos, estimativas e aplicações na análise de custo-benefício.

1. *Trabalho* – Um projeto ao empregar mão-de-obra anteriormente usada em outras atividades sacrifica a produção na qual esta mão-de-obra estava engajada e, portanto, esta produção sacrificada será uma aproximação do custo de oportunidade da mão-de-obra em questão. Se o custo pode tender a zero se existir um grande número de desempregados, uma vez que estes continuarão desempregados caso não sejam incorporados ao projeto. Em outras palavras, o salário de mercado, em questões institucionais ou legais, pode estar acima do salário de equilíbrio mesmo diante de desemprego elevado. Assim, a análise social dos projetos intensivos nessa mão-de-obra deve considerar os custos sociais desse trabalho ao invés dos custos de mercado. Isto feito, os custos de mão-de-obra destes projetos são reduzidos e, conseqüentemente, sua rentabilidade social é maior. Conforme pode ser observado, trata-se de um ajuste no preço de um fator de produção para que a alocação deste fator seja mais eficiente em termos econômicos no sentido e refletir melhor a sua escassez. Um exemplo seria a expansão da produção agrícola de uma cultura cuja a sazonalidade na utilização de mão-de-obra se desse em período diferente do das outras culturas desenvolvidas na região. Neste caso, não se pode considerar o salário pago a esta mão-de-obra como um custo social, já que estes trabalhadores estavam ociosos no período em que a nova atividade agrícola os contratou e, portanto, não houve sacrifícios da produção existente.

2. *Insumos* – O mesmo raciocínio pode ser utilizado para o caso dos insumos de produção. Considere-se um bem demandado por um projeto cuja origem seja a importação. Por força das tarifas e taxas alfandegárias, seu custo privado está bem acima do pago ao produtor estrangeiro. Todavia, para a economia, estes impostos não representam custos sociais, vez que são meras transferências entre agentes econômicos. O pagamento de impostos não pressupõe uma contrapartida em produção. Assim, o preço social deveria ser o preço de importação líquido de tarifas e taxas.

Observe-se que este preço representa o custo de oportunidade da economia no mercado internacional, pois este será o valor em moeda estrangeira a ser pago ao produtor estrangeiro e, portanto, refletirá o custo da alternativa desta economia de não produzir internamente este bem. Este preço internacional deve ser usado como uma aproximação do preço social mesmo se o bem em questão for uma unidade produzida internamente no país, mas que seria importável na margem: ou seja, nos casos de bens cujos incrementos de demanda são atendidos por variações marginais na importação e não por uma expansão da oferta interna. Este seria o caso, por exemplo, do consumo de petróleo. É plausível supor que um incremento de demanda afetará, no curto prazo, as importações deste energético e, portanto, o preço internacional oferece uma mensuração do seu custo de oportunidade.

3. *Terra* – Se um projeto é responsável pela apropriação de terra para uso não agrícola, então o custo de oportunidade da terra pode ser estimado de acordo com os fluxos de benefícios líquidos (descontados os custos) da produção que seria obtida em caso de uso agropecuário ou extrativo. Tratando-se de um ativo especulativo, é bem provável que o custo privado (preço da terra) exceda esta medida de custos de oportunidade. Por outro lado, caso não existam direitos de propriedade bem definidos e/ou não se tenha conhecimento do valor comercial dos produtos agrícolas cultivados de forma sustentável nas terras em apreço, é possível que o seu valor de mercado seja inferior ao seu custo de oportunidade. Esta situação é encontrada em algumas regiões da Amazônia, onde os produtos naturais da floresta tropical não geram valor privado significativo, embora possam ter valor econômico elevado, e, portanto, poderiam ser preservados.

4. *Meio ambiente* – A impossibilidade de atribuir exclusividade de consumo e/ou direitos de propriedade fazem com que os custos do uso do meio ambiente, ou serviços ambientais, não sejam fixados em mercados próprios. Por exemplo, um projeto de despoluição de um rio beneficia a todos que dele se servem, independentemente de todos terem pago por isso ou não. Da mesma forma, a poluição do mesmo rio afeta a todos que dele se utilizam, independentemente da contribuição de cada um para o processo poluidor. O mesmo pode ser dito sobre a preservação de recursos naturais em relação às gerações futuras. Assim, o uso do meio ambiente pode gerar externalidades (ou custos externos) que podem não estar incorporados aos custos de mercado. Técnicas e procedimentos estimativos para mensuração destes custos de oportunidade ambientais serão discutidos adiante.

5.7 – Taxa de Desconto¹³

Ganhos e perdas de bem-estar resultantes de uma decisão de investimentos ocorrerão ao longo de um dado horizonte de tempo. Assumindo-se que estas variações de bem-estar se traduzem em valores monetários, para somá-las e compará-las será necessário adotar uma taxa de desconto que represente a equivalência entre um ganho (ou perda) hoje e um ganho (ou perda) no futuro.

¹³ A taxa de desconto aqui discutida não é a correção monetária; refere-se à taxa em termos reais, isto é, descontados os efeitos inflacionários.

O sinal desta taxa é positivo uma vez que os indivíduos preferem o consumo presente ao consumo futuro em vista das incertezas. Além disso, valores monetários podem, uma vez investidos, gerar um fluxo de produção, ou gerar juros se simplesmente aplicados no mercado financeiro à taxa oferecida.¹⁴ Por exemplo, se a taxa de desconto for d , o valor no tempo 1 (V_1) será relacionado com o valor no tempo 0 (V_0) da seguinte maneira: $V_1 = V_0 (1 + d)$. Analogamente, $V_2 = V_0 (1 + d)^2$. O valor num tempo t qualquer é dado então por $V_t = V_0 (1 + d)^t$. Por exemplo, mil unidades monetárias hoje equivalerão a $1000 \times (1 + 0,1)^5 = 1000 \times 1,61 = 1610$ unidades monetárias daqui a cinco anos, se a taxa de desconto for de 10%.

Para comparar valores de tempos distintos, como se disse acima, é preciso antes "trazê-los" todos ao equivalente de hoje. Logo, a alocação de recursos no horizonte de tempo t deve ser tal que a soma dos benefícios ao longo do tempo ($B_1 - B_2, \dots$), onde $B_1 =$ benefício do ano 1, $B_2 =$ benefício do ano 2, etc., deve exceder a soma dos custos ($C_1 + C_2 + \dots$) de tal forma que:

$$\sum_t \frac{B_t}{(1+d)^t} - \sum_t \frac{C_t}{(1+d)^t} = \left(\frac{B_1}{(1+d)} + \frac{B_2}{(1+d)^2} + \dots \right) - \left(\frac{C_1}{(1+d)} + \frac{C_2}{(1+d)^2} + \dots \right) \text{ seja maior que zero}^{14}$$

Ou seja, trata-se de transformar, usando uma taxa de desconto, todos os custos e os benefícios ocorridos em cada período nos seus respectivos valores atuais de hoje e de calcular a diferença entre eles.

Numa economia em concorrência perfeita, a taxa de juros privada seria aquela em que se igualassem a taxa pela qual os indivíduos estariam dispostos a postergar seu consumo e a taxa que tomadores de recursos estariam dispostos a pagar. A primeira é denominada *taxa social de preferência no tempo*¹⁵ e a segunda *custo de oportunidade do capital*.¹⁶ Nesse caso, o nível de investimento seria ótimo, e, portanto, as questões distributivas que ponderam o consumo presente em relação ao consumo futuro e também distinguem o consumo entre classes de renda contemporânea seriam equacionadas no próprio mercado.

¹⁴ Todavia, nem todos os investimentos que assegurem este critério serão aprovados se houver uma restrição orçamentária. Neste caso são selecionados primeiro aqueles com maior excesso de benefício sobre os custos.

¹⁵ Ou taxa de desconto do consumo.

¹⁶ Também denominada taxa de retorno do capital.

O nível da taxa social de preferência no tempo (s) dependerá do peso que a sociedade dá ao consumo presente. Sociedades preocupadas com o crescimento do consumo atual, de todos os seus membros ou dos mais necessitados, imporão valores maiores para s , enquanto as economias preocupadas em investir hoje para maior consumo futuro tenderão a reduzir o valor de s .

Da mesma forma, o custo de oportunidades do capital (r), em economias em fases de industrialização ou de crescimento acelerado, será elevado por causa do fator risco e da concentração de capital. Já em economias mais estáveis e menos reguladas, o valor de r será menor e mais uniforme entre setores por serem os retornos futuros menos incertos e a competição mais acirrada.

A decisão quanto ao uso de r ou s dependerá da fonte de financiamento do capital investido e do destino dos benefícios líquidos (descontados os custos de operação). Os métodos mais divulgados de análise de custo-benefício propõem a seguinte regra, que pode ser assim resumida:

I) Os custos de capital financiados por empréstimo ou capital próprio, por terem uso alternativo em outros investimentos, devem ser descontados (ou distribuídos ao longo da vida útil do projeto no caso de comparações de custos e benefícios a cada ponto no tempo) pela taxa r .

II) Os benefícios que serão reinvestidos também serão descontados (ou distribuídos) à taxa r .

III) Os custos de capital financiados por subsídios serão descontados (ou distribuídos) à taxa s na medida em que a contrapartida dos subsídios são os impostos, que representam consumo sacrificado.

IV) Da mesma forma, a parte do benefício consumida será descontada (ou distribuída) à taxa s .

De forma simplificada, a taxa de preferência no tempo seria calculada com base na taxa esperada de crescimento do consumo *per capita*. O custo de oportunidade do capital poderia ser estimado como a rentabilidade média do conjunto dos últimos projetos implementados na economia.

Vale, contudo, ressaltar duas outras questões a respeito da taxa de desconto. A primeira diz respeito à variação desta taxa ao longo do tempo, que impõe séria restrição a sua estimação adequada. Portanto, exercícios de sensibilidade ou estimativas com base em taxas históricas devem ser elaborados. A segunda está relacionada com a possibilidade de que taxas altas de desconto resultem em decisões economicamente sustentáveis mas, ecologicamente não sustentáveis, vez que o valor atualizado do uso futuro do meio ambiente será bastante pequeno

quando comparado ao valor atribuído hoje. Dessa forma, um uso intensivo resultará em exaustão dos recursos naturais.

5.8 – Mensuração dos Impactos Ambientais¹⁷

Conforme se discutiu anteriormente, mercados perfeitamente competitivos tendem a alocar os recursos eficientemente, de forma a maximizar o bem-estar social. Todavia, na prática os mercados falham em operar eficientemente, daí a necessidade de avaliar projetos sob o ponto de vista da economia como um todo. Nestes casos, a alocação de recursos é orientada considerando-se os benefícios e os custos sociais em vez dos seus respectivos valores privados que são determinados nestes mercados imperfeitos. Observou-se que os benefícios sociais devem incorporar os excedentes econômicos, representando os custos o valor do seu uso alternativo.

Com base neste quadro teórico, procurar-se-á discutir como os impactos ambientais podem ser mensurados, ou seja, como determinar valores do meio ambiente que expressem os custos de degradação e de exaustão.

5.8.1. – Valor Econômico do Meio Ambiente

O valor econômico do meio ambiente tem sido objeto de intensa discussão. Entretanto, é possível obter a expressão:

valor econômico total = valor de uso + valor de opção + valor de existência

em que o *valor de uso* é o atribuído pelas pessoas que realmente usam ou usufruem do meio ambiente em risco. Por exemplo, as populações urbanas que se abastecem de um rio ou as comunidades que sobrevivem de atividades extrativas em florestas tropicais atribuem um valor de uso ao consumo direto do meio ambiente. Outras pessoas podem usufruir também de um serviço ambiental como a apreciação de uma beleza natural como uma cachoeira ou a vista de um vale.

¹⁷ Ver na bibliografia uma relação de textos metodológicos e aplicações sobre a mensuração dos impactos ambientais.

Aquelas pessoas, porém, que não usufruem do meio ambiente podem também valorá-lo em relação a usos futuros, seja para elas mesmas ou para as gerações futuras. Este valor é referido como *valor de opção*, ou seja, opção para uso futuro ao invés do uso presente conforme compreendido no valor de uso.

A terceira parcela, o *valor de existência*, é a mais difícil de conceituar, pois representa um valor atribuído à existência do meio ambiente independentemente do seu uso atual e futuro. Na verdade, as pessoas parecem conferir valor a certos ativos ambientais, como florestas e animais em extinção, mesmo que não tencionem usá-los ou apreciá-los.

Finalmente, é importante ressaltar que as pessoas atribuem estes valores de acordo com a avaliação que fazem da singularidade e da irreversibilidade da destruição do meio ambiente, associadas à incerteza da extensão dos seus efeitos negativos.

As técnicas abaixo resumidas procuram estimar estes valores econômicos, embora, na maioria dos casos, não seja possível estimar separadamente as parcelas do valor mensurado.

5.8.2 – Conceito de Produção Sacrificada

Quando os efeitos ambientais são localizados ou específicos, é possível medir diretamente seus impactos negativos em termos de produção sacrificada ou perdida. Por exemplo, a perda da produção pesqueira devida ao despejo de elementos tóxicos por uma certa fábrica em um determinado rio, ou a perda de produção agrícola causada pela poluição atmosférica de uma fábrica vizinha.

Mesmo em casos mais complexos, é possível medir diretamente alguns impactos ambientais que por si só justifiquem as medidas de controle. Por exemplo, os custos de reparos devidos à corrosão resultante da poluição do ar podem ser suficientemente elevados para compensar o controle de emissão de certos elementos tóxicos, mesmo não considerando os efeitos à saúde das pessoas e outros impactos.

Da mesma forma, o controle de emissão de chumbo tetra-etila, pela combustão da gasolina, possivelmente poderia ser viabilizado levando-se em conta apenas os custos de manutenção dos carros decorrentes da corrosão que este elemento exerce sobre diversas partes do automóvel, sem se considerarem os custos relacionados com a saúde humana.

Assim, o valor da produção sacrificada passa a representar o custo econômico de oportunidade do uso do meio ambiente.

É importante ressaltar, todavia, que este valor não incorpora os custos associados a questões intertemporais que consideram a disponibilidade dos recursos naturais para gerações futuras. Para tal, seria necessário estimar os impactos econômicos futuros, no caso dos recursos não renováveis, o que exigiria uma gama variada de informações quase sempre não disponíveis. Sempre, porém, que tais custos diretamente estimados representam pequena parte dos custos totais, não autorizando uma tomada de decisões, outros procedimentos devem ser adotados para avaliar o valor econômico total do meio ambiente.

5.8.3 – Conceito de Disposição para Pagar

As técnicas aqui apresentadas estimam os valores econômicos dos custos externos ambientais com base no conceito de disposição para pagar. Este conceito econômico reflete a medida de valor (ou utilidade) que os consumidores atribuem às mercadorias que desejam comprar. Como os serviços ambientais ou o uso futuro dos recursos naturais não têm mercados próprios específicos, identificam-se *mercados de recorrência* ou *mercados hipotéticos* nos quais seja possível determinar estes valores.

Conforme será visto, além das limitações de um mercado de recorrência ou hipotético para refletir estes valores, existem também as próprias limitações teóricas associadas ao conceito de disposição para pagar. Estas limitações questionam se os valores assim estimados realmente representam o valor social dos bens e serviços, quando consideradas as distorções e as imperfeições existentes na economia e as questões distributivas. Além disso, o desconhecimento e a desinformação podem gerar *bias* significativos em qualquer estimativa da disposição para pagar.

a) Técnica do preço de propriedade

A elevação do nível de poluição nas grandes cidades tem sido uma constante preocupação e vem sendo apontada como causadora de diversos problemas da saúde nas pessoas, como a perda da capacidade auditiva, distúrbios respiratórios e outros efeitos extenuantes.

No caso da poluição sonora e do ar, o diferencial de preços entre as casas situadas nos lugares onde não existem tais poluições e aquelas localizadas em lugares poluídos pode permitir estimar a disposição para pagar pela redução destas poluições. Este método consiste, então, em

utilizar um mercado de recorrência¹⁸ – no caso o mercado de imóveis – para mensurar os custos de uso associados à poluição. Estes procedimentos são denominados de modelo de preços de propriedade e consistem no emprego de técnicas econométricas com o objetivo de isolar das variações de preços dos imóveis aquele efeito resultante do nível de poluição.

Como é facilmente observável, esta técnica pode ser de difícil utilização, dados os diversos aspectos que afetam os preços dos imóveis, como as facilidades de comércio, de transporte e de escolas, por exemplo. Além do mais, o próprio desconhecimento dos compradores de imóveis quanto aos distúrbios causados pela poluição pode prejudicar sensivelmente as estimativas resultantes. De toda forma, esta técnica consegue oferecer algum tipo de valoração que reflita um indicador do benefício de não haver poluição ou a disposição para pagar pelo controle dela.

b) Técnica do valor associado¹⁹

Certas atividades econômicas podem afetar a sensibilidade e a beleza natural de um parque nacional, de um rio, de um lago ou de uma reserva florestal por causa do despejo de poluentes, inundações ou explorações intensivas. Nestes casos, é possível empregar a técnica de valor associado ou do mercado hipotético. Esta técnica se vale de pesquisas que procuram identificar o valor de uso, ou mesmo de existência, que as pessoas associam à melhoria hipotética do meio ambiente. Assim, o valor de uso de um local pode ser medido por uma pesquisa que indicasse quanto as pessoas estariam dispostas a pagar pela preservação destes ativos ambientais; por exemplo, pela entrada ou licença para usar um local livre de poluição. O valor econômico total pode também ser medido se, na pesquisa, for indagado quanto estas pessoas estariam dispostas a pagar em imposto, ou pela via do aumento de preços dos combustíveis poluentes, para que, por exemplo, parques, lagos ou rios jamais fiquem expostos à poluição ou para que a vida animal ali seja preservada. A mesma técnica pode ser aplicada à estimativa destes valores para programas de despoluição que permitam o uso específico do rio ou lago, para pescaria, natação ou outra finalidade qualquer.

É compreensível que *bias* possam influir nos resultados de pesquisas deste tipo, tanto pelas imprecisões das perguntas e do instrumento de coleta quanto pela desinformação dos que a elas respondem e suas

¹⁸ Em inglês, *surrogate market*

¹⁹ Em língua inglesa, *contingent valuation*.

expectativas quanto ao que está sendo pesquisado. É provável que os entrevistados que já se beneficiam destes serviços ambientais procurem estrategicamente subavaliar sua disposição para pagar. Da mesma forma, a formulação das perguntas pode induzir respostas diferentes caso explicitem ou não os valores ou a forma pela qual os valores pesquisados serão transacionados (tributação, cobrança de entradas, aumento de preços, etc.).

c) Técnica do custo de viagem

Outra forma de medir a disposição das pessoas para pagar pelo uso, por exemplo, de um parque ou de um lago livre de poluição pode ser baseada nos custos da viagem que é preciso fazer para ter acesso aos benefícios daquele parque ou lago. Ou seja, o valor de uso atribuído aos benefícios recreativos ou turfsticos daquele local devem ser, pelo menos, iguais ao dispêndio da viagem que se realiza para desfrutar do lugar. Tais estimativas podem apresentar certa dificuldade, pois é imprescindível separar, dos custos de viagem, as parcelas relativas a outros benefícios que se possa auferir no local em análise, como, por exemplo, visitar locais históricos ou fazer compras.

d) Conceito da "vida estatística"

Um dos mais controversos temas da economia do meio ambiente diz respeito a valores da vida. Esta valoração às vezes se faz necessária quando os efeitos ambientais negativos colocam em risco a vida humana.

Não há dúvida de que vida não tem preço de mercado. Por outro lado, é possível falar da "vida estatística". Este conceito é empregado para mensurar o valor de salvar-se uma vida quando este tem que ser decidido socialmente. As técnicas adotadas são as mesmas acima discutidas, com ajustes para este caso específico, e podem ser assim resumidas:

1) Da mesma forma que, com a técnica do valor associado, discutiu-se como medir quanto as pessoas estariam dispostas a pagar pela preservação ambiental, é possível também obter destas pessoas quanto estariam dispostas a pagar para reduzir, por exemplo, o número de mortos em acidentes numa estrada com despesas de manutenção e sinalização. Suponha-se que a população de um município pesquisado indique que, no total, estaria decidida a gastar X cruzeiros para que as mortes por acidentes na rodovia caíssem de 100 para uma por ano. Poder-se-ia então admitir que o valor da "vida estatística" seria de $X/99$, pois estes investimentos seriam feitos para salvar vidas em geral e não a de

alguém em particular. O mesmo procedimento pode ser adotado no que diz respeito a gastos com hospitais, com o desenvolvimento de remédios e outras situações relacionadas com risco de vida, como as tabelas de benefícios da previdência social nos casos de acidentes, mutilações e mortes.

II) A técnica do preço de propriedade pode também ser ajustada ao conceito de “vida estatística” ao se compararem os salários de trabalhos arriscados com aqueles que não envolvem risco. As limitações, neste caso, são ainda mais restritivas que aquelas apontadas para o mercado de imóveis, uma vez que as imperfeições no mercado de trabalho são ainda mais marcantes. Todavia, é prática comum sindicatos e patrões estabelecerem valores adicionais de salários para atividades insalubres e arriscadas.

III) A técnica da produção sacrificada também tem sido bastante aplicada no caso da “vida estatística”, tentando-se mensurar a produção que seria perdida caso certa pessoa viesse a falecer prematuramente. Tal mensuração é de fácil elaboração, pois seria necessário determinar, para cada pessoa, o fluxo futuro de produção e também, para efeitos de desconto, o consumo que ela realizaria se estivesse viva. Estes procedimentos são bastante criticados porque certamente discriminam os idosos e os incapazes física e mentalmente.

5.9 – Limitações

Como toda matéria econômica, a análise de custo-benefício está repleta de questões controvertidas e sujeita a diversas limitações estimativas. Entre as limitações do emprego da análise de custo-benefício, algumas já foram, de certa forma, discutidas anteriormente: as relativas aos conceitos subjetivos de utilidade e disposição para pagar, à impossibilidade de tratamento adequado das considerações distributivas e à dificuldade de especificação da taxa de desconto.

Além das limitações resultantes destas dificuldades de aplicação prática dos conceitos teóricos, há também que alertar para as dificuldades existentes no uso de informações estatísticas apropriadas. Estimar curvas de demanda e de oferta com o objetivo de mensurar os excedentes econômicos e os custos econômicos de oportunidade para inúmeros bens e serviços exige uma diversidade de dados que dificilmente estarão à disposição. Dessa forma, a sofisticação da análise dependerá do bom senso do analista, e qualquer alternativa será passível de crítica posto que nem todos os impactos (econômicos, sociais e ambientais)

poderão ser capturados e a mensuração dos benefícios e custos sociais estará sempre incompleta.

No caso dos bens de produção privados, estas restrições são menos imperativas do que as que ocorrem quando o objetivo de análise se refere ao meio ambiente. Como uma análise econômica procura comparar benefícios e custos monetariamente valorados, é fácil compreender a dificuldade na determinação destes parâmetros quando aspectos ambientais estão em apreço. Tal como as questões distributivas, a mensuração de externalidades ambientais é apenas indicativa já que, além do conhecimento reduzido das implicações da desordem ambiental, a recorrência a juízos de valor é inevitável. Além disso, a inexistência de mercado para externalidades amplia o grau de imprecisão das estimativas que é possível realizar.

Desde já é importante observar que não existe um método único e geral para mensurar externalidades ambientais. Diversos estudos para casos específicos já foram realizados com resultados limitados em termos analíticos e cujos procedimentos estimativos não podem ser generalizados. Neste texto, não se pretendeu oferecer nenhuma "receita de bolo" para estimar os efeitos ambientais. Objetivou-se antes introduzir as questões econômicas ambientais mais relevantes, que permitam ao analista iniciar o difícil e, por vezes, frustrante desafio de oferecer algum indicador que ajude no controle racional do meio ambiente.

É importante, entretanto, ter em mente que a análise de custo-benefício não é condição suficiente para um processo seletivo de investimento, isto é, de planejamento econômico. Estas técnicas constituem mais um indicador de viabilidade, ao lado daqueles financeiros e fiscais, e de outros considerados estratégicos ou meritórios. Além disso, a análise de projetos deve ser vista como o último elo do planejamento. Após os modelos macroeconômicos determinarem uma estratégia geral e as análises de insumo-produto assegurarem a consistência dos objetivos traçados, procura-se, com a seleção de projetos, apenas dirigir os investimentos setoriais dentro dos critérios de eficiência e equidade estabelecidos.

Bibliografia

As referências abaixo apresentadas estão classificadas de acordo com os temas discutidos no texto. Não se preocupou, contudo, listar toda a bibliografia disponível, mas apenas selecionar alguns textos,

quando possível em português, que permitirão ao leitor avançar na compreensão dos temas abordados. Naturalmente, a própria bibliografia dos textos selecionados oferecerá uma extensão destas referências.

Teoria Microeconômica (livros-textos didáticos)

- ATTIYCH, R., *et alii* – *Introdução programada à microeconomia*. São Paulo, 1973.
- BARBOSA, F. H. *Microeconomia: teoria, modelos econométricos e aplicações à economia brasileira*. Rio de Janeiro, INPES/IPEA, 1985 (Série PNPE 10).
- FERGUSON, C. E. *Microeconomia*. Rio de Janeiro, Forense Universitária, 1974.
- HUNT, E. K. *Introdução à moderna teoria microeconômica*. Petrópolis, Vozes, 1977.
- MANSFIELD, E. *Microeconomia: teoria e aplicações*. Rio de Janeiro, Campus, 1978.
- SALVATORE, D. *Microeconomia*. São Paulo, McGraw-Hill do Brasil, 1979 (Coleção Schaumn).
- SIMONSEN, M. H. *Teoria microeconômica*. Rio de Janeiro, Fundação Getúlio Vargas, 1973, 2 v.

Teoria do Bem-Estar (livros-textos didáticos)

- BOADWAY, R. W. e BRUCE, N. *Welfare economics*. London, 1984.
- MISHAN, E. J. *Welfare economics: an assessment*. Amsterdam, North Holland, 1969. (Professor F. de Vries Lectures).
- . *Welfare economics: ten introductory essays*. New York, Random House, 1969.
- NG, Yew-Kwang. *Welfare economics: introduction and development of basic concepts*. London, The Mcmillan Press, 1979.
- WINCH, D. M. *Analytical welfare economics*. Harmondsworth, Penguin, 1971.

Análise de Custo-Benefício (textos gerais)

- LAL, D. *Prices for planning: towards the reform of Indian planning*. London, Heinemann Educational Books, 1980.
- MISHAN, E. J. *Análise de custo-benefício: uma introdução informal*. Rio de Janeiro, Zahar, 1976.
- MOTTA, R. S. da. *Análise de custo-benefício: uma revisão metodológica*. Rio de Janeiro, INPES/IPEA, abr. 1988 (Relatório Interno, 8).
- PEARCE, D. W. *Cost-benefit analysis*. 2^a ed., London, Macmillan, 1983.
- RAY, Anandarup. *Cost-benefit analysis: issues and methodologies*. Baltimore, The Johns Hopkins University Press, 1984.

Métodos

- HARBERGER, A. C. *Project evaluation: collected papers*. Chicago, Markham, 1973.
- LITTLE, I. M. D. e MIRRLIES, J. A. *Project appraisal and planning for developing countries*. London, Heinemann Educational Books, 1974.
- SQUIRE, L. e VAN DER TAK, H. *Análise econômica de projetos*. Rio de Janeiro, Livros Técnicos e Científicos, 1979.
- UNIDO. *Guidelines for project evaluation*. New York, United Nations, 1972.
- . *Guide to practical project appraisal: social benefit-cost analysis in developing countries*. New York, United Nations, 1978.

Estimativas de Preços Econômicos

- BACHA, E. L., et alii. *Análise governamental de projetos de investimento no Brasil: procedimentos e recomendações*. Rio de Janeiro, INPES/IPEA, 1971 (Coleção Relatórios de Pesquisa, 1).
- LAL, D. *Accounting prices for Jamaica*. London, University College London, Department of Economics, 1978 (Discussion paper in public economics, 9).

- _____. *Estimates of shadow prices for Korea*. London, University College. London, Department of Economics, 1978 (Discussion paper in public economics, 10).
- LITTLE, I. M. D. e SCOTT, M. eds. *Using shadow prices*. London, Heinemann Educational Books, 1976.
- MÉJIA, F. J. e RODA, P. Razones de precios de cuenta y matrices semi insumo-producto: una aplicación a la economía colombiana. *Desarrollo y Sociedad*, (19): 11-66, mar. 1987.
- MOTTA, R. S. da. *Estimativas de preços econômicos no Brasil*. Rio de Janeiro, INPES/IPEA, jun. 1988 (Texto para Discussão Interna, 143).
- OWERS, T. A. ed. *Estimating accounting prices for project appraisal*. Washington D. C., IDB, 1981.

Aplicações

- CENAL. *Proálcool: avaliação social de projetos*. Brasília, ago. 1983 (Estudos Sócio-Econômicos).
- CLINE, William R. Análise de custo-benefício de projetos de irrigação no Nordeste. *Pesquisa e Planejamento Econômico*, Rio de Janeiro, 2 (2): 257-274, dez. 1972.
- LEHWING, M. B. Análise de custos e benefícios sociais aplicada à indústria carbonífera no vale do Jacuí. *Revista Brasileira de Economia*, Rio de Janeiro, 31 (3): 475-498, jul./set. 1977.
- MELO, F. H. de e PELJN, E. R. *As soluções energéticas e a economia brasileira*. São Paulo, Hucitec, 1984 (Economia & Planejamento. Teses e pesquisas).
- MOTTA, R. S. da. Um estudo de custo-benefício do PROÁLCOOL. *Pesquisa e Planejamento Econômico*, 17 (1): 65-92, abr. 1987.
- SCOTT, M. F. G., MacARTHUR, J. E. e NEWBERY, D. M. G. *Project appraisal in practice*. London, Heinemann Educational Books, 1979.

Mensuração Ambiental

- ARAÚJO, Aloísio B. *O meio ambiente no Brasil: aspectos econômicos*. Rio de Janeiro, INPES/IPEA, 1979 (Relatório de Pesquisa, 44).

- BAUMOL, W. J. e OATES, W. E. *The theory of environmental policy*. New Jersey, Prentice Hall, 1975.
- BISHOP, R. Option value: an exposition and extension. *Land Economics*, 58 (1): 1-15, Feb. 1982.
- BOYLE, K. J. Commodity specification and the framing of contingent – valuation questions. *Land Economics*, 65 (1): 57-63, Feb. 1989.
- BROOKSHIRE, D. *et alii*. Estimating option prices and existence values for wildlife resource. *Land Economics*, 59 (1): 1-15, Feb. 1983.
- FREEMAN, A. M. *The benefits of environmental improvement*. Baltimore, Johns Hopkins University Press, 1979.
- . Hedonic prices, property values and measuring environmental benefits: a survey of the issues. *The Scandinavian Journal of Economics*, 81 (2): 154 - 73, 1979.
- HANLEY, N. D. Valuing rural recreation sites: an empirical comparison of two approaches. *Journal of Agricultural Economics*, 40 (3): 361-372, Sept. 1989.
- HOEHN, J. P. e FISHELSON, G. Quality adjusted prices and weak complementarity: a new method for estimating the demand for environmental services. *Resources and Energy*, 10 (4): 337-354, Dec. 1988.
- JOYCE, T. J. *et alii*. An assessment of the benefits of air pollution control: the case of infant health. *Journal of Urban Economics*, 25 (1): 32-51, Jan. 1989.
- LAREAU, T. J. e RAE, D. A. Valuing WTP for diesel odor reductions: an application of contingent ranking technique. *Southern Economic Journal*, 55 (3): 728-742, Jan. 1989.
- LINVINGSTON, M. L. Transboundary environmental degradation: market failure, power and instrumental justice. *Journal of Economic Issues*, 23 (1): 79-91, Mar. 1989.
- MARGULIS, S. Uma avaliação econômica dos impactos ambientais decorrentes da produção de carvão mineral. *Pesquisa e Planejamento Econômico*, 15 (1): 209-240, abr. 1985.
- MARZOUK, M. S. e KABOUDAN, M. A. A retrospective evaluation of environmental protection projects in Kuwait. *Journal of Developing Areas*, 23 (4): 567-582, Jul. 1989.
- McMILLAN, M. L. Estimates of household's preferences for environmental quality and other housing characteristics from a system of demand equations. *The Scandinavian Journal of Economics*, 91 (2), 1989.

- MISIOLEK, W. S. Pollution control through price incentives: the role of rent seeking costs in monopoly markets. *Journal of Environment Economics and Management*, 15 (1): 1-8, Mar. 1988.
- MOGHISSI, A. A. Editorial: Greenhouse effect, tropical rain forests and environmental colonialism. *Environment International*, 14 (5): 385-386, 1988.
- MOTTA R. S. da *Análise de custo-benefício de projetos amazônicos*. (Texto do curso Impactos Ambientais de Investimentos na Amazônia: Problemática e Elementos Metodológicos de Avaliação). Manaus, Pnud/Basa/Suframa, set. 1989.
- MURDOCH, J. C. Thayer. Hedonic price estimation of variable urban air quality. *Journal of Environmental Economics and Management*, 15 (2): 143-146, Jun. 1988.
- PEARCE, D. *Environmental economics*. London, Longman, 1977.
- e MARKANDYA, A. *The benefits of environmental policy*. Paris, OECD, 1989.
- RANDALL, A. The problem of market failure. *Natural Resources Journal*, 23 (1): 131-48, Jan. 1983.
- SASAKI, K. On a possible bias in estimates of hedonic price functions. *Journal of Urban Economics*, 25 (1): 138-142, Jan. 1989.
- SCHULZE, W. D. E BROODSHIRE, D. S. The economic benefits of preserving visibility in the national parklands of the Southwest. *Natural Resources Journal*, 23 (1): 149-73, Jan. 1983.
- SWANEY, J. A. e EVERS, M. A. The social cost concepts of K. William Kapp and Karl Polanyi. *Journal of Economic Issues*, 23 (1): 7-33, Mar. 1989.
- WESLEY, A. M. *et alii*. Paired comparison and contingent valuation approaches to morbidity risk valuation. *Journal of Environmental Economics and Management*, 15 (4): 95-411, Dec. 1988.
- WILLIS, K. G. e BENSON, J. F. A comparison of user benefits and costs of nature conservation at three Nature Reserves. *Regional Studies*, 22 (5): 417-428, Oct. 1988.

