

Carvão e Meio Ambiente

Centro de Ecologia

da Universidade Federal
do Rio Grande do Sul



Editora
da Universidade

Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Carvão e meio ambiente é fruto da colaboração de inúmeros grupos de trabalho da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, tendo contado com pesquisadores de outras instituições com o objetivo de estudar os efeitos da exploração e do uso do carvão sobre o meio ambiente, na Região Carbonífera do baixo Jacuí, no Rio Grande do Sul.

A Região, nos seus aspectos ambientais e sociais, é tratada de modo global na primeira parte do livro, que relata sobre a geologia, o clima, os solos, a vegetação e as características demográficas, econômicas e jurídico-políticas.

A partir da descrição geral busca-se uma síntese dos aspectos ambientais e socioeconômicos, visando analisar a sustentabilidade econômica e ambiental da exploração e do uso do carvão.

Estudos sobre as conseqüências da queima do carvão, na atmosfera local, no solo e na água, são abordados nos tópicos ligados ao meio físico. Especial atenção

está voltada para a recuperação de áreas mineradas e com sugestões para os tomadores de decisão quanto ao monitoramento e ao gerenciamento ambiental.

Animais e plantas foram alvo de estudos específicos com objetivo de identificar indicadores dos impactos de atividades carboníferas sobre os organismos vivos, bem como os aspectos relacionados à saúde pública.

A organização social da região e seu engajamento na melhoria do ambiente ocorreram através de estudos sobre as ações de educação ambiental promovidas por escolas e associações comunitárias.

Quer pela caracterização geral da região, quer pelos estudos específicos, *Carvão e meio ambiente* trata de forma aprofundada e original os mais diversos tópicos associados à problemática da exploração e do uso do carvão e suas conseqüências sobre o meio físico, os organismos vivos e a sociedade.

Carvão e Meio Ambiente

Centro de Ecologia

da Universidade Federal
do Rio Grande do Sul



Editora
da Universidade

Universidade Federal do Rio Grande do Sul

RESERVA TÉCNICA
Editora da UFRGS

© dos autores
1ª edição: 2000

Direitos reservados desta edição
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Capa: Paulo Antonio da Silveira
Foto da capa: Geraldo Mario Rohde
Editoração eletrônica: William Wazlawik
Toni Peterson Lazaro
Fernando Piccinini Schmitt

C397c Centro de Ecologia/UFRGS
Carvão e meio ambiente/ Centro de Ecologia/UFRGS. – Porto Alegre : Ed. Universidade/UFRGS, 2000.

1. Carvão – Meio ambiente. I. Título.

CDU 622.33:634.0.11

Catálogo na publicação: Mônica Ballejo Canto – CRB 10/1023

ISBN 85-7025-563-2

CARV
C 332

Carvão

e Meio Ambiente

RESERVA TÉCNICA
Editora da UFRGS



**UNIVERSIDADE
FEDERAL DO RIO
GRANDE DO SUL**

Reitora

Wrana Maria Panizzi

Vice-Reitor

Nilton Rodrigues Paim

Pró-Reitor de Extensão

Luiz Fernando Coelho de Souza

EDITORA DA UNIVERSIDADE

Diretor

Geraldo F. Huff

CONSELHO EDITORIAL

Anna Carolina K. P. Regner

Christa Berger

Eloir Paulo Schenkel

Georgina Bond-Buckup

José Antonio Costa

Livio Amaral

Luiza Helena Malta Moll

Maria da Graça Krieger

Maria Heloisa Lenz

Paulo G. Fagundes Vizontini

Geraldo F. Huff, presidente



Editora da Universidade/UFRGS • Av. João Pessoa, 415 - 90040-000 - Porto Alegre, RS - Fone/fax (51) 224-8821, 316-4082 e 316-4090 - E-mail: editora@orion.ufrgs.br - <http://www.ufrgs.br/editora> • **Direção:** Geraldo Francisco Huff • **Editoração:** Paulo Antonio da Silveira (coordenador), Carla M. Luzzatto, Cláudia Bittencourt, Maria da Glória Almeida dos Santos, Najára Machado • **Administração:** Julio Cesar de Souza Dias (coordenador), José Pereira Brito Filho, Laerte Balbinot Dias, Norival Hermeto Nunes Saucedo • **Apoio:** Idalina Louzada, Laércio Fontoura.

INTEGRAÇÃO DOS ESTUDOS ATRAVÉS DE UMA ABORDAGEM (SOCIO)ECONÔMICO-AMBIENTAL

Edison Dausacker Bidone
Zuleica Carmem Castilhos
Teresinha Guerra

INTRODUÇÃO

Dos Objetivos

A finalidade deste trabalho foi a de desenvolver metodologia para integrar os estudos realizados, no âmbito do Projeto “ENERGIA E MEIO AMBIENTE: a questão do carvão no Rio Grande do Sul”, a partir de uma abordagem (socio)econômico-ambiental dos Objetivos Gerais propostos:

“a) Desenvolver a base científica para a inserção da componente ambiental no processo de desenvolvimento, embasado numa abordagem transdisciplinar do programa termo-carbonífero do Rio Grande do Sul, que contemple o paradigma holístico.

b) Compatibilizar teorias e técnicas desenvolvidas em diferentes disciplinas, visando instrumentalizar ações integradas no uso sustentado do espaço e fundamentar alternativas de decisão política de gerência ambiental.

c) Formar recursos humanos, através da implementação de um Curso de Pós-Graduação (“*strictu sensu*”) em Ciências Ambientais, formando profissionais com treinamento em métodos, técnicas e abordagens interdisciplinares.”

A inclusão, em nossos título e texto, do termo (SOCIO) é para salientar que, como veremos, no método de integração proposto, a avaliação social - em conjunção com as avaliações ecológica e econômica - forma a base da análise do mérito e da sustentabilidade de diagnósticos, planos, programas, projetos, etc., voltados ao desenvolvimento.

Uma abordagem (socio)econômico-ambiental para a integração dos estudos, justifica-se porque atende, operacionalmente - é o que queremos demonstrar e, na seqüência, testar -, aos cinco níveis dos “desejos” expressos pelos Objetivos Gerais do

Projeto, os quais requerem uma introdução que, na medida de sua complexidade, seja a mais objetiva possível.

a) Desenvolver a base científica para a ⁽²⁾ **inserção da componente ambiental** no ⁽¹⁾ **processo de desenvolvimento**, embasado numa ⁽⁴⁾ *abordagem transdisciplinar* do programa termo-carbonífero do Rio Grande do Sul, que contemple o ⁽⁶⁾ *paradigma holístico*.

b) Compatibilizar teorias e técnicas desenvolvidas em diferentes disciplinas, visando ⁽³⁾ **instrumentalizar ações** integradas no ⁽¹⁾ **uso sustentado** do espaço e ⁽³⁾ **fundamentar alternativas de decisão política de gerência ambiental**.

c) ⁽⁵⁾ Formar recursos humanos, através da implementação de um Curso de Pós-Graduação (*“strictu sensu”*) em Ciências Ambientais, formando profissionais com treinamento em métodos, técnicas e abordagens interdisciplinares.

⁽¹⁾ O primeiro nível corresponde aos termos “carros-chefe” (i.e., Marco Conceitual) dos Objetivos Gerais do Projeto, **“processo de desenvolvimento”** e **“uso sustentado”**, os quais serão definidos e discutidos a seguir neste Capítulo. A sua abordagem operacional (teórica e prática) se dá, conforme veremos, essencialmente no âmbito do que se convencionou chamar Economia Ambiental ou Ecológica (Costanza, 1991).

⁽²⁾ O segundo nível - **“inserção da componente ambiental no processo de desenvolvimento”** - requer uma (re)visita às relações entre Economia & Meio Ambiente, a fim de que possamos estabelecer às bases teóricas da estrutura metodológica (i.e., justificativas das práticas a serem utilizadas na estrutura metodológica), a ser aqui proposta e testada, para a operacionalização do conceito de “desenvolvimento sustentável” na abordagem de integração dos estudos.

⁽³⁾ O terceiro nível - **“instrumentalizar ações integradas no uso sustentado do espaço e fundamentar alternativas de decisão política de gerência ambiental”** - é essencialmente prático (i.e., operacional), e seus termos requerem uma (re)visita ao conceito de “Gerência (ou, melhor, Gestão) Ambiental” para, então, apresentarmos a estrutura metodológica aqui desenvolvida e utilizada (testada) na abordagem de integração dos estudos.

Os níveis ⁽⁴⁾ - *“abordagem transdisciplinar que contemple o paradigma holístico* - e ⁽⁵⁾ - *“formar recursos humanos”* - certamente encontrarão, na estrutura metodológica aqui desenvolvida e utilizada, elementos interessantes à serem considerados.

Sobre o Significado de “Desenvolvimento Sustentável”

Bellia (1996), abordando o “desenvolvimento sustentável”, nos oferece, além de discutir o problema do significado, algumas interessantes variantes sobre estes temas (i.e., “desenvolvimento” e (ou, com) “sustentabilidade”).

As vezes nos referimos a “desenvolvimento”, outras vezes a “desenvolvimento sustentável”, ainda outras à “sustentabilidade”, algumas vezes à “capacidade de suporte”, e assim sucessivamente. Mas... o que quer dizer, de fato, “desenvolvimento sustentável”, quando uma atividade é “sustentável” (e quando não o é)?

O problema é próprio da junção de um substantivo (“desenvolvimento”) com um adjetivo (“sustentável”), este sempre representando um juízo de valor próprio de cada indivíduo e, portanto, não quantificável. É por isso que tanto Pezzey (1989), como Pearce *et al.* (1989), incluem em seus trabalhos apêndices com uma galeria composta por

dezenas de conceitos e de definições de “desenvolvimento sustentável”: como não é quantificável, cada um tem o direito de emitir o “seu próprio conceito”, e/ou adaptá-lo conforme suas necessidades, até mesmo para casos estritamente particulares.

Os significados das palavras “desenvolvimento” e “sustentável”, segundo o “Novo Dicionário da Língua Portuguesa” de Aurélio Buarque de Holanda Ferreira (1ª edição, 15ª reimpressão, 1987), são os seguintes (os números são os mesmos utilizados pelo dicionarista para separar os significados):

“*desenvolvimento* - ... 2. Adiantamento, crescimento, aumento, progresso. 3. Estágio econômico, social e político de uma comunidade, caracterizado por altos índices de *rendimento* dos fatores de produção, i. é., os recursos naturais, o capital e o trabalho. ...”. Segundo o mesmo dicionário, “*rendimento*” tem um duplo significado, para os fins que nos interessam: “...3. O total das importâncias recebidas, por pessoa física ou jurídica, durante certo período, como remuneração ... 4. Lucro, produto, juro. 5. Eficiência relativa no desempenho de determinada função ou tarefa; produtividade; ... 6. Aproveitamento relativo de força ou energia: ...”

Observe-se que, usando os conceitos de rendimento expressos nos significados 3 e 4 o “desenvolvimento” pode significar altas rendas monetárias, sem qualquer compromisso com a eficiência no uso dos fatores de produção (o que é fácil nas empresas monopolistas, por exemplo). Tal eficiência, contudo, estaria perfeitamente contida no conceito de “desenvolvimento” se, para ele, existissem apenas os conceitos 5 e 6.

“*sustentável* - Que se pode sustentar”. Este único significado exige que nos reportemos a “*sustentar*”, palavra que, segundo o mesmo dicionarista, tem, entre muitos outros, os seguintes: “...1. ..., impedir que caia, suportar, apoiar, 5. Conservar, manter: 10. Proteger, favorecer, auxiliar. ... 13. Estimular, iniciar, instigar, ... “. Neste caso, deve-se observar que “sustentável” tanto pode significar uma posição estática (significados 1; 5 e parte do 10), como uma posição dinâmica e positiva (parte dos significados n°s 10 e 13).

Na medida em que a expressão “desenvolvimento sustentável” já está consolidada como referida preferencialmente aos problemas ambientais, o melhor significado econômico, aparentemente, seria aquele que reunisse a eficácia do *uso do fator de produção recursos naturais* (como “desenvolvimento”), com sua *estimulação* (da eficácia) como meta, mas, no mínimo, com a conservação do fator recursos naturais (como “sustentável”).

A nós, abstraindo o significado da palavra “eficaz” (que será discutida na sequência), parece que uma das definições que mais se ajusta a tais condições é a emitida por Goodland (1989) que, praticamente, dispensa o adjetivo “sustentável” ao atribuir ao substantivo “desenvolvimento” a necessidade de eficácia no uso do meio ambiente:

“Crescimento: se refere à expansão das escalas das dimensões físicas do sistema econômico, ou seja, o incremento da produção econômica;

“Desenvolvimento: é o padrão das transformações econômicas, sociais e estruturais, através da melhoria qualitativa do equilíbrio relativo ao meio ambiente”.

Aparentemente, usando as galerias de definições apresentadas por Pezzey (1989) e Pearce *et al.* (1989), o primeiro a usar a expressão “desenvolvimento sustentável” foi Robert Allen (1980) *apud* Bellia (1996), no artigo “How to Save the World”, quando resumizava o livro “The World Conservation Strategy: Living Resource Conservation for Sustainable Development”, da International Union for the Conservation of Nature

and Natural Resources (IUCN), United Nations Environmental Program (UNEP), e World Wide Fund (WWF, antes denominada World Wildlife Foundation). Neste artigo, Allen define:

“*desenvolvimento sustentável* - é o desenvolvimento requerido para obter a satisfação duradoura das necessidades humanas e o crescimento (melhoria) da qualidade da vida” (pág. 23).

Mais famosos, entretanto, são os conceitos usados por Brundtland (1988), no Relatório da ONU intitulado “Nosso Futuro Comum”, principalmente pelas características de ampla divulgação que o Relatório recebeu. Diz o Relatório:

(a)... tipo de desenvolvimento capaz de manter o progresso humano não apenas em alguns lugares e por alguns anos, mas em todo o planeta e até um futuro longínquo. Assim, o “desenvolvimento sustentável” é um objetivo a ser alcançado não só pelas nações em desenvolvimento”, mas também pelas industrializadas (pág. 4).

(b) O desenvolvimento sustentável é aquele que atende às necessidades do presente sem comprometer a possibilidade de as gerações futuras atenderem suas próprias necessidades. Ele contém dois conceitos-chave:

- o conceito de “necessidades”, sobretudo as necessidades essenciais dos pobres do mundo, que devem receber a máxima prioridade;

- a noção das limitações que o estágio da tecnologia e da organização social impõem ao meio ambiente, impedindo-o de atender às necessidades presentes e futuras (pág. 46).

(c) Obviamente, o crescimento e o desenvolvimento econômicos produzem mudanças no ecossistema físico (pág. 48).

(d) No mínimo, o desenvolvimento sustentável não deve pôr em risco os sistemas naturais que sustentam a vida na Terra: a atmosfera, as águas, os solos e os seres vivos (pág. 48).

(e) ... a terra não deve ser deteriorada além de um limite razoável de recuperação. No caso dos minerais e dos combustíveis fósseis, é preciso dosar o índice de esgotamento e a ênfase na reciclagem e no uso econômico, para garantir que o recurso não se esgote antes de haver bons substitutos para ele (pág. 49).

Um conceito emitido por Barbier (1987) se preocupa com os pobres da nossa geração:

- “... o conceito de desenvolvimento econômico sustentável aplicável ao Terceiro Mundo ... se refere diretamente ao incremento do padrão de vida material dos pobres que estão ao “nível do chão”, onde pode ser medido quantitativamente em termos do incremento da oferta de alimentos, rendas reais, serviços educacionais, cuidados com a saúde, saneamento e abastecimento de água, estoques de emergência de alimentos e de recursos financeiros, etc., e também indiretamente no que concerne ao crescimento econômico do produto agregado, geralmente nacional (PIB). Em termos genéricos, o objetivo primário é reduzir a pobreza absoluta dos pobres do mundo, provendo duradouros e seguros bens vitais para que se minimize o depauperamento dos recursos, a degradação ambiental, as rupturas culturais e a instabilidade social (pág. 103)”.

Já o Centro Nacional para o Desenvolvimento Sustentado das Populações Tra-

dicionais (CNPT) do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), resolveu emitir sua definição, a partir do conceito de Goodland (cf. visto anteriormente), apropriada ao caso dos povos que vivem nas “Reservas Extrativistas”. Preocupado em não permitir que as atividades de apoio a estas populações venham a contribuir com a destruição de suas culturas e conhecimentos, diz o CNPT:

“Conceitua-se desenvolvimento sustentável para as populações tradicionais o processo de transformação no qual a exploração dos recursos, a direção dos investimentos, a orientação do desenvolvimento tecnológico e a mudança institucional se harmonizam, reforçando o potencial presente e futuro do meio ambiente suporte das atividades econômicas destas populações, a fim de melhor atender as suas necessidades e aspirações, respeitando a livre determinação sobre a evolução de seus perfis culturais”.

O Banco Mundial (World Bank, 1992, pág. 8, box 2), mais preocupado com uma definição de “desenvolvimento sustentável” que incluisse os benefícios e os custos, explica-o do seguinte modo:

“... No passado, os benefícios da atividade humana foram freqüentemente exagerados, enquanto os custos das perdas ambientais foram ignorados. ... Às vezes argumenta-se que os benefícios dos investimentos humanos são temporários, enquanto os benefícios de um meio ambiente imperturbado resta para sempre. Isto tem levado a que se advoque o uso de taxas de desconto baixas nas análises de projeto. Mas isto pode levar a mais danos (dirigindo os investimentos) ao invés de menos. A resposta não está ligada a uma baixa artificial das taxas de desconto, mas em assegurar que os benefícios de uma economia em expansão sejam reinvestidos. ... Baseando as políticas de desenvolvimento ambiental na comparação dos benefícios e dos custos, e numa cuidadosa análise macroeconômica, fortalecer-se-á a proteção ambiental e conduzir-se-á o bem estar ao crescimento e ao nível sustentável”.

DEFINIÇÃO ECONÔMICA DE “DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL” E CONDIÇÕES ÉTICAS

O conceito econômico e sua dependência

Sendo a Economia um ramo das Ciências Sociais, ela não prescinde, em qualquer de suas análises, da obediência a parâmetros éticos bem estabelecidos. Pearce *et al.* (1988), analisando o problema, partem do princípio que “desenvolvimento é um vetor de objetivos sociais desejáveis, que podem incluir:

- acréscimos da renda real per capita;
- melhoria das condições de saúde e nutrição;
- melhoria educacional;
- acesso a recursos;

- distribuição mais justa da renda;
- acréscimos nas liberdades básicas”.

Observa-se que os objetivos sociais listados por estes autores coincidem com a definição emitida por Barbier (1987), transcrita anteriormente. De todo modo, para que os objetivos persistam ao longo de um lapso de tempo indeterminado (o que caracterizaria a “sustentabilidade” dos objetivos), será necessário que o “*desenvolvimento sustentável seja, portanto, uma situação na qual o vetor de desenvolvimento, D, cresça, monotonicamente, ao longo do tempo, t, isto é: $dD/dt > 0$.*”

O uso do termo “sustentável”, entretanto, tende a nos induzir à adoção de um horizonte de tempo infinito, enquanto as tomadas de decisão, na prática, requerem um horizonte finito. Ao mesmo tempo, advertem Pearce *et al.* (1988), a definição dada não estabelece se o valor de dD/dt deve ser sempre positivo, para qualquer período de tempo considerado (o que eles chamam de *forte sustentabilidade*), ou, ao contrário, se apenas a tendência de dD/dt deve ser positiva (*fraca sustentabilidade*), ou seja, o valor presente dos benefícios deveria ser apenas positivo, pois a maximização deste valor presente, pela experiência, é consistente com a *não sustentabilidade*. É importante, aqui, lembrar que outros autores (World Bank, 1992; Summers, 1992) consideram, apenas, que os benefícios dos investimentos ambientais é que têm sido extremamente subestimados (os custos ambientais dos investimentos em produtos tangíveis também), o que tem deformado as análises econômicas (por mal feitas). Assim, concluem que a maximização do valor presente, se bem feita (incorporando os custos e benefícios ambientais), será consistente com a sustentabilidade.

De todo o modo, a sugestão de Pearce *et al.* (1988) é a de que a sustentabilidade seja definida como requerimento geral de um vetor que defina as características do desenvolvimento, crescente monotonicamente ao longo do tempo, onde os elementos a serem incluídos no vetor (e seus pesos relativos) estejam abertos ao debate ético, e o horizonte de tempo a ser considerado para a tomada de decisões seja similarmente determinado, à parte de acordos intergeracionais. Um debate ético desta natureza pode ser iluminado pela discussão de visões alternativas em ambas as questões (componentes que medirão o desenvolvimento e horizonte de tempo), mas não poderá ser resolvido de outra forma que não por um consenso, ele próprio essencialmente ético.

O estoque de capital

Conforme nos ensinam os conceitos básicos da economia, uma sociedade somente será progressiva (como sinônimo de desenvolvimento) se ela poupar parte de suas rendas para reposição do capital desgastado na produção e, ainda, fazê-lo crescer com o investimento da parte da parcela poupada. A sociedade estacionária é aquela que poupa exclusivamente o suficiente para repor o capital desgastado (cobertura da depreciação) e, a regressiva, é aquela cuja poupança é insuficiente até mesmo para repor o que se desgastou com a produção. Os conceitos somente são válidos se, ao mesmo tempo, contabilizarmos os dois tipos de capital: o capital feito pelo homem (KM) e o capital natural (KN).

Conservar o estoque de capital natural (EKN) é uma condição de sustentabilidade muito comumente expressa por autores ambientalistas, apesar das advertências da atual impossibilidade de fazê-lo com alguns dos recursos, tais como com os bens geológicos/minerais (não renováveis), em vista da tecnologia disponível (Daly, 1989). Com tal impossibilidade física, a tendência dos economistas (El Serafy, 1989 & 1991) tem sido imaginar que a exaustão de um recurso, por exemplo o carvão, deve ser compensada por outros investimentos que, quando da exaustão, gerem a mesma renda líquida. Isto permitiria que o conceito de sustentabilidade fôsse ampliado, estabelecendo-se o requisito de que o estoque de capital total ($EK = EKM + EKN$) seja crescente ou, no mínimo, constante ao longo do tempo.

O requisito sobre a exaustão dos recursos do modo preconizado por El Serafy, deve ser entendido de modo limitado (a um país, ou a uma região, p. ex.), pois numa visão planetária a exaustão pode estar muito longe ou muito perto de acontecer. À esta afirmativa, devem ser acrescentadas as possibilidades de substituição (tecnologias de fundo), o que já ocorre com a eliminação do chumbo na gasolina (paradoxalmente visando melhorar a qualidade do ar), sua substituição nos encanamentos por plástico flexíveis, etc.

Entretanto, pelo exposto até aqui, vê-se que a valoração do EKN não é uma tarefa muito fácil. Problemas como a multifuncionalidade dos recursos naturais precisam ser reconhecidos nas análises, especialmente para os bens de suporte à vida, cuja perda torna irrelevante o valor atual do uso. Neste caso, conservar o que temos (por pior que nos pareça), pode ser uma estratégia sensata para evitar tal risco (Pearce *et al.*, 1988).

Condições éticas

Segundo Pearce *et al.* (1988 & 1989), a conservação do EKN serve a metas que tem ampla aprovação, embora reconheçam que ela não é universal. O desenvolvimento sustentável é consistente com:

- a) justiça com os socialmente despojados (Equidade Intrageracional);
- b) justiça entre gerações (Equidade Intergeracional);
- c) aversão ao risco; e
- d) eficiência econômica.

a) Equidade Intrageracional.

A conservação do EKN, ou o seu crescimento, provavelmente serve ao propósito de justiça para com os mais pobres, tanto dentro das fronteiras de um país, como entre países num dado momento. Nos países em desenvolvimento, principalmente nos mais atrasados, a suprema dependência dos recursos naturais para a sobrevivência (biomassa como combustível; resíduos orgânicos não tratados, água em condições sanitárias deficientes, garimpos, etc.) conduzem à degradação e ao depauperamento ambiental, reduzindo as expectativas futuras de sobrevivência. Nos países ricos, a função de equidade da conservação do EKN é menos óbvia, pois, por exemplo, a incidência física da poluição (exposição a poluentes atmosféricos e da água, rejeitos sólidos e tóxicos, ruídos, etc) sempre aparece inversamente correlacionada com a renda, fazendo com que a

demanda por ativos ambientais esteja sempre visada em favor dos mais ricos (Pearce *et al.*, 1988). O próprio método de valorização monetária de ativos ambientais embasado na disposição a pagar evidencia este fato: é claro que alguém de alta renda poderá se dispor a pagar algum preço por um bem ambiental, que será muitas vezes superior ao preço que pode ser pago por alguém que esteja próximo do limite de sobrevivência. Assim, o valor de uma mesma cachoeira poderá variar muito, bastando que os pesquisadores sejam, por exemplo, suecos, de um lado, e haitianos, do outro.

b) Equidade Intergeracional.

Normalmente, desejamos que nossos filhos iniciem suas vidas no mínimo nas mesmas condições que nos foram oferecidas ou, se possível, ainda melhores. Provavelmente, tal desejo está ligado aos instintos de auto-preservação e de preservação da espécie, pois, se damos melhores condições aos nossos filhos, também provavelmente gostaríamos de “estar no lugar deles”. Dentro deste raciocínio simples, cabem tanto a conservação do capital natural, como o capital feito pelo homem. Contudo, existem pelo menos duas razões para considerar o capital natural mais importante. A primeira delas se refere ao fato de que o KN é composto por bens primários, ou seja, que têm a característica de que qualquer ser racional preferiria sempre mais do que menos. A segunda, se refere à irreversibilidade, pois, ao contrário do KM, que normalmente pode ser aumentado ou diminuído (simetria), o KN apresenta alto grau de irreversibilidade, ou seja, ele pode sempre ser diminuído, frequentemente não pode ser aumentado e, simplesmente, pode ser inutilizado se decréscimos anteriores o levaram à extinção (Pearce *et al.*, 1988; World Bank, 1992).

Page (1991) adverte quanto ao fato de inexistirem referências para a determinação de “quanto de sustentabilidade”, e de “qual forma”, devemos legar aos nossos descendentes, pois não conhecemos as preferências daqueles que comporão a próxima geração (nem das subsequentes). Todavia, suas preferências específicas, identidades e, mesmo, existência são formadas e dependentes de nossas ações: elas são endógenas às nossas decisões.

c) Aversão ao Risco.

A aversão ao risco decorre da nossa ignorância sobre as conseqüências das interações entre ambiente, economia e a sociedade, e dos prejuízos econômicos e sociais originados nas baixas margens de resiliência a “choques externos” (p. ex.: secas ou pragas), ou a “stress” (p. ex.: erosão do solo, resíduos tóxicos). As margens de flexibilidade nos países desenvolvidos, quanto a “racionalidade” da conservação do KN, são maiores do que nos países pobres, onde o crescimento da população e o baixo rendimento econômico frequentemente produzem margens de risco muito estreitas, face a perturbações externas. Mas a resiliência comparativa do mundo desenvolvido a tais “choques” e “stress” pode estar sendo subestimada, à medida que suas tecnologias usam bens de propriedade comum globais para descarga de seus detritos, e usam em profusão recursos naturais extraídos de forma não sustentável de territórios e países bem mais pobres (Pearce *et al.*, 1988).

d) Eficiência Econômica.