*Sergio Margulis**

Um dos resultados fundamentais da economia do bem-estar refere-se à alocação dos bens da economia (seus recursos) num mercado perfeitamente competitivo. Neste regime de mercado, a alocação será eficiente, no sentido em que produtores maximizam lucro, consumidores maximizam utilidades e ninguém pode melhorar o nível de bem-estar sem fazer alguém piorar. Os preços embutem em si toda a informação necessária para organizar esta economia eficientemente. Este resultado foi mostrado no artigo precedente sobre análise de custo-benefício do meio ambiente, de autoria de Ronaldo Serôa da Motta.

6.1 – Recursos Ambientais e Propriedade Privada

A despeito, porém, do resultado teórico acima mencionado, na prática os mercados dificilmente são perfeitamente competitivos como – e este é o caso que mais nos interessa –, na maior parte dos problemas de meio ambiente, os recursos naturais não são propriedade de ninguém. Com isto, ninguém “zela” diretamente por eles, e o sistema de preços

*Pesquisador do IPEA-Rio, doutor em Economia do Meio Ambiente pela Universidade de Londres.

deixa de organizar a economia de forma socialmente ótima, o que na verdade ocorre é que diferem os custos privados e os custos sociais. O exemplo clássico é o ar de uma cidade – recurso natural que pertence a todos e, simultaneamente, não pertence a ninguém. Quando uma fábrica de produção de cimento, por exemplo, polui o ar, uma série de efeitos incidem sobre as pessoas que vivem na cidade onde está a fábrica instalada (inclusive, possivelmente, outros produtores) fazendo com que estes tenham que incorrer em custos, quer para se protegerem da poluição, quer por virem a sofrer seus efeitos adversos. Como a fábrica está tomando uma decisão (poluir o ar) que afeta o bem-estar de outros agentes da economia (consumidores ou outros produtores) *sem os consultar a respeito*, diz-se que a fábrica está impondo uma *externalidade* ou custos externos à economia dos agentes afetados.

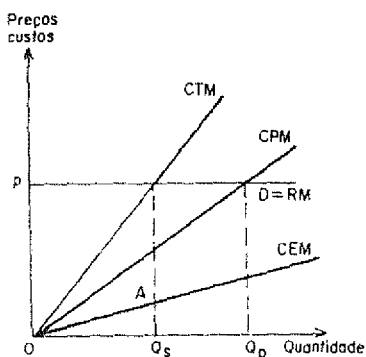
Os custos externos evidentemente não atingem o dono da fábrica, fazendo com que ele, em princípio, não tenha nenhuma motivação para deixar de poluir. Observe-se que esta situação só ocorre porque, como se disse acima, o ar é um bem público, ou melhor, não é de propriedade de ninguém. Se o dono da fábrica fosse também dono do ar (imagine-se que ele houvesse comprado uma certa quantidade de ar, enclausurando-a, juntamente com a fábrica, sob uma grande redoma), certamente tomaria todo o cuidado para conservar esse ar em condições adequadas à produção de cimento. Igualmente, se as pessoas da cidade tivessem comprado o ar da cidade (e portanto possuíassem sobre ele um direito *exclusivo*), o dono da fábrica teria que incorporar, no cálculo de seus custos, uma indenização por estar poluindo o ar da cidade, ou recorreria a filtros de controle de modo a não o poluir. Num e noutro caso – em que o dono da fábrica ou as pessoas da cidade são proprietários do ar –, percebe-se que o resultado (a alocação de recursos) é distinto do que se verifica na prática com os bens públicos. Pela natureza deste tipo de bens, há uma falha de mercado envolvida. Os custos privados diferem dos custos sociais, e uma firma que maximiza lucro toma decisões que não são socialmente eficientes. A geometria simplificada destes custos¹ é mostrada na Figura 1.²

¹ As formas das curvas já foram discutidas no artigo de Ronaldo Serôa da Motta que integra esta coletânea. A curva CEM cresce com a quantidade produzida.

² Os bens públicos têm a propriedade de *não rivalidade*, isto é, a quantidade do bem que eu consumo em nada afeta a quantidade disponível para outros. Por exemplo, além do ar e dos recursos naturais, as ruas e praças públicas, as belezas paisagísticas, etc. Para eles, vale igualmente o princípio da *não exclusão*, pelo qual um indivíduo não pode ser excluído de certo consumo. Por exemplo, de alguma forma somos todos "obrigados a consumir" um tanto de segurança nacional e de poluição.

Figura 1

CUSTOS SOCIAIS NO MERCADO PERFEITAMENTE COMPETITIVO



D = RM = Curva de demanda tal como vista pela firma = receita marginal

CPM = Custos privados marginais

CEM = Custos externos marginais

CTM = Custos totais marginais, incluindo os efeitos da poluição

P = preço de equilíbrio

Qi = quantidades de equilíbrio

Um dos resultados marginalistas fundamentais da teoria microeconômica é que o produtor maximiza seu lucro ofertando uma quantidade tal que o custo de produção da última unidade (o custo marginal CPM) iguale a receita marginal (RM) e que, em regime de concorrência perfeita, esta receita marginal é preço de mercado.³ A Figura 1 mostra que, incorporando-se as externalidades causadas pela produção de cimento, a quantidade socialmente ótima de produção (Q_s) é menor que a quantidade ótima no caso privado (Q_p), quando o dono da fábrica não incorpora estes efeitos. O resultado é evidente e intuitivo. No entanto, há um aspecto importante a observar: o nível de poluição socialmente ótimo não é zero, pois, mesmo quando se produz Q_s , há um custo externo igual à área do triângulo marcado no gráfico (O AQ_s). Isto “desmistifica” a idéia de que o ótimo é ter poluição zero, o que só vale quando os custos de controle são nulos, uma situação inexistente na prática.

Pode-se também entender este resultado intuitivamente através do exemplo da fábrica de cimento mencionado acima. Existem quatro grupos interessados na produção da fábrica: os consumidores de cimento (cuja maioria provavelmente não mora na cidade), o dono da fábrica,

³ Ainda uma vez remetemos o leitor ao artigo de Ronaldo Serôa da Motta sobre “Análise de Custo-Benefício do Meio Ambiente” publicado neste volume.

Inicialmente, observe-se que o nível de produção é diretamente proporcional ao de poluição, de modo que se pode pensar o eixo horizontal como sendo o do próprio nível de poluição. Os custos de degradação CD (que são os custos externos em que se incorre quando não há controle, tanto ambientais como sociais) crescem com o nível de poluição; quanto maior a poluição, maiores os custos de degradação. Inversamente, os custos de controle (CC) são evidentemente decrescentes pois, para manter-se o nível de poluição baixo, será necessário gastar muito; deixando-se o nível de poluição alto, os custos de controle serão baixos. O que se deseja é minimizar os custos totais (CT), ou seja, a soma dos custos de degradação com os de controle ambiental. Na Figura 2, o ponto de mínimo da curva dos custos totais (Ps) representa o nível ótimo de poluição, cabendo observar que seu valor é, de fato, maior que zero. Ou seja, em geral não é ótimo ter poluição zero.

Observe-se igualmente que o ponto de mínimo não coincide com o ponto em que os custos de controle e de degradação se igualam, situando-se onde os custos *marginais* de controle e de degradação são iguais. É importante entender este resultado. O raciocínio é que, para um determinado nível de poluição ser o ótimo (e assim também os correspondentes níveis de produção e de controle), não pode valer a pena gastar nem mais nem menos em controle, senão o ponto não é ótimo. Só valerá a pena gastar mais do que se gasta (o custo marginal de controle) se o ganho adicional for *maior*. Mas o ganho adicional é justamente o quanto se evita de degradação ambiental, ou seja, o dano marginal. O mesmo raciocínio se aplica caso se pense em diminuir o nível de controle: logo, no nível de poluição ótimo, é necessário que os custos marginais de controle e de degradação sejam iguais.⁴

Este é provavelmente o resultado básico mais importante da economia da poluição. Na prática, no entanto, ele suscita duas questões. Em primeiro lugar, é preciso saber como se medem estes custos; em segundo, como “corrigir” o resultado, ou seja, como fazer os níveis de atividade econômica e de controle ambiental atingirem o socialmente ótimo? Ambas as questões são discutidas adiante.

⁴ Para quem tem facilidade com a matemática, o ponto de mínimo é o de derivada nula. Mas a derivada de CT é nula quando a soma $CC + CD$ tiver derivada nula. As derivadas de CC e CD serão iguais em magnitude, portanto, e de sinais opostos. Ou seja: o custo marginal de controle iguala o custo marginal de degradação, conforme se explica no texto.

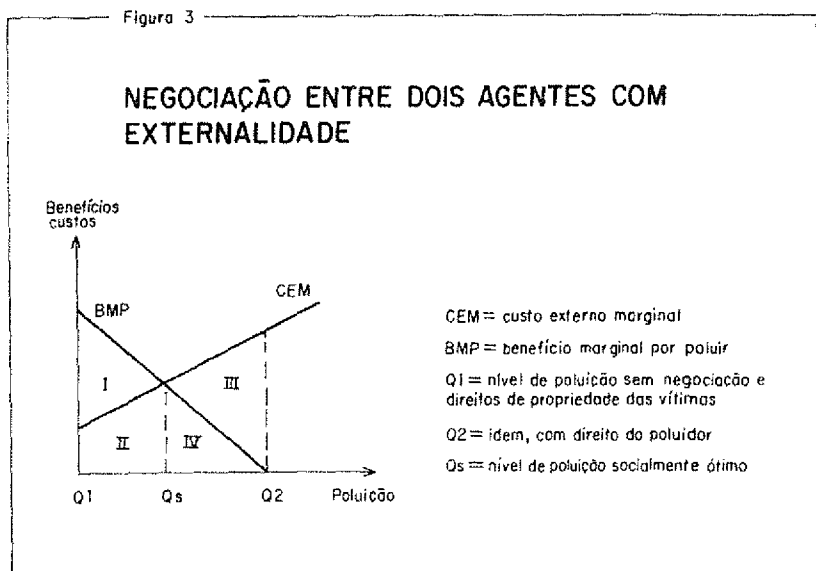
6.3 – Negociação entre Agentes: O Exemplo de Coase

Num clássico artigo publicado em 1960 com o título “The Problem of Social Cost”, Coase analisou o problema básico da ocorrência de externalidades entre dois agentes, no caso um agricultor que tinha como vizinho um criador de gado cujos bois tinham o hábito de “visitar” as plantações do primeiro. Segundo a abordagem da seção anterior, o custo de degradação neste exemplo é a perda da safra imposta ao agricultor, correspondendo os custos de controle, digamos, aos de cercamento. O nível ótimo de controle, como já se viu, é aquele em que o custo marginal de controle iguala o custo marginal de degradação. O argumento de Coase é que não há necessidade de qualquer tipo de intervenção para que as duas partes negociem até que se atinja o nível ótimo de controle. Só é necessário que se tenha definido o direito de propriedade e que os custos de negociação sejam desprezíveis, como deve ser o caso. Se o agricultor tem o direito legal de não ter sua plantação invadida pelo gado, o pecuarista há de tomar a iniciativa de negociar; caso contrário, é o agricultor quem dá o primeiro passo.

Para não se concluir à primeira vista e sumariamente que a melhor ou mais justa solução do problema é o pecuarista cercar seu pasto, imaginemos o que aconteceria se o próprio pecuarista fosse também o dono das plantações; será que ele cercaria todo o pasto para evitar o dano às plantações? A resposta é evidentemente negativa. Se o custo de construir a cerca for muito elevado e o dano causado às plantações nem tanto, o pecuarista certamente não vai construir a cerca. Ele só fará isto enquanto o custo (marginal) de controle (construção da cerca) for *menor* que o custo (marginal) de degradação (danos às plantações). E este resultado é socialmente ótimo na medida em que as externalidades não existem; elas já estão internalizadas na economia, conquanto o próprio pecuarista seja dono das plantações e portanto sofra os efeitos de suas atividades.

No caso de dois agentes, como se propôs acima, o direito de propriedade determina quem dá o primeiro passo. E qualquer que seja este passo, o resultado final será o socialmente ótimo. No caso em que o direito assiste ao agricultor, o pecuarista aceitará pagar uma indenização que corresponderá, no máximo, ao custo marginal de colocar a cerca. O agricultor, por seu lado, estará disposto a receber qualquer coisa maior que o valor do dano marginal (perda de safra). Percebe-se que haverá negociação e que o equilíbrio se produz exatamente no ponto em que os custos marginais de controle e de degradação se igualam. O mesmo

raciocínio se aplica à situação em que o direito de propriedade é do pecuarista.⁵ A Figura 3 abaixo ilustra a situação.



Se o direito de propriedade é do poluidor, as “vítimas” estarão dispostas a pagar até III + IV para garantir uma redução no nível de poluição de Q2 até Qs, ao passo que o poluidor estará disposto a receber qualquer coisa acima de IV. Se o direito de propriedade assiste às “vítimas”, a empresa que polui estará disposta a pagar I + II para garantir uma elevação no nível de poluição de Q1 para Qs, enquanto as “vítimas” estarão dispostas a receber qualquer coisa acima de II.

O próprio Coase reconhece em seu trabalho que este resultado pode ser de menor relevância na prática. Difícilmente, nos problemas de poluição típicos, tem-se uma situação que envolva apenas dois agentes. Ademais, os custos de transação podem ser proibitivos. Nenhum destes aspectos deve ser desprezado na prática. Imagine o caso, bastante semelhante ao apresentado, de uma fábrica que polui um rio de que se

⁵ Neste caso, a comparação se faz entre o desejo que o agricultor possa ter de pagar pelo dano marginal a evitar-se e a indenização requerida pelo pecuarista. Esta seria agora dada pelo benefício marginal que o pecuarista auferiria deixando o gado pastar no vizinho, que se mede pela engorda do gado.

serve um agricultor vizinho. Cumpre notar que os efeitos não são mais apenas sentidos pelo agricultor, mas possivelmente por todas as pessoas que vivem rio abaixo, levantando-se de imediato questões como necessidade de tratamento de águas, perda de potencial pesqueiro das mesmas, danos à saúde, efeitos ecológicos de longo prazo, etc. Como sentar à mesa com o dono da fábrica e negociar um nível de poluição ótimo? Os custos transacionais certamente seriam proibitivos.

Existe um argumento econômico segundo o qual, se os custos transacionais são proibitivos, o *status quo* deve ser o socialmente ótimo; ou seja, se o dano fosse suficientemente relevante, as partes interessadas enfrentariam o elevado custo de se reunirem e negociarem uma solução para o problema. O contra-argumento é que, neste caso, não é evidente que o *status quo* seja preferível a algum tipo de intervenção (governamental, por exemplo). Na verdade, esta é uma das principais justificativas (econômicas) para a necessidade de intervenção do governo na negociação entre agentes onde ocorrem externalidades.

Além dos custos transacionais, existe a difícil questão da revelação honesta das preferências, especialmente no caso dos agentes afetados serem consumidores. Na tentativa de determinar o verdadeiro desejo de cada indivíduo de contribuir para um possível pagamento à fábrica poluidora (caso ela tenha os direitos de propriedade), é plausível esperar que todos tenham uma motivação estratégica para subestimar o quanto estariam efetivamente dispostos a contribuir, contando com o fato de que poderiam se beneficiar das avaliações dos outros. Isto pode levar a que a negociação não aconteça e a que a quantidade de poluição produzida seja maior do que a socialmente ótima. Existe, adicionalmente, o inverso desta situação quando os agentes afetados desconhecem todos os efeitos a que estarão sujeitos, o que os levaria a subestimar os verdadeiros danos marginais (custos marginais de degradação). Este é um caso em que deve haver intervenção governamental para impedir que haja uma livre negociação prejudicada pela informação assimétrica entre as partes.

Outra observação a fazer, válida mesmo no contexto em que há apenas dois agentes, relaciona-se ao efeito renda. Suponhamos que um dos dois agentes não seja um produtor, mas um consumidor muito pobre e que não haja leis que lhe assegurem o direito ao “ar puro”, admitindo-se que a externalidade neste novo exemplo seja a poluição atmosférica. Caso este último não tenha uma restrição orçamentária – dada pela sua renda – ele poderá garantir que o nível ótimo de poluição será atingido com o pagamento de uma quantia a ser negociada com o vizinho que polui o ar. Mas como existe a restrição orçamentária da renda, ele pode não conseguir oferecer dinheiro suficiente para limitar a poluição. Assim, o nível ótimo de poluição não será atingido. Por ou-

tro lado, se, neste mesmo exemplo, o consumidor pobre estiver protegido por uma lei que lhe assegure o direito ao "ar puro", caberá ao poluidor oferecer dinheiro para impor um pouco de poluição, não havendo restrição orçamentária que impeça o nível ótimo de poluição de ser atingido. Observe-se que não é o efeito-renda mas sim o direito de propriedade que inicialmente determina a possibilidade de atingir-se o nível ótimo de poluição. Isto "contraria" o teorema de Coase. De fato, o resultado segundo o qual o direito de propriedade não afeta a negociação (devendo o nível ótimo de poluição ser de qualquer forma atingido) não é sempre válido. Um exemplo desta situação pode ser a poluição de grandes indústrias localizadas em periferias urbanas com habitantes de baixa renda; na ausência de legislação e sem intervenção oficial, a negociação pode ficar dificultada.⁶

Há ainda outra complicação no que diz respeito a alcançar-se o nível ótimo de poluição, na verdade a maior dificuldade da economia do meio ambiente é uma de suas mais sérias limitações: como medir (monetariamente) os efeitos ecológicos e sociais apontados no exemplo da fábrica que polui o rio e que causa uma série de danos às populações residentes rio abaixo? Como podem os indivíduos negociar a perda de sua saúde? Como se medem os efeitos ecológicos do tipo perda de biodiversidade? Quando os efeitos se fazem sentir no futuro, como poderiam as gerações futuras reivindicar alguma coisa? Se a medição destes custos já é difícil, o que dizer dos custos marginais? As questões relativas às medições dos custos ambientais são assunto específico do artigo de Ronaldo Serôa da Motta sobre análise de custo-benefício do meio ambiente, constante desta publicação.

Até este momento, estamos tentando ver como a economia pode ajudar a entender os problemas ambientais e apontar quais os níveis socialmente desejáveis de poluição e de controle. As seções a seguir generalizam o exemplo de Coase e resumem as diferentes políticas que tentam corrigir os níveis de poluição para os socialmente ótimos, discutindo as alternativas que se apresentam quando os custos não podem ser todos medidos e quantificados.

Antes, porém, cumpre salientar que as limitações da economia do meio ambiente para medir os custos ambientais e sociais são comuns a vários, senão todos, os ramos da economia. Qual é a firma que conhece sua curva de custos marginais de produção? Embora o conhecimento

⁶ Estamos tratando aqui de uma situação um tanto ideal, na medida em que sempre há participação política, um pouco de participação oficial e de legislações. Um exemplo neste sentido foi (ou está sendo) o reassentamento das populações rurais das áreas inundadas pela construção da hidrelétrica de Itaparica, na Bahia. As populações pobres (e dispersas) forçaram a Companhia Hidrelétrica do São Francisco - Chesf - a negociar o reassentamento.

destas curvas fosse fundamental para se determinar o nível ótimo de atividade da firma, na prática isto se mostra muito difícil, o que não quer dizer que, por outro lado, as firmas não estejam produzindo no nível ótimo e auferindo lucro máximo: há um conhecimento empírico que garante, sem maior formalidade teórica, a maximização do lucro. A mesma situação ocorre com os problemas de meio ambiente. O fato de não se poder determinar os custos marginais de degradação não quer dizer que a autoridade ambiental não disponha de evidência empírica suficiente, com base em sua experiência do dia-a-dia, que indique qual o nível ótimo de poluição. Isto corresponde indiretamente, como no caso da firma produtora, a conhecer a curva dos custos sociais e ambientais, o que, nem por isso, invalida a relevância do conhecimento teórico, que evidentemente permite uma melhor compreensão do problema a partir de categorias gerais.

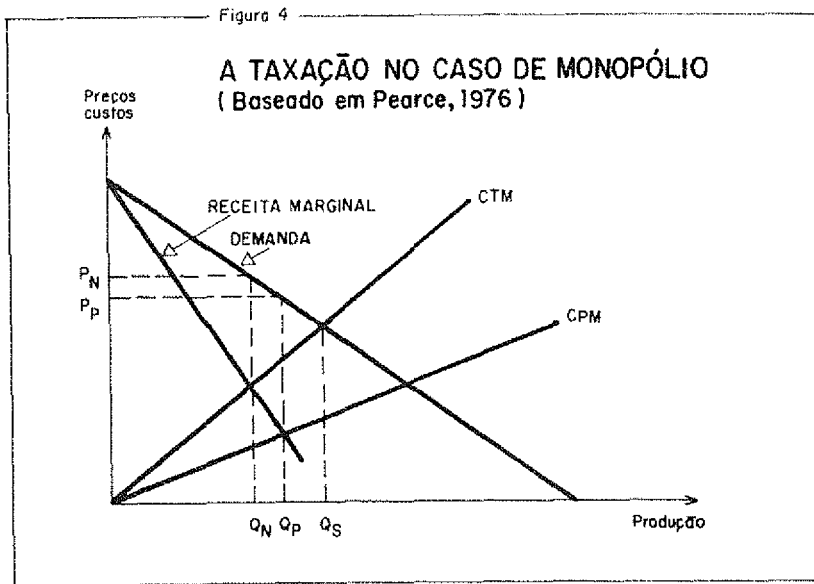
6.4 – Atingindo o Nível Ótimo de Poluição – A Taxação

A despeito de todas as suas limitações e críticas, mesmo no contexto reduzido de apenas dois agentes, o exemplo de Coase serve de modelo para os problemas mais gerais onde existem agentes econômicos que operam com ocorrência de externalidades. Aliado ao resultado básico apresentado anteriormente, segundo o qual a quantidade ótima de poluição (e de controle, portanto) é obtida ao se igualarem os custos marginais de controle e de degradação, isto nos dá uma boa indicação sobre como corrigir o nível de poluição para o socialmente desejável nos problemas mais gerais. Um procedimento bastante razoável foi originalmente proposto por Pigou, em 1932, e consiste em taxar o agente gerador da externalidade de tal modo que ele corrija sua atividade até que o nível da externalidade atinja o socialmente ótimo. O valor da taxa deve ser exatamente o custo marginal de degradação causado pela poluição (ou por qualquer que seja a externalidade). Isto pode ser visto com clareza recorrendo-se à Figura 1 apresentada anteriormente: tomando-se a taxa igual ao custo externo marginal (CEM), o custo de produção de cimento passa de CPM para CTM, o que corrige o nível Q_p de atividade econômica (e, portanto, também o de poluição) para o socialmente ótimo (Q_s).

O resultado pode causar uma certa surpresa a quem acha justo que as “vítimas” devam ser compensadas. Uma maneira intuitiva de justificar o resultado é ver que, caso se pague uma indenização às “vítimas” (além da taxa ao agente poluidor), elas terão uma motivação para

“não sair do lugar”, o que pode, inclusive, atrair outras pessoas para o local da poluição, caso estas achem que a indenização “compensa”. Isto fará com que os custos de degradação aumentem, o que decerto não é desejável. Assim, caso se compensem as vítimas por todos os custos sociais a que ficam sujeitas, elas realmente não se ajustarão à nova situação, e os custos totais serão maiores.

Além de questões práticas sobre a viabilidade da implementação da taxa, notadamente no que envolve a necessidade da quantificação dos custos marginais de degradação, que se discute adiante, há pelo menos uma crítica importante ao critério pigouviano da taxação⁷ que se aplica no caso de o mercado não ser perfeitamente competitivo. Suponhamos que o produtor seja um monopolista. Intuitivamente o que acontece neste caso é que ele oferece uma quantidade menor do que a socialmente ótima (ou seja, aquela de concorrência perfeita); caso se aplique uma taxa pela externalidade causada, ele vai ter seus custos de produção aumentados e, portanto, vai diminuí-la ainda mais. O efeito será *contrário* ao desejado! A Figura 4 ilustra a situação.



⁷ Outras críticas, relacionadas à forma das curvas, têm importância na prática, mas envolvem uma discussão teórica sofisticada que optamos por não incluir neste texto. Para o leitor interessado, cf. Baumol e Oates (1988), Fisher (1984) e Pearce (1976).

As curvas de custos marginais privado e social CPM e CTM são iguais às da Figura 1; a demanda é decrescente (a curva vista pelo produtor monopolista é a própria curva de demanda total) e a receita marginal não é igual ao preço (pois o monopolista pode aumentar ou diminuir os preços de acordo com seu nível de produção), ficando abaixo da curva de demanda. Sem taxação, o monopolista vai ofertar uma quantidade Q_p ao preço P_p (seu nível de produção é, novamente, o que maximiza seus lucros, que agora são calculados igualando-se o custo marginal à receita marginal, que não é igual ao preço como em concorrência perfeita, pois como já se disse o monopolista controla o nível de preços). Quando se impõe a taxa, sua curva de custos passa a ser CTM, e a nova quantidade ótima que ele deve produzir é Q_n , que é menor que Q_p . O movimento foi, assim, contrário em relação ao ponto que seria socialmente ótimo, vale dizer, o nível de oferta Q_s .⁸ As próximas seções discutem políticas de controle alternativas à taxação e seus efeitos sobre a distribuição de renda.

6.5 – Imposição de Padrões Ambientais – A Taxação

Já se viu em páginas anteriores deste artigo que a taxação consiste num método, ou numa política, eficiente de controle da poluição, na medida em que reduz o nível da atividade econômica (e da poluição, portanto) até o socialmente desejável, isto é, o nível em que os custos sociais totais são mínimos. O valor da taxa deve ser o custo marginal de degradação imposto às “vítimas”. Evidenciaram-se igualmente algumas das limitações do método. Nas próximas duas seções, algumas das políticas alternativas de controle são apresentadas e comparadas em termos de sua efetividade, principalmente com relação ao sistema da taxação. Tais políticas são um mercado de licenças de poluição, controle direto e subsídio. A solução de barganha entre os agentes também já foi discutida.

Inicialmente, enfatizamos mais uma vez a questão das incertezas e dificuldades de se medirem os custos ambientais. A informação necessária para impor um sistema pigouviano de taxação não se pode ob-

⁸ Note-se que, caso os custos externos sejam muito elevados, o monopolista pode estar ofertando mais do que o socialmente ótimo; neste caso, a taxação seria desejável, movendo a quantidade ofertada na direção correta. Além disso, a taxa pode levar o monopolista a passar a adotar uma tecnologia menos poluente, diminuindo os custos sociais; neste caso, a taxa pode melhorar ou piorar o nível de bem-estar [cf. Baumol e Oates (1988)].

ter na prática, principalmente a relativa aos custos marginais de degradação.

Sobretudo por força deste fato, na prática determina-se um nível socialmente aceitável de poluição, com base em critérios não necessariamente apenas econômicos. Este mesmo procedimento é utilizado na determinação dos níveis de outros bens e serviços públicos, como, por exemplo, os de segurança nacional (defesa) e assistência social. É quase impossível imaginar a determinação (econômica) do nível ótimo que o Estado deve prover destes dois serviços. Abre-se mão, no entanto, de alcançar o nível socialmente ótimo de poluição, e, daqui para a frente, ótimo passa a significar o socialmente aceitável, o que é tipicamente estabelecido por padrões ambientais.

Mesmo no caso do nível de poluição ser determinado por critérios não econômicos, a economia tem um papel importante a desempenhar na determinação da política de controle mais eficiente economicamente. Ou seja, a política “mais barata” que assegure que o padrão ambiental seja atingido. Este é um aspecto extremamente importante em face dos elevados custos de implementação das políticas e de seu não raro fracasso. Pode-se provar que, novamente aí, o sistema de taxação é também uma política ótima; sob determinadas condições, ele, de fato, garante que um padrão ambiental estabelecido seja atingido da forma mais barata possível.

No caso em que estamos trabalhando, o padrão ambiental é estabelecido *a priori*, de tal modo que o valor da taxa não é o valor do dano marginal causado (se não recaímos no caso anterior). A taxa agora é unitária e igual para todos os agentes poluidores, que vão pagar proporcionalmente às suas emissões. Este procedimento é infinitamente mais simples do que medir custos de degradação: tudo que é necessário agora é “balizar” um valor para a taxa de modo que a redução das emissões permita que se alcance o padrão ambiental desejado.

Suponhamos que a autoridade ambiental deseje reduzir o nível de poluição de uma certa localidade em 50% e que haja duas fontes poluidoras. Uma maneira de se conseguir isto é exigir que cada um dos agentes reduza suas emissões em 50%, admitindo-se que o nível de poluição seja determinado unicamente por estas emissões. Mas é claro que este sistema não é economicamente eficiente. Pode ser muito mais barato para um dos agentes (o agente A) reduzir drasticamente suas emissões, atingindo-se já com isso o padrão de qualidade ambiental. Observe-se que taxar ambos os agentes com um mesmo valor (por unidade emitida) leva a este resultado. Por que isto? Porque o custo marginal de controle do agente A é menor que o valor da taxa (senão nem A nem B, este com mais forte razão, vai mudar suas emissões). Assim,

o agente A vai reduzir suas emissões até justamente o ponto em que os custos marginais de controle igualam o valor da taxa. A partir deste ponto, vai preferir pagar a taxa. Idêntico raciocínio se aplica ao agente B.

Uma outra vantagem da taxa é que ela produz um incentivo para que haja pesquisas de tecnologias mais baratas, já que a taxa é proporcional à quantidade emitida. Por mais que o agente já tenha investido em controle, ele sempre terá uma motivação para reduzir ainda mais as emissões, o que acontecerá quando houver uma nova tecnologia tal que os custos marginais de controle sejam menores que o valor da taxa.

Existem três principais limitações ao sistema da taxa uniforme. A primeira diz respeito aos custos administrativos, já que será necessária uma fiscalização contínua sobre as emissões, situação que se aplica também às outras políticas. A segunda diz respeito a variações geográficas. Se dois agentes se localizam um em área densamente povoada e outro em área pouco povoada, é razoável que uma taxa maior seja aplicada ao primeiro agente. Na verdade, isto quer dizer que a taxa deveria se basear nos *efeitos* das emissões de cada agente, e não na quantidade emitida. Isto é uma maneira de captar os custos de degradação impostos por um e por outro agente. No caso de vários agentes, é possível dividir a região em áreas onde os efeitos seriam semelhantes e impor taxas diferentes para cada área. Finalmente, a taxa não é recomendada quando o nível de emissão desejado é zero, caso típico de substâncias muito tóxicas ou poluentes. Outras críticas ao sistema são levantadas na seção seguinte, em que se compara a taxa com as políticas alternativas apontadas no começo desta seção.

6.6 – Políticas de Controle Ambiental Alternativas

6.6.1 – Mercado de Licenças de Poluição

Num sistema de mercado de licenças de poluição, a autoridade ambiental leiloa uma determinada quantidade de licenças. Os agentes poluidores só podem, então, emitir uma quantidade de poluição proporcional à quantidade comprada de licenças. O grande atrativo deste instrumento é a flexibilidade que o órgão passa a ter para aumentar ou diminuir o nível total de poluição, recomprando ou leiloando mais licenças. Esta mesma flexibilidade não existe no sistema de taxa, quando os poluidores já terão eventualmente ajustado a própria tecnologia para fazer os custos marginais de controle igualarem o valor da taxa.

Num mundo sem incertezas, é fácil mostrar que o sistema de taxação produz exatamente o mesmo resultado que um sistema de leilões ou qualquer mercado que venda um determinado número de licenças: ambos fazem com que o padrão ambiental seja atingido da forma mais barata possível. Para isto, basta que a autoridade ambiental leiloe um número adequado de licenças. O sistema de mercado onde as licenças são negociadas será tal que o preço “unitário” seja exatamente igual ao correspondente custo marginal de controle. Assim, o preço de mercado das licenças indicará aos poluidores o custo de oportunidade das emissões de poluição. Com isto, o poluidor ficará indiferente entre pagar uma taxa ou pagar por uma licença, e o nível final de emissão será o mesmo.

Quando se incorpora o efeito da incerteza, surge uma diferença sutil entre os dois sistemas. O sistema de licenças garante que se atinja um determinado nível de emissões independentemente de maior preocupação com os custos de controle; o sistema de taxação garante que os custos marginais de controle serão iguais à taxa selecionada, sem garantir o nível final de poluição. Caso haja incerteza com relação às medições dos custos de controle, os possíveis erros tomarão um ou outro sistema preferível. Naturalmente, se os custos de controle são subestimados, haverá mais poluição que o desejável sob o sistema de taxação e poluição de menos sob o sistema de licenças. A situação se inverte quando aqueles custos são superestimados. Como se apontou acima, pelo menos com relação à flexibilidade de ajuste que se possa fazer necessária, o sistema de licenças é superior ao sistema de taxação.

Uma análise semelhante se aplica quando há incerteza quanto à curva de custos marginais de degradação (particularmente quanto à sua inclinação), mas não julgamos a discussão relevante para este texto. Cumpre ressaltar, no entanto, que, dependendo do conhecimento desta curva, haverá bons motivos para se preferir uma à outra opção de sistema de controle. Além disso, os custos administrativos são extremamente reduzidos, ficando restritos à fiscalização que se fará necessária, apesar de estes custos incidirem sobre o sistema de taxação, como foi indicado na seção anterior.

Um outro atrativo do sistema de leilões de certificados em relação à taxação refere-se à flexibilidade em lidar com a variação geográfica dos agentes, uma das limitações já apontadas do sistema da taxação. No sistema de leilões, os agentes localizados em áreas densamente povoadas serão naturalmente compelidos a comprar mais licenças, e um sistema de troca introduz uma agilização adicional para que se alcancem os padrões sem maior interferência da autoridade ambiental.

6.6.2 – Controle Direto e Subsídios

Muitos dos problemas ambientais ocorrem subitamente, sendo em geral de difícil ou quase impossível previsão, apesar de infrequentes. Tais emergências exigem ações imediatas e eficientes; os sistemas de taxação e de licenças definitivamente não têm a necessária agilidade e velocidade de resposta. Exemplos desta situação são condições climáticas ou meteorológicas desfavoráveis, acidentes industriais, etc. Estas situações tomam um sistema de controle direto muito mais atraente. E os custos de monitoramento não são, em princípio, maiores que os de fiscalização requeridos pelos sistemas de taxação ou de licenças.

Em termos teóricos, o resultado é simplesmente que, sob efeitos de incerteza, o sistema de taxação pode ser mais caro que o de controle direto para limitar danos ambientais. Se a sociedade pagar uma taxa de segurança com o fim de minimizar os efeitos das “catástrofes”, ela poderá estar incorrendo em custos desnecessariamente elevados nos períodos normais.