A política de desenvolvimento sempre foi distorcida em favor do KM, porque este normalmente é um produto de mercado, enquanto o KN tende a prover os serviços ambientais, para os quais não há mercado e, portanto, nenhuma renda recebida. Como o preço de KN aparenta ser igual a zero, mais de KN será usado em relação a KM. Como consequência, não há incentivo em investir em KN, visto resultarem em produtos e serviços geralmente fora de mercado, ou seja, sem preço. Os investimentos, assim, estão sempre concentrados em KM, pois subestimam, em muito, a taxa de retorno de investimentos em KN. Por exemplo, investir na reabilitação de pântanos pode resultar em fluxos de caixa positivos na exploração de atividades como a pesca e a recreação, mas também resulta em produtos fora de mercado (que não contribuem com o fluxo de caixa direto do empreendimento), como a proteção contra cheias, purificação da água, etc. O esforço para dar valores econômicos a estes produtos ambientais, extra-mercado, demonstram que a taxa de retorno de investimentos em KN é significativamente maior do que a parcela comercializável. A tese da eficiência econômica, portanto, não favorece KM em relação a KN, se os dois competirem por um mesmo fundo de investimentos, com o critério de Benefício-Custo exigindo maior compreensão da valorização das funções econômicas totais exercidas por KN.

INSERÇÃO DA COMPONENTE AMBIENTAL NO PROCESSO DE DESENVOLVIMENTO

Bases Teóricas para a Inserção da Componente Ambiental no Processo de Desenvolvimento.

Conforme visto anteriormente, o segundo nível envolvido nos Objetivos Gerais do Projeto - “**inserção da componente ambiental** no processo de desenvolvimento” - requer uma (re)visita às relações entre Economia & Meio Ambiente, a fim de estabelecer-se as bases teóricas da estrutura metodológica (i.e., justificativas das práticas a serem utilizadas na estrutura metodológica), a ser aqui proposta e testada, para a operacionalização do conceito de “desenvolvimento sustentável” na abordagem de integração dos estudos.

Capital e Natureza

El Serafy (1991), nos fornece subsídios importantes para as relações entre Economia & Meio Ambiente: “*Visto que o Meio Ambiente contribui para o processo produtivo, mesmo quando ele não é apropriável (e.g. o ar que respiramos), deveria ser considerado como um fator de produção*”.

O capital de uma economia é seu estoque de bens reais, com o poder de produzir mais bens (ou utilidades) no futuro. Esta definição de capital seria, provavelmente,

aceita pela maioria dos economistas (Hicks, 1974). Visto como tal, o capital incluiria os Recursos Naturais (RN), considerados pelo pensamento econômico clássico como um fator de produção em separado (os outros seriam o capital e o trabalho); isto é, os RN seriam qualificados como uma parte do estoque de bens reais, capaz de promover a produção de mais bens. Isto seria apenas o passo inicial para estender tal qualificação à natureza, tanto como fonte de materiais brutos, quanto como um receptor dos efluentes, dejetos, etc., gerados no curso das atividades econômicas. O que Daly (1991) considera, respectivamente, tanto como fonte de insumos de “low-entropy matter-energy”, quanto como um depositário para “outputs” de “high-entropy matter-energy”. Alfred Marshall, considerado muito apropriadamente como o “pai” da economia neoclássica, viu a distinção entre capital e RN, em suas capacidades como fatores de produção, como artificial (Marshall, 1974). Ele estava consciente da contribuição da natureza para a produção: *“Tudo o que existe na superfície da terra tem nela um grande elemento de capital, o produto do trabalho do homem no passado. Aqueles “presentes e dádivas” da natureza, classificados na economia clássica como as “inerentes” e “indestrutíveis” propriedades da terra, foram grandemente modificados; parcialmente empobrecidos e parcialmente enriquecidos pelo trabalho de muitas gerações de homens”*.

Na passagem citada, pode-se pensar o empobrecimento dos RN como um desinvestimento e que, portanto, a degradação do Meio Ambiente (MA) deveria ser descontada da produção como depreciação do capital. Logo, não é nada “revolucionário” pensar a natureza como um fator de produção. Hicks (1983) diz que o que caracteriza um fator de produção *“é que ele deve fazer uma contribuição à produção, no sentido de que se uma parte dele fosse removida, a produção diminuiria. É a mesma coisa que dizer que um fator de produção precisa ter um produto marginal”*. Mesmo quando a natureza é um bem comum (e.g. águas internacionais, a camada de ozônio), ela pode, ainda, ser vista como um fator de produção. Mesmo que ela não seja comerciável e não tenha um valor de mercado. Hicks (1983): *“Para que uma coisa tenha um preço, ela precisa ser apropriável; mas, não é necessário que uma coisa seja apropriável para ela ser um fator de produção”*.

Sob que fator de produção deve ser colocada a natureza para que ela seja incluída nos cálculos econômicos? A resposta é: por razões teóricas isto não vem ao caso para nossa finalidade. Mas, por razões práticas, como vimos, existem fortes motivos para que ela seja tratada como capital. Após tudo, a mais fecunda forma da função produção foi dada pelo modelo de Cobb-Douglas (in Daly and Cobb, 1989), o qual reduz os fatores de produção a dois: capital e trabalho. Sob capital estariam incluídas uma grande gama de elementos, incluindo os RN e a tecnologia.

O poder da tecnologia

El Serafy (1991): *“Uma questão relevante no debate entre os ambientalistas e os economistas tradicionais: relativamente um ao outro, capital e RN são substitutos ou complementos?”*

Esta questão parece não ser importante teoricamente, mas o é empiricamente; tanto que os ambientalistas insistem que a capacidade de nosso planeta - em receber nossos resíduos e dejetos e em prover matéria bruta e energia - é limitada, e que esta limitação não pode ser desconsiderada pela crença em que os avanços em tecnologia são verdadeiros saltos que eliminam nossos problemas.

A tecnologia, sem dúvidas, tem realizado economias tanto em materiais como em trabalho. Mas, por exemplo, as visões otimistas do poder da tecnologia falham quando o assunto trata do crescimento populacional - uma grande fonte de pressões sobre o meio ambiente - que se dá por saltos. Ainda, por exemplo, a tecnologia foi capaz de substituir o uso do cobre pelo uso do plástico, e a fabricação de plásticos é altamente eficiente em termos de utilização de matérias-primas, e os resíduos do processo de fabricação são mínimos; os plásticos, em contrapartida, são virtualmente indestrutíveis pelos processos de degradação natural. A agricultura americana é considerada de alta eficiência, porque nos EUA produz-se safras muito maiores por unidade de área do que nos demais países. Entretanto, ao se tomar a demanda energética, verifica-se que nos EUA são utilizados dez vezes mais insumos energéticos por unidade de área do que no México por exemplo (Thiezzi et. al., 1991).

Huetting (1991): *“Proteger o meio ambiente sem xocar o crescimento da produção, somente é possível se uma tecnologia, que for inventada, seja suficientemente “limpa”, reduza o uso do espaço suficientemente, deixe o solo intacto, não exauria a energia e os recursos (i.e., o uso de energias solar e reciclada), e seja mais barata (ou, no mínimo, não mais cara) do que a tecnologia corrente. Isto é extremamente difícil de imaginar quando se considera o espectro total de nossas atividades correntes.”*

Estas e outras críticas, já bastante conhecidas nos meios acadêmicos e científicos, estabelecem as bases para uma resposta alternativa à questão da tecnologia apropriada e formam o contexto dentro do qual tal conceito deve ser entendido. A questão das energias apropriadas será discutida mais adiante neste documento.

El Serafy (1991): *“a questão, em meu julgamento, é se, em termos práticos, a tecnologia está se desenvolvendo de forma suficientemente rápida para resolver nossa degradação ambiental; e, a resposta é, claramente, não! É dever do economista desempenhar o papel do pessimista. Se se permitir que as coisas sigam no caminho em que elas estão indo, reparar os danos, certamente, custará muito mais caro do que trabalhar-se preventivamente, i.e. antes que elas ocorram. Como pode ser visto, danos demais já foram feitos para que a complacência continue a prevalecer.”*

Política econômica e crescimento da produção

Geralmente, em política econômica, o aumento ou **crescimento da produção** medido pelo **Produto Nacional Bruto-PNB** (e outros agregados, e.g. PIB, etc. É importante salientar que estes agregados podem, e devem, ser usados em outras escalas de observação: regional, estadual, municipal, etc.) é chamado **crescimento econômico**. Este crescimento é identificado com um **crescimento em bem-estar** e é visto como um **indicador de desenvolvimento** (e sucesso) econômico.

Definir crescimento da produção como crescimento econômico significa definir a economia como produção. Tal definição exclui da economia, entre outros elementos, os escassos recursos ambientais. Mas, apesar disso, o crescimento econômico definido desta maneira, obtem a maior prioridade na política econômica de todos os países do mundo. Ao mesmo tempo, nós vemos através do mundo, o crescimento das rendas nacionais sendo acompanhado pela destruição dos mais fundamentais, escassos e economicamente benéficos recursos de que o homem dispõe, i.e., MA.

A partir desta simples observação, três conclusões podem ser traçadas: (i) a

sociedade está galopando em um compasso errado, i.e., às expensas do MA; (ii) este erro é mascarado pelo uso incorreto de termos; e, (iii) a crença no crescimento contínuo e exponencial da produção, é o cerne do problema ambiental, Hueting (1991).

Considerando que a Economia reduz-se ao estudo dos problemas de escolha entalhados pelo uso de bens escassos para satisfazer as necessidades expressas pelo homem, e que o Bem-Estar é definido como a satisfação de necessidades evocada pela transação com meios escassos, pela terminologia corrente, “**crescimento e bem-estar**” é uma expressão da forte crença de que as coisas vão indo bem, economicamente falando, somente quando a produção, como medida pelo PNB, aumenta. A noção de que a produção deveria aumentar, a fim de criar o suporte financeiro necessário à conservação do MA, reflete esta crença. Esta noção é amplamente disseminada, e altamente popular, nas políticas econômica e ambiental oficiais. Esta proposição é discutível, porque a deterioração ambiental é, em grande extensão, precisamente uma consequência do crescimento da produção (o próprio crescimento da população está, com um tempo de retardo, também refletido no PNB).

Hueting (1991) nos informa que o PNB resulta de dois fatores: aumento em produtividade e aumento no volume de trabalho. Examinando um período de 15 anos, o PNB da Holanda teve um crescimento de 72%, dos quais 5% foi causado por aumento do volume de trabalho. Em princípio a alocação destes 5% configura um problema de alocação insolúvel. Mas, alocando-se este aumento do volume de trabalho para os vários setores, proporcionalmente ao seu valor adicionado: em primeiro lugar, dificilmente mudaria a sua contribuição relativa (individual) para o crescimento do PNB; e, secundariamente, teria uma influência negligenciável sobre sua contribuição em termos absolutos. Logo, como o autor detectou o mesmo fato em outros países do hemisfério norte, nos chamados países desenvolvidos, o crescimento da produção atingido é, essencialmente, devido ao crescimento em produtividade mas, mesmo assim, tem exigido a perda de escassos bens ambientais e, esta perda, não tem sido levada em conta (isto sem considerar-se a exportação e a produção de poluição, pelas empresas transnacionais, para e nos países em desenvolvimento). Prevenir a poluição, a degradação e a exaustão dos RN, *via* taxações e regulações, significa que, tendo em vista as limitações das tecnologias existentes, mais trabalho é requerido para a produção de uma dada quantidade de bens. Isto reduz o labor da produtividade e, conseqüentemente, coloca em xeque o crescimento da produção. Poucas pessoas parecem estar conscientes do seguinte: de um quarto a um terço das atividades responsáveis pela renda nacional (mais notadamente aquelas relacionadas ao consumo estatal, ou seja, aos serviços governamentais), não contribuem para o seu crescimento porque, por definição, a partir delas não resulta aumento em produtividade. Outras atividades resultam em pequenos melhoramentos em produtividade. Portanto, para que uma mínima taxa de crescimento de 3% (que resultaria em dobrar-se a produção em 23 anos), promovida através das políticas oficiais em todo mundo, e advogada pelo Relatório Brundtland, possa ser alcançada, é necessário um crescimento muito maior nas atividades remanescentes. Infelizmente, estas atividades, seja devido ao seu uso de espaço, solo e recursos, ou seja devido à poluição que elas geram (pela produção ou pelo consumo), prejudicam muito o meio ambiente.

Em tese, uma mudança nas atividades humanas para reduzir a carga sobre o MA e os RN, pode ser alcançada de duas maneiras: (i) impondo medidas de proteção

ambiental para a produção e o consumo; e, (ii) mudando, diretamente, os padrões de produção e de consumo.

(i) A primeira maneira (e.g. considerando provisões para a recuperação do meio ambiente após uma atividade cessar ou alterando processos de produção), na maioria das vezes, resulta em aumentos reais dos preços dos produtos e, então, em um decréscimo no crescimento da renda nacional. Mas, obviamente, aumentos de preço devido à implantação de medidas de proteção ambiental, causam uma mudança em direção a atividades menos agressivas ao MA.

(ii) A segunda medida, parte da consideração pela qual medidas técnicas, frequentemente, não resolvem realmente problemas ambientais, porque o crescimento de uma atividade supera o efeito destas medidas; ou, porque, devido às persistência e cumulatividade da pressão sobre o MA, estas medidas somente reduzem a velocidade de deterioração. Nestes casos, além das medidas técnicas de controle ambiental, uma direta mudança nos padrões de comportamento precisa seguir-se, forçada pelo que pode ser feito, ou não, e taxações (e.g. a redução forçada de veículos circulando em grandes metrópoles). Isto, também, coloca em xeque o crescimento da renda nacional (e.g. transporte coletivo, bicicletas, etc., contribuem menos para o crescimento do PNB do que os carros particulares, apesar de melhorar a saúde individual e o bem estar nas grandes cidades).

Duas conclusões podem ser tiradas do exposto.

(i) O crescimento da renda (a todos os níveis: nacional, regional, estadual, municipal, etc.) e a proteção do MA e dos RN são dois fins conflitantes. O uso sustentável dos recursos de nosso planeta, requer uma mudança nas prioridades deste crescimento. **Isto não quer dizer “parar o crescimento da produção”**, mas requer uma mudança nas atividades de produção e consumo em uma direção ambientalmente aceitável, a fim de que se possa alcançar um **“desenvolvimento econômico sustentável”**. Hueting (1991): *“Aqueles que advogam ambos os fins (i.e., o crescimento da renda e a proteção do MA e dos RN), ou estão cegos diante da realidade atual, ou estão especulando sobre tecnologias ainda não inventadas, colocando em risco as bases de nossa existência. Tal postura prejudica ainda mais o MA, porque ela fortalece os defensores do crescimento de renda a todo custo, os quais já são muito mais fortes do que aqueles que advogam um crescimento com sustentabilidade ambiental”*.

(ii) É improvável que estimulando o crescimento do PNB dos países desenvolvidos serão resolvidos os problemas dos países em desenvolvimento. Tais crescimentos serão provavelmente possíveis, somente acelerando-se, ainda mais, as pressões (prejuízos) sobre os limitados estoques de energia e sobre a limitada capacidade de suporte do MA, os quais se fariam às expensas dos países em desenvolvimento. Se nós quisermos tentar evitar estas pressões, nós precisamos avaliar melhor o “crescimento”.

A mudança recomendável para as prioridades das políticas econômicas, deveria impedir tanto os riscos atuais, quanto as perdas financeiras futuras. Por exemplo, o custo para reabilitar áreas degradadas foi estimado como sendo de 10 a 50 vezes maior do que o custo das medidas de prevenção da degradação (World Bank, 1992).

Uma contabilidade para (que inclua) a natureza.

○ que pode, e deve, ser feito imediatamente? El Serafy (1991): *“há muito na*

moderna economia que está em acordo com o pensamento ambiental... (é necessário) refletir, nas medidas da contabilidade nacional (e regional, municipal, etc.), as variações causadas nos estoques de recursos naturais pela atividade econômica." Isto é, uma correção da renda a todos os níveis (nacional, estadual, etc.) para as perdas ambientais é altamente recomendável, desde que fique claro na apresentação dos resultados, que isto não constitui-se num completo indicador do bem-estar da sociedade ao longo do tempo.

Muito claramente: se o que é convencionalmente medido como renda ignora a deterioração do MA - seja como fonte de materiais, ou seja como receptor ou repositório de dejetos da atividade humana - então, esta renda, está sendo superestimada. As medidas da contabilidade nacional (e regional, municipal, etc.), deveriam refletir esta deterioração do MA. Mas existem, ainda, muitas controvérsias de como fazer os ajustes necessários. Estas controvérsias serão tratadas logo a seguir mas, antes, é necessário salientar que a contabilidade tem, no seu todo, uma função limitada; ela meramente avalia as implicações do comportamento passado de lucros ou rendas. Sendo assim, ela fornece uma medida de desempenho indicando valor líquido, com os contabilistas produzindo folhas de balanço de ativos e passivos para a entidade concernida, seja um indivíduo, uma empresa ou uma nação. Com base na contabilidade os empresários podem (considerando, também, muitos outros fatores, inclusive suas próprias expectativas) tomar decisões para o futuro. Aonde as contabilidades erram, é no sentido que a contabilidade da renda contém elementos de capital tais - representando o esgotamento de estoques de RN ou poluição da água ou do ar, etc. - que esta "renda" medida exagera a renda verdadeira ou real e, se consumida, poderia levar à uma ruína inevitável. Em outras palavras, a contabilidade encorajaria comportamentos que não podem ser sustentados. Conseqüentemente, como as políticas macroeconômicas fazem uso da renda como uma "pedra-de-toque" contra a qual vários agregados econômicos são testados (oferta de dinheiro, economias e investimentos, déficits fiscais e correntes, etc.), falsas medidas de renda - por impedirem a medida do verdadeiro ou real desempenho econômico - levam à políticas econômicas falhas. Então, um país, estado, região ou município, que se presume ter atingido uma alta taxa de crescimento econômico, em realidade pode ter um crescimento lento ou inexistente ou, mesmo, negativo, se as contabilidades forem suficientemente adequadas para refletir a diminuição dos estoques de RN e a deterioração e degradação do MA.

Como dito anteriormente, existem, ainda, muitas controvérsias de como fazer os ajustes necessários quando se visa uma contabilidade para a natureza. No geral, tenta-se fazer isso sob dois fatores limitantes.

(i) O primeiro fator limitante, é o desejo de se obter um sistema totalmente integrado, começando com um inventário completo dos bens ambientais para, na seqüência, imputar-lhes valores monetários, a fim de construir-se uma folha de balanço de todos os bens, naturais e antrópicos. Variações de um ano para outro nesta folha de balanço, como um resultado da degradação, da renovação, da locação de novos estoques de RN, etc., assim como da exploração econômica, se refletiriam no final do período da folha de balanço. Portanto, o impacto sobre o fluxo de rendas, simplesmente derivaria das variações em prosperidade observadas de uma folha para a próxima folha de balanço.

El Serafy (1991): “*Isto tudo é auto-imposto e desnecessário. É tão constrito que comumente impede o progresso no ajustamento das contas nacionais (municipal, etc.). Deveria ser óbvio que folhas de balanço não podem ser construídas quando se considera que, além da necessidade de incluir-se a totalidade dos bens naturais em qualidade e quantidade, é necessário imputar-lhes um valor monetário... esta “abordagem holística” não deveria ser tentada, nem mesmo como um objetivo eventual, porque ela é impossível de atingir e sua adoção é um salto para impedir o progresso no ajuste da contabilidade nacional.*” Além disso, tentar refletir as variações ano-a-ano no valor de bens ambientais nos fluxos contábeis, introduziria grandes ajustamentos que poderiam “encurtar” as atividades econômicas anuais, as quais deveriam ser a base legítima para os cálculos de rendas. O mesmo pode ser dito com relação às re-estimativas de depósitos minerais, devido à novas descobertas ou à reavaliações de reservas (relembrando, também, que reservas são muitas vezes maiores que a extração anual).

Ao invés de uma abordagem holística, propõe-se o uso de Contas-Satélite a serem incluídas nas contabilidades desenvolvidas pelo Sistema de Contas Nacionais das Nações Unidas (United Nations System of National Accounts - SNA), a fim de que ajustes parciais das rendas possam ser realizados. Estas Contas-Satélite visam incluir elementos “desejáveis” que o SNA omite e excluir os “indesejáveis” que ele inclui. Em uma perspectiva de inclusão ou exclusão de elementos do meio ambiente no SNA, nem os recursos exauríveis, como os depósitos de minério, nem os recursos permanentes, tais como a água e o solo, deveriam ser tratados como “presentes ou dádivas” da natureza, Harrison (1989). Para tanto, o ajuste na contabilidade das rendas deve ser feito *gradualmente*, um RN de cada vez (e.g. exaustão de depósitos de minério, qualidade das águas, pesca, florestas, etc.), e *adicionalmente* a medida que nossas metodologias vão se firmando e as bases físicas de nossos cálculos melhoram, deixando a avaliação econômica de áreas espinhosas, porque de abordagem técnico-científica extremamente nebulosa, tais como a biodiversidade, para mais tarde. Nós não precisamos ser tão ambiciosos e ficar objetivando incompreensões que permanecerão para sempre num plano evasivo. Neste último aspecto, é preciso ter em mente o fato de que a contabilidade tem uma função limitada, e que ela deveria ser complementada por sólidas políticas ambientais (e.g. o estabelecimento de áreas de preservação para ecossistemas de rica biodiversidade).

(ii) O segundo fator limitante, para o ajuste parcial da contabilidade para a natureza, é a questão da Depreciação do Capital Natural (i.e., mudanças negativas nas suas qualidade e/ou quantidade, ou seja, na sua disponibilidade). Considerando a necessidade do capital natural permanecer intacto, para o cálculo mais apropriado das contas nacionais (aplicável também às contas regionais, municipais e de projetos individuais), é preciso que seja feita uma distinção entre RN renováveis e RN não-renováveis.

Para que o capital natural, representado pelos RN renováveis, permaneça intacto, provisões deveriam ser feitas para (cobrir) a sua depreciação. Para RN renováveis, tais como florestas e pesca, produções sustentáveis podem ser calculadas, e exploração acima destas (e.g. a sobrepesca), devem ser consideradas como depreciação (e descontada do PNB). “Depreciação positiva” pode ser possível com, por exemplo, reflorestamento ou estocagem dos excedentes da produção mas, tal tipo de “depreciação” deveria ser tratada como formação de capital ou investimento (e descontada do PNB).

Para o caso do capital natural representado pelos RN não-renováveis - tais

como os combustíveis fósseis que não podem ser reciclados ou reusados uma vez que eles tenham sido carburados -, o conceito de depreciação não é aplicável. El Serafy (1989), sugere que, neste caso, está errado contar as receitas auferidas com a venda de RN não-renováveis como valor adicionado no PNB e, após, descontá-las do PNB como depreciação do capital natural. Isto excluiria do cálculo da renda líquida o efeito da renda obtida com a exploração mineral. Portanto, é necessário corrigir-se (ajustar-se) o próprio PNB e não a renda líquida (ou, seja, no cas, o Produto Nacional Líquido - PNL).

O detalhamento e a operação prática destes elementos serão feitos no Capítulo 3. No momento, é entender que nós precisamos tentar aplicar a contabilidade para o capital natural, sem mais esperar, enfatizando os fluxos de rendas e deixando de lado a avaliação do ambiente total. Nossa abordagem deve ser gradual, tentando trazer elementos mensuráveis para o processo, a medida em que nosso conhecimento melhore.

Justificativas das Práticas a Serem Utilizadas na Estrutura Metodológica para a Integração dos Estudos

Conforme anunciado, o terceiro nível envolvido nos Objetivos Gerais do Projeto - "instrumentalizar ações integradas no uso sustentado do espaço e fundamentar alternativas de decisão política de gerência ambiental" - é essencialmente prático (i.e., operacional), e seus termos requerem uma (re)visita ao conceito de "gerência (ou, melhor, Gestão) ambiental" para, na seqüência, apresentarmos a estrutura metodológica aqui desenvolvida e utilizada (testada) na abordagem de integração dos estudos.

Hueting (1991), discutindo o problema posto pela necessidade de "inserção da componente ambiental" no cálculo das contas nacionais (e, como veremos, aplicável também às contas regionais, municipais e de projetos individuais), nos diz que, para isso:

(i) o MA precisa ser definido de uma maneira gerenciável, e a conexão entre ambiente e economia precisa ser feita;

(ii) é necessário solucionar-se o problema da construção de "preços-sombra" para o MA (no geral o seu valor é intangível) e, assim, podermos comparar com os valores de mercado.

Definindo o MA de uma maneira gerenciável

Este problema pode ser resolvido com a ajuda do conceito de Função Ambiental (Hueting, 1980). Muito brevemente, a razão para isso é que, para uma abordagem econômica, o MA pode ser melhor interpretado como "o entorno físico dos seres humanos, do qual eles são completamente dependentes para todas as suas atividades". Meio Ambiente (MA) e Recurso Natural (RN) são conceitos diferentes. Uma parte qualquer do MA passa a ser um RN (bem ou serviço ambiental) quando o homem a ela dá (arbitra) um valor (Pearce, 1989; Serôa da Motta, 1990).

No MA, um número de possíveis usos pode ser distinguido. Estes são chamados Função Ambiental (FA) ou, simplesmente, Função. Quando o uso de uma FA conflita com o uso de uma outra, ou com a mesma, ou no presente ou no futuro, ocorre uma perda de função. Isto chama-se competição entre FA, que pode ser qualitativa (e.g.

quando uma atividade introduz ou retira um agente - i.e., um constituinte ou quantidade de energia - no ou do MA, ele muda sua qualidade. Isto pode fazer com que outros usos sejam mais difíceis ou, mesmo, impossíveis), espacial e quantitativa. Em competições espacial e quantitativa, a quantidade de espaço, ou de matéria, é insuficiente para satisfazer a demanda. É preciso notar que o uso de uma FA inclui, também, o uso passivo da função “ambiente natural” (e.g. paisagem, área de preservação. Esta conserva as utilidades conhecidas e potenciais de ecossistemas, no presente e no futuro, e mantém a diversidade de espécies de nosso planeta).

A competição entre funções pode assumir as mais diversas formas. Mas, na sua esmagadora maioria, ela envolve a questão do uso do MA para a realização de atividades de produção e de consumo às expensas de outros usos, ou de possíveis usos futuros, incluindo produção e consumo (e.g. perda da camada orgânica superficial de um solo devido a desmatamentos, mineração, etc.).

Portanto, quando ocorre a competição entre FA, o MA assume um aspecto econômico. A Economia envolve o estudo dos problemas de escolha derivados pelo uso de meios escassos para a satisfação das necessidades humanas (mesmo daquelas que, na opinião de um indivíduo ou de um grupo de indivíduos, possam ser consideradas “pés-simos hábitos de consumo”. Neste sentido ética e consumo também devem ser tratados na análise da “sustentabilidade” de um projeto, plano, etc.). Um bem é escasso se a demanda por êle exceder a sua disponibilidade, ou quando uma coisa a mais que nós queiramos ter (uma alternativa) tem de ser sacrificada para obtê-lo. FA que competem entre si são bens escassos. Perdas de função são custos, não interessando se eles podem, ou não, ser diretamente expressos em termos monetários.

O problema de se tratar com bens escassos gerando conflitos de uso, competições entre FA, etc., nos conduz diretamente ao conceito de Gestão.

O objetivo básico, *latu sensu*, da Gestão (ou administração) é a obtenção dos maiores benefícios através da aplicação dos menores esforços. Para tanto, cada homem (isoladamente ou em grupos organizados) busca otimizar o uso dos recursos que tem à disposição, sejam eles de ordem financeira, material ou humana. A partir da falência do conceito de que os RN's seriam infinitos, eles passaram a ser objeto de gestão (Gestão Ambiental), considerada a principal ferramenta para que os seres humanos possam atingir o “Desenvolvimento Sustentável”, Bellia (1996).

Portanto, a Gestão Ambiental, *grosso modo*, consiste em se alocar, o mais eficientemente possível, os escassos recursos (humanos, materiais e financeiros) para a solução de problemas (i.e., prevenir, mitigar ou remediar impactos ou externalidades ambientais) advindos dos conflitos entre FA.

Como consequência imediata desta definição - “poucos recursos para resolver muitos (e múltiplos) problemas...” - transparecem algumas atividades-meio, a serem desenvolvidas em um sistema que requer uma abordagem integrada, fundamentais para o exercício da Gestão Ambiental, entre outras: a) identificar FA; b) caracterizar os efeitos da competição/conflito entre FA sobre os RN envolvidos; e, c) hierarquizar e priorizar estes efeitos. Constituinte, assim, as bases práticas do estabelecimento de alternativas (Cenários), a serem propostas para a alocação de recursos (humanos, materiais e financeiros) - visando a solução de problemas (prevenir, mitigar ou remediar impactos ou

externalidades ambientais) - como suporte para “a tomada de Decisões e a implementação de Ações (e Políticas)”.

No dizer de Edward W. Deming, um dos “papas” da administração em todo o mundo: “*não se gerencia o que não se mede; não se mede o que não se define; não se define o que não se mede; não há sucesso no que não se gerencia*” (Bellia, 1996).

Construção de “preços-sombra” para o MA.

O segundo problema diz respeito à construção de “preços-sombra” para o MA. Tendo em vista que a renda é registrada em termos de valores de mercado (monetários), estabelecer valores monetários para a contabilidade física das variações patrimoniais havidas sobre os RN (sobretudo, àquelas relacionadas à depreciação em suas qualidade e/ou quantidade), é o único modo de ligar tais variações aos sistemas de contabilidade de renda nacional, estadual, municipal, etc. Na realidade, à medida que inexistem mercado para um sem-número de bens-ambientais - e.g. quanto custa um Kg de solo perdido devido à erosão? -, a adoção de “preços-sombra” é uma solução para atribuir valores monetários àqueles bens, a partir do estabelecimento de padrões, ao invés de uma demanda desconhecida. A título de exemplo, nós não sabemos quanto custa um Kg de solo perdido devido à erosão, mas nós sabemos quanto custam as medidas necessárias (e.g. plantio em curva de nível) a fim de que somente uma determinada quantidade máxima aceitável de solo (i.e., quantidade padrão estabelecida) seja perdida.

Primeiramente, é necessário um (re)visita ao conceito de “preços-sombra” para, na seqüência, propormos um método para sua elaboração (construção) em uma contabilidade para (que inclua) o MA.

a) Conceituação de “preços-sombra”.

Buarque (1989), nos dá boas informações sobre os “preços-sombra”. O primeiro passo na medição de um bem consiste em determinar o padrão de medida a ser utilizado. O padrão de medida das atividades econômicas é chamado numerário. Nas atividades privadas esse numerário consiste no padrão monetário utilizado normalmente como indicador dos gastos e dos ganhos de cada atividade. O consumidor, ao decidir comprar determinado bem, compara o desembolso que fará, medido em seu numerário, com a utilidade (ou o prazer) que obterá graças a tal gasto. O empresário, ao analisar seu projeto, transforma todos os seus custos e benefícios em quantidades de dinheiro gastas ou ganhas, medidas em termos do mesmo numerário, e compara para ver quanto obtém, em termos líquidos, mais uma vez, no mesmo numerário.

Para a avaliação privada, os preços de mercado de cada bem e de cada insumo são suficientes como indicadores de custos e benefícios. Para medir o custo ou o benefício de uma atividade econômica, do ponto de vista da coletividade em geral, necessita-se de um padrão de medida diferente daquele utilizado para medir os custos de oportunidade privados. Trata-se, portanto, de definir um novo numerário com o qual sejam medidos os custos de oportunidade de cada transação econômica, quando vistas com o enfoque de toda a coletividade.

O uso de um numerário para a medição do mérito econômico (e.g. do ponto de vista ambiental, com o enfoque de toda a coletividade) de um projeto, implica para isto o uso de preços diferentes daqueles de mercado. Esses preços são chamados “preços-sombra”, e indicam o valor de cada bem ou serviço (ambientais, no caso presente), medido com base no (novo) numerário definido para indicar o custo de oportunidade econômico do bem ou do serviço (ambientais) considerados.

Se o numerário utilizado para as atividades privadas é aceito sem discussões, o mesmo não ocorre com um numerário que meça o custo de oportunidade econômico (i.e., da coletividade/sociedade). Isso porque os objetivos individuais são facilmente traduzíveis aos valores monetários (de mercado) obtidos ou gastos em cada atividade. Já na representação da economia em todo o seu conjunto, a definição dos valores depende de objetivos econômicos previamente definidos para toda a economia e que, portanto, dependem de metas sociais e de objetivos globais definidos politicamente.

b) Elaboração (construção) dos “preços-sombra” em uma contabilidade para o meio ambiente.

Bidone (1997) nos fornece algumas informações sobre a construção de “preços-sombra” para bens ambientais.

A necessidade de inserção da “variável ambiental” nos estudos de viabilidade de empreendimentos, que são realizados, via de regra, sob uma ótica essencialmente privada (i.e., financeira), constitui-se num dos principais desafios envolvidos em procedimentos de gestão ambiental. A transição entre o “desejável” (situado em um plano teórico) e a realidade dos fatos não é uma tarefa fácil. Para isso, a estratégia mais razoável é a baseada na inclusão da “variável ambiental” nas análises econômicas do tipo Benefício-Custo (B&C) de planos, programas, projetos e obras voltados ao necessário desenvolvimento econômico e social. Isto não é feito nas análises tradicionais, que são realizadas sob uma ótica essencialmente privada (financeira), aonde a produção é exclusivamente o padrão de *performance* econômica utilizado. Buarque (1989): *“Através da avaliação financeira ou de rentabilidade privada (e.g., considerando a taxa interna de retorno), o empresário procura conhecer o retorno que o projeto gerará sobre o capital que ele vai investir. A avaliação econômica, ou análise Benefício-Custo (B&C), apresenta os mesmos princípios básicos da avaliação privada, com a única e importante diferença de que, no caso da avaliação econômica, os benefícios e os custos do projeto são apresentados de acordo com seus valores econômicos e não privados (ou somente de mercado), i.e., implica também em incluir certos benefícios e custos (em termos monetários, mas não necessariamente de mercado, i.e., através da construção de “preços-sombra”) que não participam do orçamento do empresário, mas que participam do orçamento da coletividade em geral (e.g., o custo de controle ambiental do corpo aquoso receptor dos efluentes do projeto considerado).*

Em termos da Economia do Meio Ambiente, esta estratégia poderia ser descrita como a necessidade, nas análises econômicas, de internalizar-se, em termos monetários, os benefícios e os custos dos impactos positivos e negativos (**externalidades**) resultantes das ações de um empreendimento sobre o meio ambiente.

Algumas questões básicas precisam ser resolvidas com vistas a uma solução prática para este dilema teórico.

(i) A primeira questão a ser considerada corresponde “ao valor que a sociedade atribui aos insumos e aos produtos do projeto”. Além da necessária monetarização das externalidades ambientais relacionadas ao projeto, que veremos a seguir, esta primeira questão envolve uma percepção teórica diretamente relacionada à dicotomia entre as preferências individuais e coletivas (i.e., da sociedade), *vis-a-vis* a modificação das qualidade e quantidade dos recursos naturais devido ao empreendimento em análise. Hueting (1991), propõe como resposta a questão “que padrões de qualidade e quantidade ambientais devemos implantar?” a noção de desenvolvimento sustentável: “*Políticos, organizações* (e países. Mais de 100 países entre os quais o Brasil, que inseriu o conceito em sua nova constituição de 1988, aderiram a tese do desenvolvimento sustentável durante a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, realizada no Rio de Janeiro em 1992) *através do mundo tem-se declarado em favor do desenvolvimento sustentável. O qual pode ser concebido como uma preferência expressa pela sociedade, o que abre a possibilidade de cálculo de padrões para o uso sustentável das funções ambientais* (i.e., usos possíveis do meio ambiente), *ao invés de se considerar padrões baseados em* (desconhecidas) *preferências individuais*”.

(ii) A segunda questão a ser considerada corresponde à necessidade de estabelecer-se valores monetários para as externalidades ambientais (i.e., “preços-sombra”), a fim de que possam ser incorporados à análise de B&C do empreendimento, em conjunção com os preços (que são, também, valores monetários) de mercado utilizados para determinar-se a rentabilidade privada do empreendimento. Esta tarefa não é evidente, por causa da intangibilidade, ao nível de valores monetários, de grande parte dos bens e serviços ambientais (paisagem, qualidade do ar, etc.). Hueting (op. cit.), trabalhando em sistemas agrícolas de países do Pacífico, propôs o seguinte procedimento: “*a) definir padrões físicos para as funções ambientais, baseados no seu uso sustentável; b) formular as medidas necessárias para implantar estes padrões; c) e, finalmente, estimar as quantidades de recursos financeiros envolvidos na implantação prática destas medidas*”. Em termos técnicos, isto significa que no familiar diagrama das curvas de Oferta (aqui a curva de oferta de qualidade ou de função ambiental, cuja construção depende exclusivamente dos custos financeiros envolvidos na implantação das medidas necessárias à manutenção do padrão de qualidade desejado) e de Demanda (aqui a curva da demanda por qualidade ou por função ambiental, a qual é desconhecida e praticamente impossível de construir, isso porque ela, em teoria, baseia-se nas preferências de cada um dos indivíduos de uma sociedade, cuja expressão prática é tecnicamente impossível de se reproduzir) para funções ambientais, nós temos de determinar um ponto sobre a abscissa que represente o padrão de sustentabilidade (i.e., um padrão físico expresso indiretamente pela sociedade quando da adoção coletiva, através de lei constitucional como no caso brasileiro, do desenvolvimento sustentável como forma de crescimento econômico). Uma perpendicular neste ponto interceptará a curva de Oferta; esta perpendicular substitui a (desconhecida) curva da Demanda. O ponto de intersecção indica o volume de atividades, medido em termos financeiros, envolvido para atingir-se o uso sustentável de uma determinada função ambiental.

O detalhamento operacional do método proposto será visto, a seguir, no item Estrutura Metodológica para a Integração dos Estudos.

Limites de Crescimento: o Conceito de Macroeconomia Ambiental

Daly (1991) introduz o conceito de Macroeconomia Ambiental para discutir a questão da “ótima escala” de crescimento relativamente à capacidade de suporte do ecossistema total.

A macroeconomia ambiental de ótima escala

Assim como a unidade da microeconomia (firma ou propriedade) opera como uma parte de um sistema maior (a economia agregada ou macroeconomia), a economia agregada é da mesma maneira uma parte de um sistema maior, o ecossistema natural. A macroeconomia é um subsistema aberto do ecossistema e é totalmente dependente dele, tanto como uma fonte de insumos, para o processo produtivo, de materiais brutos de baixa entropia que são extraídos; quanto como um depositário para os resíduos e rejeitos de alta entropia, resultantes do processo produtivo, que são inseridos. As trocas físicas através do limite entre o sistema ecológico total e o subsistema econômico constituem o objetivo de estudo da macroeconomia ambiental. Estes fluxos são considerados em termos de sua escala ou volume relativo ao ecossistema, não em termos do preço de um componente do fluxo total relativamente a um outro. Assim como a macroeconomia focaliza o volume de transações e não os preços relativos de diferentes itens negociados/comercializados, a macroeconomia ambiental focaliza o volume de trocas através do limite entre sistema e subsistema e não os preços e alocações de cada uma das partes do fluxo total dentro da economia humana.

O termo “escala” é uma abreviatura para a escala física ou tamanho da presença humana no ecossistema, conforme medida, por exemplo, pela população multiplicada ao uso de recursos per capita. A “alocação ótima” de uma dada escala de recursos disponíveis na economia é uma coisa (um problema microeconômico). A “ótima escala” de toda a economia relativamente ao ecossistema é um problema completamente diferente (um macro problema). Algo análogo à chamada “linha d’água” de um barco. Mesmo quando a “alocação” de peso dentro de um barco é a melhor possível, quando a água atinge a “linha d’água” diz-se que o barco alcançou sua “capacidade de suporte” segura (ou seja sua “ótima escala”).

O mercado funciona somente dentro do subsistema econômico, aonde ele faz somente uma coisa: ele resolve o problema da “alocação” provendo a informação e o incentivo necessários. O que ele não faz é resolver o problema de “ótima escala” e de “ótima distribuição”. A inabilidade do mercado para resolver o problema da “justa distribuição” é amplamente conhecido, mas sua similar inabilidade para resolver o problema da “ótima ou, mesmo, sustentável escala” não está ainda amplamente apreciado.

Um exemplo da confusão que pode resultar do reconhecimento da independência da “escala” relativamente à “alocação” é dado pelo seguinte dilema: quem exerce mais pressão sobre o meio ambiente, uma alta ou uma baixa taxa de desconto? A resposta usual é que uma alta taxa de desconto é pior para o ambiente porque ela acelera a taxa de depauperamento de recursos não-renováveis e diminui o volume e o período de reposição dos recursos renováveis. Ela transfere a alocação de capital e trabalho na direção de projetos

que exploram recursos naturais mais intensivamente mas ela restringe o número total de projetos empreendidos. Uma baixa taxa de desconto permitirá que mais projetos sejam empreendidos encorajando o uso menos intensivo de recursos para cada um dos projetos. O efeito da alocação de uma alta taxa de desconto é aumentar os fluxos, mas o efeito da escala é de menores fluxos. Qual efeito é mais forte é difícil de dizer, embora suspeita-se que a longo prazo o efeito da escala predominará. A resolução do dilema é reconhecer que dois diferentes objetivos (político e econômico) requerem dois diferentes instrumentos (político e econômico). Nós não podemos servir a ambas - a “ótima escala” e a “ótima alocação” - com o único instrumento da taxa de desconto (Tinbergen, 1952).

Os economistas têm reconhecido a independência dos objetivos de “alocação eficiente” e “distribuição justa” e, em geral, concordam que é melhor deixar os preços servir à eficiência e deixar que políticas de redistribuição de renda sirvam à equidade. Escala adequada é um terceiro, e independente, objetivo político-econômico e requer um terceiro instrumento. Apesar de ainda não ter sido aceito pelos economistas, sua lógica é paralela àquela da separação entre “alocação” e “distribuição”. Dando preços aos fatores de produção e distribuindo lucros o mercado exerce influência sobre a distribuição de rendas. No entanto, o critério do mercado para a distribuição de renda é o de prover um incentivo para a alocação eficiente, e não para atingir justiça. De qualquer maneira, as condições históricas da posse de propriedade são determinantes maiores da distribuição de renda e têm pouco a ver com eficiência e justiça. Estes dois valores podem conflitar, e o mercado não resolve automaticamente este conflito. Na realidade, são três e não dois os valores em conflito: **alocação (eficiência), distribuição (justiça) e escala (sustentabilidade)**.

A microeconomia, em sua demanda sobre a biosfera, ainda não descobriu no sistema de preços qualquer tendência embutida para crescer somente até a “ótima escala” de uso agregado de recursos (ou, mesmo, meramente sustentável).

A “ótima escala”, assim como a justiça distributiva, o pleno emprego ou a estabilidade nos níveis de preços, é um objetivo macroeconômico. E este é um objetivo que comumente conflita com os outros objetivos macroeconômicos. A tradicional solução para o desemprego é crescer em produção, o que significa uma maior escala. Frequentemente a solução para a inflação é pensada ser o crescimento em produção real e uma maior escala; e, ainda, para a justiça distributiva é sutilmente reivindicado que o crescimento agregado fará mais pelos pobres do que medidas redistributivas.

Os objetivos macroeconômicos convencionais tendem a conflitar e, certamente, a “ótima escala”, uma vez atingida, conflitará com qualquer objetivo que requeira mais crescimento.

Quão grande é a economia?

No passado não era costume considerar a macroeconomia como um subsistema de um ecossistema maior. Como a economia humana era infinitesimal relativamente ao mundo natural, os recursos poderiam ser considerados infinitos e, portanto, não escassos. E, se eles não são escassos, eles são abstraídos da economia. Não havia necessidade de considerar o (eco)sistema maior já que ele não impunha escassez. Este ponto de vista era

razoável na sua época, mas não foi muito longe. Como Boulding (1966) disse, quando alguma coisa cresce ela fica maior! A economia tem ficado cada vez maior, mas o ecossistema não. Quão grande a economia tornou-se maior relativamente ao ecossistema?

Provavelmente, o melhor índice da escala da economia humana como uma parte da biosfera é a percentagem da apropriação humana da produção global gerada pela fotossíntese.

A produção primária líquida (“NPP = net primary production”) é a quantidade de energia solar absorvida na fotossíntese de produtores primários, menos a energia usada para seu próprio crescimento e reprodução. A NPP é um recurso alimentar básico para todos os seres que não são capazes de realizar fotossíntese. Vitousek, *et al.* (1986), considerando o uso direto pelo homem (alimento, combustível, fibras, madeira) mais a redução do potencial devido à degradação dos ecossistemas pelo homem (desmatamento, desertificação, pavimentação, e a conversão à sistemas menos produtivos, e.g. agrícolas), estima que 25% da NPP potencial global (terrestre e aquática) está sendo atualmente apropriada pelo homem. Considerando apenas a NPP terrestre, esta fração cresce para 40%. Tomando por base a estimativa global de 25%, fica aparente que duas dobras na população mundial podem fazer com que a escala humana atinja 100%. Este fato significa que zero energia restaria para todas as demais espécies de seres vivos e, como o homem não pode sobreviver sem os insumos dos ecossistemas (os quais são gerados por outras espécies), fica claro que duas ou mais dobras na escala humana é uma impossibilidade ecológica, embora aritmeticamente possível. A estimativa de 40% (NPP terrestre) é provavelmente mais relevante. Neste caso a apropriação da NPP pelo homem pode ocorrer um pouco mais que uma dobra na “escala” humana. Talvez seja teoricamente possível aumentar a capacidade fotossintética total, mas o rumo atual do crescimento econômico é, decididamente, em direção oposta. Assumindo um nível per capita constante para o consumo de recursos, o dobro da escala humana corresponderia ao dobro da população atual, o que ocorre, aproximadamente, em 40 anos. O crescimento econômico correntemente objetiva aumentar o consumo médio per capita dos recursos e reduzir as expectativas negativas de uma redução no tempo para a escala humana dobrar (expectativas implícitas nas taxas de crescimento da população). Efeito estufa, camada de ozônio, chuva ácida, e outros impactos, ainda passíveis, ou não, de comprovação, constituem um sinal (ou evidência para muitos) de que nós já alcançamos uma “linha d’água” prudente para a escala da macroeconomia.

A economia do “cowboy” e a economia do astronauta

Se nós partirmos da visão do processo econômico como um subsistema aberto de um sistema total, fechado e finito, então é difícil de evitar a questão de quão grande o subsistema deveria ser relativamente ao sistema total. Como nós temos agido para evitar esta questão? De duas maneiras: primeiro, vendo o subsistema econômico como infinitesimalmente pequeno relativamente ao sistema total, de tal modo que “escala” torna-se irrelevante porque ela é negligenciável; segundo, vendo a economia como coextensiva com o sistema total. Se a economia inclui todas as coisas, então a questão de “escala” relativa ao sistema total não se impõe. Estes dois extremos constituem o que Boulding

chamou de “economia do cowboy” e “economia do astronauta”. O “cowboy” das planícies infundas vive de um fluxo linear da fonte ao uso, sem nenhuma necessidade de reciclar nada. O astronauta em sua pequena cápsula vive de escassos ciclos materiais e de retroalimentações imediatas, tudo sob o total controle subserviente para suas necessidades. Para o “cowboy”, “escala” é negligenciável; para o astronauta, a “escala” é total, i.e., não existe ambiente material para o qual a “escala” precise ser determinada, não há ecossistema, somente economia. Para cada um dessas duas maneiras extremas o único problema é a “alocação”. A “escala” é irrelevante. É somente entre estes dois extremos que a questão de “escala” não se mistura com “alocação”. E é aonde nós estamos. Entre a economia do “cowboy” e a economia do astronauta existe uma cadeia completa de maiores e menores “bull-in-the-China-shop economies” aonde “escala” é uma preocupação maior. Nós não somos “cowboys” porque a atual escala da economia está longe de ser negligenciável relativamente ao ambiente. Mas, também não somos astronautas, porque a maioria das transformações de matéria e energia do ecossistema não estão sujeitas ao controle humano, seja por preços ou por planejamento central. Em um sistema finito sujeito à conservação de massa, quanto mais é colocado sob nosso controle econômico, menos permanece sob o controle espontâneo da natureza. Quando nossas retiradas e inserções de matéria e energia no ecossistema aumentam em escala, a mudança qualitativa induzida no ecossistema também precisa aumentar, por duas razões. A primeira é a primeira lei da termodinâmica (conservação de matéria e energia). A retirada ou a inserção de matéria e energia do ou no ecossistema desfaz o funcionamento deste sistema. Sua mera ausência tem um efeito. A segunda razão é a segunda lei da termodinâmica a qual garante que a matéria e energia extraída é qualitativamente diferente daquela inserida. Materiais brutos de baixa entropia são extraídos, e rejeitos de alta entropia são inseridos. Esta degradação qualitativa dos fluxos de matéria e energia, acompanhada do deslocamento quantitativo dos mesmos, induz mudanças no ecossistema as quais são novas e surpreendentes para nós, porque nosso sistema de informação e controle (preços) assume que não há escassez (interrupção) das fontes e funções ambientais. Cálculos econômicos estão próximos de serem atropelados pelas novas, incertas e surpreendentes respostas de um ecossistema que está excessivamente estressado por ter de suportar o enorme subsistema econômico (Perrings, 1987).

Que tamanho deveria ter o subsistema econômico relativamente ao ecossistema total? Certamente isso, a questão da “ótima escala”, é a questão maior para a macroeconomia ambiental. Mas, tendo em vista que ela é uma questão difícil, e que nós não podemos voltar à “economia do cowboy”, nós adquirimos a tendência de querer catapultar todo o caminho em direção à “economia do astronauta” e tomar o controle total da astronave terra.

“Gerenciamento planetário” implica em que o planeta é que está errado, e não excessos populacionais, avidez, arrogância, ignorância, estupidez e maldade. Nós precisamos manejar a nós mesmos mais do que ao planeta. Nossa manifesta inabilidade para planos centralizados de economia deveria inspirar mais humildade entre os “gerenciadores planetários” que desejam planos centralizados para o ecossistema total. Humildade minimizaria a necessidade de “gerenciamento planetário” ao considerar uma escala humana suficientemente baixa para não desfazer o funcionamento automático de nossos

sistemas de suporte. A “mão invisível” do mercado, apesar de eficiente para “alocação”, é inábil para estabelecer limites para a “escala” da macroeconomia. Nossa limitada capacidade de manejo deveria ser devotada para institucionalizar uma “linha d’água” econômica que limite a macroeconomia à uma “escala” tal que se possa agir em ambos os domínios extensivamente. É irônico que muitos defensores do livre mercado, que não colocam qualquer limite para a escala da economia de mercado (e, portanto, para o crescimento das externalidades), estão tornando mais e mais inevitável o planejamento centralizado que eles opõem. Pior mesmo é a sua celebração do aumento do PIB que acontece quando, formalmente, bens livres tornam-se escassos e recebem um preço. Para “alocação” é necessário que bens novamente escassos não continuem a ter um preço “zero” porque, em caso contrário, não haveria disputa por eles. O aumento da renda nacional e da riqueza, que acontece quando bens livres tornam-se escassos, é mais um indicador de custo do que de benefício, conforme reconhecido por Lauderdale (1819) *apud* Bellia (1996).

Uma anomalia gritante

“Ótima escala” de uma única atividade (microeconomia) não é um conceito estranho aos economistas. Uma atividade é identificada, seja ela produzindo sapatos ou consumindo sorvetes, e uma função de custos e outra de benefícios para a atividade em questão são definidas. Boas razões existem para estabelecer-se que, quando a escala da atividade cresce, os custos marginais aumentam e os benefícios marginais diminuem. O conselho dos microeconomistas é para expandir-se a escala da atividade em questão até o ponto aonde os custos marginais tornam-se iguais aos benefícios marginais. Esta condição define a ótima escala em microeconomia. Toda a microeconomia é uma variação sobre este tema.

No entanto, quando nos deslocamos para a macroeconomia, nós nunca pensamos em “ótima escala”. Aparentemente, não existe uma “ótima escala” para a macroeconomia. Não existem funções de custos e benefícios definidas para o crescimento em escala da economia como um todo. Não interessa quantas pessoas existem, ou quanto cada uma consome, ou quanto as proporções e preços relativos estão certos. Mas, se toda atividade microeconômica possui uma “ótima escala”, então por quê a agregação de todas as micro atividades não tem uma ótima escala? A razão é que a constrição sobre uma atividade qualquer é a fixação de todas as outras e que, quando todas as atividades econômicas crescem, as restrições são canceladas. Então, nós poderíamos convidar os economistas a aumentar a “escala” do ciclo do carbono e do ciclo hidrológico, proporcionalmente ao crescimento da indústria e da agricultura. Nós admitimos que, se o ecossistema pode crescer indefinidamente, então a economia agregada também pode. Mas, até que a superfície da terra cresça a taxas iguais às taxas de juros, nós não devemos considerar seriamente esta pergunta.

A total ausência, na macroeconomia, dos mais básicos conceitos de microeconomia é uma anomalia gritante. O que é válido para uma parte não é necessariamente válido para o todo, mas pode ser, e usualmente é, desde que haja uma identidade agregada ou um auto cancelamento do retorno do trabalho. Como nos exemplos clássicos dos

espectadores de pé na arquibancada para obter uma melhor visão do jogo, cada um cancelando a melhor visão do outro; ou, na observação de que enquanto as exportações de um único país podem ser maiores do que suas importações, a agregação de todas as exportações do mundo não pode ser maior do que a agregação de todas as importações. Mas, que analogias são estas que aceitam que toda atividade econômica tenha uma “ótima escala” enquanto a economia agregada permanece indiferente à “escala”? A indiferença da macroeconomia com a “escala” é devida à visão préanalítica da economia como um sistema isolado.

Quando uma economia cresce, ela aumenta em escala. A escala tem um limite máximo definido ou pela capacidade regenerativa ou pela capacidade de absorção do ecossistema, de preferência a menor. No entanto, a “máxima escala” não costuma ser a “ótima escala”. Dois conceitos de “ótima escala” podem ser distinguidos.

(i) O ótimo antropocêntrico. A regra é para expandir a “escala”, i.e., o crescimento, até o ponto no qual o benefício marginal, para os seres humanos, do capital físico gerado pelo próprio homem, seja igual ao custo marginal, para os seres humanos, do capital natural sacrificado. Todas as espécies não humanas, e seus habitats, são valoradas somente instrumentalmente de acordo com a sua capacidade em satisfazer as vontades humanas. Seu valor intrínseco é assumido ser “zero”.

(ii) O ótimo biocêntrico. Outras espécies, e seus habitats, são preservados além do ponto necessário para evitar o colapso ecológico ou o declínio cumulativo, e além do ponto de máxima conveniência instrumental, i.e., reconhecendo que outras espécies tem um valor intrínseco independente de seu valor instrumental para os seres humanos. A ótima escala biocêntrica do homem poderia, portanto, ser menor do que o ótimo antropocêntrico.