Outra situação em que o sistema de controle direto é superior à taxação é aquela em que o nível de poluição desejado é nulo. Esta crítica ao sistema de taxação já tinha sido proposta, com o exemplo de substâncias extremamente tóxicas. Tais situações “extremas”, no entanto, não tornam o sistema de controle direto superior à taxação que, como se viu, é o sistema mais barato para atingir um padrão ambiental pré-estabelecido. Depreende-se que o sistema de controle direto deve ser apenas complementar à taxação ou ao sistema de licenças, a ser acionado nos casos extremos apontados.

A última política de controle discutida é a de subsídios. Ao invés de taxar os agentes pela poluição emitida, por que não dar um incentivo e subsidiar os agentes que reduzem suas emissões? Se uma fábrica resolve instalar-se distante dos centros povoados para evitar maiores danos e, alguns anos depois, encontra-se cercada por uma cidade, será justo taxá-la pela poluição emitida?

Numa primeira análise, pode parecer que o sistema de subsídios deva produzir o mesmo efeito que o sistema de taxação, ou seja, o nível de controle será o mesmo desde que o subsídio seja “balizado”. A única diferença será a distribuição de renda, já que as firmas receberão, ao invés de pagarem. Esta premissa, entretanto, não é verdadeira, e o sistema de subsídios não só é inferior à taxação como, em verdade, pode acabar por *umentar* o nível total de emissão! E o resultado não deixa de ser intuitivo. O subsídio afeta o lucro de uma firma que pode, por causa da sua existência, decidir manter-se em operação numa si-

tuação em que, sem ele, já teria fechado. O subsídio na verdade afeta a própria decisão original de uma firma de entrar na atividade poluidora. Assim, apesar do subsídio de fato diminuir as emissões de uma determinada fábrica, ele pode incentivar a entrada de novas firmas no mercado de modo que, no total, as emissões do setor aumentem.

Um outro aspecto importante na prática refere-se aos subsídios que são dados às municipalidades para construção de sistemas de controle de poluição. Como ocorre com a grande maioria dos subsídios, há distorções que, no caso, se traduzem em termos de opções por tecnologias mais caras, mas de menores custos operacionais. A menos que a própria municipalidade sofra os efeitos da poluição, ela não terá motivação para operar um sistema que beneficia apenas populações que habitam, digamos, rio abaixo.

A política de subsidiar as firmas para que reduzam suas emissões de poluição deve ser comparada com duas outras situações já analisadas no texto, que são o duopólio na negociação de Coase e a não indenização às “vítimas” atingidas pela poluição de um vizinho. Nas três situações desponta o “direito” de propriedade sobre o bem público – digamos, “direito” ao “ar puro” ou direito de poluir o ar – como elemento-chave a que ficam referidas toda a negociação entre as partes e a definição de um nível final de poluição. O governo subsidiar a firma poluidora corresponde a conferir-lhe o “direito” sobre o ar, e a partir daí a firma passa a ter interesse em controlar suas emissões. Entretanto, cria-se uma motivação para que mais firmas queiram “receber do governo” um bem que em princípio é de propriedade comum. No caso das “vítimas” atingidas pela poluição, o pagamento de uma indenização além da taxação à firma poluidora equivale a atribuir a estas “vítimas” o direito de propriedade ao “ar puro”. Isto, novamente, cria incentivos para que outras pessoas acorram a este local para “receber do governo” o bem que é de propriedade comum, exatamente como no caso do subsídio à firma poluidora. O mesmo raciocínio se aplica no duopólio da negociação de Coase: o poder de barganha fica fortemente dependente de quem tem o direito de propriedade sobre o bem em questão. Ou seja, negociação, taxação e subsídios envolvem o “direito” ou o interesse de se apropriar do bem de propriedade comum. A política “justa” consiste em evitar conceder a qualquer uma das partes envolvidas o “direito” sobre um bem que deve permanecer público ou de propriedade comum.⁹

⁹ A interessante observação foi feita por Ricardo Paes de Barros que revisou criticamente este texto.

6.7 – Políticas de Controle de Poluição, Distribuição de Renda e Conclusões

Iniciamos esta seção levantando sumariamente alguns aspectos relativos aos efeitos da implantação de políticas de controle de poluição sobre a distribuição de renda, a começar pelo famoso argumento de que os recursos aí alocados competirão com aqueles potencialmente destinados às populações pobres e programas sociais. Vamos basear a discussão essencialmente no livro de Baumol e Oates (1988), decerto o mais importante sobre teoria econômica do meio ambiente.

Na maior parte, senão na totalidade, dos textos de economia do bem-estar, o conceito de ótimo é paretiano, ou seja, um ponto em que ninguém pode melhorar sem que alguém piore. Este critério nada diz sobre o possível interesse em realmente promover-se uma redistribuição de renda. E é verdade, em termos econômicos, que o problema da eficiência econômica nada tem a ver, em princípio, com a distribuição da renda. Deve-se buscar a eficiência econômica e, independentemente disso, procurar os mecanismos distributivos adequados. Este critério é frontalmente contrário ao de desenvolvimento sustentado, onde se propõe que os mecanismos distributivos sejam atrelados aos de crescimento econômico.

Voltando ao ponto anterior, resta saber se, de fato, os programas ambientais beneficiam mais os indivíduos ricos e, por outro lado, quem paga mais por estes programas. Baumol e Oates sugerem que “nós estamos inclinados a concordar com o argumento de que os programas ambientais geralmente não são bem ajustados para se atingirem objetivos distributivos” [Baumol e Oates (1988, p. 225)]. Em sua discussão, apresentam vários exemplos, entre eles os do banimento do DDT, contestado mais violentamente pelos pequenos produtores e por países subdesenvolvidos e em desenvolvimento e cujas possíveis consequências sobre a oferta de alimentos certamente se fariam sentir primeiro sobre as camadas mais pobres da população. Um outro exemplo é o do eventual fechamento de indústrias altamente poluidoras, que pode gerar desemprego, fenômeno em geral mais penoso para os trabalhadores mais pobres. Lembram ainda esses autores a criação de parques e reservas de preservação, urbanos ou não, que tendem a ser muito mais freqüentados pelas camadas mais afluentes, localizando-se em regiões menos densamente povoadas.

Há que lembrar ainda os efeitos inflacionários dos programas ambientais, os quais, numa primeira aproximação, de fato contribuem para uma elevação de preços dos produtos. Mais que isto, alguns estudos feitos nos Estados Unidos mostram que a incidência dos custos destes

programas recaí mais fortemente sobre as camadas mais pobres. Estes estudos [Baumol e Oates (1988, p. 253)] avaliam, primeiro, os efeitos sobre os preços de vários produtos causados pelos programas de controle de poluição; depois estimam como tais aumentos de preços influenciam a renda real das diferentes camadas sociais da população. Aplicam-se tanto ao controle de poluição hídrica como atmosférica.

A aplicação prática dos resultados aqui discutidos não é nunca imediata e simples. A medição dos custos é difícil e subjetiva. Os custos transacionais quase nunca são medidos ou incorporados. Alguns sistemas de controle são política ou institucionalmente insustentáveis. A própria determinação dos efeitos ambientais, físicos e sociais, é de difícil previsão. A questão distributiva impõe uma séria necessidade de se avaliarem os efeitos das políticas de controle ambiental. Finalmente, a experiência parece mostrar que, nas questões ambientais, sempre há imperiosa necessidade de atentar às especificidades de cada um dos problemas, de modo que grandes generalizações tendem ao fracasso.

A despeito destas dificuldades, há boas razões para otimismo. A idéia básica de que qualquer modelo de desenvolvimento embute uma parcela de custos ambientais parece que vem sendo assimilada com grande rapidez em quase todos os países do mundo. Por outro lado, os custos ambientais são um tipo específico dos chamados custos sociais, que não parecem ter sido bem incorporados pelos sistemas econômicos atuais. Por que acreditar que a questão ambiental vai ser "bem tratada" daqui para a frente se a questão social continua tão abandonada, sendo os mecanismos de incorporação dos custos externos sociais e dos custos externos ambientais tão semelhantes?

Este pequeno texto tentou apenas apresentar, da maneira mais informal possível, como a economia trata da questão ambiental em sua abordagem microeconômica. Estudos aplicados são apresentados nas referências bibliográficas, e as questões sociais são parcialmente abordadas no artigo de Carlos Vainer que integra esta coletânea. Acreditamos que, com todas as suas limitações, aliás nada específicas à economia da questão ambiental, há um conjunto de conceitos e resultados que podem servir de bons subsídios nos processos de tomada de decisão. No plano macroeconômico, as especificidades dos ecossistemas ficam descaracterizadas e, como se apontou acima, estamos convencidos de que políticas globais tendem a ser ineficientes. Apenas diretrizes globais, subordinadas aos conceitos de desenvolvimento sustentado, de crescimento econômico, de fortalecimento institucional, de distribuição de renda e de conservação ambiental, é que devem servir de linha-mestra para efeito de planejamento econômico.

Bibliografia

- ARROW, K. Criteria for social investment. *Water Resources Research*, 1 (1): 1-8, 1965.
- BATOR, F. M. The anatomy of market failure. *Quarterly Journal Economics*, 72 (1): 351-379, Aug. 1958.
- BAUMOL, W. J. e OATES, W. E. *The theory of environmental policy*. 2 ed., Cambridge, Cambridge University Press, 1988.
- BUCHANAN, J. M. External diseconomies, corrective taxes and market structures. *American Economic Review*, 59 (1): 174-77, Mar. 1969.
- CALABRESI, G. H. Transaction costs, resource allocation and liability rules. *The Journal of Law and Economics*, 11 (1): 67-73, Apr. 1968.
- COASE, R. The problem of social cost. *The Journal of Law and Economics*, 3 (1): 1-44, Oct. 1960.
- COMMONER, B. *The environmental costs of economic growth*. Washington, D. C., Apr. 1971 (Paper presented at Forum Energy, Economic Growth and the Environment).
- DALES, J. H. The property interface. In: DALES, J. H. (ed.), *Pollution, property and prices*. Toronto, University of Toronto Press, 1968.
- DASGUPTA, P. *The control of resources*. Oxford, Basil Blackwell, 1982.
- DAVIDSON, P. The valuation of public goods. In: GARNSEY, Morris E. and HIBBS, James (ed.) *Social sciences and the environment*. Boulder, University of Colorado Press, 1967.
- FISHER, A. C. *Resource and environmental economics*. Cambridge, Cambridge University Press, 1984.
- LIPSEY, R. G. e LANCASTER, K. The general theory of second best. *Review of Economic Studies*, 24: 11-32, 1956.
- MARGULIS, S. Uma avaliação econômica dos impactos ambientais decorrentes da produção do carvão mineral. *Pesquisa e Planejamento Econômico*, 15 (1): 209-40, abr. 1985.
- MISHAN, E. J. *Property rights and amenity rights – technology and growth: the price we pay*, 1969.
- PEARCE, D. W. *Environmental economics*. New York, Longman, 1976.
- . *Economics, equity and sustainable development*. London, 1988 (Paper for special issue of futures).
- RANDALL, A. Market solutions to externality problems: theory and

- practice. *American Journal of Agricultural Economics*, 54 (2): 175-82, May 1972.
- _____. The problem of market failure. *Natural Resources Journal*, 23 : 131-48, Jan. 1983.
- RUFF, L. The economic common sense of pollution. *The Public Interest*, (19): 69-85, Spring 1970.
- SCHULZE, W. e D'ARGE, R. The Coase proposition, information constraints, and long-run equilibrium. *American Economic Review*, 64 (4): 763-772, Sept. 1974.
- TURNER, K. *Sustainable environmental management: principles and practice*. London, Belhaven Press, 1988.
- TURVEY, R. On divergences between social cost and private cost. *Economica*, 30: 309-13, Aug. 1963.

Pequena Bibliografia de Aplicações

Além das referências abaixo, ver também Baumol e Oates, Dasgupta, Fischer, Margulis e Turner mencionados acima.

- CROPPER, M. L. Measuring the benefits from reduced morbidity, Paper and Proceedings. *American Economic Review*, (2): 237-49, May 1981.
- LAVE, L. B. e SESKIN, E. P. Air pollution and human health. *Science*, 169: 723-33, Aug. 1970.
- MARGULIS, Sergio. *Vinhoto: poluição hídrica, perspectivas de aproveitamento e interação com o modelo matemático de biomassa*. Rio de Janeiro, INPES/IPEA, jul, 1982 (Texto para Discussão de Energia, 10).
- _____. *The economy of the environmental impact of the use of pesticides in Brazil*. London, 1988 (Tese Ph.D University of London).
- MIESZKOWSKI, P. e SAPER, A. M. An estimate of the effects of airport noise on property values. *Journal of Urban Economics*, 5: 425-40, 1978.
- PEARCE, D. W. *The benefits of environmental policy*. London, University College London, 1987.
- _____. Valuing natural resources and implications for land and water management. *Resources Policy*, pp. 255-64, Dec. 1987.
- _____. Economic values and the environment of Amazônia. In: GOODMAN, David e HALL, Anthony, eds. *The Future of Amazonia: Destruction or Sustainable Development?*, 1989.

Introdução à Economia dos Recursos Naturais

*Sergio Margulis**

Sempre que se fala na “crise ambiental” inclui-se a questão do aproveitamento dos recursos naturais. Em uma primeira análise isto é evidente, na medida em que tais recursos são afetados pelas atividades econômicas do homem como insumos, mas principalmente como depositários dos rejeitos destas atividades. Af se enquadram as águas, o ar, os solos e o subsolo, as florestas naturais com sua fauna e flora, os oceanos, as regiões costeiras, etc. Além do desgaste ou contaminação diretos que podem ser causados, registram-se os efeitos sobre as capacidades de absorção e regeneração destes recursos.

No caso da poluição das águas, por exemplo, que é um problema de poluição típico, verifica-se um saturamento da capacidade natural dos rios e lagos de absorverem os poluentes e regenerarem-se. Esta capacidade, e não (apenas) o recurso água *per se*, constitui um recurso natural renovável. Despejar muita poluição nas águas significa pressionar muito a sua capacidade de absorção e regeneração, possivelmente extinguindo-a (isto é, levando-a a níveis tão baixos que praticamente desaparece, exigindo um tempo muito grande para reativar-se), tal como ocorre com as florestas naturais, os solos agrícolas, o ar das cidades (em menor escala) e outros recursos da natureza. O próprio efeito estufa é exemplo disto com relação à camada de gás carbônico (CO₂). A diferença é o tempo de regeneração, que é muito maior no caso do CO₂

* Pesquisador do IPEA-Rio, doutor em Economia do Meio Ambiente pela Universidade de Londres.

que no dos rios, sendo a destes, por sua vez, em geral maior que a do ar das cidades.

Bastante afeta à questão ambiental, devendo talvez ser entendida como parte dela, está a questão energética. Sua relação com os recursos naturais é ainda mais evidente já que todas as fontes de energia utilizadas pelo homem de alguma forma provêm de recursos naturais. Isto se aplica à energia do petróleo e de seus derivados, ao gás natural, às energias hidrelétrica e termelétrica, à lenha e à biomassa em geral, à energia nuclear (urânio), à energia solar, eólica, de marés, etc. Varia, é claro, a tecnologia para transformar o recurso natural (por exemplo, a queda d'água ou o petróleo no poço) em energia "útil", o que decerto depende do tipo de utilização pretendida (demanda final).

Acreditamos que, em grande medida, a crise energética dos anos 70 antecipou uma outra aparentemente mais duradoura e global, que é a crise ambiental ou dos recursos naturais. O termo crise definitivamente não é apropriado; sua utilização envolve um julgamento que, inclusive, é quase subjetivo. Neste sentido, a contribuição da economia é avaliar as relações entre a oferta e demanda dos diversos recursos, a forma pela qual devem ser "administrados" de modo a maximizar o bem-estar social, quais as taxas de exploração e quais as políticas de preços que garantam esta maximização. Na medida em que os problemas ambientais passam pela utilização dos recursos naturais é mister conhecer o "bê-a-bá" da economia destes recursos, objetivo deste texto que complementa, em certo sentido, os artigos sobre economia do meio ambiente e análise de custo-benefício do meio ambiente que integram esta coletânea.

7.1 – Recursos Renováveis e Exauríveis

É comum classificar os recursos naturais em renováveis e não renováveis ou exauríveis, apesar da fronteira entre essas duas categorias de recursos não ser muito clara. Observe-se que os recursos renováveis possivelmente tomam-se exauríveis, e estes, apesar de não se tornarem renováveis, podem ao menos ser considerados não exauríveis. Isto dependerá, entre outros fatores, do horizonte de planejamento, do nível de utilização do recurso, dos custos de exploração, da taxa de desconto, etc. Exemplo desta situação é o petróleo, tipicamente não renovável, porque o tempo de sua formação é contado em milhares senão milhões de anos. O urânio, por outro lado, é também não renovável; no

entanto, não é possível vislumbrar tamanha nuclearização do planeta que leve à possibilidade de o urânio tornar-se escasso. Neste sentido, passa a ser um recurso não exaurível. Uma floresta, por outro lado, recurso tipicamente renovável, pode tornar-se exaurível se no processo de sua exploração forem destruídas as condições ecológicas que permitem a sua regeneração natural.

Há outros fatores que levam um recurso a ser encarado como renovável ou não: descobertas de novas jazidas, aprimoramento de tecnologias que permitem uma melhor recuperação na exploração e fatores como risco e incerteza, que podem antecipar ou postergar o período esperado de esgotamento de recursos naturais. O importante é como o tomador de decisões encara o recurso em função de sua demanda, dos preços, da disponibilidade de recursos alternativos, do horizonte de planejamento, de sua aversão ao risco, etc. Renováveis ou não, o objetivo é administrar a utilização dos recursos naturais de forma economicamente racional.

7.2 – Recursos Exauríveis: Esgotamento Ótimo

Com relação aos recursos exauríveis, a questão básica que se coloca é a seguinte: estão eles sendo explorados muito rapidamente ou, ao contrário, muito lentamente, com os produtores restringindo a oferta e aumentando os preços? O que é exatamente e como se determina uma estratégia ótima de utilização de recursos exauríveis?

Quando se fala em ótimo econômico, está se pensando em um universo de alocações diferentes de recursos, alocações estas que implicam, cada uma, um determinado nível de bem-estar. Mede-se este bem-estar diretamente, via renda, por exemplo, mas tal mensuração pode envolver questões subjetivas e não mensuráveis monetariamente. Dentro do critério estabelecido, pode haver uma alocação que seja melhor ou superior a todas as demais, e esta é chamada de alocação ótima. Saliente-se que não é atributo específico dos economistas determinar o que é ótimo, mas apenas dizer qual a melhor maneira de atingi-lo. Vamos então equacionar de maneira bem geral o problema da utilização dos recursos exauríveis e tentar estabelecer sob que condições estamos impondo que ela seja ótima. Ótima aqui quer dizer socialmente eficiente, o que ficará mais claro adiante.

Existem basicamente duas condições para atingir o caminho ótimo da exaustão. Uma relaciona-se à existência do custo de oportunidade

(ou *royalty*). A outra diz respeito à evolução dos preços e do valor do *royalty* no tempo.

7.2.1 – O Custo de Oportunidade (ou *Royalty*)

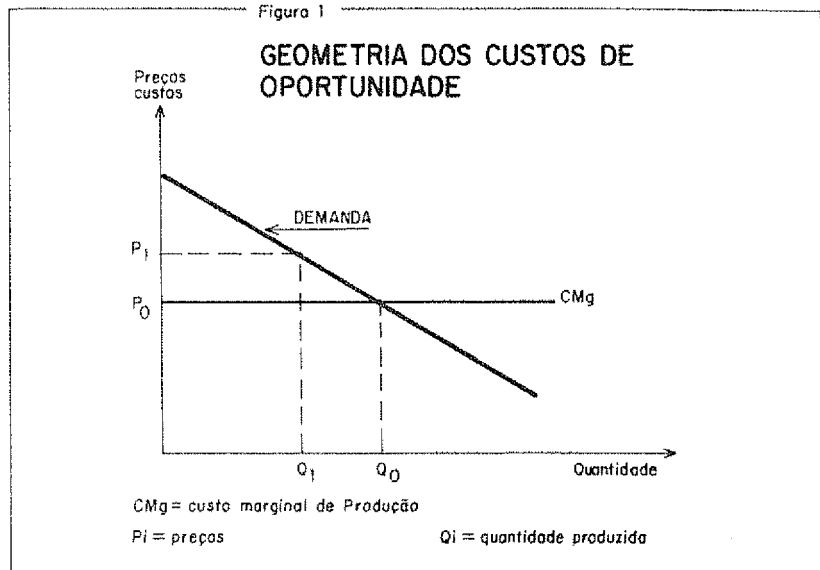
Com relação ao custo de oportunidade, temos que lembrar um resultado básico da teoria microeconômica que estabelece a condição de eficiência num mercado perfeitamente competitivo: $PREÇO = CUSTO MARGINAL DE PRODUÇÃO$.¹ No caso do recurso não ser produzível, percebe-se que o fato de o usarmos hoje implica estarmos tirando a possibilidade de nós mesmos ou de outros dele se valerem no futuro. O *custo de oportunidade* corresponde ao valor que poderia ser obtido, em alguma época futura, da exploração do recurso em apreço. Este custo tem que ser incorporado quando se procura determinar o caminho ótimo no tempo de exaustão e utilização de um recurso exaurível. A condição de eficiência é dada, pois, pela equação $PREÇO DO PRODUTO = CUSTO MARGINAL DE PRODUÇÃO + CUSTO DE OPORTUNIDADE$. A geometria simplificada destes custos é apresentada na Figura 1, adiante.

A curva de demanda é tradicional, sendo inversamente relacionada com o preço. A curva de custo marginal assume custo unitário de produção constante. No equilíbrio competitivo (concorrência perfeita), o custo marginal tem que ser igual ao preço. Assim, na Figura 1, o equilíbrio competitivo se dá no nível de preços P_0 , com produção (e consumo) Q_0 . Mas, se o recurso é exaurível, é forçoso levar em conta o custo de oportunidade, que, no caso, vale $P_1 - P_0$, passando o nível de produção e consumo a ser Q_1 . Observe-se que este novo nível Q_1 é

¹ Uma explicação intuitiva desse resultado é esboçada a seguir. O custo marginal de produção corresponde a quanto vai custar produzir mais uma unidade (isto é, na hipótese de o produtor resolver aumentar sua produção, o custo desta unidade adicional é o custo marginal). Vale notar que, se este custo marginal for menor que o preço de venda do produto, o produtor não estará produzindo bem: ele já deveria ter produzido e vendido esta unidade adicional, visto que seu custo de produção é menor que o preço; ele está, portanto, deixando de ter um lucro adicional. Por outro lado, se o custo marginal for maior que o preço de venda, então ele também está produzindo mal, já que o preço adicional da última peça é menor que o custo de produção, ou seja, está tendo prejuízo ao produzir peças vendidas por um preço menor que seu custo. No ótimo, portanto, o custo de produzir uma unidade de produto adicional – o custo marginal – tem que ser exatamente igual ao preço de venda do produto, o que significa dizer que o lucro desta última peça produzida é nulo, pois seu custo é igual ao seu preço. Com o mínimo de matemática sabe-se que, para maximizar qualquer função, é preciso obter derivada nula. Foi o que aconteceu: no caso, para que o lucro fosse máximo, foi necessário que a sua variação com uma peça adicional (a derivada do lucro) valesse zero.

menor que Q_0 , e seu preço (P_1) maior. Neste problema específico, o custo de oportunidade é dito *royalty*.

Figura 1



7.2.2 – Os Preços e o Custo de Oportunidade no Tempo

Ainda que soubéssemos o valor do *royalty*, não poderíamos ainda dizer qual a melhor estratégia de utilização do recurso, isto é, quanto e quando deve ser utilizado. É melhor consumir um barril de petróleo hoje pagando o *royalty* ou consumi-lo amanhã, pagando (ou não) o mesmo *royalty*? Para abordar esta questão é fundamental ter claras as idéias embutidas no conceito da taxa de desconto.² Lembramos e enfatizamos apenas que taxas de juros muito altas traduzem risco e incerteza quanto ao futuro, priorizando investimentos de curto prazo.

O resultado fundamental da economia dos recursos exauríveis é conhecido como o lema de Hotelling, que apresentou em um clássico artigo em 1931 [Hotelling (1931)]. A apresentação do resultado que fazemos aqui baseia-se em outro artigo clássico [Solow (1974)].

² Este conceito é discutido no artigo de Ronaldo Serôa da Motta publicado neste volume.

A explicação de Solow é a seguinte: "Um depósito de um recurso natural cria um valor de mercado em vista da possibilidade de sua extração e venda posterior. Enquanto isso, seu proprietário, da mesma forma que os proprietários de quaisquer bens de capital, está se perguntando: o que você tem feito por mim ultimamente? A única maneira pela qual um depósito de um recurso natural ainda no solo pode produzir algum retorno corrente a seu proprietário é a apreciação de seu valor. Os mercados de bens só podem estar em equilíbrio quando todos os bens, de uma determinada classe de risco, alcançarem a mesma taxa de retorno, tanto como dividendos correntes, quanto como ganhos de capital. A taxa de retorno comum é a taxa de juros para aquela classe de risco. Como os depósitos de recursos naturais possuem a propriedade peculiar de não gerar dividendos enquanto estiverem no solo, na situação de equilíbrio o valor do depósito tem que crescer a uma taxa igual à taxa de juros. Por outro lado, o valor do depósito é também o valor presente das vendas futuras: assim, os proprietários devem esperar que o preço líquido do "minério", descontados os custos de extração, tende a crescer a uma taxa igual à taxa de juros. Se a indústria "mineradora" é competitiva, o preço líquido é o preço de mercado menos o custo marginal de extração de uma tonelada de minério". Esta diferença, como visto, é justamente o *royalty*.

Posto de outra forma, a apreciação de um recurso natural no solo só pode se dar na forma de aumento do valor do recurso (ao contrário de uma fábrica, por exemplo, que gera dividendos enquanto opera). Assim como qualquer outro bem, o retorno no tempo deste depósito "mineral", como exemplo típico, tem que ser igual ao dos demais bens da economia e, portanto, igual à taxa de juros (que vale para toda a economia). Mas o valor deste recurso, como já se disse, é justamente a diferença entre o preço e o custo marginal, ou seja, o *royalty*. Assim, quando começa a extração, é de se esperar que o *royalty* cresça a uma taxa igual à taxa de juros.

Outra maneira de entender o resultado é analisar o que aconteceria caso ele não fosse válido. Se o *royalty* crescesse muito mais rapidamente que a taxa de juros, os proprietários do recurso em questão teriam um bem valorizando demais, tornando-se uma excelente forma de manter riqueza. Atrasariam, assim, a produção, auferindo grandes ganhos de capital. O atraso na produção faria subirem os preços em um momento seguinte, o que levaria os proprietários do recurso a aumentarem a produção, restabelecendo-se o equilíbrio. Do outro lado, se os preços líquidos (*royalties*) crescessem mais lentamente que a taxa de juros, a melhor opção seria desfazer-se do bem, acelerando a produção, uma vez que não há interesse em segurar recursos que valorizam menos do que a taxa de juros. O aumento da oferta causaria uma queda nos

preços, seguida da conseqüente diminuição da produção: em um momento subseqüente, portanto, restabelecer-se-ia o equilíbrio. Conclui-se de tudo isto que só pode haver equilíbrio quando a valorização for exatamente igual à taxa de juros, o que é o próprio lema de Hotelling.

Uma observação interessante é que se o *royalty* cresce exponencialmente (à razão da taxa de juros), isto não quer dizer que o preço do recurso cresça também exponencialmente. O preço, vimos, é o *royalty* mais o custo marginal de extração. Se este custo decrescer no tempo e se o *royalty* representar uma parcela pequena do preço de mercado, é possível que este fique constante ou mesmo decresça.

7.2.3 – Limitações Práticas dos Resultados Básicos

Apesar da importância do resultado apresentado, não se pode supor que, no mundo real, principalmente em se tratando de recursos naturais, a economia seja tão bem comportada, isto é, que ela seja perfeitamente competitiva. Nesta seção levantamos sumariamente alguns aspectos que, na prática, impedem a aplicação direta do lema apresentado, demandando ajustes decorrentes das imperfeições de mercado.

A primeira grande imperfeição relaciona-se aos monopólios e oligopólios. Estes são particularmente importantes no caso do petróleo, por exemplo, e explicam as abruptas elevações dos preços verificadas em 1973 e 1979. É certo que foi pelo poder de mercado dos países exportadores que o preço subitamente aumentou, e não pela abrupta elevação de consumo ou pelo iminente esgotamento das reservas. E a tendência de um monopolista é restringir a produção e aumentar o preço em relação ao que ocorreria em concorrência perfeita. Ou seja, o monopolista é um aliado dos conservacionistas! Vale notar, entretanto, que seu comportamento depende de outros fatores econômicos, como o tipo de demanda pelo seu produto, mas, em princípio, ele deve “segurar” a produção.

Uma outra dificuldade relaciona-se à ausência de mercados futuros. Se eles existissem no caso dos recursos naturais, seria “fácil” cada produtor determinar quando e quanto produzir, assim como os preços presentes já embutiriam um *royalty* sobre o qual não incidiria incerteza. Na ausência de mercados futuros os produtores estimam a demanda e os preços futuros. Caso eles superestimem tais preços, a tendência será “segurar” os recursos agora para vendê-los mais tarde, e a taxa de exploração do recurso será mais baixa do que a socialmente desejada. O raciocínio inverso se aplica caso os produtores subestimem os preços futuros.

Há uma outra implicação da ausência de mercados futuros, que decorre de os produtores determinarem seu horizonte de planejamento invariavelmente sob uma estratégia “mfope”, ou seja, curta demais. O motivo básico se relaciona ao fator risco, que é, em geral, diluído quando se trabalha sob a ótica social (cf. discussão a seguir). A implicação é uma exaustão muito mais rápida dos recursos.

Outro fator importante é a incerteza, que se manifesta de maneiras distintas. Do ponto de vista dos produtores, a incerteza quanto à demanda futura em geral leva-os a produzirem demais, para não correrem o risco de grandes perdas futuras. Tais perdas de fato podem vir a ocorrer caso haja a possibilidade de expropriação do recurso (bom exemplo é o da U.S. Steel, que descobriu o minério de ferro em Carajás, cujos direitos de lavra estão hoje concedidos à Companhia Vale do Rio Doce), ou caso apareça um substituto de baixo custo (um exemplo pode ser o efeito dos raios *laser* sobre a telecomunicação, que pode acarretar grande redução no consumo de cobre). Se a incerteza quanto à demanda futura leva a um aumento da produção, a incerteza quanto aos resultados das explorações de novas reservas atua no sentido inverso. Os produtores que investem nestas pesquisas podem temer pelo seu resultado negativo, tendendo a “segurar” os recursos dilatando portanto o horizonte de exaustão.

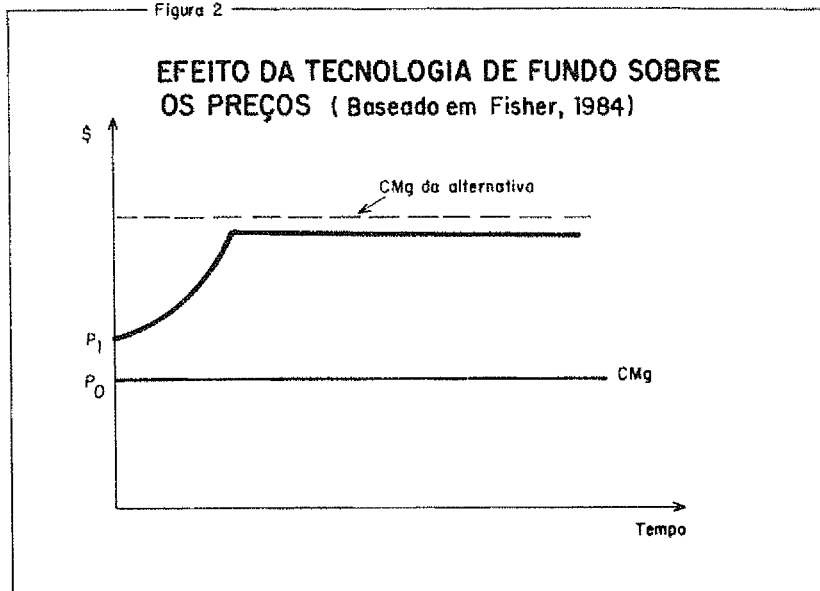
Com relação às novas descobertas, elas certamente atuam no sentido de dilatar o horizonte de exaustão. Em princípio, o preço esperado no futuro vai cair, o que faz com que os produtores expandam a produção presente. Assim, os preços atuais também caem. A cada nova descoberta, há uma queda nos preços, que, entre descobertas, sobem exponencialmente. A tendência global pode ser declinante ou ascendente.

Cumpra ainda observar o efeito das “tecnologias de fundo” (*backstop technologies*), o que se pode fazer com o auxílio da Figura 2. No momento inicial, o preço (P1) é maior que o custo marginal de produção (por causa do *royalty*). Em vista do lema de Hotelling, os preços elevam-se exponencialmente de acordo com a taxa de juros. No entanto, este aumento é limitado. E por que isto? Por causa da “tecnologia de fundo”, que é uma alternativa mais cara de se produzir um substituto do recurso em questão. Assim, quando o preço atinge o custo marginal desta alternativa, torna-se indiferente o uso de qualquer dos dois recursos. Decerto, o limite do preço do recurso original é o custo marginal do seu substituto.

Além das descobertas e das “tecnologias de fundo”, há que salientar o papel do progresso tecnológico, que evidentemente atua no sentido de se produzir mais barato e/ou de se recuperarem recursos anteriormente considerados irrecuperáveis (técnica ou economicamente). Is-

to se aplica tanto à exploração de jazidas mais profundas, à separação de minérios de estéreis, etc., quanto a descobertas do tipo da energia nuclear. Esta, no fundo, permitiu afastar a dependência completa de alguns países do carvão, do óleo combustível e de recursos hidrelétricos escassos e já em operação para a obtenção de energia elétrica. A França parece ser um bom exemplo disto. Neste país, a energia nuclear – com todos os seus riscos, falta de solução para o destino do lixo radioativo e outras questões não tão graves – serve como tecnologia “backstop” para as outras fontes de energia elétrica, constituindo, em princípio, como se apontou acima, uma fonte quase não-exaurível.