A definição de desenvolvimento sustentável não especifica qual conceito de “ótima escala” usar. Ela é consistente com qualquer “escala” que não esteja acima do máximo. A sustentabilidade é, provavelmente, a característica de “ótima escala” em relação a qual há maior consenso. Ela é uma condição necessária, mas não suficiente, para “ótima escala”.

Capacidade de suporte como uma ferramenta da macroeconomia ambiental

Muitos resistem à aplicação do conceito de capacidade de suporte aos seres humanos. Certamente o conceito é mais fácil de aplicar aos animais do que aos homens. Para os animais, a capacidade de suporte pode ser considerada quase inteiramente em termos de população. Isto acontece porque o consumo per capita de recursos pelos animais é constante, tanto no tempo (animais não experimentam desenvolvimento econômico), quanto para todos os indivíduos de uma mesma espécie (animais não têm classes sociais ricas e pobres). Este último ponto não quer dizer que os animais sejam igualitários. Claramente existem dominâncias hierárquicas e territoriais. Mas, estas iniquidades são principalmente relacionadas à reprodução, e não à grandes diferenças no consumo per capita. Também para os animais, a tecnologia é, para todos os fins práticos,

uma constante genética, enquanto para o homem é uma variável cultural. Para os seres humanos, nós não podemos falar em capacidade de suporte somente em termos de população, mas precisamos especificar algum nível médio de consumo per capita (“padrão de vida”), algum grau de iniquidade na distribuição dos níveis individuais de consumo em torno deste nível médio, e algum nível ou faixa tecnológica. Especulações otimistas a respeito de inimagináveis tecnologias para daqui um século podem vir a se tornar verdadeiras, mas isso não muda o impasse colocado para o próximo dobramento da população humana. Por exemplo, conflitos pela posse da terra tornam-se violentos. Em muitos países o estágio atual de apropriação dos recursos aponta para grandes e caros programas de assentamento do tipo testemunhado por Rondônia. A probabilidade de falhas devido à razões ecológicas é muito alta. Politicamente, as vantagens destes programas consistem, entre outras, em minimizar sérios conflitos existentes em outras regiões, em adiar o problema do controle da população (ou num primeiro instante, em países de grandes áreas, a sua distribuição espacial), em manter temporariamente a miragem de progresso e otimismo, e em oferecer um grande projeto nacional para galvanizar o apoio popular. Contra tais vantagens políticas, estimativas realistas da capacidade de suporte, no tempo necessário para atingir-se a próxima geração, podem não ser muito persuasivas. Mas, tal estudo, é uma pré-condição para qualquer plano realista. Nada é mais deseconômico do que desperdiçar recursos na perseguição de um objetivo impossível.

Implicações políticas da macroeconomia ambiental

A “ótima escala” não é bem conhecida atualmente mas, no mínimo, uma característica sua é conhecida: a “ótima escala” precisa ser sustentável. Então, nossa atenção naturalmente é focalizada em como limitar a escala a um nível sustentável? Provavelmente dando à discussão de “desenvolvimento sustentável” um pouco mais de um fundamento teórico do que ele tem tido até o presente. A partir disso, nós podemos começar a investigar princípios operacionais de sustentabilidade e de macroeconomia ambiental, tais como os que seguem.

(i) O princípio fundamental é limitar a escala humana (fluxos de materiais, energia, etc.) a um nível tal que, se não ótimo, esteja no mínimo dentro da capacidade de suporte e, portanto, seja sustentável. Uma vez que a capacidade de suporte tenha sido definida, torna-se necessário referenciar-se um “padrão de vida” (nível de consumo de recursos per capita). Desenvolvimento sustentável precisa tratar com suficiência assim como com eficiência, e não pode evitar um limite de escala. Uma “ótima escala” (no sentido antropocêntrico) deveria ser uma na qual os custos marginais de expansão a longo prazo sejam iguais aos benefícios marginais de expansão a longo prazo. Até que nós consigamos desenvolver medidas operacionais de custo e benefício de expansão de “escala”, a idéia de “ótima escala” permanecerá um formalismo teórico, mas muito importante. Os princípios a seguir objetivam traduzir esta limitação geral de nível macro em regras de nível micro.

(ii) O progresso tecnológico para atingir o desenvolvimento sustentável deveria dar preferência ao aumento da eficiência (e.g. produtividade) ao invés do aumento nos fluxos. Limitando a escala de fluxos de recursos (aumentando o preço dos recursos)

poder-se-ia induzir este incremento tecnológico. Ambos os grupos, dos otimistas e dos pessimistas, deveriam concordar com uma política de alto preço dos recursos: os pessimistas no sentido de limitar o crescimento dos fluxos e, conseqüentemente, do estresse ambiental; os otimistas no sentido de prover incentivos para o desenvolvimento de tecnologias de alta eficiência, nas quais eles têm muita fé.

(iii) Recursos renováveis, tanto como fontes quanto como repositórios, deveriam ser explorados em bases de máximo aproveitamento para produção sustentada, não direcionada para o esgotamento (i.e., desconsiderando a “ditadura” da maximização do valor presente), ainda que eles se tornem mais importantes como não-renováveis. Especificamente estes aspectos estabelecem que: as velocidades de apropriação de recursos não deveriam exceder às velocidades de sua regeneração; e, as emissões de dejetos, efluentes, etc., não deveriam exceder a capacidade assimilativa renovável do ambiente.

(iv) Recursos não-renováveis deveriam ser explorados à uma taxa igual à criação de substitutos renováveis. Conforme dito na Introdução deste capítulo, conservar o estoque de capital natural (EKN) é uma condição de sustentabilidade muito comumente expressa por autores ambientalistas, apesar das advertências da atual impossibilidade de fazê-lo com alguns dos recursos, tais como com os bens geológicos (não renováveis), em função da tecnologia disponível (Daly, 1989). Receitas oriundas da exploração de recursos não-renováveis deveriam ser divididas em uma componente de rendas e uma componente de capital. Esta divisão seria feita de tal modo que, quando do esgotamento do recurso não-renovável, um novo ativo renovável teria sido implementado pelos investimentos anuais da componente capital. Isto é, a exaustão de um recurso não-renovável, e.g. o carvão, deve ser compensada por outros investimentos que, quando da exaustão, gerem a mesma receita líquida (El Serafy, 1989 & 1991). Isto permitiria que o conceito de sustentabilidade fosse ampliado, estabelecendo-se o requisito de que o estoque de capital total - EK (estoque de capital total) = EKM (estoque de capital feito pelo homem) + EKN (estoque de capital natural)- seja crescente ou, no mínimo, constante ao longo do tempo.

Uma sociedade somente será progressiva (como sinônimo de desenvolvimento) se ela poupar parte de suas rendas para a reposição do capital desgastado na produção e, ainda, fazê-lo crescer com o investimento da parte da parcela poupada. A sociedade estacionária é aquela que poupa exclusivamente o suficiente para repor o capital desgastado (cobertura da depreciação), e a regressiva é aquela cuja poupança é insuficiente até mesmo para repor o que se desgastou com a produção.

Talvez existam outros princípios para o “desenvolvimento sustentável” (tais como aqueles “éticos” citados e discutidos anteriormente) e, certamente, aqueles listados acima necessitam ser refinados, clarificados, e tornados mais consistentes entre os níveis macro e micro. Mas estes quatro são um bom ponto de partida operacional e um desafio político suficiente para a atualidade. As sociedades que aspiram ao “desenvolvimento sustentável” (e.g. a brasileira que expressa esse desejo em sua constituição) serão capazes de operacionalizar este conceito, que envolve tais princípios “radicais” e que se seguem tão logicamente? Ou elas, ao invés de enfrentar o problema de limite de escala (e.g. limites do consumo *per capita* de recursos naturais) requerido para se viver de “renda real” (e.g. renda medida menos os custos da degradação ambiental), se voltarão ao mito

cornucopiano do “crescimento ilimitado”, recristianizado de “crescimento sustentável”. É mais fácil inventar péssimos jogos de palavras do que desenvolver uma macroeconomia ambiental da sustentabilidade.

Passos já dados em macroeconomia ambiental: a questão de uma contabilidade para a natureza

A contabilidade das rendas nacionais (PIB, PNB, etc...) é uma parte da macroeconomia, e tem havido um esforço no sentido de corrigir a contabilidade de rendas incluindo nela o consumo de capital natural. Também, os custos de controle ambiental que nas contabilidades tradicionais são tratados como consumo final, têm recebido um tratamento de custos intermediários de produção de um determinado produto ou “commodity”, (Huetting, 1980; Leipert, 1986; Repetto, 1987; Ahmad *et al.*, 1989).

Os “contabilistas” tradicionais das rendas nacionais não têm exatamente estado na linha de frente do esforço para corrigir estas questões, e pode-se mesmo dizer que estão afundando seus pés nelas. Entretanto, a tentativa, conservadoramente motivada e impecavelmente ortodoxa, de realizar uma estreita aproximação da verdadeira “renda Hicksiana” (máximo disponível para consumo sem consumir o estoque de capital), certamente fará deste esforço uma fundação importante para a macroeconomia ambiental. Hicks (1946): “*a finalidade dos cálculos de renda em trabalhos práticos é fornecer à população uma indicação do montante que ela pode consumir sem empobrecer-se... é servir de guia para uma conduta prudente...*”.

A análise inter-indústria (“input-output”) é também uma ferramenta útil que pode ser creditada à macroeconomia devido à sua relação com as contas nacionais. Certamente, esta análise é extremamente importante para elucidar as necessidades (diretas e indiretas) de materiais, e especialmente energia, que precisam ser extraídas do ambiente para aumentar a produção de qualquer componente da economia.

ESTRUTURA METODOLÓGICA PARA A INTEGRAÇÃO DOS ESTUDOS

Introdução

Vimos que o “desenvolvimento sustentado” tem a sua abordagem operacional (teórica e prática) essencialmente no âmbito do que se convencionou chamar Economia Ambiental ou Ecológica (Costanza, 1991); e que, portanto, uma abordagem (socio)econômico-ambiental para a integração dos estudos, justifica-se porque atende, operacionalmente aos cinco níveis dos “desejos” expressos pelos Objetivos Gerais do Projeto. Ainda, a inclusão, em nossos título e texto, do termo (SOCIO) é para salientar que, como veremos, no método de integração proposto, a avaliação social - em conjunção com as avaliações ecológica e econômica - forma a base da análise do mérito e da sustentabilidade de diagnósticos, planos, programas, projetos, etc., voltados ao desenvolvimento.

Em seguida, no item Inserção da Componente Ambiental no Processo de Desenvolvimento nós discutimos as bases teóricas da estrutura metodológica, i.e., nós justificamos as práticas a serem utilizadas na estrutura metodológica, a ser aqui proposta e testada (na abordagem de integração dos estudos), para a operacionalização do conceito de “desenvolvimento sustentável”, através de uma estratégia visando a “inserção da componente ambiental no processo de desenvolvimento”. Esperamos ter ficado claro que há muito na moderna economia que está em acordo com o pensamento ambiental, e que é necessário refletir, nas medidas da contabilidade nacional (e regional, municipal, etc.), as variações causadas nos estoques de recursos naturais pela atividade econômica. Isto é, uma correção da renda a todos os níveis (nacional, estadual, etc.) para as perdas ambientais é altamente recomendável, desde que fique claro na apresentação dos resultados, que isto não constitui-se num completo indicador do bem-estar da sociedade ao longo do tempo.

Neste item, tendo em vista que o “desejo” de “instrumentalizar ações integradas no uso sustentado do espaço e fundamentar alternativas de decisão política de gerência ambiental”, expresso nos Objetivos Gerais do presente projeto, é essencialmente prático (i.e., operacional), a estrutura metodológica aqui desenvolvida e utilizada (testada) para a integração dos estudos, baseia-se na idéia da realização de uma contabilidade que considere as perdas (custos) e ganhos (benefícios) ambientais, devidos à **MINERAÇÃO DO CARVÃO**, na área do estudo.

É difícil colocar em prática o conceito de desenvolvimento integrado sem uma ferramenta para facilitar a distribuição de investimentos entre as várias áreas do ambiente ou identificar previamente os pagadores e beneficiários das políticas consideradas. A contabilidade dos recursos naturais pode atuar como um catalisador para estruturar políticas ambientais. Ela pode ter o mesmo papel de iniciador ou indutor que os estudos de impactos tem em um projeto individual.

Os **objetivos da estrutura metodológica aqui desenvolvida**, além de testá-la como uma abordagem para a integração de estudos multidisciplinares visando a noção de “desenvolvimento sustentável”, são os seguintes:

- sugerir informações (sócio-econômico-ambientais, no caso presente) as quais deveriam ser consideradas quando contabilidades, a todos os níveis (nacional, regional, estadual, municipal e, mesmo, com as devidas adaptações, projetos individuais), são publicadas, a fim de evitar interpretações errôneas das variações no nível da renda (i.e., na avaliação do crescimento econômico) por políticos, técnicos, empresários e o público em geral;

- examinar se é possível corrigir estas rendas para as perdas ambientais, tanto para os RN não-renováveis (no caso a mineração de carvão), quanto RN renováveis (afetados pela mineração do carvão, no caso presente). Propondo, para tanto, uma maneira prática e defensável para o problema da construção de “preços-sombra” para as funções (usos) ambientais, que sejam diretamente comparáveis aos preços de mercado dos bens e serviços produzidos pelo homem;

- estimar o conteúdo de “renda verdadeira” dos lucros auferidos com a venda de recursos minerais (carvão, no caso presente), considerando a exaustão de um bem natural que não é renovável;

- fornecer subsídios para a análise do mérito e da sustentabilidade da utilização do carvão na área do estudo, através da avaliação das suas componentes ecológica, social e econômica.

Estrutura Metodológica

Theys (1989): “*Não causa surpresa que as propostas para realização de contabilidade ambiental sejam variadas. Esta heterogeneidade simplesmente reflete variados conceitos políticos, estruturas institucionais... Ela também indica a dificuldade de achar-se um consenso sobre uma estrutura teórica que poderia apresentar claramente a complexa relação entre a economia e o meio ambiente. Portanto, é preferível usar-se uma análise baseada em uma estrutura contábil simplificada considerando caso a caso*”.

Conforme o exposto no item Uma contabilidade para (que inclua) a natureza, o ajuste na contabilidade das rendas deve ser feito *gradualmente*, um RN de cada vez (e.g. exaustão de depósitos de minério, qualidade das águas, pesca, florestas, etc.), e *adicionalmente* a medida que nossas metodologias vão se firmando e as bases físicas de nossos cálculos melhoram.

Portanto, a estrutura metodológica aqui proposta objetiva a análise da **ATIVIDADE MINERAÇÃO DO CARVÃO** e da sua inserção na contabilidade da renda para a área do estudo, integrando elementos de avaliação ecológica, social e econômica. Os demais RN (água, solo, etc.) serão aqui abordados como compartimentos ambientais substratos dos impactos (externalidades) gerados por esta mineração.

A partir do exposto, esperamos ter ficado claro que para um ajuste completo da contabilidade na área do estudo (i.e., PIB municipal no presente caso), é necessário que o método proposto seja aplicado às outras atividades específicas na área do estudo (e.g. termelétricas e agricultura). Após isso feito poderíamos integrar os resultados e realizar uma completa correção dos PIB municipais. Nosso interesse aqui é o de desenvolver e testar o método somente para a **MINERAÇÃO DO CARVÃO**.

A Figura 1 apresenta o fluxograma da estrutura metodológica aqui proposta.

A seguir passaremos a discutir os termos (elementos) considerados no fluxograma da Figura 1.

a) Os termos-foco do fluxograma.

Primeiramente, a divisão do fluxograma em duas porções ou campos (cores) não é apenas por mero formalismo. As estratégias em que se baseia a operação dos diferentes termos incluídos em cada campo, têm naturezas distintas.

A letra “A”, associada ao campo na cor verde, identifica a esfera de influência de elementos cuja operação se dá, predominantemente, no âmbito da “microeconomia”, i.e., na esfera da análise de bens e impactos considerados individualmente.

A letra “B”, campo na cor rosa, identifica a esfera de influência de elementos cuja operação, se dá, predominantemente, no âmbito da “macroeconomia”, i.e., na esfera da análise de bens e impactos considerados de maneira agregada, reunidos em função de características uniformes.

Os termos externos aos dois campos “A” e “B”, aqui denominados de ter-

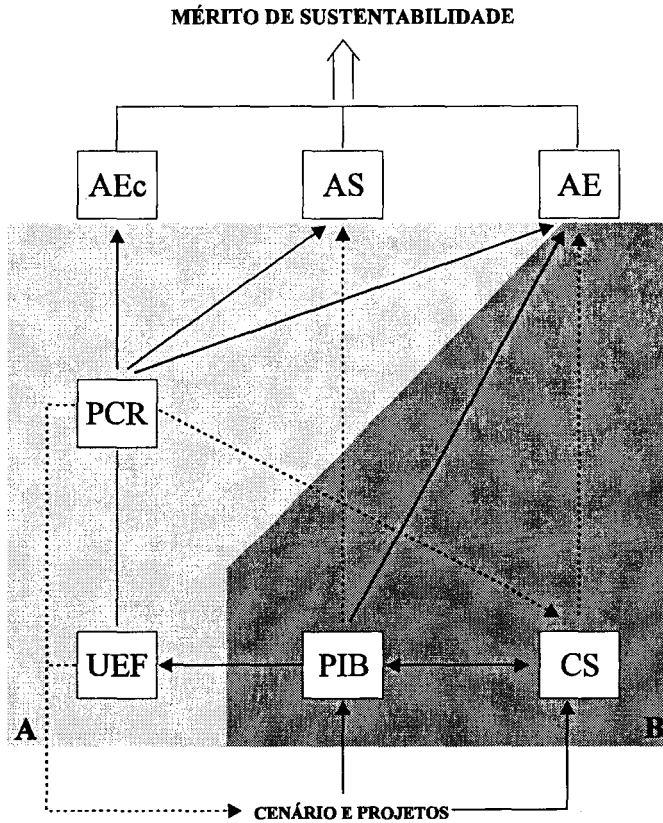


Figura 1. Estrutura metodológica para a integração dos estudos. CS = Contas-Satélite; PIB = Produto Interno Bruto; UEF = Usos, Estoques e Fluxos; PCR = estrutura Pressão-Condicionamento-Resposta; AEc = Avaliação Ecológica; AS = Avaliação Social; AE = Avaliação Econômica.

mos-foco, por terem sua determinação inteiramente dependente tanto dos termos do campo predominantemente microeconômico, quanto do campo macroeconômico do fluxograma, obviamente refletem as duas características em sua análise operacional.

(i) Cenários e Projetos.

A estrutura metodológica pode satisfazer a necessidade, tanto de uma análise histórica evolutiva da apropriação de um RN - no caso presente o carvão -, quanto do diagnóstico de sua situação atual ou, ainda, a análise prognóstica de sua apropriação futura, visando a análise de **Cenários e Projetos** para esta apropriação. Em geral, estas três finalidades são consideradas sequencialmente ou, mesmo, *"pari passu"*. Os Cenários de apropriação de um RN, podem estar associados a projetos individuais, a planos para desenvolvimento, municipal, regional, nacional, etc.

(ii) Avaliações ecológica, social e econômica de cenários e projetos.

Os termos **AEC** (Avaliação Ecológica), **AS** (Avaliação Social) e **AE** (Avaliação Econômica), constituem a base para a avaliação do **Mérito** e da **Sustentabilidade**, do Cenário considerado. Para a sua consecução, como veremos, serão usados indicadores propostos tanto no campo “A” (“microeconômico”), quanto no campo “B” dos elementos “macroeconômicos”.

(iii) Avaliação do mérito e da sustentabilidade de cenários e projetos.

- Mérito de cenários e projetos.

Evidentemente, a avaliação do mérito de cenários e projetos é antecedida por outras atividades “tradicionais” na avaliação de projetos, planos, programas, etc., entre elas as análises de solidez (i.e., teste preliminar para determinar se o cenário ou projeto apresenta-se completo em todas as suas etapas e anexos, sem erros fundamentais e com coerência entre as conclusões de cada uma das suas etapas) e de consistência (i.e., entre outros: analisar a correção da metodologia utilizada durante a elaboração; determinar a credibilidade das fontes e dos dados utilizados; testar cuidadosamente o tratamento operacional utilizado; determinar se o cenário ou projeto é todo consistente entre as suas várias etapas). A avaliação do mérito tem por finalidade determinar se um cenário ou projeto, cuja consistência já foi comprovada, deve ser executado por seus responsáveis. O mérito é função de uma análise em que se determinam relações entre os benefícios gerados e os custos imputados, e as possibilidades alternativas de obter melhores resultados, com estes mesmos custos, em outros cenários do mesmo projeto, plano, programa, etc., ou em outros projetos, planos ou programas.

Os verdadeiros benefícios e custos do cenário ou projeto dependem do ponto de vista em que se situa o avaliador. Se o avaliador trabalha para uma empresa, o resultado do cenário ou projeto são os lucros que ele possa gerar em cada ano da sua vida útil e os gastos são os investimentos que a empresa deve realizar para gerar esses lucros. Entretanto, se o avaliador se situa do ponto de vista da coletividade, trabalhando para o governo p.ex., o conceito de resultado muda e é necessário observar também se o projeto ou cenário gera ocupação, poupança de divisas, emprego de recursos locais, se é sustentável ambientalmente, etc. Isto é, além de uma avaliação financeira (privada ou de rentabilidade privada), deve-se considerar uma avaliação econômica, ou melhor, social-econômica-ambiental ou do mérito do projeto ou cenário para a coletividade.

- Sustentabilidade de cenários e projetos.

A noção de sustentabilidade aqui requerida é aquela expressa por Daly (1991) e desenvolvida no item Limites de crescimento: o conceito de macroeconomia ambiental. Ela refere-se à análise dos limites de “escala” para o crescimento da economia.

Conforme dito, o termo “escala” é uma abreviatura para a escala física ou tamanho da presença humana no ecossistema, conforme medida, por exemplo, pela população multiplicada ao uso de recursos per capita. A “alocação ótima” de uma dada escala de recursos disponíveis na economia é uma coisa (um problema microeconomi-

co). A “ótima escala” de toda a economia relativamente ao ecossistema é um problema completamente diferente (um macro problema). Algo análogo à chamada “linha d’água” de um barco. Mesmo quando a “alocação” de peso dentro de um barco é a melhor possível, quando a água atinge a “linha d’água” diz-se que o barco alcançou sua “capacidade de suporte” segura (ou seja sua “ótima escala”).

Portanto, mesmo que todos os projetos em uma determinada região sejam “ambientalizados”, é necessário, também, atentar para a capacidade de suporte dos ecossistemas. Por exemplo, a poluição residual resulta do fato das medidas técnicas, frequentemente, não resolverem realmente problemas ambientais, porque o crescimento de uma atividade supera o efeito destas medidas; ou, porque, devido às persistência e cumulatividade da pressão (e.g. poluição) sobre o MA, estas medidas somente reduzem a velocidade de deterioração. O Relatório Brundtland (ONU - Nosso Futuro Comum, 1988) diz que *“perseguindo o objetivo do desenvolvimento, no passado, nos preocupamos com os impactos do crescimento econômico sobre o MA. Agora temos que nos preocupar com os impactos do desgaste ecológico sobre nossas perspectivas econômicas”*.

A questão do financiamento para as medidas de controle ambiental também é importante do ponto de vista da sustentabilidade. No item Política econômica e crescimento da produção, foi dito que a noção de que a produção deveria aumentar, a fim de criar o suporte financeiro necessário à conservação do MA é amplamente disseminada, e altamente popular, nas políticas econômica e ambiental oficiais. Esta proposição é discutível, porque a deterioração ambiental é, em grande extensão, precisamente uma consequência do crescimento da produção. Mesmo nos países desenvolvidos o crescimento da produção atingido é, essencialmente, devido ao crescimento em produtividade mas, mesmo assim, tem exigido a perda de escassos bens ambientais e, esta perda, não tem sido levada em conta. Ainda, prevenir a poluição, a degradação e a exaustão dos RN, *via* taxações e regulações, significa que, tendo em vista as limitações das tecnologias existentes, mais trabalho é requerido para a produção de uma dada quantidade de bens. Isto reduz o labor da produtividade e, conseqüentemente, coloca em xeque o crescimento da produção.

b) Os termos microeconômicos.

Conforme dito acima, a letra “A”, associada ao campo na cor verde, identifica a esfera de influência de elementos cuja operação se dá, predominantemente, no âmbito da “microeconomia”, i.e., na esfera da análise de bens e impactos considerados individualmente.

(i) O termo UEF.

O termo UEF refere-se à identificação dos Usos, à quantificação dos Estoques e à avaliação dos Fluxos de apropriação de um determinado RN, no caso presente o carvão. O Uso do carvão na área do estudo é essencialmente para fins energéticos (insumo para termelétricas do Rio Grande do Sul); a quantificação dos Estoques de carvão refere-se essencialmente às estimativas oficiais disponíveis das suas reservas; e, a avaliação dos Fluxos de apropriação do carvão refere-se à sua produção média anual.

(ii) O termo **PCR**.

O termo **PCR** refere-se: às identificação e caracterização das **Pressões** (impactos ou externalidades ambientais) geradas pela apropriação de um dado RN sobre ele próprio, e sobre os diferentes compartimentos ambientais (ou outros RN), considerados individualmente; às mudanças no **Condicionamento** (qualidade e/ou quantidade), geradas por esta apropriação, sobre ele próprio, e sobre os diferentes compartimentos ambientais (ou outros RN), considerados individualmente; e, às **Respostas** (i.e., ações, decisões, alocações recursos humanos, materiais e financeiros, etc.) da sociedade à estas Pressões e mudanças no Condicionamento. Por representar, como veremos, uma estrutura operacional complexa, o termo PCR será discutido em detalhe, a seguir.

c) Elementos macroeconômicos.

Conforme dito acima, a letra “B”, campo na cor rosa, identifica a esfera de influência de elementos cuja operação, se dá, predominantemente, no âmbito da “macroeconomia”, i.e., na esfera da análise de bens e impactos considerados de maneira agregada, reunidos em função de características uniformes.

Neste campo situam-se, basicamente, o **PIB** (Produto Interno Bruto) da área em estudo, calculado de maneira tradicional, e as **CS** (Contas-Satélite) as quais, cf. item Uma contabilidade para (que inclua) a natureza, são estruturas auxiliares que visam incluir elementos “desejáveis” que o PIB omite e excluir os “indesejáveis” que ele inclui. Estes termos serão discutidos, a seguir, neste item.

3.3. PIB (Produto Interno Bruto).

Um dos principais objetivos da teoria econômica é explicar a economia como um todo, identificando e, quando possível, medindo as forças que determinam a produção total e o nível de emprego das comunidades (municipais, nacionais, etc.), bem como de segmentos representativos de atividades econômicas (agricultura, indústria, etc.). Evidentemente, esta é uma tarefa complexa, pois a produção inclui centenas de milhares de produtos (bens e serviços), sobre cujos processos de produção e uso incidem decisões emanadas de centenas de milhões de pessoas. Para tornar a tarefa possível, é necessário simplificar o problema através da agregação, ou seja, reunindo as características uniformes de indivíduos e empresas, selecionando-os de modo a reduzir o número de variáveis. As análises efetuadas desta forma têm o nome genérico de macroeconomia.