Figura 2



Há dois últimos aspectos a observar. O primeiro refere-se à consideração das gerações futuras, refletida parcialmente também na taxa de desconto. Lembre-se inicialmente o fato de que taxas de desconto altas implicam um abandono do futuro em favor do presente. Segundo Solow (1974), “a distribuição da renda ou de bem-estar entre gerações depende da provisão que cada geração faz para as que a sucederão. A escolha da taxa de desconto social é, de fato, uma política de decisão sobre distribuição intergerações”. O que se constata é que a taxa de desconto privada é sempre mais alta do que a social. Entre as principais

razões disso estão, primeiro, o fato de que indivíduos podem querer descontar o futuro em função do risco, risco este irrelevante do ponto de vista social, uma vez que pode acarretar uma simples transferência de renda, mas não perda social. O indivíduo evidentemente precisa assegurar-se de que a renda esperada retorne para ele próprio e não para outro indivíduo da sociedade. Mas, para a sociedade, isto não importa, conquanto haja a geração da renda esperada. A segunda, mais forte, baseia-se em questões estritamente éticas: afinal, por que existe a taxa de desconto? Por que tratar as gerações futuras diferente de nós mesmos? Como não há representantes de nossos descendentes que ponderem sobre o “justo” valor da taxa, então é apenas da nossa preocupação com nossos filhos, com os filhos destes e assim sucessivamente, que se espera consideração para com as gerações futuras.

O último aspecto refere-se à poluição. Como os mecanismos de mercado tradicionalmente não incorporam os custos ambientais da produção e do consumo dos recursos naturais e de seus derivados que geram poluição, os preços destes tendem a estar subestimados. A tendência é, claramente, haver maior produção e consumo destes recursos, antecipando-se o período socialmente ótimo de exaustão.³

7.3 – Recursos Renováveis

Com relação aos recursos renováveis, duas questões serão abordadas: a diferença entre os níveis ótimos de exploração econômica e de “produção” (ou crescimento populacional) do ponto de vista biológico; e a economia dos recursos de propriedade comum.

7.3.1 – Aproveitamento Ótimo de Recursos Renováveis: Propriedade Privada

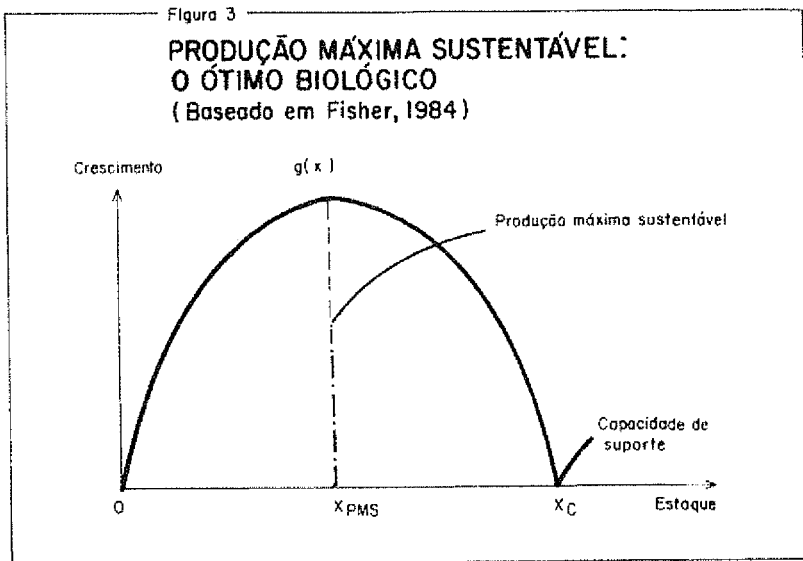
Conforme se mencionou na introdução, um exemplo típico de recursos renováveis são as biomassas, além de produtos agrícolas e pesqueiros. Os modelos que estudam a economia dos recursos renováveis

³ Este assunto é tratado com maiores detalhes no meu artigo Economia do Meio Ambiente, nesta coletânea.

referem-se tradicionalmente à indústria pesqueira, aparentemente porque o primeiro trabalho formal a respeito [Gordon (1954)] referia-se à pesca. Não fugindo à regra, seguimos aqui a mesma abordagem.

Um dos problemas mais sérios que ocorrem na prática é o fato de estes recursos serem públicos ou de propriedade comum: um exemplo típico é um lago onde se faz pesca com fins comerciais. Percebe-se intuitivamente que a própria injunção de o lago não ter dono fará com que cada pescador tente pescar o máximo possível; caso todos adotem esta estratégia, é possível que se esgotem os recursos pesqueiros, ao contrário do que aconteceria se o lago tivesse um dono ou se houvesse cotas determinadas para se pescar. Este problema de recursos de propriedade comum (do inglês, *common property resource*) é abordado na subseção seguinte. É importante antes estudar o problema mais simples de determinação da estratégia ótima de pesca caso o lago tenha um proprietário.

O modelo mais simples assume que o recurso (peixe, no caso, mas que pode ser pensado em termos de biomassa, por exemplo) tem uma capacidade de produção ou de crescimento populacional dado por uma função $g(X)$, onde X é a quantidade de recurso existente (estoque). A forma típica da curva é apresentada na Figura 3 abaixo. O crescimento inicial não pode continuar indefinidamente por causa da competição



entre os peixes. Todo lago, ou toda floresta, ou todo campo de cultura agrícola tem um limite de crescimento. A quantidade de alimentos disponível só permite que existam XC peixes no lago, onde XC é a chamada capacidade de suporte do sistema (do inglês *carrying capacity*). XC é o número máximo de peixes no lago antes que a taxa de crescimento se torne negativa, ou seja, colocar mais peixes no lago faria a população diminuir. O ponto de inflexão da curva (o ponto onde o crescimento é máximo) é chamado de produção máxima sustentável (*maximum sustainable yield*), PMS. Este é o ponto em que o crescimento populacional potencial é máximo e, sendo menor que XC , é sustentável, ou seja, pode ser mantido indefinidamente.

À primeira vista pode parecer que, como no nível de PMS os peixes se reproduzem mais, no longo prazo a quantidade de peixes que terá vivido no lago será máxima, e portanto será máxima a quantidade de peixes pescada. No entanto, manter o nível de peixes no nível de PMS quase nunca é a melhor estratégia econômica. E o motivo não deixa de ser também intuitivo, relacionando-se à taxa de juros, aos custos da pescaria e ao preço do produto (peixe). Para simplificar, suponha-se que o custo da pesca seja nulo, representando-se por r a taxa de juros da economia e por t a taxa de crescimento populacional. Como os custos de pesca são nulos, se r é maior que t o ganho "líquido" que se pode auferir com a pesca é menor do que o que se verifica em outras atividades da economia: o próprio mercado financeiro já dá uma taxa (r) melhor por hipótese. Assim, torna-se aconselhável abandonar essa atividade pesqueira. Na mesma linha intuitiva, pode-se analisar o comportamento assintótico da taxa de juros. Se ela for muitíssimo alta, estar-se-á atribuindo tanto valor ao presente, que a melhor estratégia será pescar todos os peixes (lembre-se que ainda se supõe o custo da pesca nulo). Por outro lado, se a taxa de juros for nula (uma situação inexistente na prática), valerá a pena deixar alguma pesca para o futuro. Em verdade, é exatamente quando tanto os custos de pescaria quanto a taxa de juros são nulos que o ótimo econômico coincide com a PMS:⁴ assim, como se apontou no início, para todos os efeitos o ótimo econômico nunca coincide com o "ótimo biológico".

Além da taxa de juros, atua igualmente a influência dos custos de pescaria e dos preços do produto. Parece evidente que, se a razão dos custos em relação ao preço for pequena, o nível de exploração será maior. Inversamente, se pescar for caro em relação ao preço de venda (isto é, a razão custo/preço é elevada), então a quantidade a ser pesca-

⁴ Estritamente falando, não é necessário que os custos de pescaria sejam nulos, apenas que independam do estoque remanescente.

da será menor; logo, não se pode *a priori* dizer que o nível de PMS é ótimo economicamente.

Para ilustrar os efeitos da taxa de juros e dos preços, recorremos a um caso concreto apresentado por Clark (1976), que é o das baleias azuis no Oceano Antártico. Os cientistas acreditam que a capacidade máxima de suporte seja algo em torno de 150 mil baleias e que o nível de PMS deve equivaler aproximadamente à metade, ou seja, 75 mil baleias, com o nível de crescimento anual de 2 mil baleias. O valor dos produtos obtidos a partir de cada baleia estaria na ordem de US\$ 10 mil. Isto quer dizer que, no nível de PMS, a receita anual da indústria pesqueira seria de US\$ 20 milhões. Por outro lado, se a indústria pescasse todas as baleias em um só ano, receberia US\$ 750 milhões. Note-se que a taxa de reprodução destas baleias é muito baixa; assim, a indústria tem uma forte motivação para pescar todas as baleias de uma só vez e acabar com o negócio, investindo a receita no mercado financeiro, onde a taxa de juros é muito maior. Em outras palavras, é muito difícil que, caso a indústria se mantenha em atividade, a remuneração de longo prazo cubra o possível ganho alternativo de "esgotamento" do recurso e aplicação do dinheiro em outra atividade. Este é o resultado de Hotelling já visto no caso dos recursos exauríveis. No caso dos recursos renováveis, a taxa de crescimento da população tem que ser no mínimo igual à taxa de juros. Não casualmente, as baleias azuis são ainda uma espécie com ameaça de extinção.

Até o momento, tratamos o problema do ponto de vista privado, no fundo presumindo que o lago tem um proprietário que maximiza lucro. Como no caso dos recursos exauríveis, alguns dos resultados, na prática, exigem adaptações. Foi mencionado o fato de que pode ser ótimo, economicamente, levar um recurso renovável (ou uma espécie animal) à exaustão. Neste caso, não consideramos a possibilidade do recurso ser escasso a um nível global e de que haja interesse na preservação da espécie, como é o caso das baleias azuis. Se o valor que a sociedade deseja pagar pela manutenção da espécie não estiver captado no preço do produto, a maximização do lucro privado não coincidirá com a maximização do bem-estar social. Este é um problema típico de falha de mercado.⁵ O desmatamento das florestas tropicais é outro exemplo desta situação, se cada país produtor for encarado como um proprietário. A taxa de exploração mundial, particularmente em países como o Brasil e a Indonésia, parece estar muito acima do PMS, de modo que a capacidade de "reprodução" (regeneração das florestas) fica ameaçada. Isto

⁵ Para maiores detalhes, cf. os artigos de Ronaldo Serôa da Motta e o meu outro texto, publicados neste volume.

pode, de fato, representar perigo de extinção. A outra solução “econômica” seria os compradores de madeira pagar o *royalty* devido, não se deixando de lado a difícil questão de como criar mecanismos que levem à realização deste objetivo. O problema do efeito estufa é outro exemplo típico dessa situação.

7.3.2 – O Problema dos Recursos de Propriedade Comum

Vimos sem muita formalidade qual a estratégia ótima a ser seguida por um pescador caso ele tenha direito de propriedade sobre o lago. Observe-se que, mesmo neste caso, pode ser economicamente racional para o pescador exaurir seus recursos; bastará para tanto que o valor presente de sua produção potencial futura seja baixo demais comparado com o esgotamento imediato dos recursos. Como se vê, ainda uma vez é grande a importância da taxa de juros e do custo de pescaria neste raciocínio. No entanto, é muito mais provável que ocorra a exaustão no caso do direito de propriedade não ser bem definido. Quem é dono de um lago? Quem era dono *de fato* dos recursos minerais de Serra Pelada? E a quem pertencem os minérios das áreas de garimpo da Amazônia?

A idéia básica no problema de propriedade comum é que cada pescador, primeiro, ignora o *royalty* e, segundo, não liga para o “congestionamento”. Cada um entra no lago querendo pescar o máximo possível, o que termina por extinguir o próprio lucro potencial que poderia ser auferido com a exploração “racional”. Vamos examinar com mais detalhes a situação.

No caso de o lago ter um proprietário que, em princípio, está interessado em maximizar o lucro considerando toda a vida futura desse seu bem, a produção ótima é aquela em que a produtividade marginal é igual ao custo marginal. Também em princípio este deveria ser o ótimo social, pressupondo-se que não haja poluição e outras distorções levantadas anteriormente para os recursos exauríveis. No entanto, no caso de o lago não ter um dono, este ótimo não deverá ser nunca atingido, a menos que haja alguma intervenção. Por que isto?

Qual o raciocínio econômico de cada pescador que vai ao lago? Sejam p o preço da tonelada de peixe, Y a quantidade pescada, X a quantidade de insumos necessária para se pescar Y toneladas, e c o custo unitário de pesca. Suponhamos que neste custo esteja embutida a “renda de oportunidade” do pescador, que é o salário que ele receberia em alguma atividade alternativa à pesca. Tipicamente este salário é o

salário mínimo. Assim, se o lucro que o pescador auferir com a pesca for menor que c , ele abandona a pesca e vai procurar a atividade alternativa. O lucro do pescador é dado por $p.Y - c.X$. Vimos acima que a produção socialmente ótima é aquela em que a produtividade marginal é igual ao custo marginal. Observemos que, quando o pescador entra no lago, ele não se preocupa com a produtividade marginal, mas com a produtividade média ($p.Y/X$). Enquanto ela for maior que o custo c , ele se mantém na pescaria. Isto porque ele estará recebendo um “salário equivalente” maior que c . Isto se aplica a todos os pescadores. Mas qual a implicação deste raciocínio? Se o salário equivalente ficar menor que c , não haverá interesse para o pescador em se manter na pescaria. Alguns pescadores vão se retirar da atividade até que a produtividade média suba até c . Se o salário equivalente for maior que c , novos pescadores acorrerão ao lago. Isto porque a renda que a pescaria estará propiciando será maior que a renda alternativa “típica” do resto da economia. Em decorrência, a produtividade média vai cair até c novamente; só haverá equilíbrio quando a produtividade média ($p.Y/X$) for igual a c . Mas veja-se o que isto implica: o lucro total, dado por $p.Y - cX$, valerá zero! Este é o dilema do recurso de propriedade comum. O lucro é de todos, só que ninguém pode se apropriar dele!

Em termos da discussão intuitiva acima proposta, o pescador, ao se preocupar apenas com a produtividade média, mostra-se cego para o que diz respeito ao futuro: a única coisa que importa é o rendimento (dado pela produtividade média) ser maior que o salário alternativo da economia. E assim ele, definitivamente, ignora o *royalty*, o valor futuro potencial da atividade. O efeito do “congestionamento” é inerente à ausência do direito de propriedade. A implicação, como vimos, é cada pescador trabalhar “olhando para a curva de produtividade média” e não para a de produtividade marginal, como seria desejável.

Segundo Gordon (1959), este resultado – considerado o segundo resultado fundamental da economia dos recursos naturais – explica a pobreza característica dos pescadores, a despeito da eventual riqueza dos lagos e da fantástica capacidade de reprodução dos peixes. Entre as explicações sugeridas por Gordon, estão a imobilidade dos pescadores (tradição, paixão pelo mar, pobreza que impede a própria mudança, etc.) e o espírito de aventura (o jogo), que alimenta a esperança de “uma grande pescaria”. Os únicos pescadores que eventualmente enriquecem são aqueles que, de fato, têm a sorte de encontrar a grande pescaria, ou aqueles que participam de um sistema de pesca que está sujeito a alguma forma de controle social, tornando o bem de propriedade comum um bem de propriedade privada. Serra Pelada, citada anteriormente, onde o recurso era exaurível, é outro exemplo clássico da situação.

Os mecanismos de combate à superexploração de bens de propriedade comum são vários. O primeiro deles é simplesmente definir um direito de propriedade sobre o recurso. Exemplo disto é o acordo mundial das 200 milhas marítimas. Outra opção é taxar a produção. O valor da taxa deve ser justamente o custo de oportunidade mais a diferença entre os custos médio e marginal. Como vimos, a não consideração do *royalty* e o fato de se pensar em termos de custos médios e não marginais é que levam ao lucro zero e à superexploração do recurso. Na prática, entretanto, este método é de difícil aplicação, a começar pela dificuldade de determinar estes valores. Duas outras opções são impor ineficiências tecnológicas, como o tipo de equipamento de pesca, embarcações, etc., e fixar quotas de pesca.

Como em todos os problemas práticos, a melhor solução depende da situação específica. Em termos econômicos, isto quer dizer que os próprios custos de negociação têm que ser considerados. Reunir todos os pescadores de uma certa região pode ser tão caro que a ineficiência provavelmente vai perdurar. Nestes casos, a intervenção de uma autoridade competente através de legislação pode ser mais interessante do que deixar o “mercado” caminhar sozinho para uma ineficiente utilização de recursos.

Uma observação interessante diz respeito à primeira das soluções propostas acima, que corresponde, em alguma medida, à privatização do recurso. Ela garante, em princípio, que ele vai passar a ser utilizado de forma socialmente eficiente. Isto deve ser comparado com a situação apresentada na página introdutória do capítulo precedente, onde se argumentou que era justamente a natureza privada da atividade econômica (produção de cimento) que levava à diferença entre o ótimo privado e o ótimo social. Isto chama a atenção para o fato de que a “privatização” pode ora implicar a utilização socialmente ineficiente do recurso, ora remediar uma situação de ineficiência para uma de alocação eficiente de recursos.

7.4 – Aplicações à Amazônia⁶

Nesta última seção, torna-se a discutir alguns dos problemas levan-

⁶ Esta última seção do artigo transcreve resumidamente as partes principais de um outro texto de nossa autoria: “Economia do meio ambiente e dos recursos naturais renováveis: exploração não sustentada na Amazônia”, in C. Cruveillier (coord.), Impactos ambientais de investimentos na Amazônia: problemática e elementos metodológicos de avaliação, PNUD/Sudam, Manaus, 1989.

tados ao longo do texto, confrontando-os com o contexto específico da Amazônia. Dadas a diversidade e a complexidade dos problemas econômicos e ambientais resultantes das modalidades atuais de exploração da região amazônica, seria por demais pretensioso tentar abordá-los todos neste pequeno texto. Ademais, não se pode supor que os elementos levantados neste capítulo e no capítulo precedente, também de nossa autoria, resumam todos os aspectos econômicos capazes de explicar (sob este ponto de vista) os problemas ambientais da Amazônia. Ambos os capítulos apresentaram aqueles aspectos microeconômicos que se consideram mais importantes para a compreensão de tais problemas, que só podem ser globalmente entendidos mediante a consideração conjunta de outras perspectivas, entre as quais a social, a legal e a técnica, também parcialmente abordadas nesta coletânea. Neste sentido, levantamos apenas alguns dos principais problemas da região e tentamos justificar sua ocorrência à luz dos conceitos econômicos apresentados.

7.4.1 – A Questão das Terras e dos Desmatamentos

A expansão da fronteira agropecuária é sem dúvida a maior responsável pelos desmatamentos na Amazônia. O processo tradicional de ocupação por posseiros, que são pequenos produtores e mantêm culturas de subsistência, seguida de grilagem e posterior consolidação de latifúndios, já cede lugar à ocupação direta pelos grandes proprietários. É evidente que, num e noutro caso, verifica-se uma simples apropriação (privatização) de bens públicos. Tanto no caso das culturas de subsistência, quanto, mais claramente, no das grandes propriedades, os agentes maximizam lucro. Como proposto no texto, esta maximização leva os agentes a adotarem estratégias econômicas distintas das que seriam socialmente ótimas.

Existem dois efeitos perversos que se superpõem. O primeiro é que não se auffle, com estas atividades, o lucro (benefício) máximo possível. Tem-se enfatizado constantemente, em artigos recentemente publicados [Pearce e Myers (1989), Fearnside (1989) e Leslie (1987)], que o valor econômico dos produtos da floresta é muito superior àquele que se pode obter mesmo com as melhores práticas agrícolas e pecuárias. É evidente que isto depende da região em apreço. Há casos em que a floresta não apresenta grande potencial para a exploração extrativista, e os solos são adequados à pecuária e/ou à agricultura, não havendo motivos para que estas últimas não sejam incentivadas. Em termos da pers-

pectiva econômica apresentada neste capítulo e no precedente, estamos simplesmente diante das diferenças entre benefícios privados e benefícios sociais. Tanto os pequenos como os grandes proprietários adotam estratégias de curto e curtíssimo prazo, não levando em conta as gerações futuras e o valor potencial máximo que a sociedade poderia auferir com a exploração sustentada da floresta. A produção agrícola é obtida, na maior parte das vezes, às custas de um rápido esgotamento da fertilidade e das propriedades físicas naturais dos solos. No caso dos grandes proprietários, principalmente, não há motivos para não taxá-los por este uso ineficiente de recursos.

O segundo efeito é que além de impedir a maximização do benefício social, as modificações causadas pelas atividades agropecuárias geram efeitos negativos para o ecossistema global da Amazônia, entre os quais perda de biodiversidade, alterações micro e mesoclimáticas, efeitos sobre a fauna e flora terrestre e aquática, modificações sobre a hidrologia, sobre os ciclos biogeoquímicos e sobre as propriedades dos solos. Estas são externalidades ambientais de valoração econômica quase impossível, mas que, sem dúvida alguma, atingindo determinadas proporções, tornar-se-iam irreversíveis e teriam efeitos catastróficos. As dificuldades a serem enfrentadas na avaliação ecológica destes efeitos são provavelmente maiores que as que pesam sobre as próprias valorações econômicas que possam ser feitas. De qualquer forma, existem estas externalidades e, ao invés de taxar os agentes, é preciso antes controlar e limitar suas atividades para que a capacidade de suporte do ecossistema (entendida em sentido lato) não seja atingida.

7.4.2 – Impactos dos Grandes Projetos de Investimento na Amazônia

Deve-se admitir que os impactos (as externalidades) dos grandes projetos não são apenas negativos. Além da população migrante ser atraída por estes projetos, há de fato um afluxo de capital para a região e, indubitavelmente, parte deste capital fica na região. Há uma dinamização da economia. O argumento, entretanto, é que as parcelas dos lucros e dos recursos que beneficiam a população local são mínimos se comparados com os investimentos globais dos projetos. Ademais, vários agentes são profundamente afetados de forma negativa.

Um exemplo típico é a implantação do Projeto Ferro Carajás. A maioria das cidades localizadas ao longo do corredor da estrada de ferro, mesmo as servidas diretamente por ela, estão completamente empo-

brecidas. Tiveram um súbito crescimento populacional, uma aparente dinamização da economia, mas hoje não podem se manter sozinhas. Se não se criou desemprego, houve concentração dele nestas cidades, com problemas graves de favelização e deterioração da qualidade de vida das populações. A valorização das terras próximas à estrada de ferro causou uma evidente concentração fundiária, afetando pequenos proprietários, mesmo os estabelecidos a certa distância do corredor. Todos estes são efeitos indiretos dos grandes projetos e de muito difícil avaliação.

A despeito da eventual impossibilidade de quantificar estes efeitos em termos monetários, não há dúvida quanto a que representam custos sociais. Estas externalidades ocorrem inicialmente porque as populações não são consultadas antes da instalação dos projetos. A situação seria bem diferente se a implantação fosse precedida de ampla negociação, com discussão dos objetivos e efeitos dos projetos, bem como se houvesse tempo para os atingidos pensarem, negociarem e agirem conforme venham a julgar conveniente.

A internalização dos impactos dos grandes projetos revela-se bem mais complexa e inquietante do que as situações tematizadas nos problemas clássicos de poluição envolvendo apenas um agente poluidor e um determinado grupo (população) sujeito a seus efeitos. Para os grandes projetos da Amazônia, tipicamente as hidrelétricas e projetos de mineração, apenas medidas mitigadoras podem ser tomadas. Permanecem válidas, entretanto, as propostas de negociação e taxação. Continuam sendo os únicos mecanismos capazes de captar, em alguma medida, os custos sociais e ambientais.

Vale lembrar, conforme está salientado no capítulo precedente, que a incorporação aos projetos dos custos de controle, quaisquer que eles sejam, tem um preço. Um exemplo interessante pode ser proporcionado pelo reassentamento das populações afetadas pela hidrelétrica de Itaparica, na Bahia. Os custos de controle têm sido de tal monta que podem comprometer a própria viabilidade do empreendimento. A lição é rica para o cenário amazônico e reforça a idéia de que há de fato um *trade-off* entre qualidade e preservação ambiental com os custos de controle.

7.4.3 – Garimpos e Madeireiras

Tanto as empresas madeireiras como os garimpeiros têm diante de si aquilo que chamamos acima de problema de bens de propriedade

comum. Nem um nem outro tem qualquer motivação para incorporar os custos sociais e ambientais, adotando estratégias de aproveitamento sustentável de recursos naturais, mesmo que, no longo prazo, eles próprios se vejam prejudicados, o que não podem antever porque alimentam a idéia de que os recursos são infinitos ou inesgotáveis. O caso dos garimpeiros já foi mencionado na seção “teórica” deste capítulo, quando o exemplo de Serra Pelada foi apontado. Enquanto o salário médio da atividade for maior que o salário alternativo da região (conquanto este seja extremamente baixo), haverá trabalhadores interessados em suportar as condições desfavoráveis dos garimpos e tentar auferir pelo menos este salário.

As madeiras de uma mesma região, do mesmo modo que os garimpeiros, tentam se apropriar o mais rápido possível do recurso – a madeira –, adotando a mesma estratégia dos garimpeiros e daqueles pescadores que são objeto do exemplo teórico utilizado acima neste capítulo. Entretanto, enquanto no caso dos pescadores são apenas eles que sentem os efeitos de sua estratégia socialmente errada, os madeiros impõem, adicionalmente, novos custos externos. Isto porque, para chegarem até às árvores nobres, destroem grande parte da vegetação vizinha, tanto com a abertura de estradas como para terem acesso às árvores de valor comercial, além de utilizarem técnicas de corte nem sempre recomendadas do ponto de vista ecológico. Caberia decerto aos madeiros a responsabilidade de promoverem o reflorestamento e de adotarem as demais medidas de manejo florestal conhecidas.

Ao governo, cabe impor algum tipo de controle, apesar de ser forçoso reconhecer que os custos administrativos de fiscalização são quase proibitivos, dada a extensão da região amazônica. É possível vislumbrar a hipótese de instituir algum tipo de taxa mais elevada, visto que, ainda que pequenas, as madeiras são empresas minimamente legalizadas. Este problema é muito mais grave no caso da poluição causada pelos garimpos. Além de se encontrarem em regiões de difícil acesso, os garimpeiros “não têm nada a perder”. Com isto, fica difícil ou quase impossível negociar. O pagamento de taxas é tão irreal quanto a própria legalização da produção.

Para encerrar, cumpre mencionar alguns aspectos relacionados ao cunho internacional das atividades econômicas na Amazônia. De uma maneira geral, estas atividades são em grande parte voltadas para a exportação. Os interesses dos países industrializados na região são inúmeros e não seria o caso de analisá-los aqui. Uma enorme pressão no sentido da proteção ambiental da Amazônia tem sido feita sobre o governo brasileiro, tanto por outros governos quanto pelas organizações “verdes” internacionais e pelas agências multilaterais de financiamento, em particular o Banco Mundial.

A despeito de toda a pressão, julgamos relevante salientar aqui um aspecto, abordado no capítulo precedente, que se refere ao não pagamento de qualquer valor como compensação pelos custos sociais e ambientais que incorrem na região. Por causa das falhas dos mecanismos de mercado igualmente apontados no capítulo anterior, os preços dos produtos exportados não embutem a parcela relativa aos custos sociais e ambientais associados aos desmatamentos na Amazônia. Isto se aplica essencialmente a todos os produtos de exportação da região – minério de ferro, ferro-gusa, alumínio, móveis e madeiras, produtos do extrativismo vegetal, produtos agrícolas, etc. Estes produtos têm preços aviltados nos mercados internacionais em grande medida porque os custos sociais e ambientais não são incorporados aos cálculos dos custos de produção, uma situação, por sinal, nada específica ao Brasil. Os desmatamentos na Indonésia, para citar apenas um exemplo, são muito mais críticos do que na Amazônia.

Reconhecendo-se as dificuldades de funcionamento de um mercado em que fossem minimamente incorporados os custos ambientais, a lógica econômica aponta para a necessidade de os países compradores também pagarem pela preservação ambiental que defendem, lado a lado com os produtores locais. O mecanismo, vimos, são os preços. Não há por que o Brasil não taxar os produtos da Amazônia e reverter a receita em conservação e preservação ambiental.

Bibliografia

- AÑAND, S. e NALEBUF, S. *Issues in the appraisal of energy projects for oil-importing developing countries*. Washington, D.C., 1985 (World Bank Staff Working Paper 738).
- BAUMOL, W. J. e OATES, W. E. *The theory of environmental policy*. 2ª ed., Cambridge, U.K., Cambridge University Press, 1988.
- CLARK, C. W. *Mathematical bionomics: optimal management of renewable resources*. New York, John Wiley, 1976.
- DASGUPTA, P. *The control of resources*. Oxford, Basil Blackwell, 1982.
- FEARNSIDE, P. M. Extractive reserves in Brazilian Amazon: an opportunity to maintain tropical rain forest under sustainable use. *Bioscience*, 39 (6): 387-93, Jun. 1989.

- FISHER, A. C. *Resource and Environmental Economics*. Cambridge, Cambridge University Press, 1981.
- GORDON, S. The economic theory of a common property resource: the fishery. *Journal of Political Economy*, 62 (1): 124-142, Apr. 1954.
- HOTELLING, H. The economics of exhaustible resources. *Journal of Political Economy*, 39 (1): 137-175, Apr. 1931.
- LESLIE, A. J. A second look at the economics of natural management systems in tropical rain forests. *Unasylva*, 39: 46-58, 1987.
- NORDHAUS, W. D. Resources as a constraint on growth. *American Economic Review*, 64 (2): 22-26, May 1974.
- PEARCE, D. W. *Environmental economics*. New York, Longman, 1976. (Capítulo 7: Depletion of non-renewable resources, pp. 142-164).
- . Economics, equity and sustainable development. *Futures*, London, 1988. Nº especial.
- PEARCE, D. W. e MYERS, N. Economics values and the environment of Amazonia. In: GOODMAN, D. e HALL, A., eds. *The future of Amazonia: destruction or sustainable development?* London, McMillan Press, 1990.
- SOLOW, R. M. The economics of resources or the resources of economics. *American Economic Review*, 64 (2): 1-14, May 1974.

**Grandes Projetos e Organização Territorial:
Os Avatares do Planejamento Regional**

*Carlos B. Vainer**

"(...) fixamos os limites de nosso território antes de ocupá-lo, tivemos território nacional antes de habitantes para ele. Isto foi, convém reconhecer, uma grande ousadia de nossos antepassados. Mas complica um pouco nossos problemas" [Torres (1914)].

"Rompem-se dois tabus da política econômica brasileira: o de ser impossível tirar proveito, racionalmente, da dimensão continental do país, encarada outrora como verdadeiro ônus (...)" (1 Plano Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social, 1972/74).

A questão ambiental ingressou irreversivelmente na pauta dos grandes temas deste final de século. Após ter sido bandeira de alguns pequenos grupos de ativistas, conquistou seu lugar nos movimentos sociais, nos meios de comunicação de massa, nas administrações e políticas governamentais, nos organismos e fóruns internacionais. Um terreno no qual se tem feito sentir a chamada *onda verde* é o da avaliação dos impactos de Grandes Projetos de Investimento (GPI), expressão não muito precisa que abrange

grandes unidades produtivas, a maioria das quais para o desenvolvimento de atividades básicas, como arranque ou início de possíveis cadeias produtivas, para a produção de aço, cobre e alumínio; outras para a extração de petróleo, gás e carvão, dedicadas a sua

* Professor do Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano e Regional da Universidade Federal do Rio de Janeiro.

exploração em bruto e/ou transformação em refinarias ou centrais termelétricas (...) grandes represas e obras de infra-estrutura associadas ou não aos exemplos anteriores (...) complexos industriais portuários, e, em outra escala, usinas nucleares, geotérmicas, etc. [Laurelli (1987, p. 133)].

A dimensão e a concentração espacial/temporal destes investimentos são de tal ordem que podem provocar – e já têm provocado – verdadeiros desastres ecológicos, o que justifica plenamente as advertências e denúncias feitas por estudiosos e militantes ambientalistas.

As mesmas características que fazem dos GPI deflagradores de cadeias de eventos capazes de gerar gravíssimos desequilíbrios ecológicos são também responsáveis por rápidas e profundas modificações nos meios e modos de vida das populações das áreas direta ou indiretamente afetadas. Isto explica que estes megaempreendimentos venham sendo olhados, cada vez mais, do ponto de vista de seus impactos sociais.²

A relação entre o *social* e o *ambiental*, neste campo de estudos e de definição de políticas, nem sempre tem escapado à ambigüidade. Conforme já observaram Castro e Andrade (1988, p. 8), enquanto a Lei nº 6.938 define meio ambiente como o “conjunto das condições naturais que abrigam e regem a vida em todas as suas formas”, a Resolução 01/86 do Conama, que determina a elaboração de Relatório de Impacto Ambiental para licenciamento de grandes projetos, exige um item referente ao *meio sócio-econômico*. Ainda segundo Castro e Andrade, esta inversão, por meio da qual “as populações humanas (o ‘meio sócio-econômico’) atingidas pelo projeto de engenharia passaram a fazer parte do ambiente”, afirma uma perspectiva que coloca o GPI como o sujeito de um processo no qual (e para o qual) os habitantes da região envolvida são postulados como objetos passivos – ou, na melhor das hipóteses, como capazes de reações homeostáticas, de restabelecimento do equilíbrio rompido.

A ambigüidade assinalada, no entanto, está longe de constituir simples confusão conceitual; antes revela uma das características defi-

¹ Poderíamos acrescentar aqueles projetos que, na verdade, são múltiplos, ou, caso se prefira, a combinação de vários grandes projetos, muitas vezes localizados a grande distância um do outro – o caso típico é o Projeto Grande Carajás.

² Fator igualmente importante para que os *impactos sociais* venham sendo examinados, inclusive pelos próprios promotores dos GPI, é a emergência de movimentos que reivindicam um tratamento menos irresponsável dos problemas provocados ou, em alguns casos, resistem à implantação do projeto. Este tipo de movimento tem se manifestado sobretudo em áreas afetadas por aproveitamentos hidrelétricos que condenam, às vezes, dezenas de milhares de pessoas ao deslocamento compulsório.

nidoras dos GPI: eles são decididos e executados num espaço de relações que é completamente estranho e alheio aos espaços das populações/regiões *impactadas*. Poderíamos ir mais longe e sugerir que a multiplicação destes projetos desarticula e instaura configurações territoriais/regionais, redefinindo a totalidade do espaço nacional.³

Este fato já seria suficiente para explicar a atenção que os GPI vêm merecendo de pesquisadores e planejadores do desenvolvimento regional. Há, porém, um outro de grande importância: a implantação dos chamados *pólos de desenvolvimento* foi apontada, em determinado período, como o meio mais eficaz de assegurar a difusão acelerada do progresso técnico e a conseqüente superação das enormes desigualdades regionais que acompanham o desenvolvimento capitalista em países como o Brasil.⁴

No conjunto de estudos acerca dos impactos regionais/territoriais dos GPI ou dos pólos de desenvolvimento, têm predominado as análises que buscam contrapor as experiências concretas às promessas – explícitas ou implícitas – contidas nos planos que se inspiravam, ou simplesmente buscavam legitimação, nas teorias do desenvolvimento polarizado. O resultado a que se tem chegado, via de regra, indica que, na repartição dos custos e benefícios associados a estes grandes projetos, boa parte dos primeiros e ínfima parte dos segundos têm tido a região e a população atingidas como destinatários. Em decorrência, surgem inúmeras propostas de modificação dos procedimentos vigentes na decisão e implantação dos GPI, à busca do que já se convencionou chamar de *inserção regional* do projeto. A estas análises e proposições será consagrada a primeira parte deste trabalho.

Na segunda parte, buscaremos situar os GPI no contexto mais geral da evolução recente, no Brasil, do planejamento do desenvolvimento regional. Acreditamos poder mostrar que dificilmente se poderá equacionar e enfrentar adequadamente os impactos regionais negativos dos GPI se não se transcende a escala de análise que privilegia a relação isolada entre cada projeto e a respectiva *região de inserção*, se não se combina este enfoque regional/local com uma *démarche* que dê conta das complexas relações existentes entre o conjunto dos GPI e o padrão de gestão territorial que subjaz aos processos de decisão.

³ Já se afirmou que os GPI constituem “um modo de produção do espaço, recente e distinto, na América Latina” [Laurelli (1987, p. 135)].

⁴ A referência fundadora da teoria do desenvolvimento polarizado encontra-se em Perroux (1969) e Boudeville (1968), embora, como já se observou, muitas vezes o conceito de *pólo de crescimento* ou *pólo de desenvolvimento* tenha sido apropriado e instrumentalizado pelos planejadores e decisores de maneira simplificada [Thery (1978)].

Ao final, tentaremos apontar alguns caminhos que parecem anunciar a emergência de tendências que poderiam vir a sustentar social e politicamente a construção de padrões alternativos de gestão territorial.

8.1 – Inserção Regional: As Críticas aos GPI e as Proposições Corretivas

8.1.1 – Os GPI e seus Impactos do Ponto de Vista Regional

Como afirmamos, os estudos são quase unânimes em avaliar que os GPI nada – ou muito pouco – têm contribuído para reverter a tendência ao desenvolvimento regionalmente desequilibrado nos países latino-americanos.⁵ Muito embora seja impossível não reconhecer que a implantação de grandes complexos industriais ou hidrelétricos envolve introdução de tecnologias e relações de trabalho modernas ali onde dominavam, muitas vezes, práticas sociais e produtivas mais atrasadas, tem sido constatado que esta *modernidade* fica circunscrita aos espaços internos ao projeto. Em poucas palavras: o *pólo* não realiza seu suposto – ou esperado – potencial indutor do desenvolvimento no espaço sócio-econômico imediato.

Vários autores convergem em considerar que se estaria assistindo à recriação de situações de *enclave*. Zapata, por exemplo, após ressaltar que os novos enclaves, ao contrário daqueles do período colonial, resultam de iniciativas dos Estados nacionais, conclui que não há grandes diferenças:

apesar dos processos de nacionalização, apesar da formulação de vastos projetos de desenvolvimento regional, as realizações se inscrevem claramente em um prolongamento do modelo anterior. Com efeito (...) em termos operativos, econômicos, o enclave não se modifica essencialmente. Os funcionários públicos do Estado nacional assumem

⁵ Restringiremos nossas referências aos países latino-americanos, embora, de modo geral, as conclusões de estudos sobre os impactos do GPI na África e Ásia sejam de mesmo teor. Para uma comparação de experiências nos três continentes, cf. Institut de Hautes Etudes de L'Amérique Latine, 1978.

frequentemente papéis que já estão predeterminados pela estrutura e se comportam de forma similar à que adotavam os administradores estrangeiros [Zapata (1978, p. 30)].⁶

Embora não seja consensual a definição de enclave,⁷ é significativo que se busque o conceito que ficou associado às minas e plantações estrangeiras para expressar a realidade engendrada pelos GPI. Eles são *implantados* na região, não nascem de seu processo de desenvolvimento, não expressam as forças – sociais, políticas e econômicas – endógenas. Nesse sentido, tem-se visto estes empreendimentos como portadores de uma oposição quase irredutível: de um lado, a extraterritorialidade dos processos de acumulação e decisão de que são parte; de outro lado, a territorialidade que localiza, que os ancora num espaço determinado.

Esta dupla determinação espacial, ou, caso se prefira, a pertinência simultânea a dois universos/escalas, já foi descrita como *superposição*.

Superpõem-se nestas regiões duas escalas de atividades produtivas, a que é gerada pelo empreendimento e a que prevalecia; a primeira responde a padrões homogêneos e sem vinculação com a região, e a segunda se gerou e desenvolveu na região, a partir da região, nutrindo-se dela [Laurelli (1987, p. 144)].

A ausência de impulsos dinamizadores na região de implantação não significa que os efeitos dos GPI sejam, em todos os níveis, nulos. De modo geral, o que se constata é que os impactos positivos tendem a ser captados pelos mesmos centros que controlam o processo de desenvolvimento em seu conjunto. Leloup, perguntando-se se a implantação

⁶ O fato de que empreendimentos que se pretendiam pólos irradiadores do desenvolvimento acabem se transformando em espaços segregados tem sido destacado no combate às teorias e estratégias de desenvolvimento desequilibrado ou polarizado: "A estratégia polarizada reproduz a lógica e, conseqüentemente, as contradições e os custos sociais inerentes ao modelo capitalista dependente que a sustenta. Portanto, reforça as diferenças entre o Centro e a Periferia, acentua a concentração, a segregação e a marginalidade, e, em linhas gerais, reproduz uma situação típica de enclave na área polarizada de todas as regiões do Terceiro Mundo onde se implante" [García (1987, p. 12)]. No mesmo sentido, escreve Laurelli: "A realidade demonstrou que a industrialização esperada não se produz, reduzindo-se, na maioria dos casos, à unidade básica e a algumas poucas atividades, em grande parte de serviços. Em torno a este problema girou a discussão – hoje em dia superada – sobre a aplicação da 'teoria dos pólos de desenvolvimento', e, mais recentemente, a definição dos mesmos (empreendimentos) como enclaves econômicos, sociais e mesmo políticos" [Laurelli (1987, p. 141)].

⁷ Uma referência sempre possível está em Cardoso e Faletto (1969), cujo trabalho, apesar de discutível, tem a vantagem de buscar integrar as dimensões políticas e sociais à discussão sobre o processo de desenvolvimento em países dependentes.

de potentes usinas hidrelétricas permitiu o surgimento de novos centros industriais fora das metrópoles e regiões já industrializadas, responde sem hesitações:

No conjunto, pode-se responder que não, salvo casos excepcionais (...) a grande maioria da energia produzida nestes grandes equipamentos hidrelétricos construídos e em construção atualmente é e será transportada através de longas distâncias (que podem ultrapassar a 1.500 km) para os grandes centros urbanos industriais [Leloup (1978, p. 126)].

E esta é a mesma resposta para grandes projetos industriais ou mineiros (cf. bibliografia citada).

Mas se os GPI não colocam em movimento efeitos positivamente indutores, estão longe de serem neutros do ponto de vista da região; pelo contrário, sua irrupção provoca extraordinárias modificações nas estruturas e dinâmicas sócio-produtivas e demográficas. Verifiquemos, para começar, como se comporta o emprego regional.

Em alguns casos, como o dos grandes aproveitamentos hidrelétricos, a realidade fala por si: o deslocamento maciço e compulsório de grandes massas de população, que devem abandonar as terras onde se instalará o reservatório, produz multidões de desempregados. Em Itaipu foram deslocadas mais de 42 mil pessoas; em Sobradinho foram cerca de 70 mil. As 25 barragens previstas pelo Plano 2010 da Eletrobrás [Eletrobrás (1987)] para a Bacia do Alto Uruguai deverão transferir, segundo estimativas, 300 mil pessoas! Ora, é sabido que, mesmo quando são providenciados reassentamentos – o que só mais recentemente e somente em alguns projetos começa a acontecer –, parcelas expressivas dos deslocados tendem a se dirigir para os centros urbanos regionais ou nacionais, na ilusão de que as indenizações embolsadas lhes permitirão recomeçar ali a vida em situação favorável.

Se abstrairmos os deslocamentos compulsórios e considerarmos aquele GPI cuja instalação não implica uma traumática *limpeza do terreno*, o impacto permanece sendo negativo. Por um lado, e num primeiro momento, a geração de postos de trabalho que acompanha a etapa das obras civis é sempre inferior à oferta gerada pelo afluxo migratório que a expectativa de emprego induz. Se não se pode, nestes casos, atribuir ao empreendimento o desemprego, é indubitável que, do ponto de vista da região impactada, o processo resulta num aumento do desemprego local/regional.

Por outro lado, há que considerar a oferta autóctone que emerge, mesmo em situações que conheciam um relativo equilíbrio do mercado

de trabalho. O que vem sendo observado é que muitos são aqueles que abandonam a ocupação anterior – particularmente no setor agrícola – à busca de uma colocação que assegure, mesmo se temporariamente, níveis de remuneração e garantias trabalhistas superiores aos que antes prevaleciam. No momento em que se concluem as obras e se desmobiliza a maior parte do contingente de mão-de-obra – particularmente a não-qualificada –, a região se vê transformada num bolsão de desemprego, que reúne indiferenciadamente autóctones e imigrantes.⁸ Dependendo do ritmo das obras e da dimensão da punção que estas exerceram sobre as reservas de trabalho, as atividades regionais antes desertadas desarticularam-se de tal maneira que não mais serão capazes de absorver nem mesmo seus antigos empregados.

Quanto ao emprego estável, gerado pela operação da implantação industrial, ele é sabidamente irrisório.

As indústrias pesadas, com forte coeficiente de capital, criam relativamente poucos empregos diretos e a um custo muito elevado: US\$ 200 mil investidos por posto de trabalho na siderurgia de Las Truchas, US\$ 112 mil na petroquímica do Istmo Mexicano; mesmo a simples extração mineira do urânio ou do manganês no Gabão supõe um investimento de US\$ 80 mil (...) O esforço financeiro é enorme e sem proporção direta com o emprego criado localmente. Seria o caso de se falar em fracasso? Mas fracasso para quem? (...) O que é fracasso para a população regional em matéria de emprego pode ser um sucesso financeiro para a firma que investe [Revel-Mouroz (1978, p. 193)].⁹

Verifica-se, pois, que o emprego regional, normalmente apresentado – com indistigáveis objetivos legitimadores – como uma das vantagens aportadas pelo GPI, sofrerá quase sempre um impacto negativo.

Nestas condições, não surpreende que os núcleos urbanos das áreas de influência do grande projeto tomem contacto e comecem a conviver com realidades sociais que, até pouco tempo atrás, marcavam a paisa-

⁸ “O emprego gerado durante a construção se reduz de forma significativa durante a fase de operação, com o agravante de que as necessidades de capacitação diferem em ambos os momentos, condenando ao subemprego e desemprego grandes setores de migrantes não-capacitados” [Laurelli (1987, p. 142)].

⁹ O mesmo autor observa que, nas situações em que o tipo de investimento realizado apresenta um multiplicador de emprego expressivo, a lógica do enclave impede que a massa adicional de empregos beneficie a região de implantação do projeto: “os empregos multiplicados raramente se oferecem na região ou nas vizinhanças dos novos complexos; a indústria dos novos pólos só é industrializante para as metrópoles consumidoras de produtos semi-manufaturados” [Revel-Mouroz (1978, p. 194)].

gem apenas dos grandes centros urbanos: favelização, marginalização, mendicância, criminalidade, etc.¹⁰

O estudo do Pólo Petroquímico de Triunfo, realizado por Machado (1986), ilustra perfeitamente um processo que acompanha quase todos os GPI:

uma população migrante desqualificada, famílias sem posses vieram em grande número, à busca de um emprego nos canteiros do Polosul. Em consequência, a cidade (Montenegro) conhece fenômenos tais como ocupação marginal do solo urbano, a miséria e a insegurança urbanas, que eram estranhas a sua realidade antes da implantação do complexo petroquímico [Machado (1986, p. 407)].

Incapaz de difundir os benefícios do desenvolvimento, que se acumulam e concentram no circuito econômico do qual constitui um segmento, o enclave mostra-se altamente eficaz na difusão do que a modernidade tem de perverso em países periféricos dependentes como o Brasil. E a natureza perversa deste tipo de modernidade revela-se de maneira aberrante quando a segregação social que caracteriza o enclave é tomada como paradigma de racionalidade e é incorporada ao plano, como ocorreu no planejamento urbano do Projeto Ferro-Carajás.

Aí, a Companhia Vale do Rio Doce previu, além do núcleo urbano para seus empregados (Núcleo Urbano de Carajás), um outro (Paraupebas) que deveria justamente funcionar como uma espécie de *invasão programada* [Piquet (p. 16)]. Tratava-se de dotar de “condições mínimas de infra-estrutura urbana a aglomeração que irá certamente se formar ao pé da Serra” (Amazônia Mineral S/A, Planos Urbanísticos aos Núcleos de Carajás e Paraupebas) [Piquet (p. 17)].

O resultado nos é relatado por Piquet: em 1985, o núcleo de Paraupebas, projetado para 5 mil habitantes, acusava uma população de apenas 2.313 moradores, tendo surgido em sua vizinhança uma aglome-

¹⁰ O padrão urbano que acompanha os GPI tem como exemplo clássico Brasília. Um espaço totalmente planejado que engendra, por sua própria lógica, a segregação. A presença de Brasília como arquétipo da urbanização associada aos grandes projetos evidencia-se na utilização da designação de *cidade-satélite* para referir os espaços urbanos espontâneos que surgem no entorno dos grandes projetos: “Tais empreendimentos tendem a atrair contingentes populacionais não diretamente empregados na empresa e que dão origem ao aparecimento das chamadas ‘cidades-satélites’. Vale dizer, ao lado da ‘cidade planejada’ surge a ‘cidade livre’, e os desníveis entre ambas no padrão habitacional, na infra-estrutura e nos serviços, tornam-se notórios”. [Piquet (p.11)].

ração espontânea não prevista originalmente – Rio Verde – que, na mesma época, já acolhia 9.419 habitantes.¹¹

Nestas condições em que se acumulam populações miseráveis em espaços urbanos não equipados, pode-se bem imaginar a situação em que são colocados os poderes locais: mesmo quando sua arrecadação cresce – o que nem sempre ocorre em virtude de subsídios e benefícios fiscais de toda ordem oferecidos às empresas para que venham *impulsionar o desenvolvimento regional* –, os problemas crescem em ritmo e proporções muito maiores. As prefeituras, e mesmo governos estaduais, vêm acumularem-se carências em habitação, saneamento básico, educação, segurança, transporte, serviços e infra-estrutura em geral, sem terem as mínimas condições para fazer-lhes frente. Na ausência de efeitos indutores que viriam dinamizar a economia local/regional, a consequência é a pura e simples proliferação de carências.

Pequenas (e mesmo médias) municipalidades, governos estaduais e órgãos regionais têm restrita capacidade de barganha, pois são parceiros de pequena monta frente aos interlocutores, os grandes grupos empresariais, privados ou estatais, que manejam os GPI. Eis aí outro impacto negativo para o qual tem atentado a literatura, ao destacar que os GPI geralmente implicam uma redução dos poderes locais e regionais nos espaços sobre os quais detêm o controle legal/formal.¹²

¹¹ Os planejadores da CVRD dificilmente podem ser acusados de terem projetado para Paraúpebas equipamentos urbanos cujo custo seria excessivo. Seu projeto urbanístico para a *invasão programada* era de uma modéstia monacal: “Na medida em que se pretende exigir dos moradores a construção de obras particulares e/ou remuneração por serviços públicos de padrões muito superiores às suas possibilidades, tende-se a tornar o núcleo de Paraúpebas inacessível para a grande maioria dos migrantes, induzindo à favelização da periferia da cidade projetada e deturpado a função básica para a qual ela foi concebida” (Marcos Mayerhofer Rissim, Paraúpebas/Rio Verde – Diretrizes de desenvolvimento integrado, junho/1986) [Piquet (p. 18)].

A parcimônia dos investimentos da CVRD em Paraúpebas fica evidenciada quando se os compara aos gastos realizados no núcleo de Carajás, ocupado pelos empregados de nível médio e superior:

	Núcleo de Carajás	Rio Verde/ Paraúpebas
População em 1987	7.000	16.000
Investimentos da CVRD na implantação do núcleo urbano	US\$ 150.000 mil	US\$ 3.000 mil
US\$/habitante	US\$ 21,4 mil	US\$ 0,187 mil

¹² Segundo Elza Laurelli (1987), “embora se fale de descentralização e se formulem estratégias territoriais desta índole, trata-se, na realidade, da localização de certas funções na região, que não impliquem, em qualquer circunstância, alto poder de decisão. Dado que não há realmente transferência do processo decisório ou de recursos às autoridades locais, somente se estabelecem representações formais”.

A análise política conduz a resultados análogos àqueles fornecidos pela econômica, ao caracterizar, também sob este ponto de vista, os GPI como enclaves. Ao ser atravessada pela intervenção externa, a estrutura política local/regional (e aí está incluída a administração) é desarticulada pelo poder mais alto que se alevanta. Ao invés de descentralização, o que ocorre é a captura de determinado espaço por lógicas e estruturas de poder e decisão que lhe são estranhas, conformando, em alguns casos, verdadeiros territórios sob jurisdição do empreendimento.¹³

Brunstein chegou a sugerir a existência de uma correlação entre os GPI e os governos ditatoriais, por essência concentradores de poder e, conseqüentemente, “veículo muito mais eficiente para uma tomada rápida de decisões” [Brunstein (1987, p. 11)]. Tal explicação parece aplicar-se bastante bem ao caso brasileiro, uma vez que a explosão dos grandes projetos entre nós é contemporânea à consolidação do regime militar; poder-se-ia objetar, não obstante, que tanto em democracias relativamente estáveis (para os padrões continentais), como a Venezuela, quanto em países que, após períodos autoritários, passaram a um estado de direito, como Brasil e Argentina, os grandes projetos continuam sendo decididos, implantados e operados segundo um modelo que, na essência, é o mesmo.¹⁴

Seja como for, o centro hegemônico – político e econômico – apropria-se de determinados espaços para submetê-los a sua lógica, a suas necessidades, a seu padrão de desenvolvimento e, *last but not least*, a suas formas típicas de repartição dos frutos do desenvolvimento.

O balanço dos resultados da implantação do GPI, nestes moldes, pode ser absolutamente diverso conforme se tome o ponto de vista dos objetivos nacionais (na verdade, quase sempre setoriais, refletindo interesses de grupos econômicos poderosos) ou do ponto de vista local/regional. Há um certo consenso, inclusive entre os autores mais críticos, de que as metas setoriais, que estão na origem dos grandes projetos,

¹³ Em certos casos, a configuração desta nova jurisdição territorial, que subordina – ou simplesmente desconhece – os poderes locais/regionais ganha uma forma administrativa explícita. Como exemplos de jurisdições territoriais *ad hoc* pode-se citar o Projeto Grande Carajás, o Projeto Calha Norte, a Corporação Venezuelana de Guayana.

¹⁴ “Na verdade, nem resistências locais, nem alterações no contexto político global da sociedade brasileira, nem as pressões do Banco Mundial, nem a nova legislação ambiental (1986) foram, até agora, suficientes para fazer da população algo mais que uma variável exógena no modelo (de planejamento do Setor Elétrico), isto é, um obstáculo” [Vainer (1989, p. 15)]. “Certo é que os responsáveis pelo setor elétrico se declaram sensibilizados com a questão ambiental – na qual o ‘social’ está incluído – e procuram demonstrar isso para a sociedade e o Banco Mundial (...) No entanto, não existem indícios reais de que a nova postura represente uma mudança no modo de conceber a questão” [Sigaud (1988, p. 108)].

são normalmente alcançadas. Salvo casos de extraordinária irresponsabilidade no projeto de engenharia (Angra dos Reis é sempre um bom exemplo), as hidrelétricas gerarão eletricidade, as siderúrgicas produzirão aço, os pólos petroquímicos enviarão seu PVC à indústria, os complexos minero-metalúrgicos exportarão seu alumínio barato para os países do Norte que baniram de seu território as indústrias eletro-intensivas. Deste ponto de vista, o balanço é, sem dúvida, positivo. Mas, do ponto de vista regional, da dinamização da economia das regiões atingidas, o balanço é altamente negativo.¹⁵

A ausência, a não ser retórica, da dimensão regional no planejamento e na execução dos GPI estaria, segundo Revel-Mouroz, indicando a existência de uma “oposição entre a racionalidade do esforço industrial do Estado-empresário e a falta de visão ou de capacidade de realização do Estado-planejador” [Revel-Mouroz (1978, p. 193)]. Posse nos parece chegar mais perto da realidade ao ver, nos sucessos setoriais, a prova de que os fracassos regionais dificilmente poderiam ser atribuídos a uma incapacidade do Estado ou a “erros de cálculo originados pelas condições de risco e incerteza que caracterizam os prognósticos de impactos” [Posse (1988, p. 8)]. Nem incapacidade, nem falta de visão, o que temos configurado é o uso de determinadas capacidades a serviço de uma determinada visão.

Enclaves econômicos, espaços socialmente segregados, jurisdições territoriais especiais, estes os componentes que convergem para – e se cristalizam em – um padrão de planejamento que exclui o regional de sua pauta. Alterações deste padrão seriam capazes de reverter automatismos perversos que aparecem como naturais? É o que acreditam aqueles que propõem, e mesmo reivindicam, a formulação e execução de planos que contemplem uma adequada *inserção regional*, que assegurem um maior equilíbrio entre os interesses e necessidades gerados nas esferas local/regional e setorial/nacional).

8.1.2 – Inserção Regional: Algumas Propostas

As proposições de que a implantação dos GPI considerem as reali-

¹⁵ Uma maneira similar de formular o mesmo problema é a que enfoca a oposição entre custo-benefício para o conjunto do país e para a região da implantação: “Os organismos do Estado central responsáveis pelos investimentos em questão normalmente carecem de um roteiro adequado para reconhecer a integralidade e os aspectos setoriais das vinculações entre espaço regional e obra pública de magnitude. Os estudos de avaliação costumam reparar somente na relação custo-benefício econômico que aportam os investimentos para o país em seu conjunto” [Rofman (1987)].

dades locais/regionais e contemplem suas necessidades e potencialidades têm insistido na revisão dos modelos de previsão (*ex ante*) e avaliação (*ex post*) de tais empreendimentos. Em particular, tem-se em vista a superação da abordagem estritamente setorialista, que desconhece quase por completo a existência de uma região como um subsistema complexo e dinâmico. Nesta linha, escrevem Rofman e Simone:

Em que consiste a base fundamental das metodologias que seguem o citado enfoque reducionista? Em geral, consagra-se a calcular – quando se trata de estimar o impacto ambiental, social ou econômico na região – os custos e benefícios quantificáveis associados à implantação do projeto. Se a relação benefício-custo, do ponto de vista quantitativo, resulta altamente positiva, isto vem apoiar a argumentação favorável à realização ou financiamento da obra (...) na maioria das avaliações de projetos de investimento somente se leva em consideração a rentabilidade do capital incorporado mediante técnicas e critérios exclusivamente contábeis [Rofman e Simone (1988, p. 5)].

Evidentemente, a “aproximação teórico-metodológica que reivindica e estreita inter-relação entre os processos sociais que acontecem no interior do subsistema (regional) com os que se originam fora dele, seja a nível nacional ou internacional” [Rofman e Simone (1988, p.6)], está ausente dos estudos. O que não é surpreendente, pois a maioria destes estudos, realizados por encomenda das empresas ou agências engajadas no GPI, são levados a cabo por empresas de consultoria privadas, para fins de obtenção de financiamento do projeto.

Além deste aspecto mais pragmático, que move e limita os resultados a que poderiam chegar tais prognósticos ou diagnósticos, o setor que empreende vai impor sua lógica setorial:

Para os efeitos da determinação dos benefícios e custos de um projeto concebido setorialmente – como habitualmente ocorre –, é natural que primem as valorações originadas dos parâmetros que surgem das necessidades do setor em questão. As considerações sobre a região em que se assenta o projeto são vistas como um agregado à análise setorial, em lugar de serem visualizados como um dos aspectos potencialmente relevantes para julgar os méritos do projeto proposto [Posse (1988, p. 36)].

Ao postular o espaço regional apenas à luz da rubrica *custos de implantação*, o projeto expõe sua verdadeira natureza. No limite deste procedimento temos os casos de aproveitamentos hidrelétricos, onde a própria população local/regional será considerada como uma quantidade de dólares a serem despendidos a título de indenizações – e, eventualmente, reassentamentos.

A natureza e lógica dos grandes aproveitamentos hidrelétricos não deixam dúvidas: trata-se de explorar determinados recursos naturais e espaços, mobilizar certos territórios para uma finalidade específica – produção de eletricidade. Tudo o que contraria ou escapa a este fim aparece como obstáculo e surge, no cronograma financeiro, sob a rubrica custos. Nestes termos, compreende-se que sejam vistos como obstáculos a população que ocupa as áreas a serem inundadas, os usos da água feitos por esta população, bem como todas as atividades econômicas e sociais que preexistam ao projeto [Vainer (1989, p. 4)].

Frente a este tipo de abordagem metodológica, face a um modelo de planejamento em que o setorial a tudo domina e subsume, Rofman propõe uma alternativa: que os impactos de grandes projetos sejam submetidos a um exame *a partir do regional*: para tanto, em primeiro lugar, Rofman defende o estabelecimento de um Balanço Regional de Recursos Líquidos Incorporados (BRRLI). O BRRLI seria composto por dois grandes blocos:

1) Um processo de criação de riqueza sob a forma de incremento bruto de disponibilidade de bens e serviços no âmbito regional diretamente influído pelo projeto e como consequência do impacto gerado por este. A nova capacidade produtiva agregada se reflete, necessariamente, em incremento da força de trabalho, em equipamento social e moradia, em infra-estrutura básica (...) Estas reações produzidas inicialmente por maiores atividades no plano produtivo constituem o aporte positivo ao Balanço Regional correspondente:

2) Um processo de destruição de riqueza sob a forma de decréscimo de ativos brutos na área produtiva como resultado das ações que se empreendem para instalar e colocar em operação o projeto de investimento. Como no caso anterior, seja de modo simultâneo ou seqüencial, a destruição de um processo produtivo implica repercussões diretas e indiretas, que se traduzem em perdas de emprego, emigrações para fora da região, danos ambientais, desocupação de unidades residenciais e subutilização de equipamento social urbano e infra-estrutura. Estes processos intervinculados que desaparecem da atividade econômico-social constituem o insumo negativo do Balanço Regional correspondente [Rofman (1987, p. 8)].

Não caberia no âmbito deste rápido trabalho discutir as virtudes e limitações do modelo de Rofman, em particular as dificuldades de sua aplicação. Não há dúvida, porém, de que representa um significativo esforço, tanto mais que o referido autor faz questão de destacar a importância de introduzir critérios qualitativos, logo não-mensuráveis, nunca contemplados nas metodologias fundadas em critérios contáveis.¹⁵

¹⁵ “Um objetivo central (...) é a incorporação de estimativas qualitativas às de ordem quantitativa (...) Esta questão é de capital importância uma vez que constitui uma clara distinção dos critérios tradicionais de avaliação custo-benefício de projetos” [Rofman (1987)].

A introdução de critérios ou variáveis qualitativas neste tipo de avaliação gera não poucas complicações. Na verdade, abre um novo campo de discussão, na medida em que admite que um mesmo evento ou efeito possa ser considerado positivo ou negativo, de grande ou pequena magnitude, conforme os valores (subjetivos) do sujeito do processo de avaliação. Acabou-se a certeza técnica – melhor seria dizer tecnocrática – com que se encobrem os relatórios de impacto; instaurase a dúvida, a relatividade, a oposição no interior mesmo dos prognósticos. O que, por sinal, apesar das dificuldades de manejo operativo que impõe, aproxima a metodologia da vida social que pretende refletir ou resgatar: afinal de contas, como imaginar-se que camponeses e uma empresa elétrica atribuam o mesmo sentido à inundação de férteis várzeas?

Ao considerar a necessidade de aportar critérios qualitativos para as metodologias de avaliação, está-se propondo muito mais que um simples redesenho técnico de modelos de avaliação: está-se, na verdade, abrindo a possibilidade para a concepção de metodologias que se vejam, a si mesmas, também, como um modo de administração de relações entre os diferentes sujeitos envolvidos no GPI – relações que são políticas, isto é, envolvem poder. Esta perspectiva nos parece absolutamente coerente, mesmo porque emerge de uma crítica bastante dura aos processos de decisão que subjazem aos grandes projetos.

Chegamos, assim, a um dos pontos-chave da linha proposta pelos defensores de novas metodologias de inserção regional: a reformulação dos processos de decisão. Praticamente todos os autores preocupados em afirmar a necessidade da inserção regional têm sido implacáveis nas suas críticas ao modelo decisório vigente:

Desde fora (...) se decidem cursos de ação sem que se avalie adequadamente que participação terão aqueles que efetivamente habitam e produzem na região. Não propomos cair, no outro extremo, em um enfoque "provincialista", que, ancorado em um federalismo *à outrance*, somente resgate a opinião regional. Simplesmente, a colocação passa pela reivindicação da integração plena da estrutura político-social regional dentro do complexo conjunto de processos decisórios que interessam tanto a ela como a quem representa interesses nacionais e internacionais [Rofman e Simone (1988, p. 10)].

Um jogo de palavras resume a posição: a inserção adequada dos grandes projetos no espaço regional supõe, como condição, a inserção dos interesses regionais no processo em que se decide sobre a realização do investimento. Isto significaria o estabelecimento de formas de negociação – institucionalizadas ou não – em que o empreendedor for-

neceria informações substanciais acerca do projeto e suas características para que as forças regionais pudessem identificar a melhor forma de preservar seus interesses frente à intervenção externa. No desenrolar desta negociação, e somente nele, poder-se-ia estabelecer um acordo (que não exclui pressões) acerca de “medidas corretivas de eventuais desajustes econômicos, sociais, políticos e ambientais” [Rofman e Simone (1988, p. 10)].

Mesmo aqueles que têm defendido o *planejamento participativo* (para usar uma expressão em voga) no âmbito dos GPI, estão conscientes dos obstáculos com que se defronta um modelo de decisão desta natureza, se pretendem garantir um real equilíbrio entre os diferentes interesses presentes na mesa de negociação. Em primeiro lugar, porque, como já comentamos, os parceiros em volta da mesa detêm e expressam uma massa de poder – econômico e político – absolutamente desproporcional. Em segundo lugar, porque, enquanto, de um lado, o empreendedor (ou o setor do poder central envolvido) apresenta uma total unidade de objetivos e interesses – realizar o empreendimento ao custo mínimo –, do outro lado, encontram-se forças regionais que são heterogêneas, se é que expressam a complexidade da sociedade regional.

Nestas condições, dois formatos são possíveis. No primeiro deles, a representação regional é monolítica, calcada sobre as forças políticas e economicamente hegemônicas regionalmente; nestes casos, certamente estar-se-ia longe de assegurar um posicionamento comprometido com os interesses da maioria da população. A segunda possibilidade é que se constitua uma representação compósita, que expressaria de maneira mais fidedigna a diferenciação dos interesses regionais, perdendo, conseqüentemente, capacidade de pressão frente ao interlocutor.

Neste jogo de dificuldades e ambigüidades, muitas vezes o processo de planejamento que se pretende *participativo* tem-se transformado em operação meramente formal, não raro utilizada pelo promotor do GPI para construir alianças com forças locais dominantes, em detrimento das populações atingidas. A título de ilustração, merece menção o fato de que os grandes proprietários fundiários na área de influência de Sobradinho foram enormemente beneficiados: no município de Santo Sé, por exemplo, a área dos imóveis entre 500 e 1.000 ha aumentou em 800% após o início da obra, sendo que os latifúndios por exploração (segundo classificação do Inera) passaram, entre 1972 e 1984, de 98 para 985 [Sigaud (1988, p. 105)].¹⁷ Será necessário perguntar-se a posição deste segmento social frente à Chesf?

¹⁷ Na área das barragens de Itá e Machadinho, no Alto Uruguai, a Eletrosul, ao mesmo tempo em que se recusava a negociar com a Comissão Regional dos Atingidos por

De qualquer maneira, o deslocamento da *questão da inserção regional* do debate estritamente técnico-metodológico para um terreno que considera as formas de exercício do poder constitui um inegável esforço para romper com a lógica autoritária que parece ser constitutiva dos GPL. No entanto, para que tal esforço não seja reduzido a mera distribuição de compensações aos grupos locais mais poderosos, ou a mera indenização pelos impactos negativos, é indispensável que a negociação se instale antes que a decisão esteja tomada. Isto quer dizer que a dimensão regional é parte do processo decisório, é parte do núcleo da decisão, e não uma externalidade que conduz ao estabelecimento de um cálculo do custo das medidas ditas *mitigadoras* ou *compensatórias*.

Para Brunstein, trata-se de reverter uma mecânica na qual

a avaliação dos efeitos sociais, econômicos e ambientais ocorre quase sempre sobre a base de um grande projeto que não se está disposto a modificar substancialmente (...) somente resta, a partir da avaliação (...), preparar-se para as mudanças que sobrevirão, geralmente percebidas como problemáticas, mediante ações de compensação [Brunstein (1987, p. 31)].¹⁸

Como se vê, os que buscam conceber padrões e modos de operação que contemplem efetivamente a inserção regional consideram fundamental que a negociação ocorra num *momento determinado*, quando ainda seja possível ou bem decidir pela não realização da obra, ou bem pela alteração de seu desenho, ou ainda pela sua articulação com outros projetos e iniciativas a serem executados prévia ou contemporaneamente. Isto implicaria, indubitavelmente, a subversão total do enfoque setorialista e a sua substituição por um *approach* sistêmico.

Neste contexto, por exemplo, o cálculo de custos deveria incluir o conjunto dos investimentos, mesmo aqueles não diretamente vinculados à criação das condições de instalação e operação do grande projeto. Analogamente, a estimativa de benefícios terá que considerar a totalidade das cadeias de efeitos deflagrados, em todos os níveis.