A Tabela 10.1 mostra diferentes indicadores (agregados) calculados em sistemas de contas nacionais, estaduais, municipais, etc.

Tabela 10.1.

Indicadores calculados em sistemas de contas nacionais, estaduais, municipais, etc. e os itens que compõem cada indicador. PIB (Produto Interno Bruto), PIL (Produto Interno Líquido), PNB (Produto Nacional Bruto), PNL (Produto Nacional Líquido). Os sinais positivos e negativos indicam quando os itens componentes são somados e quando são subtraídos.

ITENS	PIB	PIL	PNB	PNL
Valor dos bens e serviços produzidos	+ sim	+ sim	+ sim	+ sim
Impostos	- sim	- sim	- sim	- sim
Subsídios	+ sim	+ sim	+ sim	+ sim
Depreciação	não	- sim	não	- sim
Rendas obtidas no exterior	não	não	+ sim	+ sim
Rendas pagas ao exterior	não	não	- sim	- sim

A inserção da variável ambiental (para correção dos) nos PIB's municipais calculados para a área do estudo é um dos principais produtos indicados nos objetivos da estrutura metodológica proposta. Esta correção envolve o conceito de Depreciação de certas formas de capital (e.g., plantas industriais e maquinaria), que deve ser estendida para incluir a Depreciação do Capital Natural (DCN), Peskin (1991). Como veremos a seguir, se nós corrigirmos o PIB, descontando as depreciações correntemente feitas, nós obteremos o PIL, cf. Tabela 10.1. Mas, se a esta correção nós incluímos a DCN e o Custo das Medidas de Proteção Ambiental (CMP), nós obteremos, partindo do conceito de Daly (1989), um Produto Interno Líquido Socialmente Sustentável (PILSS), o qual corresponde ao Produto Interno Líquido (PIL), menos os Custos das Medidas de Proteção (CMP), e menos a Depreciação do Capital Natural (DCN). As razões para isso são as que seguem.

Para realizarmos uma estreita aproximação da verdadeira "renda Hicksiana" (máximo disponível para consumo sem consumir o estoque de capital, nós não podemos consumir todo o PIB sem correr o risco de empobrecimento, por isso subtraímos a parcela referente à depreciação (e.g. de máquinas, equipamentos, obras de infraestrutura) para calcular o PIL (cf. Tabela 10.1), como é usual, se nos ativermos às rendas disponíveis segundo o conceito de Hicks.

Nós podemos, então, consumir todo o PIL, ano após ano, sem nos empobrecer? Não, porque a produção referente ao PIL requer atividades de suporte (i.e., vinculadas à apropriação de RN, no caso presente) que não são biofisicamente sustentáveis e,

portanto, por não considerar os custos associados à estas atividades de suporte, a mensuração do PIL superestima o produto líquido consumível. Conseqüentemente, o incremento do PIL é um indicador falso para ser um guia da condução prudente para a sociedade (Daly, 1989). Repetindo Hicks (1946), “*a finalidade dos cálculos de renda em trabalhos práticos é fornecer à população uma indicação do montante que ela pode consumir sem empobrecer-se... é servir de guia para uma conduta prudente...*”.

El Serafy (1989), neste mesmo sentido, adverte que numa comunidade que vive em grande parte da exploração de RN, quando a bonança (de preços) cessa e/ou os RN se mostram exauridos (ou substituíveis tecnologicamente por outros materiais ou fontes de energia), o padrão de vida cai e surgem pressões intoleráveis no balanço externo. A nação (e.g. Venezuela) se vê frente a uma altíssima dívida externa que foi contratada nos anos prósperos, quando superestimavam sua capacidade de pagar.

Dois ajustes seriam necessários para aproximar o PIL do conceito de Hicks.

(i) O primeiro, estender o princípio da depreciação para cobrir o consumo dos estoques de capital natural pela produção.

(ii) O segundo, seria o de subtrair os custos das medidas de proteção (ambiental, no caso presente), ou de reversão dos impactos indesejáveis da produção e do consumo agregados, pois estas medidas representam redução da renda disponível para consumo.

Daly (1989) conceitua, então, que o Produto Nacional Líquido Socialmente Sustentável (PNLSS) corresponde ao Produto Nacional Líquido (PNL), menos os Custos das Medidas de Proteção (CMP), e menos a Depreciação do Capital Natural (DCN), ou:

$$\text{PNLSS} = \text{PNL} - \text{CMP} - \text{DCN}$$

Tal definição não interfere com a estrutura corrente dos sistemas de contabilidade nacional das Nações Unidas (UN/SNA) e, portanto, não prejudica sua continuidade histórica ou possibilidades de comparação. Na realidade, introduz duas contabilidades adicionais (Contas-Satélite), i.e., os CMP e a DCN, que aproximarão mais os resultados de suas funções objetivas do conceito de Hicks.

Neste estudo, nós trabalhamos com a correção do PIB municipal, logo, na formulação acima o termo Nacional passa a ser Municipal.

3.4. Contas-Satélite (CS).

O item Uma contabilidade para (que inclua) a natureza nos informou que uma correção da renda (i.e., do PIB) a todos os níveis (nacional, estadual, municipal, etc.) para as perdas ambientais é altamente recomendável. Para isso, ao invés de uma abordagem holística, propõe-se o uso de Contas-Satélite a serem incluídas nas contabilidades desenvolvidas pelo Sistema de Contas Nacionais das Nações Unidas (United Nations System of National Accounts - SNA), aplicável também à escala do município, a fim de que ajustes parciais das rendas possam ser realizados. Estas Contas-Satélite visam incluir elementos “desejáveis” que o SNA omite e excluir os “indesejáveis” que ele inclui.

Conforme visto no item PIB, anterior, na metodologia proposta os elementos componentes das Contas-Satélite (CS no fluxograma da Figura 1) são: os Custos das

Medidas de Proteção (CMP) e a Depreciação do Capital Natural (DCN). Chamamos a atenção que, tendo em vista o fato do carvão ser um RN não-renovável, às CS nós iremos incluir um elemento de capital a ser estimado através da estratégia proposta por El Serafy justificada e descrita no item “c” a seguir.

a) Custos das Medidas de Proteção (CMP).

Os Custos das Medidas de Proteção (CMP), são valores monetários, relacionados à proteção/controlar ambiental (e.g, tratamento de efluentes, mudanças no processo industrial, redução na produção, etc.). Como veremos, no item Depreciação do Capital Natural, a seguir, estes custos são estabelecidos para diferentes alternativas de proteção/controlar.

Além destes custos, Leal (1986) *in* Bellia (1996), faz considerações sobre outros CMP classificando-os do seguinte modo:

OBSERVAÇÃO - evidentemente, esta divisão é elementar e tenta resolver, à medida do possível, o arco de possibilidades para definir os custos, sem a pretensão de que tais categorias venham a se constituir num modelo restritivo.

(i) Custos ligados à redução ou eliminação de danos ambientais.

- Custos de Regulamentação e Controle.

Estes custos resultam das atividades que determinam qual capacidade do meio ambiente do meio ambiente poderá ser utilizada e em que quantidade (custo de regulamentação), bem como os custos de controle da aplicação das medidas regulamentadoras.

- Custos Financeiros.

Estes são, basicamente, os custos de oportunidade dos usos alternativos dos recursos em questão. Estes custos têm caráter eminentemente financeiro e não estão relacionados com as medidas de regulamentação.

- Custos de Pesquisas e de Informação.

Provêm das atividades de pesquisa e informação, orientadas para a melhoria do conhecimento das necessidades e dos efeitos das alterações do meio ambiente.

Deve-se assinalar que estes custos são originados, basicamente, pelos níveis mais altos da estrutura organizacional da sociedade e, como consequência, dificilmente um deles será imputado diretamente a indivíduos.

(ii) Custos orientados ao aumento da capacidade do MA.

El Serafy trata estes custos como “Depreciação positiva”, a qual pode ser possível com, por exemplo, reflorestamento ou estocagem dos excedentes da produção mas, tal tipo de “depreciação” deveria ser tratada como formação de capital ou investimento (e descontada do PNB).

- Custos de Recuperação.

São os custos voltados à restauração, mesmo parcial, da qualidade de um meio natural deteriorado.

- Custos de Criação de Novas Capacidades Ambientais.

Estes custos correspondem à criação de novos bens e serviços ambientais, necessários para a execução de uma política (e.g. criação de novos parques nacionais).

- Custos de Preservação.

Estes custos se originam na necessidade de preservar determinadas áreas. Eles estão ligados aos custos anteriores, mas se referem, especificamente, às atividades de desenvolvimento e operação da área preservada.

b) Depreciação do Capital Natural (DCN).

A Depreciação do Capital Natural (DCN) está relacionada às mudanças negativas nas suas qualidade e/ou quantidade, ou seja, na sua disponibilidade. Antes de tudo, é preciso que seja feita uma distinção entre RN renováveis e RN não-renováveis.

Para que o capital natural, representado pelos RN renováveis, permaneça intacto (tanto em termos da sua qualidade, quanto da sua quantidade), provisões deveriam ser feitas para (cobrir) a sua depreciação. Para RN renováveis, tais como florestas e solos, produções sustentáveis podem ser calculadas, e exploração acima destas, devem ser consideradas como depreciação, i.e., custos a serem descontados do PIB, cf. Tabela 1.

Segundo Leal (1986):

Custos Diretos - são os custos que se referem aos danos criados pela presença de agentes negativos sobre alguma função ambiental, fazendo com que perca, total ou parcialmente, seu valor de uso (e.g. a contaminação da água). Tais custos se referem a danos em funções ambientais específicas.

Custos Indiretos - tais custos são associados a prejuízos para o multiuso, ou para o uso alternativo do meio ambiente e dos recursos naturais (e.g. a contaminação da água pelas industrias pode impossibilitar o seu uso para recreação).

Para que isso possa ser feito, é necessário estabelecer-se valores monetários para essa depreciação. Como a maioria dos recursos ambientais são intangíveis do ponto de vista dos preços praticados pelo mercado, é necessário utilizar-se uma estratégia baseada na construção de Preços-Sombra, cf. item Construção de “preços-sombra” para o MA.

A partir das considerações teóricas realizadas Bidone (1997) - também em Bidone & Maddock (1997a) -, propõe uma abordagem prática para a construção destes Preços-Sombra.

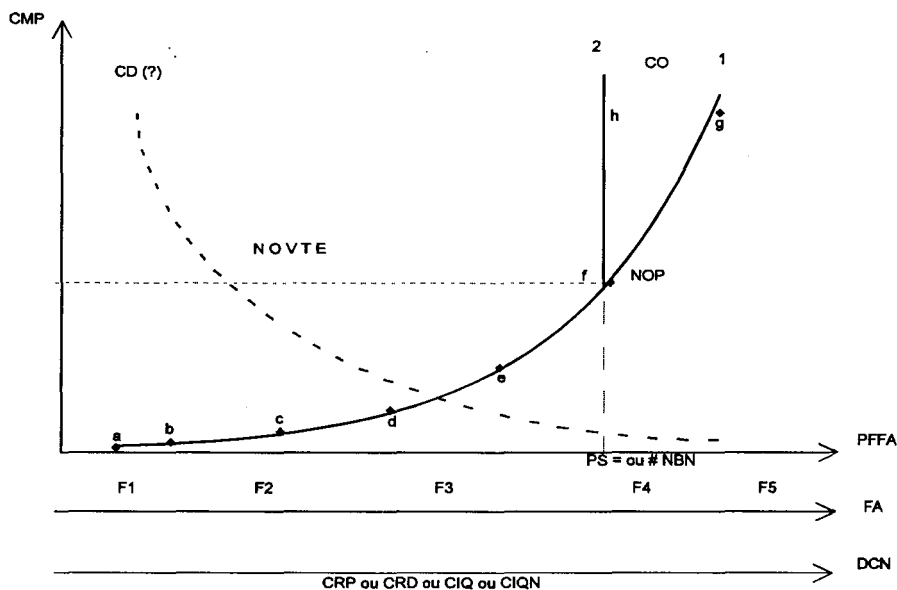
Antes, porém, é necessário lembrar que a DCN aqui considerada diz respeito aos impactos gerados pela exploração do carvão (um RN não-renovável, para o qual a noção de depreciação não é aplicável, cf. ítem Uma contabilidade para (que inclua) a natureza e Implicações políticas da macroeconomia ambiental) sobre outros compartimentos ambientais da área do estudo (água, solo, etc.), os quais são RN renováveis e, portanto, passíveis de depreciação em suas qualidades e quantidades. No caso presente,

portanto, eles serão aqui abordados como compartimentos ambientais substratos dos impactos (externalidades) gerados por esta exploração.

Em segundo lugar, é preciso informar que o cálculo estimativo da DCN, para cada um dos compartimentos ambientais afetados pela exploração do carvão, é feito a partir das análises realizadas no âmbito da estrutura PCR (cf. Figura 1), a qual será detalhada.

Considerando, a título de exemplo, a potencial contaminação de águas fluviais, pelas atividades relacionadas à exploração de carvão na área do estudo, o método proposto por Bidone (1997) pode ser assim exposto.

Uma síntese desta abordagem operacional é mostrada na Figura 2.



CMP = Custo das Medidas de Proteção; PFFA = Padrão Físico para as Funções Ambientais; a, b...n = Alternativas de Medidas de Proteção (AMP); CO = Curva de Oferta de Funções Ambientais; CD = Curva de Demanda por Funções Ambientais; PS = Padrão para Sustentabilidade; NBN = Nível de "Background" Natural; FA = Funções Ambientais (F1, F2, ..., Fn); DCN = Depreciação do Capital Natural; CRP = Custos de Responsabilidade Privada; CRD = Custos de Responsabilidade Desconhecida; CIQ = Custos de Incremento de Qualidade ou de Função; CIQN = Custos de Incremento de Qualidade Natural; NOP = Nível Ótimo de Poluição; NOVTE = Nível Ótimo de Viabilidade, Técnica & Econômica

Figura 2. Incorporação das externalidades (impactos) ambientais geradas pela poluição em análises econômicas do tipo Benefício-Custo (B&C).
Estudo de caso: contaminação de águas fluviais.

(i) Os Custos das Medidas de Proteção (CMP), são valores monetários, relacionados à proteção/controlar ambiental (e.g., tratamento de efluentes, mudanças no processo industrial, redução na produção, etc.). Estes custos são estabelecidos para diferentes alternativas de proteção/controlar (AMP - Alternativas de Medidas de Proteção a, b,...n sobre a Figura 2).

(ii) O Padrão Físico para as Funções Ambientais (PFFA), corresponde a um parâmetro químico, físico ou biológico (i.e., um Indicador da Qualidade do RN - IQRN), capaz de referenciar a qualidade necessária à realização de diferentes funções ou usos possíveis (F1, F2...Fn sobre o eixo auxiliar das Funções Ambientais FA da Figura 2) de um RN, aqui no exemplo, as águas de um determinado rio.

Portanto, padrões são valores (aceitáveis/desejáveis ou ilegais/indesejáveis) de uma variável considerados na avaliação da qualidade de um RN. Eles são de uso corrente na gestão ambiental das poluições. No caso das produções (e.g., agricultura e produção florestal), os padrões da QRN podem atuar como objetivos ou limites que não podem ser transgredidos (e.g. os percentuais de área permitida para desmatamento em propriedades na Amazônia ou padrões de tolerância de perdas de solos).

Para as águas fluviais, na prática, nós temos considerado parâmetros hidrogeocímicos (e.g., sólidos suspensos, DBO, pH, etc.) definidos pela legislação vigente (Resolução nº20 de 1986 do Conselho Nacional do Meio Ambiente), como condicionantes (i.e., padrões legais) dos diferentes usos (funções) possíveis das águas fluviais (e.g., F1 = abastecimento doméstico após tratamento simplificado; F2 = abastecimento doméstico após tratamento convencional; etc.).

No caso dos estudos sobre a contaminação de águas fluviais por substâncias tóxicas (e.g., Hg e outros metais pesados) nós temos utilizado como PFFA, o cálculo do risco associado às concentrações destas substâncias nas águas fluviais (Bidone *et al.*, 1997b; Bidone *et al.*, 1997c).

O PFFA precisa ser relacionado às AMP através de modelos matemáticos ambientais, capazes de estimar (i.e., prognosticar) os valores do PFFA resultantes no meio analisado, para cada uma das AMP. Para isso, nós desenvolvemos modelagens baseadas em balanços de massa dos fluxos de materiais nas correntes (portanto, com o uso de uma abordagem dinâmica, e não descritiva como as tradicionais) ao longo dos rios, que foram capazes de diferenciar as componentes antrópica e natural destes fluxos e, ainda, fornecer os dados básicos necessários à execução da avaliação do risco associado a estes materiais à saúde humana (Travassos & Bidone, 1995; Laybauer & Bidone, 1997; Hatje *et al.*, 1997).

(iii) A Curva de Oferta de Funções Ambientais (CO), é construída considerando-se as interseções do custo (CMP) com o valor do PFFA, estimado à partir de modelagem, para cada uma das AMP.

(iv) A Curva de Demanda por Funções Ambientais (CD) é praticamente impossível de construir. Porque, para isso, seria necessário considerar-se a preferência por qualidade ambiental expressa por cada indivíduo de uma sociedade. Portanto, ela deve ser substituída por um Padrão para Sustentabilidade (PS), representado por um valor do PFFA que assegure a manutenção da qualidade das águas do rio analisado, compatibilizando o maior número de funções possíveis de serem realizadas, tanto no presente,

quanto no futuro. Idealmente, o PS deveria coincidir com o Nível de “Background” Natural (NBN) do PFFA no rio considerado.

(v) A intersecção do PS com a CO define um Nível Ótimo de Poluição (NOP) do rio analisado. A intersecção do NOP com o eixo CMP, permite referenciar um Nível Ótimo de Viabilidade Técnica & Económica (NOVTE) para as AMP consideradas para um determinado empreendimento.

(vi) O termo Depreciação do Capital Natural (DCN) está relacionado à noção de “perda de função” (i.e., perda de qualidade da água fluvial impedindo o seu uso para uma ou mais funções), envolvendo a análise de seus custos (Preços-Sombra) e responsabilidades. Três aspectos são aqui considerados.

Primeiro: para a condição $PS \neq NBN$, a CO é a curva (1) da Figura 10. Neste caso, a decisão por qualquer AMP que resultasse em um valor para o PFFA $< PS$ no rio considerado, comprometeria a realização das funções F1, F2 e F3. Os custos desta “perda de função” (Preços-Sombra) são determinados pelo valor monetário da compensação e/ou reposição e/ou restauração, para fazer com que as funções perdidas retornem a sua condição anterior à implantação do empreendimento responsável (e.g., através do custo de tratamento da água para o seu retorno às condições originais). No exemplo, estes custos seriam imputáveis ao empreendimento, i.e., são Custos de Responsabilidade Privada (CRP). Para as funções factíveis somente para valores de PFFA situados entre o PS e o NBN, os custos para a sua realização seriam do tipo Custos de Incremento de Qualidade (CIQ) ou de Função, a serem arcados por quem delas quiser fazer uso, não cabendo, portanto, ao empreendimento analisado.

Segundo: para a condição ideal $PS = NBN$, a CO é a curva (2) da Figura 10, e são válidas as mesmas considerações feitas anteriormente sobre o DCN, seus custos e responsabilidades. Apenas, neste caso, como a curva terá a sua porção superior coincidindo com o valor do NBN, qualquer função condicionada por um valor de PFFA $> NBN$, incidirá em custos de realização do tipo Custos de Incremento de Qualidade Natural (CIQN).

Terceiro: em muitos casos, os impactos do empreendimento são “mascarados” por outras fontes capazes de gerar o mesmo tipo de impacto; nestes casos, os custos relacionados à DCN são do tipo Custos de Responsabilidade Desconhecida (CRD). Evidentemente, esta é uma situação indesejável, porque se não for possível imputar-se responsabilidades, estes custos serão transferidos, como Custos de Incremento de Qualidade (CIQ), para os demais usuários do meio considerado, sejam eles privados ou não.

(vii) O método proposto, além da estimativa dos Preços-Sombra de recursos ambientais intangíveis ao nível dos preços de mercado, permite o estabelecimento de bases para projetos, planos, programas, etc., voltados à gestão ambiental. Aqui uma distinção pode ser feita entre metas e objetivos (Adriaanse, 1993).

Metas são valores ideais ou desejáveis, identificados por cientistas e responsáveis pela elaboração das políticas, que talvez nunca sejam alcançados (e.g. uma meta da política nacional de reduzir a poluição das águas fluviais a “zero”, i.e., fazer com que elas mantenham o seu NBN).

Objetivos são valores, no presente contexto valores de um indicador de qualidade de um RN (IQRN, cf. item A estrutura pressão-condicionamento-resposta (PCR),

a seguir), os quais, acredita-se, possam ser implementados nos curto e médio termos (e.g. um projeto que tenha por objetivo fazer com que, em um horizonte temporal de 5 anos, 50% dos produtores de um município, ou bacia hidrográfica, usem práticas de conservação dos solos). Um indicador de desempenho pode ser o que descreve a razão entre a situação atual (“estado d’arte”) e um objetivo. No exemplo anterior, da conservação dos solos, se o projeto atingiu, até o momento, 40% de conservação, pode-se dizer que ele atingiu um desempenho de 80% de sucesso. Não há sentido em se obter IQRN mais refinados, a não ser que existam padrões e metas com os quais julgar desempenho.

Ainda, muito útil do ponto de vista da avaliação da capacidade de suporte de um RN é a noção de **Limite**. Limites são valores de uma variável (i.e., um IQRN) além dos quais mudanças negativas rápidas (frequentemente exponenciais) ocorrem (e.g. mudanças nas características físico-químicas de uma água, que são progressivas, dando lugar à produção indesejável de algas).

A noção de limite é importante porque relaciona-se com a capacidade de resiliência dos ecossistemas (Greenland & Szabolcs, 1994). Quanto mais tempo os IQRN permanecerem menores do que os seus limites, maiores são as possibilidades do ambiente se recuperar, se as pressões sobre ele forem removidas. Além dos limites, as mudanças são irreversíveis ou muito lentamente reversíveis (Barrow, 1991; Myers, 1992).

Portanto, simplificada, a partir do método proposto poder-se-ia estruturar uma estratégia de abordagem para um projeto ambiental qualquer, na seqüência abaixo.

1°) Estabelecimento do NBN de um IQRN.

2°) Verificar o incremento de poluição ou degradação havido para atingir o NBP atual.

3°) Avaliar (i.e., estimar com o uso de modelagem matemática) os incrementos futuros potenciais (análise de tendências ou prognóstico de comportamento futuro).

4°) Avaliar (i.e., estimar com o uso de modelagem matemática) o limite de capacidade de suporte do meio considerado para o IQRN utilizado. Verificando o quão “longe” o NBP atual se encontra deste limite (i.e., estimar o déficit e o superavit ambiental do meio considerado).

5°) Estabelecer Metas e/ou Objetivos, construindo Preços-Sombra para todas as alternativas a serem propostas para a sua consecução.

c) Abordagem operacional para o problema do uso do conceito de DCN para os RN não-renováveis (caso do carvão).

Conforme os itens Uma contabilidade para (que inclua) a natureza e Implicações políticas da macroeconomia ambiental, para o caso do capital natural representado pelos RN não-renováveis - tais como os combustíveis fósseis que não podem ser reciclados ou reusados uma vez que eles tenham sido carburados -, o conceito de depreciação não é aplicável.

El Serafy (1989), sugere que, neste caso, está errado contar as receitas totais auferidas com a venda de RN não-renováveis como valor adicionado no cálculo do PIB como tradicionalmente é feito no UN-SNA. Assim como, também está errado descontá-las do mesmo PIB como depreciação do capital natural para obter-se o PIL. Isto excluiria do cálculo da renda líquida (i.e., do PIL) o efeito da renda obtida com a exploração mineral.

Por exemplo, se uma região produz somente carvão, a abordagem *via* DCN a fim de retificar a contabilidade da renda para esta atividade (i.e., a exploração de um RN não-renovável), nos daria um PIB de, digamos, 100 e um PIL de 0. Portanto, é necessário corrigir-se (ajustar-se) o próprio PIB e não a renda líquida.

El Serafy nos diz que depósitos minerais são ativos (e não produção corrente) e que a venda de ativos não gera valor adicionado e, portanto, não deveria ser incluída no cálculo do PIB. No entanto, eles geram fundos líquidos, os quais podem ser investidos em atividades alternativas. A região produtora precisaria escolher entre gastar o lucro auferido (i.e., com a venda do RN não-renovável livre dos custos de produção), em consumo ou em investimento ou, ainda, em uma combinação dos dois. Mas, a questão não é escolher uma coisa ou outra.

Do ponto de vista da contabilidade, um conteúdo de renda das receitas líquidas (i.e., auferidas com a venda do RN não-renovável livre dos custos de produção), que deveria ser incluído no PIB, pode ser estimado.

O argumento para esse procedimento é o seguinte. Se o proprietário de um bem (ativo) não-renovável não pode consumir mais do que a renda gerada com a sua venda, ele precisa aplicar parte desta renda gerada de tal forma que os juros sobre ela compensem eventuais cessamentos de receitas (auferidas com a venda) no futuro. Esta proposição, que pode ser encontrada em Hicks (1946), sugere a **necessidade de converter o ativo mineral concernado em um “rio de receitas contínuas”**. Isto é, a série finita de ganhos auferidos com a venda do recurso, digamos uma série de extrações anuais em um período de 10 anos, levando à exaustão do recurso, tem de ser convertida em uma série infinita de *verdadeira* renda (i.e., aquela que realmente pode ser usada para consumo sem depreciar o capital), de tal modo que os valores capitalizados das duas séries sejam iguais. Ou, ainda, nos ganhos anuais advindos da venda do recurso, uma parte que pode ser gasta em consumo deveria ser identificada; a parte remanescente, a qual constitui o Elemento de Capital (EC), deveria ser aplicada, ano após ano, e investida para criar um “rio de receitas contínuas” que proviria o mesmo nível de *verdadeira* renda, tanto durante a vida útil do recurso, quanto após o seu esgotamento.

Para isso, as duas partes constituintes das receitas correntes precisam ser definidas: a parte de renda e a parte de capital. Sob certas suposições, as quais não são nem demasiadamente restritivas e nem tão irrealis, a razão entre a *verdadeira* renda e as receitas totais é:

$$X / R = 1 - [1 / (1 + r)^n]$$

aonde, X é a *verdadeira* renda; R são as receitas totais; r é a taxa de desconto; e n é o tempo de exploração da jazida até o seu esgotamento.

$R - X$ seria o “custo de uso” ou “fator de esgotamento” que deveria ser considerado como investimento de capital (Elemento de Capital - EC) e totalmente excluído do PIB, e que, ainda, deveria ser aplicado (na produção de novos bens) para criar um “rio de receitas contínuas” que proviria o mesmo nível de *verdadeira* renda e os mesmos valores capitalizados. Isto é, do ponto de vista do consumo, este “fator de esgotamento” representaria um desinvestimento que deveria ser comparado com a formação de capital em novos bens, de tal maneira que o consumo total (possível a partir desses novos bens) fosse igual à *verdadeira* renda calculada pela fórmula proposta.

Portanto, se as receitas totais forem devotadas ao consumo e se a nova formação de capital não satisfizer este “fator de esgotamento”, a contabilidade deveria mostrar um valor negativo para a formação do capital, refletindo, então, o desinvestimento que ocorreu no período.

A razão X / R , depende somente de dois valores: da razão Extração / Reservas, i.e., do tempo de vida útil da jazida (medido em anos), e da taxa de desconto.