Barragens (Crab), buscava interlocução com os *autênticos e legítimos representantes* da região – prefeitos, dirigentes de cooperativas, etc. [Araújo e Vainer (1988)]. Quanto à articulação entre interesses de forças locais/regionais e o empreendedor na área de Sobradinho, cf. Sigaud, Costa e Daou (1987).

¹⁸ “Na medida em que o ‘social’ não interfere na tomada de decisões, ele só pode vir a se constituir em ‘problema’, para o qual deverá ser buscada uma solução qualquer e a qualquer preço, dentro do cronograma apertado das obras civis. É exatamente porque o ‘social’ ocupa essa posição subordinada que as soluções encontradas são sempre desfavoráveis à população” [Sigaud, (1988, p. 104)].

Entre esta proposta, que poderia ser vista como de articulação subordinada do GPI a um plano regional integrado, e as práticas correntes de estrita dominância da ótica setorial encontram-se algumas propostas intermediárias. Particularmente importantes são as que apontam no sentido de que o GPI venha a ser explorado não apenas à luz das necessidades setoriais que lhe dão origem, mas também segundo outras possibilidades que oferece. Estas estratégias de inserção, dos Grandes Projetos Multi-Propósitos ou de Uso Múltiplo, vêm ganhando um certo espaço, senão na prática, pelo menos no debate acerca do planejamento dos aproveitamentos hidrelétricos que exigem a formação de extensos reservatórios. Tratar-se-ia, no caso, de planejar a utilização do lago também para irrigação, lazer, pesca, regularização dos rios, etc.

As experiências até agora tentadas não têm sido muito animadoras. Até então, mesmo ali onde o GPI foi pensado como de uso múltiplo, a lógica setorial se impõe: o uso prioritário se instala e os *outros* sempre ficam inconclusos... por falta de recursos. Caso ilustrativo é o da barragem de Salto Grande, na fronteira argentino-uruguaia, cujo projeto previa, além da produção de eletricidade, objetivos referentes a transporte rodoviário e ferroviário, navegação, irrigação, usos domésticos e sanitários de águas, exploração florestal, turismo, etc. Em Salto Grande, apesar de tudo, não se fez muito mais que nos GPI mono-propósitos [Posse (1988)].

Experiências como esta servem para advertir que, apesar de seu pomposo nome, o Grande Projeto de Usos Múltiplos constitui, na verdade, um GPI setorial, surgido de uma iniciativa setorial, com recursos para o uso estratégico. Não são pequenos os riscos, pois, de que a introdução de outros objetivos e usos não passe de uma maquiagem que deixa intocada a essência do padrão de planejamento que pretendia superar, que não altera substancialmente a relação do GPI com sua área de recepção.¹⁹

¹⁹ Em seu Plano 2010, após manifestar sua preocupação com a necessidade de assegurar a *inserção regional* de suas usinas, a Eletrobrás mostra estar disposta a buscar articulações intersetoriais com este objetivo. O que chama a atenção é que o Plano faça questão de mencionar que tais articulações deverão prever o "rateio de custos entre os agentes setoriais envolvidos" [Eletrobrás (1987, p. 121)]. Só faltava o Setor Elétrico, a pretexto de colocar alguns peixes no reservatório ou admitir a navegação esportiva, pretender ratar os custos do lago com as prefeituras, os organismos responsáveis pela pesca ou pelo turismo!

8.1.3 – Alguns Comentários sobre as Propostas de Inserção Regional

Quando passamos em revista, mesmo se rapidamente, as proposições de inserção regional, somos quase inevitavelmente tomados por um sentimento que nos conduz a escolher entre as duas alternativas seguintes:

1ª) a sensação de que as proposições são tão radicalmente contrárias às formas atuais de exercício do poder político e econômico que, infelizmente, são inviáveis – este seria o caso do planejamento regional integrado que domina o processo de decisão, com base numa representação democrática que expresse as forças sociais regionais;

2ª) a certeza de que, mesmo se de maneira não intencional, se estão produzindo discursos que permitirão, à medida que crescem as críticas e resistências aos GPI, que decisores e planejadores disponham de um arsenal de propostas através das quais, como se costuma dizer, será possível ceder alguma coisa para preservar o essencial.

O essencial é que a localização destes megaempreendimentos em espaços periféricos aos eixos do desenvolvimento nacional não responde, nem pretende responder, a uma preocupação com a desconcentração das atividades econômicas. Ela expressa, isto sim, a tendência à apropriação e mobilização produtiva de recursos naturais em benefício de circuitos de acumulação que, mesmo quando se capilarizam até os pontos mais distantes, têm sua lógica, dinâmica e comando determinados nos centros nacionais e internacionais.

Às vezes, como num ato falho, o próprio discurso oficial deixa escapar esta verdade, como no III PND, que explicita o sentido da reorientação espacial dos investimentos:

a descentralização industrial não é entendida neste Plano como transferência de atividades de áreas mais industrializadas para outras, mas como privilegiamento relativo dos atrativos locacionais de novas áreas... [Presidência da República/SEPLAN (1980, p. 58)].

Atrativos locacionais, leia-se recursos naturais. O território nacional, a partir da perspectiva do centro, se transforma todo ele em campo de exploração de recursos. A escolha da localização, por princípio, desconhece as realidades locais/regionais e está baseada nas informações colhidas pelos inventários de potencial de bacias hidrelétricas, levantamentos aero-fotogramétricos, inventários minerais, etc. Depois de escolhida a localização, e definidos os grandes projetos a serem le-

vados adiante, o discurso oficial vai embalar suas decisões na teoria dos pólos de desenvolvimento, nos discursos acerca da redução das desigualdades regionais.²⁰

A constituição de novas jurisdições territoriais *de facto*, os enclaves quase coloniais apontam na direção do desaparecimento progressivo das antigas regionalizações, da emergência de novas regiões, definidas e determinadas pelos GPI. Mantidas estas condições, não seria inócua a busca de uma inserção do GPI na região? Afinal de contas, o grande projeto não se insere numa região preexistente, ele cria e limita o seu próprio espaço regional.

É importante considerar que isto não ocorre isoladamente, em tal ou qual lugar, neste ou naquele projeto. É espaço nacional, em sua integralidade, que é investido por este novos recortes, dos quais emergem as novas regiões, sem outra face, sem outra história, sem outro perfil que não seja aquele que lhe é conferido pelo grande projeto. Eis porque não se podem gerar alternativas que não passem por uma reflexão sobre os padrões que regem, no centro e desde o centro, este movimento global de captura econômica, política, social e física do espaço total, e de cada espaço particular, em benefício de setores e grupos que integram e conformam o bloco hegemônico (centro).

O exame da evolução recente dos padrões de planejamento territorial do desenvolvimento não esgota a problemática aqui proposta, mas pode contribuir para evidenciar o quanto de ingenuidade – ou de esperteza – há entre aqueles que propõem mudar o sinal dos impactos regionais dos GPI através de uma negociação projeto por projeto, isto é, sem uma reformulação radical e abrangente das estratégias que orientam as decisões fundamentais do Estado brasileiro quanto ao uso e ordenamento do território.

8.2 – Os Novos Padrões de Gestão Territorial

Precisamos promover esta arrancada (Marcha para Oeste) a fim de suprimirmos os vazios demográficos do nosso território e fazermos com que as fronteiras econômicas coincidam com as fronteiras políticas. Eis o nosso imperialismo. Não ambicionamos um palmo de território que não seja nosso, mas temos um expansionismo, que é o de cres-

²⁰ “A escolha da localização da implantação da siderurgia é devida (...) à presença dos recursos necessários (matérias-primas minerais e possibilidades energéticas) (...) Entretanto, na Venezuela como em toda a América Latina, as teorias sobre a regionalização, isto é, a necessidade de uma luta contra os desequilíbrios regionais (...) fizeram escola, e a Corporação Venezuelana de Guayana as adotou em seu programa” [Ragueneau (1978, p. 111)].

cermos dentro de nossas próprias fronteiras (Getúlio Vargas, Discurso em Goiânia, 08/08/1940) [Neiva (1942, p. 58)].

(...) não haverá tarefa mais fascinante, no próximo quinquênio, que a de prosseguir nos novos rumos abertos pela Revolução de 64, para a redescoberta da hinterlândia brasileira (...) Caminhos físicos, na trama de uma infra-estrutura ampliada e vitalizada, já se abrem para o sertão nordestino, a hileria amazônica e a vastidão do planalto central. Mecanismos de conquista econômica dessas regiões vêm sendo preparados há alguns anos, nos roteiros da Revolução [Presidência da República, II Plano Nacional de Desenvolvimento do Brasil (1975-1979) (1974, p. 4)].

Dois discursos, separados por mais de 30 anos de intervalo. À primeira vista, um mesmo tom, um mesmo sentido, a evocação das mesmas imagens: um Brasil grande por suas dimensões continentais, o espaço vazio como promessa do futuro. Dois regimes autoritários e centralizadores que projetam, no próprio território, a imagem de sua força e de seu caráter nacional.

Mas as diferenças são também relevantes. Em Vargas, numa época marcada pela problemática do *espaço vital*, o expansionismo é visto, antes de mais nada, como um movimento de populações, um movimento demográfico: há que povoar e ocupar o oeste. Nos anos 70, não é mais de ocupação que se fala (pelo menos, não principalmente), mas de *conquista econômica*: há que conquistar o espaço vazio para extrair-lhe as riquezas que guarda.

Dois momentos, duas concepções de território, duas perspectivas de gestão de controle do espaço. Uma história da evolução destas concepções no Estado brasileiro ainda está por ser escrita, e não caberia, nos marcos deste trabalho, nem mesmo ensaiá-la. Podemos, no entanto, e julgamos útil para a reflexão a que nos propusemos, alinhar algumas referências acerca das últimas etapas desta evolução, de maneira a buscar subsídios para entender a constituição do padrão atual de planejamento territorial no país, do qual os GPI constituem a ponta de lança e a expressão mais visível.

8.2.1 – Do Planejamento Regional à Integração Nacional

No início dos anos 70, já se encontrava em decadência o planejamento regional, cujo modelo estava cristalizado conceitual, política e institucionalmente na Sudene. Nascidos num período de grave conflagração política e social, em que a agudização da questão agrária ameaçava colocar em risco o equilíbrio de poder intra-Nordeste – com inevitáveis repercussões sobre o conjunto da sociedade nacional –, a Su-

dene e o planejamento regional surgem acompanhados de um diagnóstico ameaçador: as disparidades regionais colocavam em risco a reprodução da dominação e da unidade nacional [GTDN (1959); Furtado (1959)].²¹ Impunha-se, pois, conceber e implementar uma política que, a partir de uma identificação das potencialidades e pontos de estrangulamento da economia regional, fosse capaz de dinamizar o desenvolvimento nordestino. Desta forma, abrir-se-ia caminho para que o Nordeste, na esteira do Sudeste, deflagrasse seu processo de industrialização e crescimento auto-sustentado.

Outro era o quadro ao começar a década passada. Ao lado da *pax agrária*, imposta a ferro, fogo e modernização subsidiada do capitalismo agrícola, o crescimento acelerado da economia e a integração dos mercados nacionais já haviam engajado o Nordeste em extraordinárias transformações que, para utilizar a expressão de Oliveira (1981), *havam aberto a região*. Superavam-se os “limites de expansão da economia antes restritos ao potencial de acumulação de frações de capitais da própria região” [Guimarães (1986, p. 341)].

Neste processo, ia saindo de cena o projeto original da Sudene, de desenvolvimento da região, e se impunha à economia regional um atrelamento “à economia industrial concentrada no Sudeste, definindo para a indústria localizada no Nordeste uma função de fornecedora de bens intermediários” [Guimarães (1986, p. 341)]. Configurava-se a “captura do Estado no Nordeste pelo capitalismo monopolista” [Oliveira (1981, p. 116)], o que viria assegurar a constituição de um sistema produtivo integrado nacionalmente.

²¹ Vários autores já observaram como a emergência da *questão regional* e do planejamento regional veio como resposta das classes dominantes à ameaça representada, não pelas *disparidades regionais*, mas pelo conflito agrário. Medeiros, por exemplo, escreve: “(...) foi justamente neste período que se intensificaram as condições que aceleraram o processo de expulsão do campesinato e que o movimento camponês se consolidou em diferentes estruturas organizativas. Com o desenvolvimento das lutas sociais no campo, a questão começou a tomar seus contornos mais característicos, colocando em jogo o pacto político vigente. Nesse contexto, intensificaram-se os debates sobre a questão ao nível das classes dominantes, num esforço de responder não mais em termos retóricos, mas sim concretamente, à incipiente estruturação de novas propostas que poderiam romper com as relações de poder dominantes. A primeira resposta a esse fato foi a criação da Sudene. No final do governo Kubitschek, a questão agrária era transformada em Questão Nordeste. Buscava-se, assim, matizá-la regionalmente, criar condições de resolvê-la tecnicamente. O problema, que era de confronto de classes, aparecia como um desequilíbrio regional” [Medeiros (1982, p. 109)]. Camargo vai na mesma direção: “(...) deslocando o centro de atenções do Estatuto do Trabalhador Rural para a Sudene, acoberta-se, a nível governamental, a moderação reformista, contornando os conflitos de classe que, aqui e ali, afloram no campo. Diluindo-os em um todo maior, destaca-se a questão real, da disparidade das classes para o plano, também real, da disparidade regional, diante da qual o Estado será, mais comodamente, o natural mediador” [Camargo (1981, p. 161)].

Neste contexto, ficam claras as razões do esvaziamento de uma agência – a Sudene – e de uma forma de gestão territorial do desenvolvimento – o planejamento regional.²² O novo espaço econômico e político supõe, impõe novos modelos, capazes de abranger a totalidade do território à luz das novas exigências do crescimento. Abre-se uma era em que o planejamento territorial se colocará sob a égide da *integração nacional*.

O planejamento territorial nacionalmente integrado se caracteriza, em primeiro lugar, pelo novo olhar que lança sobre o espaço nacional:

ao invés de um olhar em que, como à época da criação da SUDENE, predominavam as diferenças regionais (os desequilíbrios, as desigualdades), um olhar de conjunto em que a nova totalidade (nacional) impõe-se às particularidades (regionais), e a partir do qual o território vai ser: 1^o) analiticamente decomposto, e 2^o) funcionalmente recomposto e mobilizado [Vainer (1988, p. 10)].

O Nordeste, assim como as demais periferias, “antes tratado como região-problema (...) passa a ser considerado como um sócio menor, mas capaz de contribuir para a concretização do objetivo do Brasil-potência” [Guimarães (1986, p. 346)]. Assim, a política de desenvolvimento regional global é substituída por programas específicos (pólos, regiões-programas) que insistem na articulação da região com a totalidade – e não mais na articulação intra-regional.

Já no Governo Costa e Silva, do final dos anos 60, insinua-se esta nova perspectiva, em que planejamento regional – a partir da região – cede lugar ao planejamento dos pólos, a partir do centro.

Para melhor aproveitamento das medidas de incentivo, torna-se necessário que o Governo crie as condições mínimas de infra-estrutura econômica e social da área a ser beneficiada. Como os recursos são escassos, torna-se imperioso, para a eficácia dos dispêndios, que estes sejam alocados concentradamente em espaços suscetíveis de desenvolvimento planejado, capazes de induzir o crescimento de áreas vizinhas. A definição prévia de pólos de desenvolvimento, num número máximo compatível com os recursos disponíveis para aparelhá-los, é uma tarefa que deve merecer especial atenção. Fixados estes pólos, o Governo Federal concentrará seus investimentos neles, e natural será esperar um maior afluxo de empresas privadas para a área [Ministério do Planejamento e Coordenação Geral (1967, p. 137)].

²² Seria, no entanto, grave equívoco supor que a Sudene se esvazie porque fracassou. Como já observaram Oliveira (1981) e Guimarães (1986), isto ocorre justamente porque, em certa medida, ela cumpriu seu papel histórico (não explicitado e, muitas vezes, nem mesmo conscientizado por seus técnicos e dirigentes): preparar o terreno para integração subordinada, inclusive através do mecanismo dos incentivos fiscais.

Neste mesmo documento – Programa Estratégico de Desenvolvimento (PED) –, anunciava-se a pretensão de subordinar também o conjunto da política urbana à estratégia do desenvolvimento polarizado:

uma política nacional de desenvolvimento urbano que atente para esses dois aspectos fundamentais do problema – o potencial local de desenvolvimento, equacionado em nível micro-regional, e a estratégia de aproveitamento deste potencial, equacionado em nível macro-regional e nacional – deverá ser consubstanciada numa definição de regiões-programa e de pólos de desenvolvimento. A identificação dos pólos de desenvolvimento de cada região é importante para evitar dispersão de aplicações, em conformidade com a orientação do Programa Estratégico [Ministério do Planejamento e Coordenação Geral (1967, p.143)].

A simples leitura destes textos deixa clara a desqualificação do regional como escala (ou recorte) merecedora de uma política específica: trata-se de identificar *potenciais microlocalizados* e criar as condições para explorá-los no âmbito de um programa estratégico de âmbito nacional.

Estava-se, porém, apenas iniciando um processo que se vai consolidar a seguir. Embora sobreviva, a Sudene, como outras superintendências regionais, será reduzida a mero organismo responsável pela adaptação e acompanhamento local de projetos nacionais. Exemplo modelar desta nova modalidade é o Programa de Integração Nacional (PIN), instituído pelo Decreto-Lei nº 1.106/70, que explicitava, entre seus objetivos, o de:

integrar a estratégia de ocupação econômica da Amazônia e a estratégia de desenvolvimento do Nordeste, rompendo um quadro de soluções limitadas para ambas as regiões [Presidência da República (1970, p. 28)].

O ataque à região e ao planejamento nesta escala tomou a forma, para usar um jargão militar, de um movimento em pinça: de um lado a região é reduzida a um conjunto de microlocalizações onde se estabelecem os pólos; de outro lado, ela é expandida até se confundir com todas as outras regiões e se dissolver no espaço nacional total.²³ Coeren-

²³ Esta dissolução é clara no PIN, onde se manifesta o sonho mirabolante de fazer do território mero tabuleiro em que se combinem, racionalmente (otimamente) fatores. Ao mesmo tempo, evidencia-se que a integração nacional integra a totalidade da nação ao núcleo cen-

temente, o I PND afirmava que “a estratégia de desenvolvimento regional consistirá, especialmente, na política de integração nacional em sentido amplo” [Presidência da República (1971, p. 25)]. Herança a ser destruída, obstáculo a ser eliminado, a isto havia sido reduzida a região:

a Política de Integração Nacional, em cujo âmbito se situam o PIN e o Proterra, repele a limitação regional, a curto e médio prazos, do processo econômico brasileiro [Presidência da República (1971, p. 27)].

Não têm sido raras, no mundo acadêmico, como entre planejadores e políticos, manifestações que interpretam o abandono do planejamento regional – e de suas instituições especializadas – como prova da ausência da dimensão territorial no seio das concepções e práticas de planejamento que se vieram impondo. Estamos convencidos, ao contrário, de que o territorial não apenas se fez presente ao longo de todo este período, como ganhou enorme importância; aparecia, no entanto, sob um novo formato, que não se compatibilizava com os recortes espaciais até então dominantes.

Ao repelir o regional, o poder central também atravessava e destruía as fronteiras no interior das quais se reproduziam, encastelados, núcleos de poder local/regional. E, desta forma, seguia o movimento do capital que, vindo do centro, jogava para o lixo da história dos mercados regionais fechados.

A relevância assumida pela dimensão territorial, embora sob novo formato, fica clara na miríade de programas e instituições que, despre-

tral sudestino: “A estratégia de integração nacional considera o Nordeste, a Amazônia e o Centro-Oeste dentro da política global, que vê em conjunto essas três regiões, no fluxo de fatores de produção entre si (para melhor combinação de mão-de-obra, terra e outros recursos naturais), ou no fluxo de produtos, atendendo a certos segmentos da indústria do Nordeste a áreas próximas das outras regiões (...) Tal política, igualmente, leva em conta as relações de tais macrorregiões com o Centro-Sul, do ponto de vista principalmente do fluxo de mercadorias, num sentido e no outro, e do fluxo de capitais e tecnologia, do Centro-Sul para outras áreas” [Presidência da República (1974, p. 60)]. E ainda: “(A integração nacional) se fará pelo estabelecimento de pólos regionais do Sul e no Nordeste, de sentido integrado agrícola-industrial, assim como no Planalto Central e na Amazônia, notadamente agrícola-mineral, complementando dessa forma o grande pólo do núcleo São Paulo-Rio-Bele Horizonte. Além da integração de sentido Norte-Sul, entre áreas menos desenvolvidas e mais desenvolvidas, realizar-se-á a integração Leste-Oeste, principalmente para permitir a associação dos fatores relativamente abundantes nas duas áreas: no Nordeste, mão-de-obra não qualificada, e na Amazônia-Planalto Central, terra e outros recursos naturais” [Presidência da República (1970, p. 25)].

zando as regiões tradicionais, vão ser criados. Entre outros, a partir de 1970, surgiram os seguintes:

- Programa de Integração Nacional;
- Programa de Redistribuição de Terra e de Estímulos à Agroindústria do Norte-Nordeste;
- Programa Especial para o Vale do São Francisco;
- Programa de Desenvolvimento do Centro-Oeste;
- Programa de Desenvolvimento Integrado do Litoral Sul de Santa Catarina;
- Programa de Pólos Agropecuários e Agrominerais da Amazônia;
- Programa de Áreas Irrigadas do Nordeste;
- Programa Especial de Desenvolvimento do Pantanal;
- Programa Especial de Desenvolvimento da Região Geoeconômica de Brasília;
- Programa Especial de Apoio ao Desenvolvimento da Região Semi-Árida do Nordeste;
- Programa de Recuperação Sócio-Econômica do Nordeste do Paraná;
- Programa de Desenvolvimento do Cerrado;
- Programa Especial da Região da Grande Dourados;
- Programa Especial do Oeste do Paraná;
- Programa Especial de Controle de Erosão do Solo do Noroeste do Paraná;
- Programa Especial do Norte Fluminense;
- Programa Especial de Desenvolvimento e do Estado do Mato Grosso;
- Programa Especial de Desenvolvimento do Estado do Mato Grosso do Sul;
- Programa de Desenvolvimento Integrado da Bacia Araguaia-Tocantins;
- Programa de Desenvolvimento do Noroeste do Brasil;
- Programa Especial da Lagoa Mirim;
- Programa de Desenvolvimento Regional Integrado do Nordeste de Minas Gerais.

Esta lista está longe de ser completa e poderia ser estendida por muitas páginas se incluísse todos os programas especiais. Deveria con-

templar também organismos como o Grupo Executivo de Terras do Araguaia-Tocantins (Getat) e o Grupo Executivo para a Região do Baixo Amazonas (Gebam), que colocaram enormes espaços sob jurisdição direta das forças armadas, assim como as comissões executivas de bacias hidrográficas, a Zona Franca de Manaus, etc. O que temos aí é apenas uma amostra, suficiente para que se possa falar da constituição de uma nova geografia do Estado brasileiro.

O ataque ao espaço regional tradicional estava consumado. O planejamento regional tradicional e suas agências estavam completamente subsumidos ao planejamento territorial total. É pouco provável que estas agências venham a ser extintas:²⁴ afinal de contas, elas são portadoras de um determinado conteúdo simbólico e permitem acionar, sempre que politicamente adequado, o discurso do desenvolvimento regional e da redução das disparidades.²⁵

O espaço integrado nacional que surge, no entanto, contraditoriamente, é mais segmentado que seu antecessor. O ataque desfechado contra a região e a simultânea segmentação foram a etapa de transição para a nova era: a dos enclaves.

8.2.2 – O GPI como Padrão de Planejamento Territorial

A integração nacional significou, como vimos, dois movimentos simultâneos: de um lado, a pulverização do território em microlocalizações; de outro lado, a subordinação deste conjunto de pontos indiferenciados ao centro. Os programas especiais, como todas as formas transicionais, carregavam elementos do passado e do futuro. Do passado, porque ainda fundavam recortes regionalizados; do futuro, porque estes espaços, quase sempre micro ou mesorregionais, desconheciam os perfis sócio-econômicos que os especificavam e privilegiavam o potencial que lhes era atribuído segundo as prioridades do centro.

A estratégia da *conquista econômica* já se pusera em marcha, mas

²⁴ A Secretaria Especial da Região Sudeste (Serse), do Ministério do Interior, foi extinta, e a Sudesul esteve por um fio.

²⁵ As agências regionais podem cumprir também, e já o fazem, o papel de assegurar certos *feudos* da administração a frações dominantes locais, cuja reprodução depende de práticas clientelísticas. Mas estes grupos, e os segmentos do aparelho estatal que lhes são entregues, embora insistindo na tecla regionalista, apenas objetivam privatizar recursos públicos, já que não dispõem de qualquer vocação para liderar ou propor algum projeto ou programa regional substantivo [Vainer (1988)].

não podia romper, de uma hora para outra, abruptamente, com padrões de planejamento regional até então vigentes. Embora pouco consistentes, os planos se apresentavam como planos de desenvolvimento das regiões receptoras dos pólos. O núcleo do pólo, isto é, a implantação industrial, mineira ou energética, ainda aparecia como parte de um plano de desenvolvimento regional (e não este como parte daquela).

Mas não será assim por muito tempo. A nova realidade acabará por se mostrar transparente: não é a região que acolhe o pólo, é o pólo que define novas regionalizações.

Se os programas especiais haviam subsumido o planejamento macrorregional em nome da “adoção de prioridades nítidas e controle dos resultados fisicamente, por área” [Presidência da República (1974, p. 60)], agora é o GPI que vai subordinar-se ao programa especial. A exploração dos recursos (do potencial) se impõe, o grande investimento (o setorial) domina, e o regional, que já era apenas o microrregional ou a região-programa especial, desaparece.

Se na etapa anterior, os programas especiais produziram uma nova regionalização, os GPI irão consumá-la. Os grandes projetos, antes de mais nada, são os geradores das novas regiões. Aí temos a região de Tucuruí, a região de Carajás, a região de Sobradinho, etc.

O planejamento e gestão destes espaços passa, inevitavelmente, a ser competência e atribuição da empresa ou agência setorial responsável pela promoção do investimento. É a Vale do Rio Doce, para citar um exemplo, que faz o planejamento regional e urbano de *suas regiões*. Como pensar que seja possível que, em planos assim produzidos, não prime a lógica que obriga a assegurar a eficácia dos investimentos produtivos realizados pela CVRD? O GPI, porque gera espaços, gere espaços.

Frente a cada setor produtivo, a cada agência setorial, não se apresentam, agora, as regiões, mas um espaço (integrado) diferenciado de localização de investimentos e projetos, um conjunto de pontos que não se individualizam senão pelo potencial que oferecem para a *conquista econômica*.

Novamente, agora como antes, pode parecer que o territorial não mais está contemplado nas práticas de Estado. Alguns analistas chegam a diagnosticar a falta de visão ou competência do Estado para realizar sua vocação enquanto planejador territorial [Revel-Mouroz (1978)]. Para eles, a prova é que os programas especiais seguiram o mesmo destino das superintendências regionais que haviam ajudado a minar. Mas agora, como no período de transição, há simplesmente uma ilusão de ótica: o territorial está mais do que nunca vivo, como prática planejada dentro do GPI. E neste formato ele aparece mais do que nunca co-

mo organização do território *para* o empreendimento, ordenamento do espaço *para* a obra.

Assim, temos a região do GPI, temos o meio ambiente do GPI, elucidando o paradoxo apontado por Castro e Andrade, a que se faz referência nas primeiras páginas deste artigo. É necessário planejar o espaço de inserção, preservar o meio ambiente sempre e quando os objetivos do GPI estiverem em risco. Compreende-se, pois, que o Manual de Estudos de Efeitos Ambientais dos Sistemas Elétricos, da Eletrobrás, esteja preocupado com os efeitos da região e do meio ambiente sobre o complexo hidrelétrico e determine que se estude, entre outras coisas: a “influência dos aspectos populacionais nas diversas alternativas preliminares de divisão de queda” ou “os prováveis efeitos do meio ambiente nas futuras instalações de geração” [Eletrobrás (1986, pp. 14 e 15)].

Como, nestas condições, pensar ser possível que a ótica regional subordine o setorial, se a região não passa de uma *criatura* do investimento setorial? Como supor que se possa satisfazer a dinâmica da região, ou estabelecer melhor equilíbrio entre necessidades regionais e setoriais, se a região só se conforma enquanto *região necessária para* o GPI.

Parece-nos, a esta altura, ser possível concluir que a principal debilidade das propostas de inserção regional está em que sugerem ser viável equacionar adequadamente a questão a partir de um tratamento que se projeta na escala das relações entre cada GPI e sua região, quando, de fato, a lógica destas relações está inscrita numa outra escala, global, na qual o território foi apropriado, extensiva e intensivamente, pelo centro.

8.3 – Comentários Finais

As rápidas referências históricas reunidas permitem, a nosso ver, requalificar e redirecionar o debate acerca das relações entre grandes projetos e organização territorial. Buscamos romper com uma abordagem, muito corrente, que tende a criticar os GPI pela ausência de uma concepção e de uma prática de planejamento territorial. Buscamos mostrar, ao contrário, que os GPI não apenas não carecem desta concepção e prática, como são portadores e sustentáculos de um padrão específico, novo, de gestão do território.

Se estamos no caminho certo, as propostas de mitigação e compensação dos impactos regionais negativos, mesmo quando conduzem a esforços para construir metodologias seriamente comprometidas com a democratização dos processos de decisão e com a dinâmica político-econômica da região de inserção, não são capazes de alterar o padrão dominante. Na melhor das hipóteses, obrigarão os setores promotores dos grandes investimentos a consagrarem uma parte de seus orçamentos para amenizar os *custos regionais*, para desenvolver *políticas sociais* compensatórias. Ora, é sabido que, em países como o nosso, não existe pior destino para uma proposta ou uma boa intenção que o de ser lançada à vala comum das *políticas sociais*.

Ao invés de tentar acoplar artificialmente aos GPI uma política social, poder-se-ia explorar outra vereda: a da socialização da política – socialização não apenas dos processos que envolvem cada GPI *per se* mas das grandes estratégias políticas e econômicas, globais e setoriais, de que cada uma destas decisões é apenas um momento tático.

Se é na escala nacional que se desenham as estratégias, qualquer democratização que não contemple esta escala será incompleta, insuficiente. Indubitavelmente, não se pode negar a importância de fortalecer os poderes locais, de estabelecer canais de participação na escala local/regional. Mas é fundamental entender que a integração nacional, a integração econômica-política-social do território, se realizou e exige ser considerada por quem busca construir alternativas ao modelo que aí está: espacialmente concentrador e socialmente excludente.

A esta altura vale lembrar que a dimensão nacional não é – não é mais – atributo exclusivo das forças econômicas e políticas hegemônicas, nem do Estado. Ela atravessa a sociedade em todas as suas dimensões e manifestações: os movimentos sindicais se nacionalizam, os partidos políticos e os movimentos populares em geral também. Foi no início dos anos 80 que assistimos, e não por acaso, às primeiras greves nacionais (bancários, professores universitários, profissionais de saúde). Como hoje assistimos à generalização/nacionalização dos movimentos ambientalistas.

Sinal destes novos tempos talvez sejam aqueles camponeses atingidos pelas Barragens de Itá e Machadinho, no Alto Uruguai, que, além de organizarem sua Comissão Regional dos Atingidos por Barragens para discutir com a Eletrosul a *inserção regional* das hidrelétricas, reivindicam discutir com a Eletrobrás e o Ministério das Minas e Energia as opções estratégicas de uma política energética que prometa deslocar, naquela região, segundo estimativas, 300 mil pessoas. Eles perceberam que o padrão de planejamento vigente integra, de maneira estreita, as escalas local, regional e nacional, e que, em conseqüência, seria ingenuidade aceitar uma negociação confinada à escala local.

Diante de um poder e de uma lógica cuja dinâmica é multiescalar, isto é, que integra e aciona, simultaneamente, várias escalas, as propostas que se esgotam no fortalecimento do poder local, de negociação local, estão condenadas ao fracasso. A sociedade civil terá que aprender, ela também, a conformar organizações e políticas multiescalares, se é que pretende resistir e construir uma alternativa a uma estratégia de dominação territorial que destrói o meio ambiente e coloniza as periferias. Talvez assim a reapropriação e o controle do espaço social pela sociedade possam ser alcançados.

Bibliografia

- ARAUJO, Frederico G. B. de e VAINER, Carlos B. Elementos para a história do movimento de resistência às barragens do Alto Uruguai. Uma reflexão a partir da visão dos atingidos. In: *Relatório de Pesquisa. Políticas Migratórias no Brasil. Elementos para uma história das intervenções governamentais na produção da mobilidade espacial da força de trabalho*. Rio de Janeiro, IPPUR/UFRJ, 1988.
- BOUDEVILLE, J. R. *L'Espace et les pôles de croissance*. Paris, Presses Universitaires de France, 1968.
- BRUNSTEIN, Fernando. Las grandes inversiones públicas y el problema del desarrollo regional. In: ROFMAN, Alejandro (coord.). *Los grandes proyectos y el espacio regional. Presas hidroeléctricas y el sistema decisional*. Buenos Aires, Centro de Estudios Urbanos y Regionales, pp. 7-41, 1987 (Cuadernos del CEUR, 19).
- CAMARGO, Aspásia de Alcantara. A questão agrária: crise de poder e reformas de base, 1930-1964. In: HOLLANDA, Sergio Buarque de (org.) *História geral da civilização brasileira*. São Paulo, Difel, 1981, t. III, v. 3.
- CARDOSO, Fernando Henrique e FALETO, Enzo. *Dependencia y desarrollo en América Latina*. México, Siglo XXI, 1969.
- CASTRO, Eduardo Viveiros de e ANDRADE, Lucia M. M. de. Hidrelétricas do Xingu: o Estado contra as sociedades indígenas. In: SANTOS, Leynad Ayer O. e ANDRADE, Lucia M. M. de (orgs.). *As hidrelétricas do Xingu e os povos indígenas*. São Paulo, Comissão Pró-Índio de São Paulo, pp. 8-23, 1988.