Uma região que liquida suas reservas minerais em 50 anos necessita reinvestir uma parte menor de suas receitas totais (i.e., auferidas com a venda do RN não-renovável livre dos custos de produção), do que outra região que liquida suas reservas em 30 anos. Conseqüentemente, ela pode contar uma maior parte de suas receitas como renda (e utilizada em consumo).

Similarmente, se a parte das receitas considerada como investimento (capital) pode ser investida, na produção de novos bens, a uma taxa de juros, digamos de 10%, uma parte maior poderia ser considerada como renda do que se a taxa de juros for menor, digamos de 5%.

De acordo com a fórmula proposta, com uma taxa de desconto de 5%, uma região que liquida suas reservas em 10 anos pode considerar como renda somente 42% de suas receitas anuais (58% deveriam ser aplicados como formação de capital na produção de novos bens). Se o tempo de esgotamento das reservas for de 50 anos, por exemplo, pode-se considerar 92% das receitas como renda corrente. Se a taxa de desconto for de 10% as rendas correntes seriam, relativamente às receitas líquidas totais da venda do minério, de 65% e 99%, respectivamente para tempos de esgotamento das reservas de 10 e 50 anos. Neste último caso, 50 anos à uma taxa de 10%, nenhuma correção, praticamente, precisaria ser feita no cálculo do PIB.

A fórmula proposta demonstra que a presente prática de contabilizar os lucros auferidos com a venda de minério como rendas correntes, implica em que a fração $1/(1+r)^{n+1}$ iguale-se a “zero”, i.e., $X/R=1$. Isto pode ser obtido de duas maneiras: quando, independentemente da taxa de desconto r , $n = \infty$ ou, alternativamente, quando n tem um valor finito, mas considerando-se um valor de r que tenda ao infinito. Uma taxa de desconto tão alta implica em uma “preferência temporal” extremamente forte exercida pelos proprietários do recurso mineral (i.e., eles prefeririam esgotar rapidamente as reservas do recurso) e é equivalente a colocar-se um valor muito baixo sobre a utilidade do recurso para as futuras gerações.

Portanto, as práticas correntes para o cálculo do PIB de acordo com as injunções do UN-SNA (sistema de contabilidade nacional das Nações Unidas) podem, então, ser vistas como sendo construídas sobre duas premissas insustentáveis, ou como uma combinação das duas: que os recursos naturais podem ser esgotados para sempre e que o bem-estar das futuras gerações não interessa.

A ESTRUTURA PRESSÃO-CONDICIONAMENTO-RESPOSTA (PCR)

Introdução: definições básicas

a) Qualidade dos Recursos Naturais (QRN).

A **Qualidade dos RN (QRN)** refere-se ao condicionamento dos RN, relativamente às necessidades humanas. Ela relaciona aspectos voltados para a avaliação do condicionamento e da capacidade dos RN para propostas de produção, conservação e gestão ambiental. A avaliação da QRN inclui, em particular, a necessidade de manutenção da base de recursos naturais (capital natural) a fim de prover opções para futuros usos produtivos, o que é um critério maior de sustentabilidade. A QRN precisa ser avaliada com respeito aos diferentes (específicos) tipos de usos ou funções dos RN.

Os países signatários (Brasil incluso) da Agenda 21 durante a ECO-92 (UNCED - United Nations Conference on Environment and Development), realizada no Rio de Janeiro, concordaram em monitorar e reportar o "status" de seus RN. Desde então, esforços têm sido feitos no sentido de se conseguir uma abordagem, sistemática e integrada, para a gestão sustentável dos RN (ECOSOC, 1995; Sombroek and Sims, 1995).

As pressões sobre a QRN podem levar à várias formas de degradação dos RN, tais como erosão do solo, declínio da fertilidade, mudanças adversas nos recursos hídricos, salinização de solos irrigados, ou declínio nas condições biológicas de florestas. O custo para reabilitar áreas degradadas foi estimado como sendo de 10 a 50 vezes maior do que o custo das medidas de prevenção da degradação (World Bank, 1992). Similarmente, a manutenção da fertilidade do solo, é mais efetiva (em termos dos custos) quando se intervém previamente, antes que os sintomas de extrema degradação apareçam (Pieri, 1993). Portanto, é de suma importância o **estabelecimento de indicadores para medir mudanças na QRN** a fim de prevenir tendências adversas e identificar áreas problemáticas.

b) Indicadores da Qualidade dos Recursos Naturais (IQRN).

O Banco Mundial, a UNDP (United Nations Development Organization), a UNEP (United Nations Environmental Programme), a FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) e outras instituições nacionais e internacionais estão desenvolvendo, em muitas partes do mundo, o conceito e a aplicação de **Indicadores da Qualidade dos Recursos Naturais (IQRN)**. O objetivo central destes esforços é no sentido de medir as alterações na qualidade ou no condicionamento dos RN e, assim, promover práticas de gestão dos RN que assegurem o uso produtivo e sustentável dos RN. Os IQRN fornecem um meio de monitorar o desempenho de projetos de gestão de RN, aos níveis regional e local e, ainda, de medir o impacto das políticas nacionais para o meio ambiente (Adriaanse, 1993; Hammond *et al.*, 1995; O'Connor, 1995).

Contrariamente ao que acontece na área dos dados econômicos e sociais, poucos indicadores foram desenvolvidos para avaliar, estimar ou monitorar mudanças na QRN aos níveis nacionais ou regionais. O termo “indicador” é aqui utilizado no seu sentido usual, i.e., estabelecer um número (no geral um valor médio), ou outro elemento caracterizador, que seja representativo de um conjunto de condições, e que seja portador (sintetize) de informações sobre uma mudança ou tendências nestas condições (e.g. temperatura do corpo, sulcos de erosão, etc.). Os indicadores podem, também, representar de forma sumária o efeito total de muitas variáveis (e.g. produção agrícola como um indicador de fertilidade do solo).

Os IQRN são valores medidos ou derivados à partir de variáveis, que fornecem estimativas do condicionamento dos RN, das mudanças neste condicionamento, e das ações humanas que estejam ligadas a este condicionamento. Eles são os equivalentes, para os RN, dos indicadores do condicionamento econômico e social (e.g. o PIB per capita é um indicador da riqueza de um país e o coeficiente de Gini de sua distribuição).

Os indicadores podem ser derivados à partir de mensurações qualitativas ou quantitativas, mas eles tornam-se padronizados e comparáveis somente quando colocados em um forma numérica.

Mas, os indicadores não são simplesmente dados numéricos. Pretende-se que eles portem a informação mais significativa de forma sumária e atuem como um meio de comunicação. Portanto, os indicadores têm as seguintes propostas (Adriaanse, 1993; Hammond *et al.*, 1995):

- seleção da maioria das informações significativas;
- simplificação de fenômeno complexo;
- quantificação de informação, de tal maneira que sua significância seja aparente;
- comunicação de informação, particularmente entre coletores e usuários de dados.

Os IQRN têm, também, o potencial de fornecer um meio para realizar históricos evolutivos e diagnósticos de situação atual da QRN; e, ainda, construir (quando passíveis de modelagem matemática) cenários-prognósticos do condicionamento futuro da QRN.

Os IQRN não são instrumentos meramente descritivos. Sua proposta é para orientar mudanças nas políticas e nas decisões de gestão.

Sem IQRN não há fundamentos sólidos para a elaboração de políticas e tomadas de decisão sobre temas relacionados aos RN, em todas as escalas e níveis. Nas escalas nacional e internacional, os IQRN podem auxiliar na identificação de prioridades para políticas de desenvolvimento e alocações orçamentárias por governos e organizações internacionais. Nas escalas regional e local, eles podem ser aplicados para projetos de planejamento, monitoramento e gestão.

A Estrutura PCR

No passado, os resultados (essencialmente cartográficos) dos levantamentos de RN, tais como os mapeamentos dos solos e os inventários florestais, freqüentemente foram insuficientes para o estabelecimento de políticas e a tomada de decisões de gestão, seja ao nível nacional ou ao nível de projetos de desenvolvimento (Dalal-Clayton and Dent,

1993). Para evitar o mesmo problema, os IQRN necessitam ser utilizados dentro de um contexto (de políticas e de gestão) relevante às necessidades da sociedade humana.

A estrutura **Pressão-Condicionamento-Resposta (PCR)** foi desenvolvida para esta proposta (Adriaanse, 1993; Winograd, 1994; Hammond *et al.*, 1995; SCOPE, 1995). Os IQRN medem as Pressões sobre os RN, as alterações (efeitos) destas pressões sobre o Condicionamento da QRN, e a Resposta da sociedade a estas alterações.

A estrutura PCR é mostrada na Figura 3.

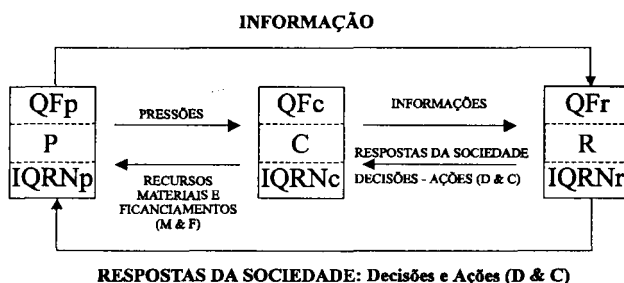


Figura 3. Estrutura/PCR: Pressões (P) - Condicionamento (C) - Resposta (R)

a) Indicadores de pressão (IQRNp).

Os **Indicadores de Pressão (IQRNp)** são os indicadores das pressões (impactos ou externalidades) exercidas pelas atividades humanas sobre os RN (e.g. desmatamento para agricultura).

b) Indicadores de condicionamento (IQRNc).

Os **Indicadores de Condicionamento (IQRNc)** são os indicadores do condicionamento (qualidade) dos RN, e especificamente das mudanças neste condicionamento (descrevem as mudanças na QRN) ao longo do tempo. Estas mudanças são frequentemente adversas mas incluem, também, melhoramentos no condicionamento dos RN como resultado de manejos bem sucedidos.

Os IQRNc podem tomar a forma de uma descrição do condicionamento atual (diagnóstico de situação atual). Muito frequentemente eles são expressos como variações do condicionamento ao longo do tempo. Estas variações podem ser expressas em termos de tipo, grau, extensão espacial e velocidade (Oldeman *et al.* 1990).

c) Indicadores de Resposta (IQRNr).

Os Indicadores de Resposta (IQRNr), são os indicadores da(s) resposta(s) da sociedade às pressões sobre a QRN e às variações no condicionamento da QRN.

Indicadores de resposta monitoram as reações da sociedade, estas incluem empresários, tomadores de decisão e os responsáveis pelas políticas, a todos os níveis: produtores, serviços de assistência técnica aos produtores, comunidades, gerentes de projetos, políticos, organismos governamentais, etc. Por exemplo, em resposta à erosão do solo, os produtores podem, ou não, adotar medidas de conservação dos solos, espontaneamente ou com a assistência técnica ao nível de projeto.

Elas incluem, tanto respostas desejáveis (tais como o aumento na eficiência do uso da água ou a adoção de práticas de conservação do solo), quanto respostas negativas (tais como o abandono da terra devido à sua degradação irreversível).

d) Questões a serem formuladas (QF).

São os problemas maiores - i.e., são os impactos ambientais significativos, Bellia e Bidone (1993) - e as mais importantes questões relacionadas às políticas, que precisam ser colocados com respeito à QRN. Uma abordagem das QF fornece um meio de avaliar prioridades na seleção de IQRN.

Sua importância relativa difere de acordo com as condições socioeconômicas e ambientais. As QF envolvem, portanto, a noção de “unidade geoambiental”, i.e., qualquer área territorial que possua características específicas e que possa ser mapeada (FAO, 1983 & 1984a). As questões-chave podem ser identificadas desde para zonas agro-ecológicas (e.g. erosão em terrenos de declive acentuado dos trópicos húmidos e sub-húmidos; degradação de pastagens em zonas semi-áridas; etc.), até para unidades individuais de terreno (e.g. escarpamentos, fundos de vales, etc.); ou, ainda, para amplas zonas socioeconômicas. A identificação das questões-chave, em áreas específicas, serve para direcionar a atenção sobre aquelas QF críticas e, portanto, as mais relevantes a serem consideradas pelas decisões políticas.

As QF podem estar relacionadas a:

- (i) sistemas de manejo inapropriado dos RN;
- (ii) degradação dos RN;
- (iii) inadequação das políticas.

- (i) Sistemas de manejo inapropriado dos RN.

As QF relacionadas aos sistemas de manejo ou uso inapropriado podem ser vinculadas às Pressões na Estrutura PCR, correspondem às **QFp** na Figura 3.

Sistemas de manejo ou uso inapropriado podem causar pressões sobre a QRN e a sua degradação. Padrões de uso dos RN incluem a distinção entre as propostas para as quais os RN são usados (e.g. mineração, agricultura, criação de gado, exploração florestal, etc.) e os sistemas de uso ou manejo (conservação total ou preservação, criação extensiva de gado, produção de madeira à partir de florestas nativas, etc.).

A comparação das características dos recursos naturais (e.g. tipos de solos) com o seu uso ou, mais especificamente, entre os requerimentos dos sistemas de manejo

com as características das unidades territoriais nas quais são praticados, é básico na avaliação de efeitos sobre a QRN.

Sistemas de uso ou manejo inapropriados, referem-se a métodos de uso dos RN os quais, sob as condições sócioeconômicas atuais, são inadequados para as unidades territoriais nas quais são praticados (e.g. cultivo de árvores em declive acentuado é um sistema de uso apropriado, enquanto que o cultivo de culturas anuais, sem medidas de conservação dos solos, não o é).

(ii) Degradação dos RN.

As QF relacionadas à degradação dos RN podem ser vinculadas ao Condicionamento na Estrutura PCR, correspondem às **QFc** na Figura 3.

A degradação dos RN refere-se à redução da QRN, gerando reduções na sua capacidade produtiva ou no seu potencial de gestão ambiental. Refere-se a um tipo de recurso (e.g. minério) mas, devido à natureza interativa dos ecossistemas, quase sempre está associada às mudanças na QRN de outros recursos (e.g. mineração gerando a degradação de solos agrícolas). Os efeitos da degradação não estão, necessariamente, confinados à unidade territorial aonde ela ocorre, podem incluir efeitos externos, i.e., podem gerar externalidades (e.g. a erosão de solos minerados pode gerar o assoreamento de segmentos fluviais localizados a jusante da área aonde ela ocorre).

(iii) Inadequação das políticas.

As QF relacionadas à inadequação das políticas podem ser vinculadas às Respostas na Estrutura PCR, correspondem às **QFr** na Figura 3.

A inadequação das políticas refere-se à avaliação dos efeitos das políticas (inclusive as ambientais, a todos os níveis: nacional, estadual e municipal) e seus impactos sobre os usuários dos RN (empresários ou não). Uma abordagem das QF através das políticas fornece um meio de avaliar prioridades na seleção de IQRN. Por exemplo, do ponto de vista dos projetos de gestão dos RN, é mais útil monitorar aqueles indicadores que têm o potencial de responder às exigências das políticas ambientais. Para identificar-se as conseqüências das políticas sobre as atividades dos usuários dos RN, é necessário estudos participativos.

3.5.3. Operação da Estrutura PCR.

As mudanças na QRN necessitam ser colocadas dentro do contexto de políticas e de gestão. A estrutura Pressão-Condicionamento-Resposta (PCR) representa a conexão entre as pressões exercidas sobre a QRN pelas atividades humanas; o condicionamento da QRN resultante (incluindo as alterações neste condicionamento ao longo do tempo); e a resposta da sociedade à estas pressões e alterações.

Tendo em vista que as relações entre o homem e os RN são dinâmicas, as relações entre os IQRN são interativas. Isto permite colocar o grupo central de indicadores, i.e., os IQRNc, dentro do contexto ambiental e socioeconômico apropriado; auxiliando na interpretação e previsão de tendências, fornecendo guias para ações prévias

visando evitar conseqüências indesejáveis. Então a estrutura PCR fornece um mecanismo contínuo de retroalimentação que contribui para o monitoramento de mudanças. Portanto, os indicadores utilizados na PCR podem ser usados para assessorar os tomadores de decisão (em qualquer nível) na formulação de opções para futuras respostas.

Um cuidado é necessário na interpretação dos IQRN visando a tomada de decisões. Confiar somente em um indicador, ou em um pequeno número de indicadores, é temerário. As decisões deveriam ser tomadas considerando-se, em conjunto, os três grupos de indicadores (pressão, condicionamento e resposta). Por exemplo, considerar somente uma relação linear entre densidade populacional (ou a extensão de áreas de rejeito de mineração) e degradação do solo, sem observar as respostas dos produtores e o contexto socioeconômico, pode levar à decisões erradas.

No caso do objeto do presente estudo, a **mineração de carvão**, a utilização prática (operação) da Estrutura PCR poderia ser sintetizada na seguinte seqüência de atividades.

1º) Análise do sistema de exploração e avaliação das suas pressões sobre outros RN através do uso de IQRN_p e da formulação de QF_p relacionadas aos impactos ambientais significativos.

2º) Análise da QRN e avaliação das suas mudanças através do uso de IQRN_c e da formulação de QF_c; e estimativa dos “Preços-Sombra” relacionados às mudanças na qualidade (condicionamento) dos RN.

3º) Informação à sociedade subsidiando suas respostas para tomadas de **decisões**, e orientando suas **ações (D & A)**. Para isso, é necessário o uso de IQRN_r e a formulação de QF_r.

4º) Avaliação dos recursos **materiais e financeiros (M & F)** necessários à consecução das respostas da sociedade.

5º) Na metodologia proposta, conforme a Figura 1, a Estrutura PCR tem, também, por objetivo:

(i) Subsidiar as avaliações ecológica (AE_c), social (AS) e econômica (AE).

(ii) Subsidiar o estabelecimento das “Contas-Satélite”, sobretudo dos seus termos Custos das Medidas de Proteção (CMP) e Depreciação do Capital Natural (DCN) e, portanto, a noção de Sustentabilidade que é um dos elementos-foco da metodologia proposta no item Estrutura metodológica para a integração dos estudos.

A DCN pode ser estimada com o uso da metodologia proposta para construção dos “Preços-Sombra” para recursos ambientais descrita no item Contas-Satélite (CS).

ÁREA DE ESTUDO: Aspectos Gerais

Breve Histórico e Estrutura Econômica dos Municípios da Região Carbonífera Tradicional

A área em estudo localiza-se na porção oriental da Região Carbonífera do Baixo Jacuí ocupando a parte central do Rio Grande do Sul, que tem seu território totalmente incluído na Zona Subtropical Sul, limitada paralelos 25°00' S e 35°00' S.

Neves e Chaves (1997) em seus estudos “**Notas para o estudo da Região Carbonífera Tradicional do Rio Grande do Sul**”, neste projeto, definem a área em diferentes regiões funcionais:

(i) Municípios da **Região Carbonífera Tradicional** (termo utilizado para localizar o espaço que deu origem à exploração carbonífera no Rio Grande do Sul, desde o século XIX, quando foi descoberto e teve início a sua exploração econômica) cujo **Núcleo Básico** é constituído pelos municípios de **Arroio dos Ratos** (423 km²), **Butiá** (775,7 km²), **Minas do Leão** (420 km²), **Charqueadas** (77,5 km²) e **São Jerônimo** (1079,8 km²), e tendo como municípios periféricos, **Triunfo** (830,72 km²) e **General Câmara** (828,5 km²).

(ii) Municípios do entorno: **Eldorado do Sul** (634,6 km²) e **Barão do Triunfo** (434 km²).

Todos os municípios da área, devido à sua proximidade, sofrem a influência do processo metropolitano de Porto Alegre.

O **Núcleo Básico** da Região Carbonífera Tradicional, constitui-se em uma “rede urbana” típica das áreas de mineração, onde o sítio é determinado pela localização das jazidas e sua organização empresarial que, por muito tempo, se constituiu na única e exclusiva autoridade nesses espaços “urbanos particulares”. Nestas áreas, o projeto urbanístico, a arquitetura, o uso da terra “urbana” foi determinado pelas empresas responsáveis pelo empreendimento e pelas condições técnicas e sociais da produção.

A organização urbana corresponde, na sua estruturação, a um processo específico da administração privada que se inicia - sem considerar as descobertas e as iniciativas de pesquisa e prospecção, a partir de 1866 - com a concessão Imperial de exploração e lavra de carvão de pedra em Arroio dos Ratos, dada a James Johnson e Inácio Ferreira de Moura, em 1872 e que constituíram a “Imperial Brazilian Coleries e o CLT. A empresa de James Johnson foi responsável pela primeira corrente de operários imigrantes constituída de doze famílias de mineiros ingleses. Posteriormente, outra empresa retoma a mineração em Arroio dos Ratos (comandada por Holtzweissig Cia), que obtém, também, concessão imperial à nova empresa “Cia Minas de Carvão do Arroio dos Ratos” em 1822. No mesmo ano obtém a concessão de exploração e lavra em Butiá, cuja exploração havia se iniciado um ano antes.

A mina do Leão terá sua exploração iniciada em 1916 com a empresa Cia Carbonífera do Jacuí, depois reorganizada sob a denominação de Minas do Carvão do Jacuí, em 1917 com a participação de capital do Governo Federal. Arroio dos Ratos, Butiá, Charqueadas e Minas do Leão formam os núcleo da bacia carbonífera *tradicional* tendo como centro administrativo (sede municipal) São Jerônimo que foi elevada à categoria de vila e sede de município em 1860. Apenas recentemente essas novas organizações urbanas (produto de atividade industrial especializada) se incorporaram como unidades funcionais à administração municipal, uma vez que os velhos mineiros possuíam uma vida própria, ferreamente determinada pelas empresas concessionárias do direito à exploração do carvão. A incorporação técnica se fez através da rede ferroviária e dos pontos de embarque de carvão pelo rio Jacuí em 1873, ligando a mina de Arroio dos Ratos ao porto do carvão em São Jerônimo (cidade residência de fazendeiros).

Em 1882 a via ferroviária é prolongada até Charqueadas e, em 1917, a nova mina do Leão é ligada por via férrea ao Porto do Conde e, posteriormente, à cidade de São Jerônimo.

Em 1932 a cidade de General Câmara é ligada às minas do Butiá através de um funicular - atualmente desativado - atravessando o rio Jacuí, para atender as necessidades de combustíveis pra trens da Viação Férrea do Estado do Rio Grande do Sul em decorrência dos Decretos 1828 de 21.06.1937 e 20.0889 de 09.07.1931 que obrigavam a VFERGS a utilizar 10 % e, posteriormente, 20 % de carvão nacional.

Triunfo com povoamento iniciado em 1754, mantém relações muito difusas com a área carbonífera, exceto e excepcionalmente como uma área “dormitório” restrita porém, pela proximidade física, com a instalação do Pólo Petroquímico e pelo terminal carbonífero da COPESUL está incluído no rede urbana Carbonífera Tradicional.

A partir dos dados de Souza e Bittencourt (1997) “**Aspectos globais da Região Carbonífera do Rio Grande do Sul**”, neste projeto, é possível segregar os municípios da área do estudo em função de suas atividades econômicas, Tabela 2.

Dos municípios que formam o Núcleo Básico:

(i) Butiá e Minas do Leão se caracterizam pela atividade extrativa mineral com 52% e 63%, respectivamente, no contexto global de suas economias.

(ii) Os municípios de Arroio dos Ratos e Charqueadas têm como atividade principal o setor industrial com, respectivamente, 53 % e 76 %. Arroio dos Ratos se caracteriza pela indústria têxtil, enquanto que Charqueadas possui um núcleo industrial relativamente forte, formado pela Aços Finos Piratini S.A., Eletrosul, indústria de materiais elétricos e comunicação. Neste município esta instalada a usina termelétrica TERMOCHAR com 72 MW administrada pela Eletrosul e que fornece energia à indústria local.

(iii) O município de São Jerônimo tem como atividade essencial a agricultura com 45 % e comércio e serviços com 45 %. Neste município foi instalada a primeira usina termelétrica da região, Usina Termelétrica de São Jerônimo, iniciando sua operação em 1954 com 20 MW, ainda em operação.

Dos municípios periféricos, Triunfo é essencialmente industrial (91 %), nele está localizado o Pólo Petroquímico da Região Sul (COPESUL), e o município de General Câmara é essencialmente agrícola (63 %).

Dos municípios do entorno, Barão do Triunfo, é essencialmente agrícola (90%), diversamente do município de Eldorado do Sul, que é essencialmente industrial (76%) com produção de não metálicos, metalúrgica, produtos alimentares, bebidas e transportes.

Em 1982, 54% do valor adicionado da Região Carbonífera do Baixo Jacuí era formado pela indústria de transformação, 25% pela agricultura e 18% pelo comércio. Em 1987, a parte gerada na indústria de transformação subiu para 86%, reduzindo-se substancialmente a participação dos demais setores. Já em 1993, esse percentual recua um pouco (82%).

Tabela 2
**PARTICIPAÇÃO POR SETORES NA ECONOMIA
 DOS MUNICÍPIOS DA REGIÃO CARBONÍFERA DO BAIXO JACUÍ,
 RIO GRANDE DO SUL, (EM %).**

	Municípios	Setores	Participação por Setor
Núcleo Básico	Arroio dos Ratos	Indústria Geral	53
		Extrativa Mineral	4
		Agricultura	22
		Comércio	7
		Serviços	14
	Butiá	Indústria Geral	10
		Extrativa Mineral	52
		Agricultura	9
		Comércio	8
		Serviços	21
	Charqueadas	Indústria Geral	76
		Extrativa Mineral	10
		Agricultura	1
		Comércio	9
		Serviços	13
	São Jerônimo	Indústria Geral	9
		Extrativa Mineral	1
		Agricultura	45
		Comércio	23
		Serviços	22
Minas do Leão	Indústria Geral	1	
	Extrativa Mineral	63	
	Agricultura	22	
	Comércio	5	
	Serviços	10	
Municípios Periféricos	Triunfo	Indústria Geral	91
		Extrativa Mineral	-
		Agricultura	1
		Comércio	1
		Serviços	6
	General Câmara	Indústria Geral	-
		Extrativa Mineral	7
		Agricultura	63
		Comércio	15
		Serviços	16
Municípios do Entorno	Eldorado do Sul	Indústria Geral	76
		Extrativa Mineral	0
		Agricultura	6
		Comércio	9
	Barão do Triunfo	Indústria Geral	-
		Extrativa Mineral	0
		Agricultura	90
		Comércio	4
		Serviços	6

A atividade extrativa, com carvão compondo a maior riqueza mineral da Região, oscilou no período, com ligeiro crescimento entre 1982 e 1987, declinando nos anos seguintes, chegando em 1993 com 3% do valor adicional regional.

A participação da economia do Núcleo Básico ou da Região Carbonífera Tradicional apresenta-se decrescente nos últimos anos. Passou de 23,4% em 1985, para 13% em 1993 e, no conjunto do Estado essa participação declinou de 0,82% para 0,62%, no mesmo período, devido à redução no setor agropecuário, de pouca expressão, e redução do dinamismo industrial de Charqueadas, que exerceu um efeito depressivo de muita significação no conjunto da Região Carbonífera. Mesmo que Arroio dos Ratos tenha elevado a participação da indústria no conjunto de sua economia, a participação do Núcleo Básico saiu substancialmente, ocasionado pela desindustrialização de Charqueadas (queda de 90% para 76% de sua indústria). A extração de carvão foi muito irregular na Região no período entre 1980 e 1994, devido à indefinição da política energética do Governo Federal em relação ao carvão. Isso apresentou reflexos significativos na produção industrial que poderia derivar do carvão, bem como sobre todo o encadeamento da renda e do emprego regional. Mesmo o Pólo Petroquímico situado em Triunfo não foi suficiente para criar empregos necessários às pessoas que chegam pela primeira vez ao mercado.