- ELETRÓBRÁS. *Manual de estudos de efeitos ambientais dos sistemas elétricos*. Rio de Janeiro, Ministério das Minas e Energia/Centrais Elétricas Brasileiras S.A., 1986.
- _____. *Plano Nacional de Energia Elétrica 1987/2010. Plano 2010. Relatório Geral*. Rio de Janeiro, Ministério das Minas e Energia/Centrais Elétricas Brasileiras S.A., 1987.
- FURTADO, Celso. *A Operação Nordeste*. Rio de Janeiro, Ministério da Educação e Cultura/Iseeb, 1959.
- GARCÍA, Maria Pilar. *Presentación*. Caracas, 1987 (*Cuadernos Sociedad Venezolana de Planificación*, 162).
- GTDN/GRUPO DE TRABALHO PARA O DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE. *Uma política de desenvolvimento para o Nordeste*. Rio de Janeiro, Deptº de Imprensa Nacional, 1959.
- GUIMARÃES, Leonardo. *Nordeste: da articulação comercial à integração econômica*. Campinas, 1986, mimeo (Tese de doutoramento apresentada ao Instituto de Economia/Unicamp).
- INSTITUT DE HAUTES ÉTUDES DE L'AMÉRIQUE LATINE. *Foyers industriels nouveaux en Amérique Latine, Afrique Noire et Asia*. Table ronde sur "L'Impact national, régional, local des grands foyers énergétiques, minière et industriels nouveaux". Paris, Université de Paris III, 1978.
- LAURELLI, Elsa. Los grandes proyectos: estrategias de desarrollo y transformación del territorio. In: ROFMAN, Alejandro (coord.) *Los grandes proyectos y el espacio regional. Presas hidroeléctricas y el sistema decisional*. Buenos Aires, Centro de Estudios Urbanos y Regionales, pp. 131-155, 1987 (*Cuadernos del CEUR*, 19).
- LELOUP, Yves. *Energie électrique et industrialisation en Amérique Latine*. In: INSTITUT DE HAUTES ÉTUDES DE L'AMÉRIQUE LATINE. *Foyers industriels nouveaux en Amérique Latine, Afrique Noire et Asia*. Paris, Université de Paris III, pp. 125-127, 1978.
- MACHADO, Denise Pinheiro. *Le Troisième Pôle Pétrochimique brésilien: étude sur l'implantation industrielle et ses impacts sur le milieu local d'insertion*. (Paris, Institut d'Urbanisme de Paris/Université de Paris – Val de Marne, 1986, mimeo (Thèse de Doctorat de IIIº cycle).
- MEDEIROS, Leonilda Servolo de. *A questão agrária no Brasil, 1955-1964*. São Paulo, 1982, mimeo (Dissertação de Mestrado apresentada à Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo).

- MINISTÉRIO DO PLANEJAMENTO E COORDENAÇÃO GERAL. *Diretrizes de Governo. Programa estratégico de desenvolvimento*. Dept^o de Imprensa Nacional, 1967.
- NEIVA, Arthur Hehl. Getúlio Vargas e o problema da imigração e da colonização. In: *Revista de Imigração e Colonização*, ano III, (1): 24-70, abr. 1942.
- OLIVEIRA, Francisco de. *Elegia para uma re(li)gião. SUDENE, Nordeste, planejamento e conflitos de classe*. 3^a ed., Rio de Janeiro, Paz e Terra, 1981.
- PERROUX, François. *L'Économie du XXe siècle*. Paris, Presses Universitaires de France, 1969.
- PIQUET, Rosélia. *A produção do espaço urbano em Carajás – a sua curta e atribulada história*. Rio de Janeiro, mimeo, s.d.
- POSSE, Ernesto Gonzales. *Un analisis sistémico de grandes proyectos*. V. Taller de Discusión: Grandes Proyectos desde una Perspectiva Regional. Instrumentos Metodológicos para su Evaluación. CEUR/CIESU, 1988, mimeo.
- PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA. *Metas e bases para a ação do Governo*. Dept^o de Imprensa Nacional, 1970.
- _____. *I Plano Nacional de Desenvolvimento (PND) – 1972/1974*. Diário Oficial, 17/12/1971.
- _____. *II Plano Nacional de Desenvolvimento – 1975/1979*. Dept^o de Imprensa Nacional, 1974.
- RAGUENEAU, Marion. Ciudad Guayana: d'une économie extractive à une tentative de développement industriel. In: INSTITUT DE HAUTES ÉTUDES DE L'AMÉRIQUE LATINE, *Foyers industriels nouveaux en Amérique Latine, Afrique noire et Asia*. Paris, Université de Paris III, pp. 111-117, 1978.
- REVEL-MOUROZ, Jean. L'Impact des foyers nouveaux (emploi, migration, urbanisation, milieu rural). In: INSTITUT DE HAUTES ÉTUDES DE L'AMÉRIQUE LATINE. *Foyers industriels Nouveaux en Amérique Latine, Afrique Noire et Asia*. Paris, Université de Paris III, pp. 193-196, 1978.
- ROFMAN, Alejandro. *Relación grandes proyectos – desarrollo regional. Una aproximación metodológica al enfoque global*. Jornada "Aspectos metodológicos de la Evaluación de Grandes Proyectos y el Desarrollo Regional". Buenos Aires, CEUR/CIESU, 1987, mimeo.
- ROFMAN, Alejandro e SIMONE, Cristina. *Estructura socio-económi-*

ca regional y grandes inversiones. Precisiones metodológicas del proceso de evaluación. CEUR/CESU, 1988, mimeo.

SIGAUD, Lygia. Implicações sociais da política do Setor Elétrico. In: SANTOS, Leynad Ayer O. e ANDRADE, Lucia M. M. de (orgs.) *As hidrelétricas do Xingu e os povos indígenas.* São Paulo, Comissão Pró-Índio, pp. 103-110, 1988.

_____. *Efeitos sociais de grandes projetos hidrelétricos: as barragens de Sobradinho e Machadinho.* Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Antropologia Social/Museu Nacional, mimeo. 1986.

SIGAUD, L., COSTA A. L. e DAOU, A. Expropriação do campesinato e concentração de terras em Sobradinho: uma contribuição à análise dos efeitos da política energética do Estado. In: *Ciências Sociais. Hoje*, São Paulo, Vertice/Anpocs, 1987.

TORRES, Alberto. *O problema nacional brasileiro. Introdução a um programa de organização social.* São Paulo, Ed. Nacional/INL, 1978 (1ª edição: 1914).

VAINER, Carlos B. *A questão regional e a transição brasileira.* Rio de Janeiro, IPPUR/UFRJ, 1988, mimeo (Comunicação apresentada à Conferência promovida pelo Research Committee on Sociology or Urban and Regional Development/International Sociological Association).

_____. *Implantação de grandes barragens hidrelétricas, deslocamentos forçados e conflitos sociais. Notas sobre a experiência brasileira.* Rio de Janeiro, IPPUR/UFRJ, 1989, mimeo (Comunicação apresentada ao Seminário Efectos Demográficos de Proyectos de Desarrollo, Cuba).

ZAPATA, Francisco. Enclaves y polos de desarrollo en América Latina: el caso de Las Truchas (México). In: INSTITUT DE HAUTES ÉTUDES DE L'AMÉRIQUE LATINE, *Foyers industriels nouveaux en Amérique Latine, Afrique Noire et Asia*, Paris, Université de Paris III, pp. 29-40, 1978.

*Samia Tauk**
*Eneas Salati***

A ecologia, como ciência individualizada, é bem nova, embora o pensamento ecológico seja muito antigo. Francis Bacon (1561 - 1626) deixou o pensamento: “Para comandar a natureza é preciso obedecê-la”. Malthus (1792) correlacionou o crescimento das populações com o desenvolvimento dos meios de subsistência. Não parece excessivo afirmar que ambos estavam, de forma implícita, pensando ecologicamente. Os estudos de Darwin sobre os seres vivos em sua relação com o ambiente em que vivem falavam sobre ecologia. Apesar de Henri David Thoreau (1858) ter usado a palavra *ecologia*, a literatura atribuiu a criação da mesma a Ernest Haeckel (1866), em sua obra *Generelle Morphologie der Organismen*. *Ecologia* deriva da palavra grega *oikos*, que quer dizer habitação, casa, ambiente. Esta ciência significa, pois, literalmente “estudo do habitat”. Ecologia é a ciência que estuda os fatores que atuam sobre os seres vivos no ambiente e as interações entre este e os seres vivos.

O nascimento do que se entende modernamente por ecologia deu-se na década de 1930. Atualmente, a ecologia adquiriu grande desenvolvimento em muitos países, embora seu progresso tardio em relação às outras disciplinas também desenvolvidas em laboratórios seja habi-

* Professora do Departamento de Ecologia do Instituto de Biociências da Unesp/Rio Claro, Doutora em Ciência na Área de Bioquímica de Microorganismos.

** Professor titular do Departamento de Física e Meteorologia da Esalq/USP.

tualmente atribuído às preferências dos pesquisadores e à falta de consciência da sua importância.

Convém, de início, destacar que nem todos os estudos sobre o ambiente devem ser considerados como estudos de ecologia: a análise da dosagem de mercúrio em um copo d'água, por exemplo, pode ser feita do ponto de vista da química ou do que se entende por estudos ambientais. Entretanto, se esta análise estiver relacionada com qualquer ser vivo, não importa sob qual aspecto, então passa a ser considerada parte de um estudo ecológico.

9.1 – Conceitos Básicos – Os Ecossistemas

No oceano e no ar, o domínio vital é avaliado em milhares de metros; no solo, os organismos endógenos não descem muito além de alguns metros de profundidade. Estes três meios constituem a *biosfera*. Com relação aos conceitos de *habitat* e de *meio*, é difícil delimitar com precisão cada um deles, o primeiro sendo o local onde vive um organismo e o segundo um suporte inorgânico para este organismo, mas que pode ser igualmente um ser vivo. Para tornar mais clara a distinção, criaram-se as denominações *biótopo*, que significa suporte inorgânico, e *biocenose*, conjunto de organismos que vivem no biótopo. A interação entre ambos é o *ecossistema*. Entre dois ecossistemas existe uma região intermediária, denominada ecótono, sem limites precisos, onde há espécies adaptadas e situações decorrentes da ação destes ecossistemas.

O ecossistema tem sido considerado a unidade estrutural e funcional dos estudos de ecologia, pois congrega todos os elementos componentes do seu escopo – os seres vivos, os meios físico e químico e, principalmente, a dinâmica das relações entre os mesmos: *fatores bióticos*, os seres vivos, e *fatores abióticos*, fatores físicos e químicos. Algumas questões se levantam, entretanto, tomando, na prática, mais difícil de se estabelecerem com precisão os limites de um ecossistema.

Atualmente, unidades cada vez menores têm sido consideradas como ecossistemas – simples cadáveres de plantas, a pele humana ou animais em decomposição – e têm sido objeto de estudos onde os métodos de abordagem são semelhantes àqueles que se utilizam para o estudo de ecossistemas típicos. Como resultado, surge um novo conceito, o de “ecossistema incompleto”, do qual o solo pode ser considerado

um exemplo. Os elementos que compõem o ecossistema, assim, são os fatores bióticos e abióticos, e sua dinâmica baseia-se, fundamentalmente, nos ciclos de nutrientes e no fluxo de energia.

Importantes para a compreensão do que sejam os ecossistemas são os conceitos de habitat e de *nicho ecológico*. Odum (1969) definiu que o habitat de um organismo é o local onde ele vive ou o local onde haveria maior probabilidade de ser encontrado. O nicho ecológico, por outro lado, inclui não apenas o espaço físico ocupado pelo organismo, mas também seu papel funcional na comunidade, por exemplo, sua posição trófica¹ e sua posição nos gradientes ambientais de temperatura, umidade, pH, solo e outros.

Estes três aspectos do nicho ecológico podem ser convenientemente designados como nicho espacial ou habitacional, nicho trófico e nicho multidimensional ou hipervolume. Conseqüentemente, o nicho de um organismo depende não apenas de onde ele vive, mas também do que ele faz e de como ele se relaciona com organismos de outras espécies.

Existe certa polêmica acerca do conceito de nicho ecológico, e certos autores sequer o consideram aplicável. Em 1951, Alle e Schmidt definiram o nicho ecológico como *habítaculo* e, neste caso, ele se tornou sinônimo de biótopo [Barreto (1967)]. Referindo-se à sucessão ecológica, Margalef escreveu: "A comunidade está formada por um conjunto de constelações de nichos, e a sucessão poderia acontecer dentro de cada nicho, principalmente pela substituição de uma espécie por outra, em virtude do mecanismo de competição. Em certos nichos, mudanças ocorreriam mais rapidamente do que em outros" (1974). Esta maneira de descrever a sucessão pode ter valor didático, mas é inapropriada para o desenvolvimento do conceito.

O conceito de nicho torna-se supérfluo, porque a única regularidade consiste em que os ecossistemas mais maduros admitem mais espécies e oferecem mais possibilidades de vida do que os menos maduros. Este aumento nas estruturas elementares origina-se com a divisão progressiva das funções ecológicas e a especialização crescente dos organismos que a desempenham.

Com relação aos conceitos de nicho e de princípio de exclusão competitiva, Gause escreveu "(...) como resultado da competição, duas espécies semelhantes podem ocupar às vezes nichos semelhantes, mas uma desloca a outra de modo que cada uma toma posse de tipos pecu-

¹ O conceito de nível trófico é apresentado adiante.

liares de alimento e modo de vida, nos quais ela tem uma vantagem sobre seu competidor” [Gause (1934) *apud* Charbonneau (1979)]. Krebs afirmou que, quanto mais estável o ambiente, mais espécies estarão presentes. Isto resultaria em nichos “menores” e mais espécies ocupando uma unidade de espaço de habitat. As espécies deveriam ter maior flexibilidade em áreas temperadas e polares e ser especializadas nos trópicos [Krebs (1972)].

9.2 – Componentes do Ecossistema

Os componentes de qualquer ecossistema são as substâncias, os produtores, os grandes consumidores e os decompositores. Nos ecossistemas terrestres, os produtores correspondem às plantas com raízes e, nos aquáticos, aos filoplantos; sob as mesmas condições, as plantas com raízes e os filoplantos produzem a mesma quantidade de alimento ao mesmo tempo e suportam um conjunto similar de consumidores e decompositores.

A relação produtor-consumidor é denominada *estrutura trófica* e o nível alimentar, *nível trófico*. A quantidade de substância viva nos diferentes níveis ou em uma população recebe o nome de *produto em pé* e pode ser expressa em termos de número por unidade de área ou biomassa. O produto em pé não representa apenas a energia potencial: pode exercer um importante papel de tampão contra as oscilações físicas e constituir um habitat, ou espaço de vida de um organismo.

A quantidade de material orgânico e inorgânico na biomassa ou no ambiente representa um fator importante na natureza: a *estrutura bioquímica* – por exemplo, a quantidade de clorofila por unidade de área de terra ou superfície de água.

O número de espécies presentes e a diversidade das mesmas constituem a *estrutura de espécie*, que traduz a relação espécie e número de indivíduos ou biomassa/dispersão dos indivíduos de cada espécie.

Os recursos naturais renováveis são: ar, água, solo, plantas e animais. O homem não deve ser radical em suas idéias sobre a importância destes recursos, pois o que hoje representa uma espécie insignificante em qualquer ecossistema poderá, amanhã, desempenhar um papel significativo ou fornecer produtos de grande valor à humanidade. Conservar, assim, os recursos naturais do mundo é aumentar as possibilidades

de sobrevivência do homem; observe-se que não está sendo mencionada a palavra preservação.

Apesar de os dicionários da língua portuguesa considerarem os termos *preservação* e *conservação* como sinônimos, a conservação da natureza, em um sentido moderno, significa a sábia utilização dos recursos naturais renováveis, segundo a qual o homem deveria buscar a manutenção do equilíbrio biológico entre as suas necessidades e a capacidade a longo prazo da natureza para satisfazê-las. O termo preservação aplicar-se-á de maneira restrita às áreas que não podem e nem devem sofrer qualquer espécie de intervenção com vistas a aproveitamento econômico.

Outro conceito importante a ser introduzido é o de *população*, que significa um grupo de organismos de uma mesma espécie e que vivem em uma área específica. Já *comunidade* designa todas as populações de organismos que existem, ou seja, todos os componentes vivos de uma área específica.

Os níveis de organização da ecologia podem abranger vários pontos de vista, cada um contribuindo para um determinado aspecto, com valor próprio, quando se deseja construir modelos ecológicos destinados a prever o que poderá ocorrer: o ponto de vista *energético* baseia-se no fluxo de energia dentro de um ecossistema; o ponto de vista *cíclico* tem fundamentos na seqüência de eventos regulares, por exemplo, os ciclos astronômicos, atmosféricos e geológicos ou os biogeoquímicos; o ponto de vista *populacional* considera se uma população se expande (taxa de natalidade) ou se contrai (taxa de mortalidade), podendo eventualmente até desaparecer; finalmente, o enfoque do ponto de vista *de comunidade* se faz através de sucessão das populações, envolvendo desde as inter-relações simples até as mais complexas.

Na biosfera, os seres vivos buscam, eliminam, misturam, selecionam, decompõem e recompõem tudo o que é preciso: crescem e morrem segundo leis infinitamente complexas. Em todo este complexo bioquímico, entretanto, pode-se distinguir duas noções relativamente simples: a *biomassa* e a *taxa de renovação* (mais conhecida pela expressão inglesa *turn-over*). Biomassa é a soma da massa orgânica viva existente em um determinado espaço, em um dado instante. É expressa em unidades de peso (úmido ou seco), por unidade de área ou volume. Taxa de renovação ou reposição, em ecologia energética, é a razão entre o fluxo de energia da produção e a biomassa em um determinado período de tempo. Comparando-se uma mesma área de floresta equatorial e de deserto, verifica-se que, na primeira, a biomassa é praticamente estável e, na segunda, ela é quase nula e extremamente variável em conseqüência dos fenômenos que a tornam fraca.

9.3 – Adaptação do Ecossistema

O ecossistema em seu clímax pode ser considerado relativamente estável, não se devendo afirmar que ele é estático, pois a comunidade pode ser ou não permanente ou autoperpetuada. São tipos de ecossistemas o de sistema cibernético e o de sistema aberto. O *sistema cibernético* utiliza alguma classe de mecanismo de retroalimentação para sua auto-regulação. Já o *sistema aberto* depende do ambiente exterior, das entradas e saídas que se processam em quantidades fixas, e, para que ele continue a funcionar, é necessária uma entrada constante.

Não se pode considerar que, a cada ano, na mesma época, um ecossistema tenha a sua biomassa repartida da mesma maneira entre as espécies, pois o equilíbrio dinâmico natural não é comparável ao de uma balança imóvel, carregada de pesos iguais repartidos entre os dois pratos; assemelha-se antes ao equilíbrio de um pêndulo, com oscilações regulares. A repartição instantânea das biomassas é a expressão de um equilíbrio das pressões específicas, o equilíbrio de uma luta incessante e multiforme ou de uma constelação frágil. Se uma certa paisagem não sofre grandes modificações durante milhões de anos, é porque constitui um ecossistema de “retroação negativa”, onde cada mudança cria, por si mesma, as condições de mudança oposta.

A superfície da Terra está em constante movimento. As correntes oceânicas, o levantamento de montanhas, a erosão e, sobretudo, a separação dos continentes, são processos geológicos que agem na criação de novos habitats e na destruição de outros já existentes. O *vulcanismo* é um fator geológico que modifica profundamente os habitats, pois as lavas derramadas atuam decisivamente na alteração das paisagens. Cobrem regiões por vezes extensas, ocasionando a destruição completa dos seres vivos ali existentes, o que determina, posteriormente, uma sucessão primária. Outro resultado do vulcanismo é a ação das cinzas sobre os vegetais, algumas vezes acompanhada pelo calor. Por sua fina granulação, as cinzas podem ser transportadas a grandes distâncias, interferindo na recepção da luz pela superfície terrestre e produzindo, como causa secundária, alterações na temperatura.

Os *movimentos epirogenéticos* são movimentos de vastas áreas continentais no sentido vertical, que contribuíram para a modelação dos ecossistemas terrestres; por exemplo, o levantamento da cadeia do Himalaia mudou drasticamente os habitats existentes na área.

Outro agente geológico de grande importância é o gelo: mais ou menos 10% da área ocupada pelos continentes está constantemente co-

berta por ele. Foi durante o Pleistoceno que as *glaciações* exerceram influência marcante na superfície terrestre. É provável que a área coberta pelo gelo fosse cerca de três vezes maior do que a atualmente encontrada. Entre os efeitos causados pelo gelo, estão a demudação do solo, a erosão, a formação de terrenos pantanosos, o acúmulo de materiais para formar solos ricos com uma profundidade pouco comum e outros.

A *erosão* é um agente geológico modificador de ecossistema. A erosão fluvial, entre seus outros efeitos, é uma das causadoras da formação das grutas, devida à ação das águas sobre as rochas calcárias. A erosão marinha tem destruído, em muito, as regiões costeiras. No Brasil, observam-se modificações das costas, principalmente no Nordeste. Por outro lado, a ação dos mares é construtiva, como, por exemplo, na formação das salinas. Ao contrário dos outros agentes mencionados, que perturbam os organismos e o substrato de um ecossistema a longo prazo, a erosão age a curto prazo.

Os fatores químicos, físicos e físico-químicos atuam, também, sobre os ecossistemas, a curto prazo. Entre eles, estão a água, a pressão da água, a sustentação e a resistência ao movimento no ambiente aquático, a tensão superficial, os produtos dissolvidos ou em suspensão na água, as correntes de vento, a luz solar, a temperatura, o fogo e outros.

Alguns fatores físicos são fortes poluentes e, ao lado de outros agentes, perturbam os ecossistemas, freqüentemente com efeitos mais graves do que os esperados. As radiações, por exemplo, e principalmente o lixo radioativo, embora sejam úteis para fins industriais, podem causar sérios problemas orgânicos e até mesmo genéticos. A poluição pelas radiações vem mostrando seus efeitos indiretos: em algumas regiões a temperatura média anual tem aumentado progressivamente, e as chuvas vão se tornando escassas.

Verifica-se que, além dos fatores geológicos, físicos e químicos, também os seres vivos podem alterar os ecossistemas, principalmente o homem. A correlação evidente entre os fatores ambientais e os seres vivos contribuiu, de maneira marcante, na formação de vários *biomas*, conjuntos de ecossistemas terrestres com tipos fisionômicos semelhantes, que hoje são encontrados em toda a superfície terrestre. Modificando o ambiente para que novas espécies possam invadir a área, os fatores biológicos levam o ecossistema a uma sucessão.

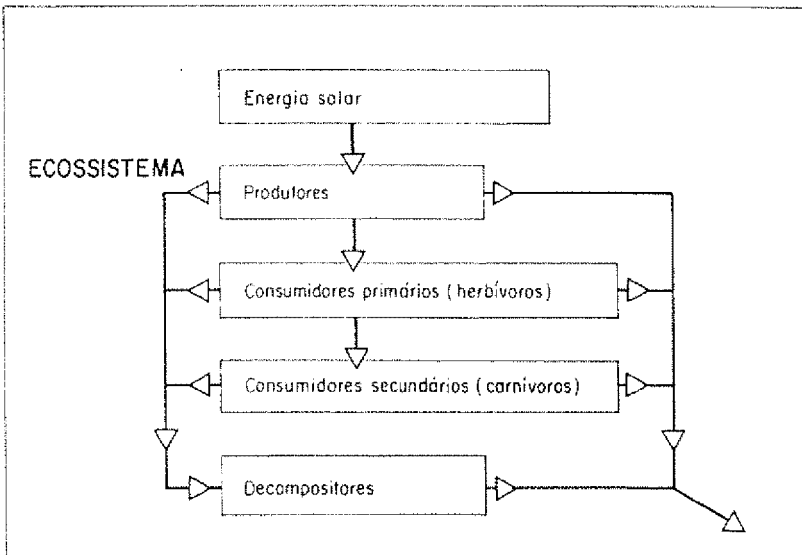
Cabe aqui salientar o processo de evolução dentro do ecossistema e como ele pode provocar mudanças na composição das espécies. A seleção natural pode determinar o aparecimento de uma nova espécie que ocupa o nicho de outra já existente, o que não somente determina a extinção de uma delas, como também pode alterar todo o ecossistema.

9.4 – Cadeia Alimentar e Fluxo de Energia

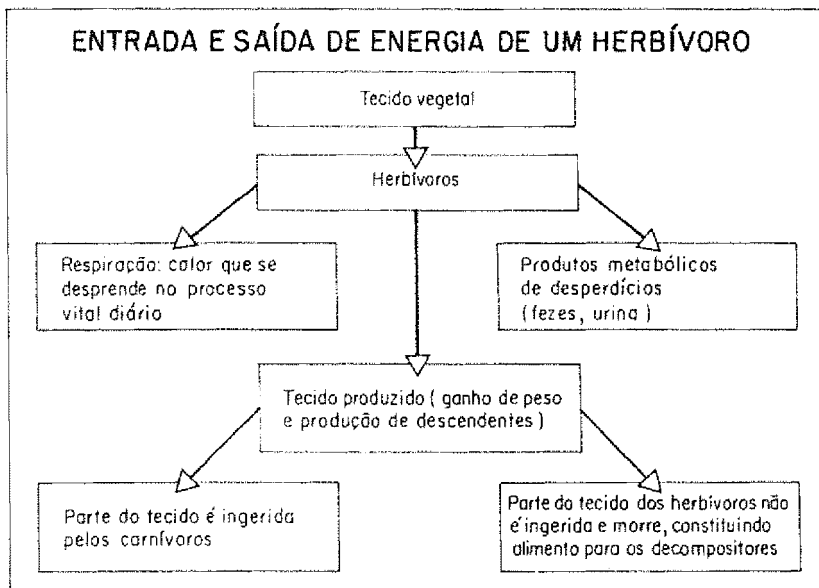
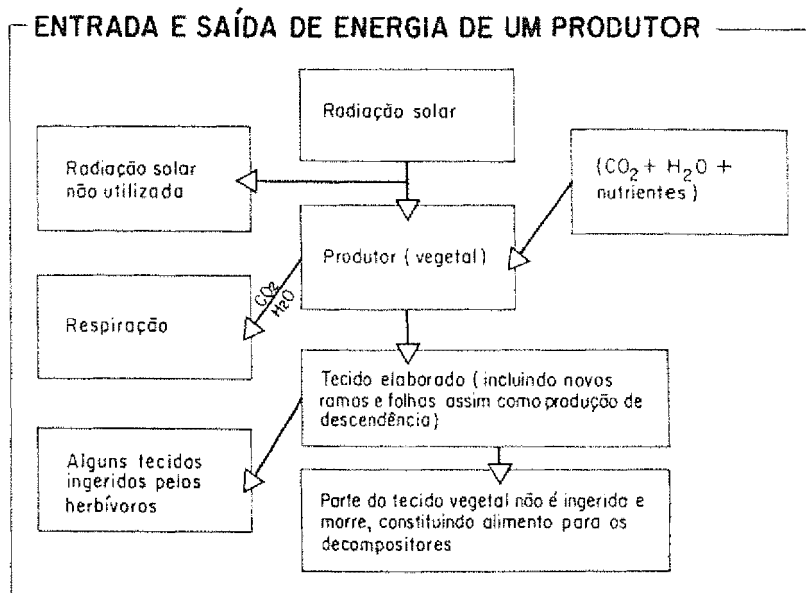
A energia move-se na biosfera na forma de moléculas originalmente elaboradas e armazenadas pelos *produtores*. Estes servem de alimento para uma série de *consumidores*. Tanto os primeiros como os segundos obtêm energia a partir das mencionadas moléculas, ricas em energia. Qualquer energia que os produtores tenham fixado ou os consumidores acumulado, bem como aquela que não foi utilizada nem por produtores, nem por consumidores, é liberada para os *decompositores*. Tais relações alimentares podem ser esquematizadas em *cadeias alimentares* ou em conjuntos destas, denominados *redes alimentares*. As cadeias alimentares raramente correspondem a seqüências isoladas. Geralmente entrelaçam várias delas para constituir uma rede alimentar.

A energia solar transforma-se em energia química através da fotossíntese, processo em que as plantas clorofiladas utilizam a luz solar e o gás carbônico (CO_2), transformando-os em compostos ricos em energia, e liberam o oxigênio (O_2) para atmosfera. Esta energia fixada pelos produtores se transfere de um organismo para outro, produzindo rearranjos dos compostos químicos em cada etapa. Durante estas passagens, também em cada etapa, a energia se transforma parcialmente em calor e sai do sistema.

Um exemplo esquemático de cadeia alimentar pode ser observado abaixo:

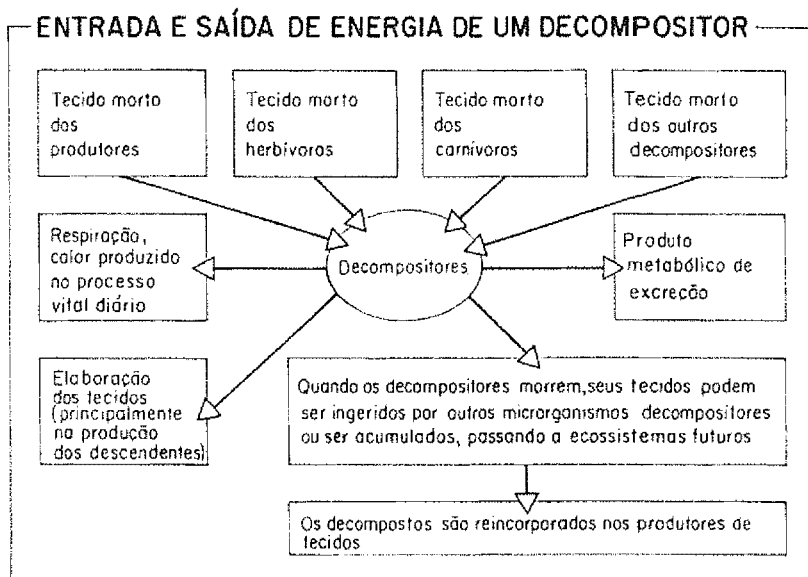


Os consumidores que se utilizam dos produtores são organismos denominados *herbívoros*. Os herbívoros são heterótrofos, isto é, utilizam matéria orgânica já produzida; porém, como os produtores, consomem a maior parte da energia que obtêm para viver, crescer e reproduzir-se.

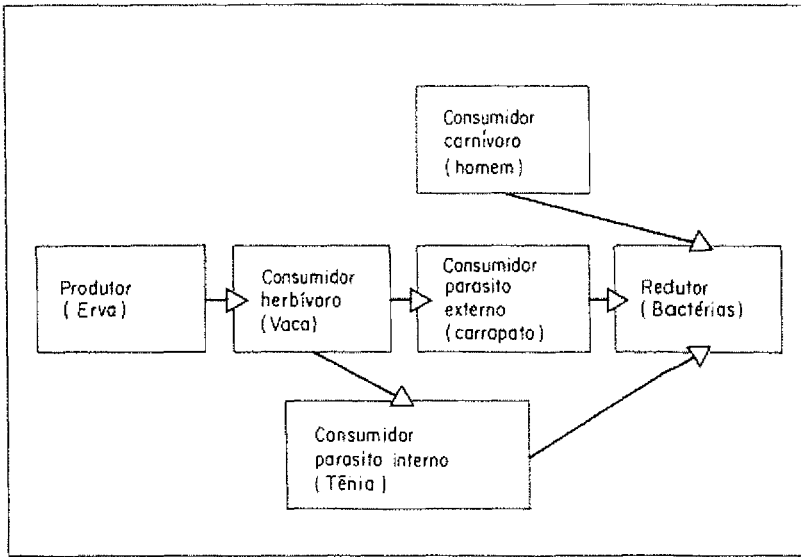


Os *carnívoros* são organismos que se alimentam dos herbívoros e, como estes, não podem obter energia diretamente da luz solar; assim ingerem o tecido vegetal, para adquirir as moléculas orgânicas ricas em energia, consumindo os herbívoros. Da mesma maneira que estes últimos, os carnívoros gastam sua energia tanto na conservação da vida (respiração), como na elaboração dos tecidos (crescimento e reprodução). O quadro da entrada e saída de energia de um carnívoro é semelhante ao representado acima para os herbívoros (só é preciso substituir tecido vegetal por tecido dos herbívoros).

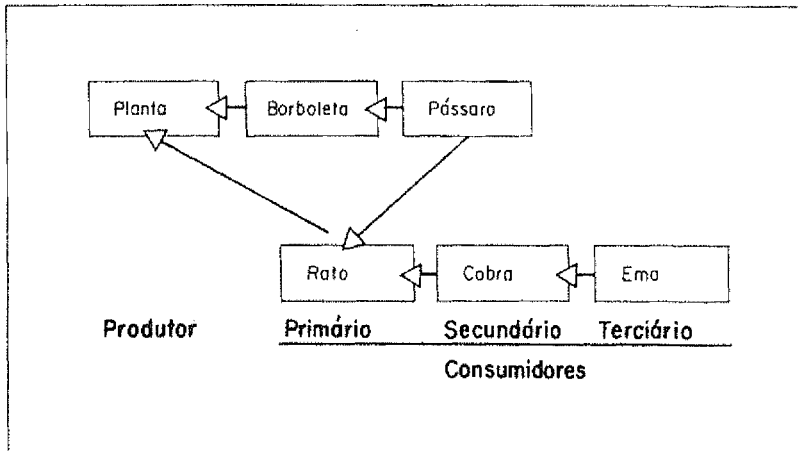
Os decompositores vivem das moléculas ricas em energia que obtêm dos tecidos dos organismos mortos, e grande parte desta energia é utilizada na sua respiração e para se multiplicarem, produzindo novas células ou tecidos.



As variações comuns do modelo básico de cadeia alimentar incluem cadeias alimentares *parasíticas* e cadeias alimentares *detritófagas*. Nas cadeias alimentares parasíticas, o produtor e o consumidor estão parasitados, e, por isso, o alimento passa para um organismo menor, e não para um maior, segundo o esquema abaixo:



O nível trófico de um organismo se refere ao número de etapas que o separam da produção primária – o primeiro nível trófico. Uma forma de observar as redes alimentares consiste em analisar os diferentes organismos de acordo com o nível trófico que ocupam. Quando dois organismos se encontram separados dos produtores pelo mesmo número de etapas, considera-se que ocupam o mesmo nível trófico.



Em uma mesma região, organismos pertencentes a diferentes níveis tróficos podem apresentar regimes alimentares variados. O produtor ocupa sempre o primeiro nível trófico. No segundo, estão os herbívoros ou consumidores primários; os carnívoros são os consumidores secundários ou terciários, dependendo das etapas que o separam do produtor. No exemplo acima, a cobra pode ser consumidor secundário, quando devora o rato, ou terciário quando está comendo o pássaro. É provável que mais de um herbívoro possa alimentar-se de uma determinada espécie vegetal. Mesmo assim, estes consumidores primários são presas freqüentemente de mais de um carnívoro, e é certo que se alimentam de diferentes tipos de plantas. Desta maneira, as cadeias alimentares generalizadas se entrelaçam, e é a isso que se denomina rede alimentar, como pode ser observado no exemplo acima.

À medida que a energia se movimenta dentro de uma rede alimentar, a maior parte dela se perde na respiração. A lei dos dez por cento estabelece que apenas cerca de 10% da energia procedente de um nível podem ser obtidos pelos organismos do nível trófico imediatamente superior. A perda de energia em cada etapa da cadeia alimentar é muito grande e, considerando-se que não se pode formar nova energia, quanto maior o nível trófico de um organismo, menos energia terá disponível. A energia total de um nível trófico de um ecossistema alcança uma magnitude igual a somente um décimo da correspondente ao nível precedente.

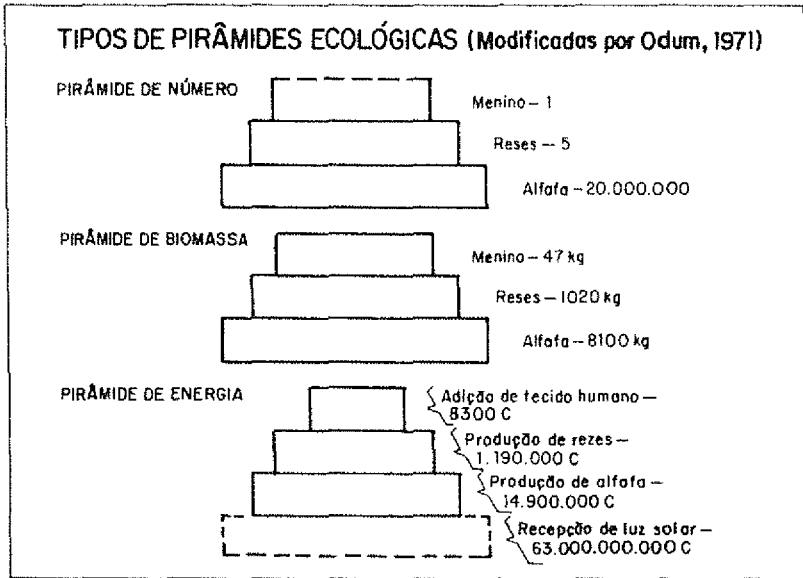
Esta lei dos dez por cento determina um limite superior prático do número de níveis tróficos que devem possuir as redes alimentares. Este limite é alcançado quando os organismos não podem obter suficiente energia para se manterem vivos e se reproduzirem. A maioria das redes alimentares apresentam apenas de quatro a cinco níveis tróficos.

As estruturas tróficas para as comunidades de organismos são com freqüência representadas graficamente pelas chamadas pirâmides ecológicas. O esquema a seguir apresenta uma destas representações [Lindeman (1941)].

Nas pirâmides ecológicas não se representam os decompositores: o seu número é tão grande e seu peso tão pequeno que não se os poderia medir, ou dispô-los graficamente de maneira adequada. A omissão dos decompositores nas pirâmides ecológicas limita definitivamente a utilidade destas. Devem ser observadas, portanto, com reserva, procurando-se não ignorar a função vital que tais organismos desempenham nos ecossistemas.

Qualquer substância que não intervenha na respiração, nem seja facilmente excretada, tende a ser concentrada no tecido do organismo. Este fenômeno é denominado *concentração da cadeia alimentar* ou

magnificação biológica e origina as elevadas concentrações de praguicidas persistentes e de materiais radioativos, que têm sido encontrados atualmente em diversos organismos superiores. Estas concentrações podem ser mil vezes maiores do que aquelas correspondentes ao ambiente circundante.



9.5 – Dinâmica de Populações

Não se pode considerar o conceito total da dinâmica de populações apenas afirmando que se trata do estudo das populações como sistemas em atividades, uma vez que esse procedimento deixaria alguns aspectos não elucidados. Na Física, Dinâmica é o estudo do comportamento de corpos sob a ação de forças que produzem alterações em seu movimento. Por analogia, o termo dinâmica de populações se aplica ao estudo das variações, incluindo igualmente a investigação das taxas em que se verificam as perdas e reposições de indivíduos e de qualquer processo regulador que busque manter o tamanho da população em equilíbrio, ou pelo menos evite uma variação excessiva.

A dinâmica de populações trata, por um lado, das influências ambientais sobre as populações. Como exemplo, temos os efeitos das temperaturas e da umidade, da quantidade do suprimento alimentar, de outras espécies de organismos que competem pelo alimento ou por outras necessidades, dos inimigos naturais, de microorganismos patógenos e das várias combinações desses fatores. Por outro lado, as influências favoráveis ou adversas de membros da população uns sobre os outros também são objeto de estudo da dinâmica de populações.

Existe outro campo de estudos da ecologia, denominado ecologia de comunidades, que se preocupa com a relação entre as populações de plantas e animais que vivem em conjunto no mesmo habitat. A estrutura das comunidades consiste em: árvores, arbustos, ervas, animais herbívoros e carnívoros, microorganismos que decompõem a matéria orgânica e outros substratos, o número de diferentes espécies em cada categoria e suas relações recíprocas como produtores ou como consumidores de matéria vegetal ou animal, compondo a cadeia alimentar anteriormente citada.

Na atuação das populações ocorrem ganhos e perdas, representadas pela capacidade de crescimento, mortalidade, dispersão e outros. Uma vez que o balanço de ganhos e perdas seja positivo, a população estará crescendo. O cálculo da taxa de crescimento se faz a partir de estimativas sobre o número de indivíduos, com base em amostras coletadas periodicamente.

A expressão *interações populacionais* aplica-se às influências que indivíduos ou grupos exercem uns sobre os outros dentro de uma população e também às que exercem populações de diferentes espécies umas sobre as outras, respectivamente intra-específicas e interespecíficas.

Pode-se compor uma classificação tripla como a que segue. *Interações unidirecionais* são aquelas em que A influencia B, porém A não é afetado por B, como, por exemplo, quando grandes animais esmagam com os pés os bem menores. *Interações mútuas* são aquelas onde A e B exercem influência recíproca de modo similar, como, por exemplo, pela aglomeração ou na competição pelo alimento. Finalmente, se A e B influenciam-se reciprocamente, porém de maneiras diversas, é preciso recorrer a um outro adjetivo, como *díspar*. Por exemplo, se A é um predador e B sua presa, B é um fator favorável para A, enquanto A é desfavorável para B, estamos diante do terceiro tipo de interação, a *interação díspar*.

Os predadores são animais que caçam, capturam e matam suas presas. Os parasitas são tipicamente muito menores que seus hospedeiros e, muitas vezes, não os matam. Entre os parasitas, incluem-se os microorganismos causadores de doenças, isto é, os patógenos. As re-

lações entre as populações de microorganismos patógenos e as dos homens são estudadas pela epidemiologia; em populações de animais, surtos de doenças microbianas são chamadas de epizootias.

9.6 – Ciclos de Nutrientes

Existem vários ciclos biosféricos que podem ser considerados separadamente: ciclos de água, do carbono, do nitrogênio, do fósforo, do enxofre, do cálcio, do magnésio, do potássio, e outros. O *ciclo da água*, juntamente com o do nitrogênio e o do carbono, ocorre de maneira mais abrangente. A maior parte de água se encontra nos oceanos (97%), que, nesse sentido, fazem jus ao nome de hidrosfera. Os 3% de água restantes participam de maneira bem mais discreta dos ciclos biológicos.

A água não se apresenta com igual abundância em todos os níveis: acumula-se por gravidade, no fundo do solo, acima da rocha-mãe impermeável e, como cai do céu, toca primeiro a superfície do solo, não indo mais longe se o mesmo for pouco permeável. A água profunda alimenta as árvores; a água da superfície, as ervas. Pela lógica, os arbustos deveriam explorar o nível intermediário, mas este raramente se encontra saturado; é por isso que os arbustos dominam nas regiões relativamente áridas, onde o solo é profundo e as árvores são raras.

Os seres vivos não roubam água pura uns dos outros, pois esta nunca se encontra nos organismos neste estado; mas freqüentemente roubam líquidos muito ricos em água. O visco suga a seiva bruta da macieira; a cigarra, a da oliveira; os pulgões, a da roseira. A abelha e o colibri bebem o néctar das flores, enquanto o mosquito macho pica as plantas, e sua fêmea, os seres humanos.

A única conclusão destas observações resume-se no seguinte princípio: não existe ciclo biológico da água pura, mas todos os ciclos biológicos particulares têm a água como veículo ou como suporte.

O *ciclo do carbono*: não há vida sem o carbono, como não há carbono sem vida atual ou passada, ou, pelo menos, não há carbono que não seja fruto da vida, com exceção do diamante. O baixo teor de gás carbônico pode diminuir a velocidade da fixação do mesmo pela fotossíntese. Todavia, se uma planta estiver, sob todos os outros aspectos, cercada de condições ideais, ela terá ótimo desempenho nesse processo. Este gás não tem outros fixadores além das plantas verdes, ao

passo que um sem-número de atividades humanas e fenômenos naturais o lançam na atmosfera: vulcões, chaminés de fábricas ou de simples residências, animais e multidões humanas, cogumelos, e as próprias plantas verdes em certo período (noturno) ou por certas partes (raízes) não iluminadas.

Algumas substâncias orgânicas de natureza complexa se desprendem do néctar, do pólen e do perfume e irão participar dos ciclos do azoto, do enxofre ou do fósforo ao mesmo tempo que participam do ciclo do carbono. Ao contrário do gás carbônico, estas substâncias são todas, mais ou menos, nutritivas para os decompositores.

O carneiro come o capim, o lobo come o carneiro, e, quando morre, os decompositores comem seu cadáver. A fauna do solo devora os decompositores, as moscas são devoradas pelas andorinhas, que também morrem, por sua vez. Assim os jogos cruéis da vida e da morte recomeçam eternamente suas complexas transformações. Estes fenômenos estão em estreita relação com o ciclo do carbono, cujo trânsito acompanha cada etapa ou nível da cadeia alimentar.

O terceiro importante ciclo biosférico é o *ciclo do nitrogênio*, elemento que existe em percentagem muito grande nos seres vivos, os quais são constituídos essencialmente de proteínas e, em média, apresentam 16% de nitrogênio. Mas é na atmosfera que está a maior reserva (78% em peso ou 80,2% em volume) deste elemento, que é solúvel na água do mar, como outros gases (tanto mais solúvel quanto mais fria e menos salgada é a água).

Algumas bactérias e outros microorganismos têm a capacidade de fixar o nitrogênio da atmosfera, porém somente no solo, quer por sua vida aeróbia como *Azotobacter*, quer por via anaeróbia (*Clostridium*), ou ainda por formas simbióticas como o *Rhizobium*, que provoca as nodosidades nas raízes das leguminosas. Outras simbioses de fixação foram descritas no caso dos líquens, das hepáticas, dos fetos e mesmo das coníferas.

O nitrogênio fixado é aproveitado para formar os tecidos dos vegetais que um dia servirão de fonte de matéria orgânica no solo. Os mais diversos decompositores transformam as proteínas em aminoácidos, e a desaminação destes libera amônia. A amonificação é a encruzilhada das vias de evolução do nitrogênio existente no humo. A amônia pode ser diretamente absorvida por árvores e arbustos providos de microrrizas e também por diversos cogumelos não simbióticos e por algumas bactérias. Parte desta amônia sofre nitrificação, isto é, uma oxidação por etapas, que vai produzir íons nitratos (NO_3). É então que o nitrogênio do solo vai beneficiar toda a vegetação verde, porque é sob esta forma que ele é mais facilmente absorvido pelas raízes de quase todas as plantas.

Os nitratos podem ser solúveis em água absorvida pelas raízes. A solubilização destes compostos permite que a água, quando desce para os horizontes profundos – formando correntes subterrâneas que vão alimentar fontes, rios, regatos –, forneça nitratos às águas do litoral: um pequeno presente. Os nitratos sofrem desnitrificação e se transformam em nitrogênio (N₂), voltando para a atmosfera.

Os demais elementos, como magnésio, cálcio, fósforo, enxofre, zinco, potássio e outros, acompanham os ciclos do carbono e do nitrogênio.

9.7 – Ecossistemas Naturais e Agroecossistemas

Todo ecossistema apresenta *fatores limitantes*, que são quaisquer fatores ambientais que existam em grau abaixo do ótimo, impedindo com isso o organismo de alcançar plenamente seu *potencial biótico*. Este potencial também é conhecido como *taxa intrínseca de crescimento natural* e correspondente ao crescimento máximo em condições ótimas de espaço, quantidade de alimento, temperatura e outros fatores, e na ausência de influências restritivas de outras populações de predadores, parasitas, competidores e patógenos.

Serão citados a seguir os principais ecossistemas terrestres. Dos pólos em direção ao equador, encontram-se oito grandes formações vegetais. A *tundra* corresponde à zona de vegetação situada além do limite norte das árvores; seu solo não degela mais do que alguns decímetros, e existe uma zona profunda, permanentemente gelada, chamada permafroste. A vegetação da tundra é formada de arbustos anões, de turfeiras, de musgos do gênero *Sphagnum*, de tapetes de musgos e líquens. A fauna é pobre e fortemente adaptada ao frio. O boi-almiscarado, a rena, a raposa polar são alguns dos exemplos da fauna.

A *taiga* é uma floresta de coníferas, a mais vasta do mundo. É habitada por veados, alces, ursos, lobos e diversas aves.

A *floresta temperada de folhas caducas* anteriormente cobria grande parte da Europa, e pode-se ter uma idéia do seu aspecto pelo que resta da floresta de Fontainebleau, na França. As árvores dominantes eram o carvalho e a faia.

Os *desertos* são regiões em que o índice pluviométrico é inferior a 100 ml/ano. Sua vegetação é muito rarefeita e compreende essencialmente plantas que podem florir e frutificar em algumas semanas, por ocasião das raras chuvas.

As *estepes* são formações herbáceas das regiões cujo clima tem períodos de seca prolongados. Formam as pradarias da América do Norte e as terras negras da Rússia. As gramíneas dominam a vegetação da estepe, com plantas de raízes muito desenvolvidas para a busca de água em grandes profundidades. Cão-da-estepe, hamster, antílope, asno e cavalo selvagens são animais característicos das estepes.

As *savanas* vêm depois das estepes, na direção do Equador, onde o clima se torna úmido. As gramíneas vêm juntar-se algumas árvores, como o baobá, as palmeiras e as acácias na África, os cactos na América, os eucaliptos na Austrália. A fauna é rica em grandes herbívoros – girafa, zebra, gazela e avestruz.

A *floresta densa equatorial*, ou *floresta pluvial*, ocupa as regiões onde a temperatura é constante durante o ano todo e a pluviosidade elevada é distribuída igualmente durante esse mesmo período. A vegetação é muito rica em espécies de árvores que atingem alturas impressionantes, as plantas epífitas como orquídeas e samambaias são abundantes. São freqüentes os macacos, preguiças, insetos e mais raros os animais que andam no chão, como o hipopótamo e outros.

Existem as formações secundárias, decorrentes de uma transformação progressiva das biocenoses, que passam da fase pioneira a uma fase final ou fase clímax através de uma série evolutiva cujos elementos se sucedem em uma ordem bem determinada. As formações que aparecem nestas condições são as chamadas primárias. As modificações climáticas, geológicas ou outras acarretam o aparecimento de formações secundárias cujo termo final é disclímax ou paraclímax, muitas vezes diferentes do clímax original.

Os *agroecossistemas* resultam da transformação mais importante do meio, que é a realizada pelos campos cultivados: o exemplo típico é o campo de trigo. O ecossistema “campo cultivado” diferencia-se das formações naturais porque o homem tende a torná-lo monoespecífico: a plantação “ideal” é protegida contra as ervas daninhas ou plantas invasoras e os animais mais nocivos. Esta simplicidade explica a vulnerabilidade dos campos cultivados.

As pastagens são formações seminaturais ou inteiramente artificiais. Na maioria das vezes, aí se encontram numerosas espécies animais e vegetais. Além disso, são formações permanentes ou semipermanentes, ao contrário dos campos cultivados, onde dominam as plantas anuais e onde a colheita deixa nua a superfície do solo durante uma parte do ano.

Sistema de cultivo é o modo de combinar fatores que possam assegurar a produção agrícola. Tradicionalmente, o homem limitava essa combinação de fatores ao plantio dos vegetais e à criação dos animais.

Mas, progressivamente, com o desenvolvimento da agricultura, ele começou introduzir, cada vez mais, fatores artificiais como a fertilização, a irrigação, o plantio de pastagens e outros. Há quem tenha proposto, inclusive, a classificação dos sistemas de cultivo em função da produção de fatores naturais ou artificiais que o homem utiliza no campo para obter uma produção agrícola. O raciocínio é análogo para o sistema de criação e de exploração florestal.

O sistema de produção é o resultado de uma combinação de fatores que o agricultor articula na escala de sua propriedade agrícola, em função de seus objetivos e de seus meios. Caracteriza-se, e de certa forma é também imposto, por uma dada ocupação espacial da propriedade, pela disponibilidade de mão-de-obra e de capital, que constituem, de fato, a estrutura da propriedade. Assim, cada propriedade agrícola possui um sistema próprio de produção, que é resultante dessa combinação de fatores, e, nesse sentido, o sistema de produção é um conjunto de práticas dotadas, cada uma delas, de características próprias de eficácia técnica, biológica e econômica.

A agricultura *stricto sensu* é a exploração da terra conduzida pelo homem com o objetivo de obter produtos animais e vegetais que são úteis para sua alimentação e seu modo de vida. Os problemas que a prática da agricultura colocaram e colocam para o homem foram e vêm sendo resolvidos empiricamente pelos agricultores; mais recentemente tem-se observado a busca de uma compreensão das interações existentes entre a produção animal e/ou vegetal, os fatores do meio e as técnicas agrícolas. Diante da necessidade de aumentar esta produção para sanar a fome animal, a ecologia não pode ocupar o espaço de “ciência do não”, ou seja, abordar apenas o aspecto de preservação, mas deve propor a conservação do ambiente. Isto significa apresentar subsídios para que, mesmo nos agroecossistemas, sejam desenvolvidos manejos e práticas que facultem a conservação do solo, das águas subterrâneas, das microbacias, do ar e de outros recursos naturais.

9.8 – Ecossistemas Aquáticos

A água é um recurso renovável, e os oceanos são os principais reservatórios de água na Terra, pois, como já se disse, cerca de 97% da água existente na Terra é água do mar, e apenas 3% são de água doce. Em se tratando de água, os fatores limitantes são:

1. Temperatura: A densidade é maior a 4°C, o que evita que os la-

gos, ao congelarem, se solidifiquem por completo. Altas concentrações de sais provocam a inversão da curva de temperatura, acarretando a diminuição da temperatura, isto é, em máxima densidade a temperatura da água passa para níveis inferiores a 0°C. As partículas em suspensão na água aumentam sua densidade; assim, rios barrentos penetram pelo fundo de lagos claros, como se não houvessem saído do leito antigo.

A conseqüência mais importante de temperatura para a vida de um ambiente aquático é a estratificação térmica. Esta inicia-se com o aquecimento da água superficial, ocorrendo ou não a distribuição deste calor às camadas mais profundas. Sabe-se que a água apresenta máxima densidade a 3,94°C, e variações abaixo ou acima deste valor tornam a água menos densa. A variação de salinidade afeta igualmente a densidade da água, como se pode observar na tabela abaixo:

Salinidade (g/l)	Densidade a 4°C
0	1,00000
2	1,00169
10	1,00818
35	1,02822

Quando se verifica uma quebra da estratificação (vento forte, resfriamento), acontece, concomitantemente, a homogeneização térmica de toda a coluna. A este fenômeno, dá-se o nome de "circulação". Ambientes aquáticos em regiões diferentes apresentam padrões de circulação também distintos. É preciso considerar ainda que podem registrar-se mudanças no padrão apresentado por um ambiente de ano para ano.

2. **Transparência:** A penetração da luz pode ser limitada pelos materiais em suspensão, que reduzem a zona fotossintética. Por conseguinte, a turbidez da água constitui um fator limitante de grande importância. A turbidez pode ser medida com um instrumento simples chamado disco de Secchi, um disco branco de aproximadamente 20 cm de diâmetro, preso a um chumbo que pode ser mergulhado na água desde a superfície até que desapareça. A profundidade do desaparecimento visual se transforma na transparência do disco de Secchi. Atualmente existem aparelhos mais modernos, que permitem dados mais sensíveis em relação à penetração da luz; entretanto, o disco de Secchi continua sendo considerado um instrumento útil pelos profissionais que estudam os corpos de água.

3. Correnteza: Quando a água é “densa”, a ação direta da correnteza constitui um fator limitante de grande importância, sobretudo nos rios, determinando, em geral, a distribuição dos gases vitais, dos sais e dos pequenos organismos.

4. Gases: Ao contrário dos ambientes marinhos, as concentrações de oxigênio e de dióxido de carbono são limitantes em meios de água doce. Assim, fatores como oxigênio dissolvido (OD), demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) são fatores indicativos de poluição e contaminação, dependendo do agente poluidor.

5. Organismos: Em primeiro lugar, os organismos serão classificados de acordo com nichos principais, com base na posição que ocupam na cadeia alimentar e no fluxo de energia: os *autótrofos* (produtores) são as plantas verdes e os microorganismos quimiossintéticos; os *agótrofos* (macroconsumidores) classificam-se em primários, secundários, etc., ou em herbívoros, predadores, parasitas; os *sapróbios* (microconsumidores ou decompositores) são classificados de acordo com a natureza do substrato orgânico decomposto. Dentro desses níveis tróficos é interessante observar as espécies que atuam como dominantes principais.

Em segundo lugar, os organismos da água podem ser classificados de acordo com a forma de *habitat* de vida: *bentos* são organismos que permanecem no fundo ou vivem nos sedimentos do fundo; *perifítons* são organismos (animais ou vegetais) fixados nos talos ou nas folhas de plantas enraizadas, ou que aderem a eles ou a outras superfícies acima do fundo; *plânctons* são organismos flutuantes cujos movimentos dependem mais ou menos das correntezas; *néctons* são organismos flutuantes capazes de nadar por movimentos próprios, por exemplo, peixes, anfíbios, grandes insetos nadadores e outros; *néustons* são organismos que permanecem ou nadam na superfície.

A parte da ecologia dedicada ao estudo das *águas continentais* denomina-se *limnologia*. Essas águas, embora sejam afetadas pelos ecossistemas adjacentes, conservam suas características próprias. Podem ser agrupadas em duas classes: águas dormentes e águas correntes.

As *águas dormentes* constituem sistemas lésticos, em que as águas são de duração, extensão e profundidade variadas. Podem ser límpidas ou lodosas, como os lagos e lagoas.

Nos lagos, lagoas ou tanques, distinguem-se três zonas: a zona litoral, região das águas em que a penetração de luz se faz até o fundo, ocupada por plantas enraizadas; zona limnética, zona de água aberta que se estende até a profundidade de penetração de luz dita nível de

compensação, que é a profundidade onde a fotossíntese compensa a respiração; zona profunda, que é a área do fundo ou de água profunda.

As *águas correntes* são aquelas que se caracterizam pela velocidade da correnteza, limpidez e conteúdo de oxigênio, por exemplo, os rios, córregos e riachos.

As águas das chuvas que se infiltram no solo formam as águas subterrâneas ou lençóis freáticos, de grande importância, porque constituem o último recurso para uso doméstico, industrial e urbano, quando as águas superficiais se encontram em estado impróprio para esses fins. As águas das chuvas podem reaparecer na forma de fontes, dando origem a cursos d'água, longos ou curtos, ricos ou não em minerais essenciais à vida, que descem em direção ao mar.

Os problemas da vida nas águas correntes são bem diferentes dos das águas lânticas, já que nas águas correntes o ser vivo tem que evitar ser arrastado e manter-se relativamente parado. As águas correntes são consideradas os ecossistemas mais utilizados pelo homem como fonte de água, meio de transporte e meio de despejo de resíduos e alimento.

Os rios formam um sistema de ligação entre os ecossistemas terrestres e os oceanos. A chuva lava a superfície da terra e leva o material orgânico e o inorgânico para os rios. Com isto, a composição química da água, a cada momento, no mesmo local, pode ser diferente. Em consequência, a comunidade planctônica somente se estabelece em locais de correntezas brandas. Assim, o ecossistema de águas correntes é altamente dependente dos detritos produzidos nos ecossistemas terrestres marginais.

A comparação de um rio com um lago pode proporcionar um excelente estudo ecológico, isto é, um estudo que põe princípios importantes em evidência. Em termos gerais, as diferenças entre águas correntes e lânticas são: a) a correnteza é mais um fator dominante e limitante nos rios; b) a interação água-terra, ou seja, a ação do solo sobre as condições da água, é relativamente maior nos rios, principalmente nos ambientes mais abertos e no tipo de metabolismo da comunidade heterótrofa; c) a quantidade de oxigênio é geralmente mais uniforme nos rios, onde há pouca ou nenhuma estratificação térmica ou química.

Muitas das considerações citadas acima para a água doce são válidas para os meios oceânicos. O meio marinho é povoado em toda a sua espessura, podendo, porém, conter diversas zonas de povoamento. A *zona nerítica* corresponde às águas que repousam sobre a plataforma continental até 200 metros de profundidade. Suas características são muito variáveis, o que se deve à contribuição recebida do continente; o povoamento dessa zona é abundante e diversificado. A *zona oceânica*

está situada ao largo da plataforma continental; suas águas têm características mais constantes e seu povoamento não é tão rico.

A divisão no sentido vertical do meio oceânico faz distinguir o *meio pelágico* – só de água – de um *meio benthico*, ou de seres vivos localizados no fundo ou na sua proximidade imediata. No mar penetram muitas substâncias resultantes da utilização de materiais e da produção de energia pela sociedade humana, das quais os defensivos agrícolas e as substâncias radioativas são alguns exemplos, e sua concentração poderá produzir conseqüências indesejáveis, como a contaminação dos alimentos de origem marinha.

Para compreender a distribuição e a abundância dos poluentes no oceano e para prever a distribuição e a quantidade destes no futuro, é necessário conhecer as vias, os depósitos e as reações da substância que atua como poluente. Para cada uma delas, há muitos componentes vivos e inertes do meio marinho a serem considerados. É necessário examinar as principais vias de transporte dos materiais desde o continente até o oceano, comparar os fluxos de materiais naturais e poluidores ao longo das vias, examinar as medidas necessárias para formular modelos de balanço de massas que permitam descrever as distribuições e os fluxos naturais dos poluentes no ambiente e aplicar as técnicas adequadas a reconstruir a história das atividades poluidoras do homem de modo a relacionar as concentrações oceânicas presentes e passadas com os fluxos presentes e passados.

Por força do grande volume de água, o homem espera que, nos mares, as correntezas e as marés sejam capazes de misturar e diluir em alta velocidade os poluentes. As poluições dos oceanos e mares e seus efeitos adversos vêm alcançando proporções alarmantes em todo o mundo, mesmo em áreas remotas e pouco freqüentadas. O Mar Báltico é provavelmente a região marinha mais poluída.

9.9 – Manejo de Ecossistemas e Estudo de Impacto Ambiental

Diversas concepções estratégicas do meio vêm orientando implícita ou explicitamente as ações humanas, com graves conseqüências em alguns casos. Assim, uma abordagem apenas “economicista” compreenderia o meio ambiente como recurso natural, entendendo a natureza como totalmente dominada ou dominável e disponível para exploração e transformação pelo homem, visando produção e lucro. Uma abordagem “preservacionista”, ao contrário, desvincularia a natureza do so-

cial, pois quase tudo deveria ser mantido como está, sem uso. O ideal são planos diretores de áreas urbanas e rurais nos quais ocorra zoneamento de áreas preservadas, de áreas conservadas (de manejo) e de áreas para outros usos pelo homem, havendo sempre preocupação em se manter o equilíbrio ecológico das mesmas. Afinal, a ação ecológica poderá cair em descrédito na sociedade se esta for levada a pensar que o que se propõe é uma desvinculação entre a natureza e o social, mantendo-se a natureza em estado primitivo de equilíbrio (preservação), sem prever uma ação ou manejo do homem (conservação).

O documento redigido na antiga Gerência de Estudos de Impactos Ambientais, pela Divisão de Avaliação de Impacto Ambiental, por solicitação do DAEE, apresenta, em sua página 2, o conceito de conservação como equivalente ao de preservação, afirmando ainda que

“a conceituação utilizada na legislação ambiental brasileira explica claramente esta posição (posições extremas que refletem uma postura comum frente à relação homem-natureza, onde o meio ambiente é totalmente identificado com o sistema natural, e desvinculado da sociedade). Na Política Nacional do Meio Ambiente, este é compreendido como o conjunto de condições, leis, influências e interações de ordem física, química e biológica, que permite, abriga e rege a vida em todas as formas. Na legislação do Estado de São Paulo, o meio ambiente é implicitamente definido através de seus elementos componentes: as águas, o ar e o solo”.

A ação do homem sobre a natureza deve ser analisada a partir da sua necessidade de sobrevivência, não apenas como a de um ser social ou que vive somente em certas condições imediatistas, sem consideração das mesmas a médio e a longo prazo.

No entanto, apesar do preceito segundo o qual tudo o que vive merece respeito, o fato é que já muitas espécies de seres vivos desapareceram, e assim nunca se saberá se elas poderiam ter sido úteis ou não. Os bisões aproveitavam ao máximo a pradaria norte-americana, antes da invasão dos brancos, que vieram despejar sobre o território dos índios os excedentes demográficos da Europa do século XIX.

Outro exemplo mais recente é a colonização da Amazônia através da agropecuária, que tem demonstrado ser um tipo de colonização que não conserva os recursos naturais renováveis.

Impacto ambiental define-se como a alteração, positiva ou negativa, na saúde e no bem-estar do homem – inclusive o bem-estar dos ecossistemas de que depende a sobrevivência do homem –, que resulta de um efeito ambiental e está relacionado à diferença entre a qualidade do meio ambiente “com” ou “sem” a mesma ação [Munn (1975)]. A

avaliação de impacto ambiental² é uma atividade destinada a identificar e prever os impactos sobre o ambiente e sobre a saúde e bem-estar do homem, alterado por leis, políticas, programas, projetos e procedimentos operacionais, e a interpretar e comunicar informações acerca desses impactos.

Segundo Pnuma (1978) a avaliação de impacto ambiental consiste em identificar, prever e descrever, em termos apropriados, os prós e contras, penalidade e benefícios, de um desenvolvimento proposto. Para ser útil, a avaliação deve ser divulgada em termos compreensíveis para a comunidade e os tomadores de decisão. Já o Instituto Battelle (1973) definiu a avaliação de impacto ambiental como uma avaliação de todos os efeitos ambientais e sociais relevantes, resultantes da implementação de um projeto. Segundo Clark *et alii* (1981), essa avaliação deve ser entendida como o exame sistemático das consequências de projetos, políticas e planos, com o principal objetivo de fornecer a quem decide o conjunto das implicações de ações alternativas, antes que a decisão se faça.

No caso brasileiro, a Política Nacional do Meio Ambiente introduz a noção da avaliação de impacto ambiental prevendo a competência do Conama para a solicitação deste tipo de estudo:

"Incluir-se-ão entre as competências do Conama: (...) II - determinar, quando julgar necessário, a realização de estudos das alternativas e das possíveis consequências ambientais de projetos públicos ou privados, requisitando aos órgãos federais, estaduais e municipais, bem como a entidades privadas, as informações indispensáveis ao exame da matéria" (Art. 8º, Lei Federal nº 6.938, de 31 de agosto de 1981).

Todo o projeto deve apresentar uma visão integrada e global, na qual ficarão evidenciados os impactos que causará sobre o ambiente, os esclarecimentos sobre a necessidade de sua execução e a manifestação da opinião pública.

Bibliografia

ACADEMIA DE CIÊNCIAS DO ESTADO DE SÃO PAULO.
Glossário de Ecologia. São Paulo, CNPq/Aciesp, 1987.

² A avaliação de impactos ambientais é tema específico do artigo de Alessandra Magrini que integra esta coletânea (nota do organizador da edição).

- ANDREWS, R. N. *Approaches to impact assessment: comparison and critique*. Ann Arbor, Michigan, Jun 1973 (Paper presented in a short course on Impact Assessment in Water Resources Planning).
- ATKINS, R. *Method for environmental impact assessment: a comparative study of six EIA methods with the decision process used in a storm-water balancing lake development*. 1980 (Dissertação de mestrado).
- BATTELLE, C. D. N. *The selection of projects for environmental impact statements*. Commission of the European Communities, Environment and Consumer Protection Service, Brussels, 1978.
- BATTELLE, C. D. N. *et alii*. Environmental evaluation system for water resource planning. *Water Resources Research*, 9: 523-535, 1973.
- CHARBONNEAU, J. P. *et alii*. *Enciclopédia de ecologia*. São Paulo, Edusp, 1979.
- CLARK, R., CHAPMAN, K. e BISET, R. *Environmental impact assessment: a critical review*. London, DOW Research Department of the Environment, 1981 (Report nº 30).
- CLOUDSLEY-THOMPSON, J. L. *Microecologia*. São Paulo, Edusp, 1976 (Coleção Temas de Biologia, 2).
- COUTINHO, L. M. *Fitogeografia do Brasil*. – Escritos e Documentos, (19). São José do Rio Preto, IBILCE, 1981.
- ELTON, G. *Animal Ecology*. 2ª ed., New York, The Macmillan Co., 1927.
- GOLLEY, F. B. *et alii*. *Ciclagem de minerais num ecossistema de floresta tropical úmida*. São Paulo, Edusp/EPU, 1978.
- HUTCHINSON, G. E. *A treatise on Limnology*. New York, John Wiley & Sons, Inc., 1957, v. I.
- LINDEMAN, R. L. *Seasonal food-cycle dynamics in a senescent lake*. *American Midland Naturalist*, 26: 636-677, 1941.
- MELLANBY, K. *Biologia da Poluição*. São Paulo, Edusp/EPU, 1982 (Coleção Temas de Biologia).
- MARGALEF, R. *Ecologia*. Barcelona, Ediciones Rega, 1974.
- ODUM, E. P. *Fundamentos de ecologia*. 3ª ed., Lisboa, Fundação Calouste Gulbenkian, 1971.
- SOLOMON, M. E. *Dinâmica de populações*. São Paulo, Edusp/EPU, 1981 (Coleção Temas de Biologia, 3).