Na Região Carbonífera, entre 1982 a 1993, houve um nítido aumento da população urbana em detrimento da população rural, que vem apresentando quedas percentuais ao longo dos últimos anos. Este processo toma força a partir da década de 80, quando a economia de determinados municípios apresentou um forte crescimento. Enquanto que em 1970 a população urbana da Região Carbonífera e do conjunto do Rio Grande do Sul possuíam praticamente a mesma estrutura, em 1980 esta Região tornou-se menos urbanizada do que o conjunto do Estado; mas entre 1980 e 1991 ela conheceu uma urbanização mais acentuada do que o total do Rio Grande do Sul.

Geomorfologia e Vegetação

A área em estudo localiza-se na porção oriental do Baixo Jacuí - microrregião carbonífera - também denominada de Depressão Central ou Periférica Gaúcha. A fisiografia da área em estudo se caracteriza por apresentar, de sul a norte, mudanças no relevo e na área de drenagem, Apêndice 2.

A unidade morfoclimática situada ao sul da Depressão Central, representando um dos núcleos de embasamento cristalino brasileiro, compõe-se de relevos suavemente ondulados com coxilhas de altitudes de 200 m ao nível do mar, nos quais divisores mais elevados da região não alcançam 500 m. O conjunto soerguido, dômico é assimétrico e fortemente dissecado. Algumas formações sedimentares, que capeiam o velho arcabouço, também foram soerguidas tectonicamente, como os trechos situados a leste da cidade de Encruzilhada do Sul. A formação dos batólitos originam drenagens do tipo radial em relevo semi-circular e as vertentes norte orientais, paralelas aos cursos afluentes do rio Jacuí, alinham-se em numerosas cristas, que como os rios, tem direção NE-SO. A maioria dos afluentes da margem direita do rio Jacuí, em seu curso médio e alto nascem neste compartimento.

A Depressão Central Gaúcha ou Depressão Periférica do rio Jacuí esta locali-

zada entre os cones aluviais e os pedimentos do Planalto, ao norte e os patamares inferiores das serras de Sudeste (escudo Sul-Riograndense), ao sul. É composta de elementos de transição entre duas unidades, pois a Depressão Central deve sua gênese a uma evolução intimamente ligada à rede hidrográfica da bacia do rio Jacuí. A morfologia de perfis suaves corresponde a um baixo platô dissecado, tendo como eixo uma extensa planície fluvial inundável, de maior amplitude a jusante da confluência do rio Vacacaí com o Jacuí. Se caracteriza por ser suavemente ondulado, entre 5 e 10 m de altitude, cujos sedimentos gondwânicos são representados por siltitos, siltitos arenosos e areno silticos, conglomerados intraformacionais e lamitos vermelhos. Entre as colinas e os relevos tabuliformes, interpenetram-se seções de planícies, onde a drenagem é anastomosada ou, mesmo, desorganizada. O relevo se caracteriza por apresentar amplas planícies e coxilhas das formações sedimentares.

Seguindo em direção norte da área em estudo, abrangendo os municípios de Triunfo e General Câmara, verifica-se a existência de formas modeladas em superfícies acidentadas localmente pelas interrupções de rochas basálticas. Estas superfícies apresentam planos inclinados em patamares amplos e tabuliformes. No contato da encosta ou borda do Planalto com o compartimento inferior da Depressão Central Gaúcha, processam-se fenômenos de desnudação onde a rede de drenagem entalhou boqueirões, com o aparecimento de morros testemunhos.

Portanto, a região pode ser dividida em três compartimentos geomorfológicos, que têm sua individualidade originada nas seqüências geológicas que as compõem:

(i) Uma planície de inundação adjacente aos rios Jacuí e Taquari e aos Arroios dos Ratos, Porteirinha e Conde, na qual se localizam as cidades de São Jerônimo e Charqueadas bem como suas periferias urbanas, no Núcleo Básico da Região Carbonífera Tradicional.

(ii) Uma planície levemente ondulada, com altitudes variando entre 20 e 50 metros, na zona das camadas geológicas finas (arenitos finos e siltitos); sobretudo, englobando os municípios de Minas do Leão, Butiá e Arroio dos Ratos, no Núcleo Básico da Região Carbonífera Tradicional.

(iii) Uma faixa mais íngreme, com altitudes que chegam aos 150 metros, nas bordas e no escudo cristalino, no extremo sul da área de estudo englobando parte dos municípios de S. Jerônimo, Minas do Leão, no Núcleo Básico e, o município do entorno Barão do Triunfo.

Ao estudar a paisagem da Região Carbonífera Oliveira e Balbuena (1997) em seu relatório "**Cobertura vegetal na região carbonífera do baixo Rio Jacuí**", constante deste projeto, verificaram que as características geomorfológicas, pedológicas e hidrológicas permitem dividir a vegetação em 3 compartimentos.

(i) 1º compartimento: porções de áreas alagadiças, de larguras variáveis, cujas altitudes quase nunca ultrapassam os cinco metros, onde ocorre uma vegetação de caráter paludoso, permanentemente alagada, a partir do rio Jacuí e logo após a mata ciliar do próprio rio (nos pontos onde essa ainda persiste). A vegetação palustre é a que mais contribui para a fisionomia dessa porção do terreno, podendo ser subdividida nas seguintes categorias: sociedades flutuantes, sociedades de beira d'água, sociedade do ba-

nhado, sociedades do prado úmido, sociedades das ilhas inundáveis e sociedades de galeria. Nos locais onde as áreas baixas apresentam uma continuidade, desde a margem do rio, penetrando na direção sul, o caráter paludoso da vegetação faz-se notar em amplas áreas internas, principalmente junto ao trecho a montante da barragem de Amarópolis, onde o ambiente lântico, criado a partir do barramento do rio Jacuí permitiu o desenvolvimento de grande áreas de vegetação alagada. Esses ambientes devem ser vistos como uma unidade ecológica funcional, uma vez que têm fluxos de material e energia próprios, numa dinâmica que é determinada em grande medida pelo movimento do água através do solo. Esse trabalho torna manifesto o fato de a vegetação das margens do rio apresentar uma conformação que é determinada, em grande medida, pela variação da morfologia das áreas adjacentes.

(ii) 2º compartimento: a partir dessa faixa alagada, encontram-se as áreas baixas, utilizadas intensivamente para o cultivo de arroz e para a pecuária. Esse trecho da área de estudo pode ser considerado o mais alterado da região. A atividade agrícola é responsável por notáveis modificações na drenagem local, através da abertura de canais de irrigação, o que, em alguns pontos, chega a alterar os cursos dos arroios que drenam para o rio Jacuí. Apesar de as altitudes também serem baixas, com variações que atingem poucos metros, aqui a presença de água não é constante ao longo do ano, ao contrário do que acontece com o primeiro compartimento descrito. É importante destacar a presença marcante de *Mimosa bimucronata* (maricá), não somente na área aqui considerada, como também em toda a região do baixo rio Jacuí, principalmente junto aos banhados e avançando sobre os campos nos locais favoráveis ao seu desenvolvimento, como são aqueles onde há disponibilidade de água ao longo de todo o ano.

(iii) 3º compartimento: ocupa as primeiras elevações da Serra do Sudeste, sobre cotas que vão de uma altitude de cerca de vinte metros até mais de cento e cinquenta metros. A pecuária, o cultivo de eucalipto e a fruticultura, principalmente de rosáceas e cítricas, são as atividades mais comuns na região da Serra do Sudeste, na qual também ocorrem capões de mata nativa, nos locais onde uma maior acumulação de água e matéria orgânica permite o desenvolvimento de vegetação de maior porte. Essas matas são de caráter bastante distinto daquelas que ocorrem nas porções mais baixas, junto às margens do rio Jacuí.

A cobertura vegetal cuja estrutura e composição é determinada principalmente por três principais agentes, quais sejam, a situação topográfica, as condições edáficas e o uso antrópico das áreas adjacentes.

Clima e Fluviometria

Segundo Ferraro e Hasenack (1997) em seu estudo “**Avaliação das Variáveis Climáticas de Superfície do Baixo Jacuí - RS**”, constante deste projeto, a microrregião do Baixo Jacuí é uma região quente com temperatura média anual de 19,4°C. A temperatura média anual varia entre 19° C, em Triunfo e 20,2° C, em Taquari. A causa destas temperaturas mais elevadas é o afluxo de ar proveniente dos planaltos circundan-

tes que, por efeito de subsidência, sofre um aquecimento adiabático. Quanto às temperaturas extremas, a média das máximas oscila entre 24,3°C e 25,5°C, com valores absolutos superiores a 40°C. A média das temperaturas mínimas fica entre 14,2°C e 15,2°C, com mínimo absoluto inferior a 0°C, exceto Porto Alegre.

A área em estudo apresenta relativa homogeneidade quanto aos valores térmicos. Por ser uma área de topografia suave, a altitude não apresenta importância determinante. A latitude, que varia em torno de 17° para as estações extremas, também não chega a originar diferenças significativas na intensidade da insolação.

As normais pluviométricas anuais são superiores a 1800 mm. Em relação às outras regiões do Estado, faz parte do regime de chuvas de inverno (28%), exceto o oeste da região, que acompanha a faixa de outono. É classificada como pertencente ao tipo climático úmido a subúmido, médio.

A precipitação total anual da área varia entre 1300 e 1500 mm. Os totais próximos a 1300 mm são observados em estações que se localizam nas áreas mais baixas da planície, ao longo do talvegue do vale do Rio Jacuí. À medida que se distanciam das margens do Rio Jacuí, no sentido norte-sul, o total pluviométrico anual aumenta, acompanhando as cotas altimétricas. A topografia, que não apresentou influência marcante na temperatura, tem um papel mais significativo no caso da pluviometria. A distribuição sazonal mostra a concentração do período chuvoso nos meses do inverno, exceto nas estações de Charqueadas e Mariana Pimentel, que é na primavera. Os valores, neste período, são sempre superiores a 100 mm, chegando a um máximo de 162,4 mm em Santo Amaro, para a média dos 3 meses de inverno. Para a maioria das estações, o período menos chuvoso é o outono, com exceção de Butiá e Triunfo, que é no verão.

Fica evidente que a área não possui época seca, pois em nenhuma das estações a curva da temperatura se sobrepõe à da precipitação durante o curso anual.

A umidade relativa mantém-se alta o ano inteiro para todas as estações, variando entre 70 e 87%. Os valores mais altos concentram-se nos meses do inverno devido às temperaturas mais baixas nesta estação, já que tanto a Massa Tropical Marítima como a Massa Polar Marítima possuem um alto teor de umidade.

A velocidade média geral dos ventos varia entre 1,5 e 2,0 m.s⁻¹, predominando acentuatadamente os do quadrante leste.

Quanto ao balanço hídrico, é possível observar que em todas as estações há um período de deficiência hídrica no solo. Este período é compreendido entre outubro e março, quando a precipitação diminui e a evaporação e a evapotranspiração aumentam. Deste modo, é utilizada a água armazenada no solo que, conforme a situação, pode levar a um déficit hídrico. Apesar de já ter sido comentado que a área não apresenta estação seca, a deficiência hídrica encontrada no balanço hídrico relaciona-se com o desenvolvimento do ciclo vegetativo das plantas. Desde que a evapotranspiração real seja menor que a potencial ocorre falta da água necessária para manter a vegetação verde e turgescente. A este fenômeno dá-se o nome de deficiência. O excedente hídrico representa o excesso de precipitação que não é incorporado ao solo quando sua capacidade de armazenamento está completa.

A rede hidrográfica, na Depressão Central, se caracteriza pelo vale principal do Rio Jacuí, navegável em toda a extensão, de direção leste, percorrendo 363 km até a foz,

com desnível de 3,5 m e declividade média de 9,7 cm/km. Ao norte recebe como afluente o rio Taquari e, ao sul, tem como afluentes o Arroio do Conde, Arroio da Porteira e Arroio dos Ratos, Apêndice 5.

O rio Taquari está excluído da influência do carvão, porém os afluentes da margem sul do rio Jacuí estão totalmente inseridos na área de influência direta devido a sua ocorrência natural como rocha, bem como das atividades que envolvem a extração, transporte e usos do carvão mineral.

Uso do Solo

Oliveira e Balbuena (1997) em seu relatório “**Cobertura vegetal na região carbonífera do baixo Rio Jacuí**”, constante deste projeto, apresentam o resultado da classificação da imagem de satélite, na região de abrangência deste estudo, Apêndice 4.

No mapeamento, realizado através da classificação de imagem de satélite, foram obtidas 9 classes de uso e cobertura do solo: água, campos, pastagens introduzidas, reflorestamentos, mata nativa, banhados, áreas de mineração, solo descoberto e áreas urbanas.

Muitas das áreas agrícolas, principalmente aquelas de várzea, destinadas ao cultivo de arroz, estão incorporadas à classe de solo nu, uma vez que nesse período do ano (setembro) essas encontram-se em pleno processo de preparo para o cultivo. A grande maioria das áreas de reflorestamento correspondem a plantações de eucalipto, estando presentes alguns talhões de acácia-negra, ambas espécies utilizadas na indústria de celulose. Além disso, existem na região taquareiras que servem como quebra-vento e algumas áreas nas quais essas plantas foram cultivadas também para a indústria papelreira, prática hoje em desuso.

Variando desde as áreas inundáveis contíguas ao rio Jacuí aos campos sobre terrenos secos da Serra do Sudeste, a vegetação originalmente presente possibilitou o uso de extensas áreas para a pecuária, já no início da colonização açoriana no Estado, atividade que ainda hoje persiste na região.

A exploração do carvão mineral, a partir do século, inicialmente se dava através da mineração subterrânea, e posteriormente substituída pela atividade a céu aberto, onde tal técnica fosse possível, introduziu um novo e importante elemento de modificação de extensas áreas, Apêndice 3.

Além da atividade extrativa propriamente dita, o fato da região abrigar duas usinas termelétricas em operação e uma terceira cujas obras se encontram paralisadas, faz das atividades vinculadas à exploração e ao uso do carvão o principal agente de alteração da paisagem em escala regional.

Nas áreas urbanas correspondente ao compartimento geomorfológico de áreas de inundação se localizam os complexos termelétricos de São Jerônimo e Charqueadas. A utilização do carvão como recurso energético gera quantidades significativas de resíduos - cinzas e rejeitos - os quais constituem grande problema ambiental. Uma parcela significativa não tem aproveitamento, sendo disposta de forma indiscriminada dentro do perímetro urbano sob a forma de aterros, recapeamento de estradas secundárias e aterros nas zonas rurais.

As minas ocupando extensas áreas, nas quais as soluções de remediação se encontram em geral aquém do minimamente necessário para a manutenção de comunidades naturais estáveis, e a disposição de cinzas e rejeitos de forma descontrolada, principalmente nas áreas mais próximas ao rio Jacuí, provocam alterações cuja importância excede os limites físicos dessas áreas. Além disso, nas áreas urbanas correspondentes ao compartimento geomorfológico de inundação se localizam os complexos termoelétricos de São Jerônimo e Charqueadas. A utilização do carvão como recurso energético gera quantidades significativas de resíduos cinzas e rejeitos, os quais constituem grande problema ambiental. Uma parcela significativa não tem aproveitamento, sendo disposta de forma indiscriminada dentro do perímetro urbano e nas zonas rurais, contaminando águas, solos e ar.

A mineração de carvão a céu aberto ativa está representada pela mina do Recreio e Butiá Leste no município de Butiá, sendo que as minas de Shumaikal (município de Minas do Leão), mina de Água Boa, mina do Faxinal e mina do Calombo (município de Arroio dos Ratos) estão desativadas, Apêndice 3.

A mineração subterrânea ativa está no município de Minas do Leão (mina do Leão I) e no município de Charqueadas (mina de Charqueadas). Estão desativadas a mina de Arroio dos Ratos, mina de Butiá e a mina do Leão II, Apêndice 3.

A vegetação original (matas nativas) é representada, predominantemente, por campos naturais substituídos, em grande parte, por culturas cíclicas e por florestamento de eucalipto e acácia. As planícies aluviais são utilizadas para lavouras de arroz irrigado em rotação com pastagem natural onde se pratica pecuária extensiva. Ao longo dos arroios e dos rios ocorrem matas ciliares naturais.

Uma análise preliminar das condições de conservação dos distintos compartimentos ambientais caracterizados ao longo desse estudo permite afirmar serem os banhados e matas ciliares os ambientes mais ricos, tanto em termos de produtividade como de diversidade de espécies.

Os campos utilizados para a agricultura e as lavouras, principalmente de arroz, nas áreas de várzea, são práticas que também afetam os processos naturais de evolução dos ambientes da região. A lavoura orizícola depende da intensa utilização de insumos, fertilizantes e herbicidas (cujo carreamento para os corpos d'água pode afetar a biota de uma forma significativa), e do sistema de irrigação, no qual as drenagens naturais são substituídas pelo canais que distribuem a água para as lavouras. A pecuária se dá de forma extensiva, em geral utilizando como forrageiras basicamente as espécies nativas.

As matas nativas da região estão sujeitas à extração seletiva das essências mais nobres e à retirada de lenha, práticas que afetam em graus distintos a estabilidade dessas áreas. A presença do gado em áreas de vegetação arbórea nativa também pode ser apontada como um fator de instabilidade desse sistema, pelo forrageamento e pisoteio das fases jovens das espécies das matas, afetando o processo de regeneração natural das mesmas.

4.5. Geologia do carvão na área do estudo.

Pode-se observar a ocorrência de rochas graníticas e sieníticas, gnaisses e migmatitos, quartzo-mica-xistos, quartzitos micáceos e calcários marmorizados ao sul da área em estudo representando rochas do Pré-cambriano indiferenciado, formando a borda norte do

embasamento cristalino. Seguindo na direção norte verifica-se a ocorrência de rochas Paleozóicas do Carbo-Permiano do Grupo Itararé Indiviso (folhelhos, argilitos cinza-escuros, várvidos, ritmitos, arenitos finos e diamictitos, apresentando acamadamento gradacional, laminação convoluta, plano-paralela, cruzada, marcas de onda, “flaser” e “cone-in-cone”). No Permiano Médio e Superior, ocorreu a deposição do Grupo Guatá, em ambiente litorâneo, flúvio-deltaico e, progressivamente, marinho de águas rasas. Os depósitos correspondentes a esse ambiente são arenitos finos e grosseiros, siltitos, folhelhos carbonosos, camadas de carvão e siltitos argilosos. Representando o Permiano com ocorrência da Formação Rio Bonito (siltitos cinzas e e folhelhos escuros, carbonosos, com leitos e camadas de carvão. Associações de arenitos cinza esbranquiçados, finos a grosseiros, localmente conglomeráticos, estratificação paralela, cruzada e acanalada), Formação Palermo (siltitos arenosos cinza a amarelo-esverdeados, quando alterados. Arenitos finos na base e na parte superior. Intensa bioturbação, laminação cruzada e lenticular, ondulação, cimento calcífero e “flaser”), Formação Irati (argilitos, folhelhos cinza-escuros a pretos pirobetuminosos, intercalando lentes de margá), Formação Estrada Nova (argilitos, folhelhos siltitos cinza a cinza-escuros ou pretos com lentes arenosas calcíferas, laminação ondulada, flaser) e Formação Rio do Rastro (arenitos finos, bem selecionados, lenticulares, siltitos e argilitos, esverdeados, bordôs ou avermelhados, com laminações paralela e cruzada acanalada, ondulação “climbing”, “lisen” e “wavy”).

Na região norte da área em estudo observa-se a ocorrência de rochas representantes do Mesozóico, no período Triássico com ocorrência da Formação Rosário do Sul (arenitos avermelhados, finos a médios, quartzosos com estratificação paralela e cruzada acanalada e lentes de conglomerado intraformacional) e do Membro Santa Maria (siltitos vermelhos, maciços, arenitos médios a grosseiros, rosados com laminação plano paralela e estratificações cruzada acanalada e cruzada tabular), do período Jurássico-Cretáceo com ocorrência da Formação Serra Geral (soleira e diques de rochas básicas e intermediárias). O Cenozóico, do período do Quaternário (Qf - aluvião e/ou coluvião, inconsolidados, essencialmente constituídos por cascalho, areia e silte, eventualmente inundados em épocas de cheias) e (Qa - aluvião atual inconsolidado, constituído essencialmente por clásticos finos a grosseiros) ocorrem junto à rede hidrogáfica da região, Apêndice 5.

No Rio Grande do Sul, as jazidas de carvão ocorrem circundando o Escudo Sul-riograndense, associadas a outras rochas sedimentares da Depressão Periférica do Estado. Fazem parte das rochas gondwânicas, correlacionadas com outros conjuntos sedimentares na África do Sul, Índia, Austrália e Antártica. Apresentam um número variável de camadas de carvão e a espessura destas camadas variam, não atingindo, via de regra, mais de 2 metros, exceção feita à camada de Candiota que chega a alcançar mais de 4 metros de espessura. A ocorrência destas rochas sedimentares, ao sul da área em estudo, está condicionada a existência de rochas do embasamento cristalino e, portanto, ao efeito de borda, onde as camadas sedimentares encontram-se inclinadas, com mergulho para o norte.

As jazidas de carvão encontram-se orlando os bordos sudoeste, norte e nordeste do Escudo Sul-riograndense, parecendo situar-se dentro do embasamento deste no Permiano com a deposição da Formação Rio Bonito.

As jazidas de carvão do Rio Grande do Sul formaram-se em turfeiras predominantemente subaquáticas, de fácies orgânicas límnic e limnotelmático, sendo formadas por vegetais pteridófitos de porte arbustivo e herbáceo associados a gimnospermas

arborescentes e a elementos vegetais relacionados a algas. Tal ambiente desenvolveu-se em uma bacia intracratônica - Bacia do Paraná - de lenta subsidência, condicionando a formação de camadas pouco espessas de carvão associadas a rochas sedimentares predominantemente pelíticas.

O desenvolvimento da vegetação foi condicionado pelas variações do nível da água nas turfeiras, proporcionando a deposição simultânea de matéria orgânica e inorgânica intimamente associadas e a oxidação dos detritos vegetais transportados para o interior das turfeiras. As camadas de carvão formadas sob estas condições geológicas apresenta altos teores de minerais (calcita, quartzo, pirita e outros que após a combustão origina um resíduo chamado de cinzas), em especial argilas e de inertes, associadas a quantidades expressivas de constituintes exiníticos, derivados de algas e esporos.

A maior parte dos minerais que contaminam os carvões Sul Rio-grandenses não está compactada, mas sim disseminada na matéria carbonosa. Essa mistura de material mineral e carbonoso origina um material de densidade intermediária. O carvão fóssil fica, portanto, constituído de frações mais ricas em matéria carbonosa, com densidade menor que o carvão bruto; frações com porções aproximadamente iguais, com densidade intermediária. O carvão fóssil fica, portanto, constituído de frações mais ricas em matéria carbonosa, com densidade intermediária e, finalmente frações mais pesadas onde predominam os constituintes minerais.

Quanto à qualidade dos carvões de Leão-Butiá, observou-se em análises imediata, em base seca e poder calorífico do *run-of-mine* de Leão, com valores de 10 % de umidade total, 22,4 % de materiais voláteis, 30,5 % de carbono fixo, 47,1 % de cinzas, 1,7 % de enxofre total e poder calorífico superior a 3.740 cal/g. A jazida de Charqueadas tem, em média 44 % de cinzas e poder calorífico superior, em base seca, próximo a 4.150 cal/g e outras camadas com 3 % a menos de cinzas e 200 cal/g a mais de poder calorífico, ambos valores sendo, entretanto, contrabalançados por uma maior intercalação de estéreis nestas camadas. Caracterizado como "Betuminoso de alto volátil C, não aglomerante", os carvões do Rio Grande do Sul são, em sua quase totalidade, utilizados para alimentar usinas termoeletricas (IBGE, 1986).

ESTUDO EXPERIMENTAL: USOS, ESTOQUES E FLUXOS (UEF) DE CARVÃO NA ÁREA DE ESTUDO

Introdução

A partir deste item abordaremos de maneira prática (experimental) a metodologia de abordagem proposta no Capítulo 3 considerando os objetivos ali expostos.

(1) Sugerir informações (sócio-econômico-ambientais, no caso presente) as quais deveriam ser consideradas quando contabilidades, a todos os níveis (nacional, regional, estadual, municipal e, mesmo, com as devidas adaptações, projetos individuais), são publicadas, a fim de evitar interpretações errôneas das variações no nível da renda (i.e., na

avaliação do crescimento econômico) por políticos, técnicos, empresários e o público em geral. **No caso presente a abordagem envolve o ajuste da contabilidade ao nível municipal (i.e., PIB municipal) na área do estudo.**

(ii) Examinar se é possível corrigir estas rendas para as perdas ambientais, tanto para os RN não-renováveis (**no caso, a mineração de carvão**), quanto RN renováveis (**sobretudo solos e águas afetados pela mineração do carvão, no caso presente**). Propondo, para tanto, uma maneira prática e defensável para o problema da construção de “preços-sombra” para as funções (usos) ambientais, que sejam diretamente comparáveis aos preços de mercado dos bens e serviços produzidos pelo homem.

OBSERVAÇÃO: Conforme o exposto anteriormente, o ajuste na contabilidade das rendas deve ser feito *gradualmente*, um RN de cada vez (e.g. exaustão de depósitos de minério, qualidade das águas, pesca, florestas, etc.), e *adicionalmente* a medida que nossas metodologias vão se firmando e as bases físicas de nossos cálculos melhoram.

Portanto, a estrutura metodológica aqui proposta objetiva a análise da **ATIVIDADE MINERAÇÃO DO CARVÃO** e da sua inserção na contabilidade da renda para a área do estudo, integrando elementos de avaliação ecológica, social e econômica. Os demais RN (água, solo, etc.) serão aqui abordados como compartimentos ambientais substratos dos impactos (externalidades) gerados por esta mineração.

A partir do exposto, esperamos ter ficado claro que para um ajuste completo da contabilidade na área do estudo (i.e., PIB municipal no presente caso), é necessário que o método proposto seja aplicado às outras atividades específicas na área do estudo (e.g. termelétricas e agricultura). Após isso feito poderíamos integrar os resultados e realizar uma completa correção dos PIB municipais. Nosso interesse aqui é o de desenvolver e testar o método somente para a **MINERAÇÃO DO CARVÃO** e seus efeitos sobre outros RN.

(iii) Estimar o conteúdo de “renda verdadeira” dos lucros auferidos com a venda de recursos minerais considerando a exaustão de um bem natural que não é renovável (**carvão, no caso presente**).

(iv) Fornecer subsídios para a análise do mérito e da sustentabilidade da utilização do carvão na área do estudo, através da avaliação das suas componentes ecológica, social e econômica. **No caso presente, a experimentação do método se dará, principalmente, ao nível de diagnóstico de situação atual associado a incursões prognósticas (sobretudo dos incrementos de fluxos do recurso, estimados pelos organismos oficiais responsáveis), a fim de fornecer as bases para a correção do PIB dos municípios produtores de carvão, e de identificar elementos e parâmetros a serem aprofundados ou incorporados aos estudos para a completa consecução da metodologia proposta.**

Usos do Carvão

A indústria siderúrgica nacional deve usar 20% de carvão brasileiro para confecção de aço, de acordo com legislação federal, porém, somente o carvão de Santa Catarina (camada Barro Branco) é coqueificável, com uma recuperação de 15 a 20% de carvão metalúrgico. Os carvões gaúchos não são coqueificáveis sendo, portanto, excluídos do mercado siderúrgico nacional. Praticamente toda produção de carvão no Rio Grande do Sul é consumida na termelétricidade (termelétricas de Candiota III, Termochar em Charqueadas e São Jerôni-

mo), uma pequena parte é consumido na siderurgia (Aços Finos Piratini S.A.) e como combustível substituto dos derivados de petróleo na fabricação de cimento. As cinzas resultante da queima do carvão mineral podem ser utilizadas na estabilização de solos para leito de rodovias e aterros, fabricação de tijolos, cimento e estruturas de concreto.

O carvão mineral constitui a maior parcela dos recursos energéticos não renováveis, dos quais representa cerca de dois terços, sendo prevista uma participação expressiva desse insumo no contexto econômico - energético nacional, a partir da próxima década, quando a geração termelétrica a carvão expandir-se-á de forma substancial, segundo o **Conselho de Implantação do Complexo Carboquímico do Estado do Rio Grande do Sul (CONCARBO)**. No cenário internacional, as marcantes mudanças iniciadas nos países desenvolvidos, neste final de século, têm alterado estruturas políticas, sociais e econômicas, propagando-se para o resto do mundo. Pode-se vislumbrar um cenário evidenciado pela interpenetração de mercados, suspensão de barreiras alfandegárias e distinção internacional do qual, no Brasil, o reflexo mais recente é a formação do MERCOSUL.

Segundo a CONCARBO-RS, a crescente participação do setor elétrico no equacionamento de questões ambientais, acarretadas pelo uso do carvão na geração de energia elétrica, visa permitir um aproveitamento das reservas minerais nacionais deste combustível sem comprometer o meio ambiente. A expansão dos sistemas elétricos deve buscar as mudanças no modelo tecnológico para a geração termelétrica, em função das limitações de ordem ambiental e legal dos locais onde serão implantados. A geração termelétrica, a partir do uso do carvão mineral, em termos mundiais, decorre de algumas características próprias: o seu preço em relação ao seu poder energético, a elevada disponibilidade em praticamente todos os pontos do planeta, seja sob a forma de depósito, seja pelo seu transporte simples e seguro e, ainda, pela não adaptabilidade a muitas maneiras de uso, que não a queima em fornalhas.

No Brasil, o **Plano 2010 da Eletrobrás** (no seu Relatório Final: Expansão Termelétrica a Carvão Mineral, outubro de 1989) já diagnosticava para a região sul o desenvolvimento da termelétrica a carvão mineral, tendo em vista o potencial de seus recursos. Indicava, também, a necessidade de conhecimento e domínio tecnológico estabelecendo, como estratégia a progressiva capacitação tecnológica, garantindo uma transição harmônica de um programa predominantemente hidrelétrico para um futuro sistema hidrotérmico.

Segundo a Eletrobrás (**Plano 2015: oferta de energia elétrica, tecnologias, custos e disponibilidades. Subprojeto Carvão Mineral: prospecção do seu uso na termelétrica, janeiro de 1992**), numa usina termelétrica a disponibilidade de combustível não é aleatória. No caso de estiagem, a entrada em operação das termelétricas pode ser priorizada. A utilização do carvão mineral, para a geração de energia elétrica iniciou-se na década de 20, tanto em Santa Catarina, quanto no Rio Grande do Sul. Em Santa Catarina, com o uso de uma máquina a vapor de 20 HP e, no Rio Grande do Sul com a Usina Ponta da Cadeia (Usina do Gasômetro em Porto Alegre), com potência de 24,6 MW, visando a iluminação pública da cidade de Porto Alegre. Na década de 40 foi implantada a Usina Termelétrica de Capivari (SC) com potência de 20 MW e, no RS, a Usina Termelétrica de São Jerônimo, iniciando sua operação em 1954, com 2 máquinas de 5 MW cada, sendo acrescida de mais uma máquina de 10 MW, em 1958. Em 1961 instalou-se a Usina de Candiota I com 20 MW, desativada em 1974 com a operação da

Usina Presidente Médici Fase A com 63 MW e, a partir de 1987, a Fase B, com mais duas máquinas de 160 MW, elevando a potência instalada para 446 MW.

Em 1962, em Charqueadas, entrou em operação a Usina TERMOCHAR com 54 MW, ampliada para 72 MW em 1965. Atualmente está em operação a unidade Candiota III, com 350 MW da CEEE e, em Jacuí I com 350 MW, no município de Eldorado do Sul, em fase final de construção.

Portanto, na área do estudo a potencia atualmente instalada é de 92 MW (usinas de S. Jerônimo e TERMOCHAR) à qual, em breve, se somarão os 350 MW de Jacuí I.

O Plano 2010 prevê um programa termelétrico mínimo a carvão de 4000 MW para o Rio Grande do Sul no ano de 2010, já considerando as usinas em construção.

Estoques de Carvão

O termo Estoque aqui corresponde às Reservas de carvão na área de estudo.

A partir dos dados do DNPM 1993), *in* Neves e Chaves (1997) “**Notas para o estudo da Região Carbonífera Tradicional do Rio Grande do Sul**”, neste projeto, as reservas de carvão no Rio Grande do Sul concentram 89% da reserva de carvão do Brasil e a área carbonífera tradicional concentra 19% das reservas do Rio Grande do Sul, como pode ser visualizado na Tabela 3.

Tabela 3
RESERVAS¹ DE CARVÃO MINERAL NO BRASIL
(EM MILHÕES DE TONELADAS)

Estados	Média	Indicada ²	Inferida ³	Total	Marginais ⁴	Total
São Paulo	3,5	1,0	-	4,5	4,0	8,5
Paraná	74,4	23,4	3,7	101,5	2,7	104,2
Santa Catarina	410,2	875,9	1.035,6	2.321,6	1.041,4	3.363,0
Rio Grande do Sul	2.621,6	6.079,3	5.943,2	14.644,1	14.159,3	28.803,4
Brasil	3.109,6	6.979,7	6.982,5	17.071,78	15.207,4	32.279,1

¹ Reserva: é a parte identificada de um recurso que obedece critérios específicos mínimos, físicos e químicos, em relação a práticas atuais de lavra e produção, tais como: teor, qualidade, largura e profundidade, a qual poderá ser explorada num tempo determinado.

² Reserva Indicada: é a reserva externa à reserva medida, num raio de 1200 metros cuja área de influência corresponde a uma coroa circular de área 4,02 km², excluindo a reserva medida.

³ Reserva Inferida: é a reserva situada além da reserva indicada até uma distância máxima de 4800 metros dos furos.

⁴ Reserva Marginal: porção dos recursos identificados cujas condições de extração econômica estão um pouco aquém das condições de preço mínimas à época da avaliação. Pequenas variações nas condições de preço ou novas tecnologias de produção e utilização podem permitir a elevação da reserva marginal à categoria de reserva.

As reservas de carvão do Rio Grande do Sul totalizam 28.803 milhões de toneladas, enquanto o total das reservas brasileiras é de 32.279 milhões. Portanto, o Rio Grande do Sul concentra 87,5% das ocorrências de carvão mineral do país. Apesar de ter as maiores reservas, a produção de carvão no RS é oito vezes menor do que a produção catarinense, pois o carvão gaúcho contém elevada quantidade de cinzas sendo, portanto, de menor interesse econômico, sendo excluído do uso na siderurgia tradicional. Com isso, a produção gaúcha é quase que totalmente consumida na termelétricidade.

O **Plano 2010 e a expansão termelétrica a carvão (outubro de 1989)**, pela ocorrência geográfica, apresenta os recursos em carvão mineral do Rio Grande do Sul em 3 setores carboníferos diferenciados: Candiota, Médio e Baixo Jacuí e Litoral Norte e as reservas por setor carbonífero são apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4
RESERVAS DE CARVÃO MINERAL O RIO GRANDE DO SUL
(PLANO 2010 E EXPANSÃO TERMELÉTRICA A CARVÃO, 1989)

SETOR CARBONÍFERO NO RS	RESERVA no BRASIL (%)	RESERVA no RS (%)	RESERVA POR SETOR CARBONÍFERO
Candiota ¹	38	44	12,3 bilhões de t
Médio e Baixo Jacuí ²	26	30	8,3 bilhões de t
Litoral Norte ³	23	26	7,4 bilhões de t

¹ A jazida de Candiota situa-se à oeste do RS, próximo do município de Bagé.

² Médio e Baixo Jacuí representa a Região Carbonífera Tradicional do RS.

³ Litoral Norte, representam recursos carboníferos do RS e destaca-se por conter carvão coqueificável (o carvão metalúrgico contido perfaz mais de 80% das reservas nacionais conhecidas *in situ*, porém não existem unidades mineiras em operação).

A extração de carvão na Região Carbonífera Tradicional, atualmente, é principalmente realizada:

(i) em minas subterrâneas: na jazida de Charqueadas, no município de mesmo nome, que responde por 10% das reservas gaúchas de carvão e Leão I, no município de Minas do Leão, cujas reservas representam 9% do total do Estado. Estão desativadas a mina de Arroio dos Ratos, mina de Butiá e a mina do Leão II, Apêndice 3.

(ii) e, em minas a céu-aberto representadas pelas minas do Recreio e de Butiá Leste no município de Butiá. Estão desativadas as minas Shumaikal (município de Minas do Leão), mina de Água Boa, mina do Faxinal e mina do Calombo (município de Arroio dos Ratos), Apêndice 3.

A extração de carvão é efetuada na Região Carbonífera pelas empresas COPEL-MI Mineração Ltda e Companhia Riograndense de Mineração - CRM. A primeira empresa atua no município de Charqueadas na mina do mesmo nome, nas minas dos municípios de Arroio dos Ratos (Faxinal, Calombo e Butiá-Leste e na mina de Recreio, situada em parte no município de Butiá e, em parte em Minas do Leão). A CRM atua na extração de carvão mineral nas demais minas do município de Minas do Leão (Leão I, Leão II e Taquara).

Fluxos de Carvão

Os Fluxos de carvão aqui correspondem à produção média anual.

A partir dos dados do DNPM, *in* Souza e Bittencourt “Aspectos globais da Região Carbonífera do Rio Grande do Sul”, neste projeto, construiu-se a Tabela 5.

Tabela 5
PRODUÇÃO DE CARVÃO RUN OF MINE* (VALORES MÉDIOS
EM 1000 T/ANO) POR MUNICÍPIO E POR MINA ENTRE 1980 E 1994.

Municípios- minas	1980 a 1984	1985 a 1989	1990 a 1994
Arroio dos Ratos			
- Faxinal**	1746	3565	970
- Calombo	56	-	-
Butiá			
- Butiá-Leste**	-	529	1392
	6122	9326	5573
Charqueadas	1557	961	-
	1997	1404	722
Minas do Leão			
- Leão I**	28	-	-
- Leão II	-	-	-
- Taquara	-	-	-
Total Geral	11506	15785	2757

* carvão run of mine - como sai da mina, sem ser beneficiado.

**minas em funcionamento.

A produção média anual (em 1000 t/ano) de carvão se manteve num nível elevado na Região Carbonífera Tradicional entre 1983 e 1988, tendo oscilado de 3.211 t/ano, em 1987 a 3.787 t/ano, em 1983. A mina de Recreio, a mais importante da Região Carbonífera, apresentou seu melhor desempenho em 1985 e 1986, compensando a queda da produção em Charqueadas e o encerramento das atividades da mina de Calombo e de Leão II, em 1984.

Houve uma queda de 25% da extração de carvão mineral em 1989 quando comparada com 1988. Esta redução na extração de carvão na região foi constante até 1994. A previsão das empresas que trabalham na região é de que se tenha produção para os próximos anos semelhante à extração realizada em 1994, com incremento na produção da mina de Taquara, compensado pela queda na produção da mina do Leão I, de responsabilidade da CRM. No entanto, a COPELMI prevê uma produção semelhante a de 1994 para todas as minas, com exceção da mina do Faxinal com aumento de produção. Estas previsões das duas empresas, levam a acreditar em um aumento da extração da ordem de 11% em relação a 1994, para os próximos anos.

Análise prognóstica das relações entre Uso-Estoque-Fluxos do carvão na área do estudo.

A utilização do carvão na área do estudo é, essencialmente, com a finalidade de geração de energia para termelétricidade. Então, é a relação Estoque (i.e., Reservas) - Fluxos (i.e., Produção Média Anual) de carvão que merece nossa atenção.

Antes de tudo, uma ressalva se faz necessária. No Plano 2010 da Eletrobrás, a ELETROSUL tem chamado a atenção para o fato de que o programa termelétrico daquele Plano, estruturou-se sobre uma base de dados bastante diversificada e heterogênea. Dessa forma, ainda que haja plena segurança sobre a efetiva suficiência das reservas carboníferas disponíveis para o programa estabelecido no Plano 2010, considera conveniente que se promova uma revisão e consolidação de tal acervo de dados e informações e sua complementação.

Independentemente da necessária consolidação dos dados, uma primeira observação pode ser feita: considerando os dados expostos nas tabelas 4 e 5, a relação Fluxos de Carvão (ordem de grandeza 10^6) / Reservas de Carvão (ordem de grandeza 10^9) ~ 1000 (i.e., 10^3 anos potenciais de exploração de carvão).

No entanto, esta abordagem "bruta" tem de ser considerada mais em detalhe.

Primeiramente, o aproveitamento do carvão mineral para fins de geração de energia elétrica caracteriza-se pelo seguimento de duas rotas distintas, as quais são função das características do carvão.

(i) A primeira rota é o atendimento do mercado de energia elétrica quando as características do carvão indicam ser este o seu melhor aproveitamento. Nesta rota, o fator de propulsão é o mercado de energia elétrica, aliado à competitividade das usinas termelétricas.

(ii) A segunda rota é o aproveitamento de frações intermediárias resultantes do processo de beneficiamento do carvão. A implantação das usinas termelétricas tem como ponto de partida o mercado para as frações mais nobres e seu objetivo é o da viabilização da utilização do carvão como um todo. Na área do estudo, os carvões produzidos são, em sua maioria, beneficiados.

Gaivizzo *et al.* (1997) no estudo "Recuperação de Áreas Utilizadas para Depósitos de Rejeitos de Minas de Carvão", neste projeto, ressaltam que as jazidas de carvão do Rio Grande do Sul apresentam altos teores de matéria mineral não combustível associados ao carvão, reduzindo o poder calorífico e liberando poluentes at-

mosféricos quando queimados. Durante o beneficiamento do carvão, de 30% a 60% do material minerado é refugado, resultando na produção de grandes volumes de rejeitos, constituídos basicamente por materiais carbonosos e minerais (pirita e argilominerais) sem valor comercial, que são depositados em áreas próximas ao local de mineração.

Logo, nem todo carvão, atualmente, vai para as termelétricas e, além disso, o beneficiamento do carvão pode representar um fator condicionante importante na ampliação da produção do setor, mesmo considerando-se que minas a céu-aberto (técnicas, custos, proteção ambiental, etc.). Por exemplo, segundo o Plano 2010, a mina do Leão II (que deve abastecer Jacuí I) deve ter investimentos da ordem de ~ 150 milhões de dólares.

Ainda, com relação à compatibilização entre Unidade Mineira (UM) e Usina Termelétrica (UTE):

(i) as UTE previstas no Plano 2010, a exemplo daquelas em operação no presente, terão como característica operativa a complementaridade com relação ao abastecimento de energia ao Sistema, que é suprido, prioritariamente, pelas usinas hidrelétricas;

(ii) assim, as UTE deverão ser operadas, ao longo de suas vidas úteis, com fator de capacidade médio de 50%, devendo estar em condições de, nos períodos de hidraulicidade crítica, operar com fator médio anual de até 80%;

(iii) essa peculiaridade assume caráter relevante ao se contemplar a compatibilidade entre a UM e a UTE, uma vez que a primeira é concebida para operar com fator de capacidade bastante próximo de 100%, tendo como característica, à exceção de casos particulares onde a lavra é a céu aberto, a pequena flexibilidade para incremento da capacidade produtiva.

Isto é importante quando se considera a fórmula de cálculo do potencial carbonífero para geração de energia elétrica (P_g em MW), associado às unidades mineiras em operação e projetadas:

$$P_g = P_a \times V_m / H_a \times V_u \times F_c \times C_e$$

onde: P_a = produção anual de carvão, com vocação termelétrica, por tipo, em toneladas; V_m = vida útil da UM em anos; H_a = horas/ano disponíveis para operação da UTE (8760 horas); V_u = vida útil da UTE (30 anos); F_c = fator de capacidade da UTE (0,5 ou 50%); C_e = consumo específico de carvão (em t/MWh).

O consumo específico varia conforme as características do carvão, regime de operação e rendimento da unidade. A Tabela 6 a seguir apresenta os consumos específicos considerados para os diversos tipos de carvão energético.

Tabela 6
TIPOS DE CARVÃO ENERGÉTICO (CE) E SEU CONSUMO ESPECÍFICO
NA QUEIMA EM TERMELÉTRICA.

Ce	CE 3100	CE 3300	CE 3700	CE 4500	CE 6000
t/MWh	1,10	1,00	0,68	0,55	0,41

Por exemplo, segundo o Plano 2010, as unidades mineiras em funcionamento na área do estudo (Tabela 5) têm capacidade nominal conjunta de produção de ~ 2 milhões de toneladas anuais de carvão (tipos CE 3100 e CE 3700, Tabela 6), aplicando-se a fórmula acima, observa-se que, neste ritmo, ter-se-ia a exaustão das minas ocorrendo a partir do oitavo ano, o que, ao se agregar a manutenção dos mercados atuais (92 MW, usinas S. Jerônimo + TERMOCHAR), não se traduz em capacidade de oferta suficiente para justificar acréscimo de potência em termelétricidade. Uma usina como a de Jacuí I, em fase final de construção na área do estudo, com sua potência (350 MW) precisaria destas (ou similares) minas funcionando, pela fórmula, ~ 25 anos.

Por isso, o Plano 2010, prevê a implantação de vários projetos de unidades mineiras (UM) na área do Médio e Baixo Jacuí que, no seu conjunto, são capazes de implementar a produção do carvão com potencial termelétrico em ~ 4 milhões de toneladas anuais, ou seja, segundo a fórmula, ~1060 MW de potencial carbonífero para geração de energia elétrica.

ESTRUTURA PRESSÃO-CONDICIONAMENTO-RESPOSTA (PCR)

A Estrutura Pressão-Condicionamento-Resposta

Conforme a estrutura **Pressão-Condicionamento-Resposta (PCR)**, os Indicadores da Qualidade dos RN (IQRN) medem as Pressões sobre os RN, as alterações (efeitos) destas pressões sobre o Condicionamento da QRN, e a Resposta da sociedade a estas alterações. A estrutura PCR foi mostrada na Figura 10.3.

Nesta estrutura, como vimos anteriormente, os Indicadores de Qualidade dos Recursos Naturais (IQRN) de Pressão, Condicionamento e Resposta podem, e devem, ser considerados conjuntamente, no entanto, a divisão a seguir é conveniente para atender a estrutura do método.

No mesmo sentido, coloca-se no texto uma separação entre os impactos sobre os RN, tomados isoladamente; no entanto, nós sabemos que esta separação também é um tanto que arbitrária, tendo em vista que as pressões sobre um RN podem produzir impactos sobre outros RN “consociados” (e.g os solos construídos pelos rejeitos da mineração sofrem lixiviação ácida devido à oxidação de sulfetos de ferro liberando metais que podem contaminar as águas).

Indicadores da Pressão (IQRNp) Exercida pela Mineração de Carvão

Os **Indicadores de Pressão (IQRNp)** são os indicadores das pressões (impactos ou externalidades) exercidas pelas atividades humanas sobre os RN. No caso presente, um bom IQRNp pode ser considerado a influência da mineração do carvão sobre o uso do solo (inclui todos os RN “consociados”).

Andreazza, A. M. P. no documento “**Contribuição à Gestão Ambiental da Bacia Hidrográfica do Arroio do Conde com Ênfase na Qualidade das Águas Superficiais**”, neste projeto, nos diz que a exploração das minas a céu-aberto nesta bacia da área do estudo é responsável pela influência sobre ~ 11% dos solos, isso para atender a demanda atual de potência instalada de 92 MW.

Se nós considerarmos, conforme vimos anteriormente no Usos do carvão, os prognósticos de ampliação da atividade mineração de carvão - um incremento potencial para até ~ 1060 MW, somente na área do estudo (para o RGS estima-se em ~ 4000 MW, no horizonte de estudo do Plano 2010) - os cenários ambientais extremamente adversos descritos por Marcomin (1997), F.E. para uma área-testemunho de mineração de carvão “**Zonamento Ambiental do Rio Tubarão - SC, através da Análise de Metais Pesados em Água, Sedimento, Substrato e Planta e de Componentes Estruturais da Paisagem**”, neste projeto, tornam-se extremamente verossímeis para a área do estudo.

Rhode e Rodriguez (1997) no “**Diagnóstico Ambiental das Cinzas de Carvão no Baixo Jacuí, RS**”, neste projeto, mostram que os impactos gerados pela disposição de cinzas e rejeitos provenientes da queima do carvão nas termelétricas da área do estudo ampliam esse quadro.

Portanto, os efeitos mais notáveis (i.e., IAS - impactos ambientais significativos em Bellia e Bidone, 1993) verificados nestes estudos ou, de outra maneira, as Questões a serem Formuladas vinculadas à Pressão sobre os RN (QFp, na Figura 3), estão relacionadas ao uso do solo pela atividade mineradora (incluindo as atividades de beneficiamento de carvão, e os dispositivos de controle, e.g. barragens de rejeitos) e seus efeitos sobre o próprio solo (e seus usos) e sobre as águas. A estes se associam os efeitos gerados pelas disposições de cinzas e rejeitos e emissões atmosféricas das usinas termelétricas.

A avaliação dos efeitos da mineração de carvão sobre a qualidade desses RN é o objeto do item a seguir.

Indicadores do Condicionamento (IQRNc) dos RN Afetados pela Mineração do Carvão.

Os **Indicadores de Condicionamento (IQRNc)** são os indicadores da qualidade dos RN (QRN) e, especificamente, descrevem as mudanças (no geral adversas) na QRN ao longo do tempo.

A análise da QRN e a avaliação das suas mudanças através do uso de IQRNc e da formulação de QFc, fornece as bases para a estimativa dos “Preços-Sombra” relacionados às mudanças na qualidade (condicionamento) dos RN. Subsidiando o estabelecimento das “Contas-Satélite”, sobretudo dos seus termos Custos das Medidas de Proteção (CMP) e Depreciação do Capital Natural (DCN) e, portanto, a noção de Sustentabilidade que é um dos elementos-foco da metodologia proposta.

Indicadores do Condicionamento (IQRNc) dos solos afetados pela mineração do carvão.

Segundo Kämpf *et al.* (1997) “**Solos Construídos em Áreas de Mineração**

da **Bacia Carbonífera do Baixo Jacuí, no Rio Grande do Sul**", neste projeto, com a tendência de ampliação das áreas mineradas em futuro próximo, é possível antever alterações ambientais crescentes. A legislação ambiental (cf. Krell (1997), A.J. "**Aspectos Jurídico - Político - Atribuições, Obrigações e Possibilidades dos Municípios da Região Carbonífera Gaúcha na Proteção do Meio Ambiente**", neste projeto) recente exige que áreas de terras submetidas à mineração sejam restauradas. Este procedimento deve iniciar antes da extração mineral propriamente dita, através da remoção em separado dos solos e das camadas geológicas. Após a conclusão da extração mineral, no processo de recuperação da área, esses materiais deveriam ser repostos na sequência original. Na prática, porém, isto nem sempre é exequível, fato que, aliado à instabilidade do material utilizado na reabilitação da paisagem, pode impedir uma restauração satisfatória, mesmo a longo prazo.

Desta maneira, estudos que visem monitorar e avaliar as alterações em características de solos construídos em áreas de mineração, bem como o seu potencial de uso, são importantes para a obtenção de parâmetros que permitam estimar o impacto ambiental destas atividades e propor eventuais ajustes.

Kämpf *et al.* (1997) objetivaram: avaliar as características morfológicas, físicas, químicas e mineralógicas dos solos construídos na área do estudo; avaliar a evolução temporal (i.e., amadurecimento) dos solos construídos, com base nas características propostas; testar parâmetros físicos e químicos que sirvam para monitorar a reabilitação das áreas mineradas e avaliar o potencial de uso a longo prazo do solo construído; e, estabelecer critérios para a classificação de solos construídos.

As conclusões a que chegaram estes autores foram:

(i) Os solos construídos analisados correspondem ao período em que o equipamento utilizado na mineração e na recuperação das áreas era do tipo "motoscaper". A operação consistia na decapagem na frente de mineração seguida pela reposição do material decapado na área já minerada, num processo contínuo. Esta operação produziu uma inversão e mistura dos estratos geológicos, pelo qual foram trazidos para superfície materiais (folhelhos carbonosos) com alto poder de acidificação.

(ii) Os perfis dos solos construídos são constituídos por uma sucessão de camadas de espessura variável, diferenciadas entre si pela coloração, normalmente com transições abruptas e onduladas. Apresentam alta densidade aparente, muito baixa porosidade, baixa condutividade hidráulica e baixa retenção de água. Estas características são resultantes do material e do processo de construção utilizados, e contribuem para a baixa resistência destes solos aos processos erosivos hídricos.

(iii) Os solos apresentam tendência generalizada de acidificação a curto prazo, resultante da oxidação da pirita e compostos afins. O balanço entre o Potencial de Neutralização (PN) e o Potencial de Acidificação (PA) normalmente é negativo, indicando que a acidificação tenderá a persistir a longo prazo.

(iv) Como consequência da acidificação ocorre a alteração de silicatos esmectíticos, com a liberação de Alumínio, cujo potencial em solução parece ser controlado por sulfatos de Al e por hidróxi-Al-silicatos. Assim, em função da insuficiência de carbonatos, os silicatos passam a atuar no tamponamento da acidez, originando neoformações de minerais, cujo impacto deve ser melhor investigado.

(v) O conjunto das propriedades de solo analisadas mostrou ser o melhor critério para o monitoramento da evolução e do potencial do subsistema “solo construído”. A qualidade do solo construído e seu potencial de uso dependem diretamente do material usado na sua construção. É, portanto, imprescindível a seleção na fase pré-mineração dos materiais adequados à comporem os solos na fase pós-mineração.

(vi) Os solos construídos em áreas de mineração de carvão constituem obras antrópicas, sujeitas à evolução pedogênica sob processo de sulfurização, pelo qual é sugerida sua classificação como Antrossolos Tiomórficos e Pré-tiomórficos.

Na seqüência, conforme visto no item Usos, estoques e fluxos de carvão na área de estudo, Gaivizzo *et al.* (1997) no estudo “**Recuperação de Áreas Utilizadas para Depósitos de Rejeitos de Minas de Carvão**”, neste projeto, ressaltam que as jazidas de carvão do Rio Grande do Sul apresentam altos teores de matéria mineral não combustível associados ao carvão, reduzindo o poder calorífico e liberando poluentes atmosféricos quando queimados. Durante o beneficiamento do carvão, de 30% a 60% do material minerado é refugado, resultando na produção de grandes volumes de rejeitos, constituídos basicamente por materiais carbonosos e minerais (pirita e argilominaerais) sem valor comercial, que são depositados em áreas próximas ao local de mineração.

A recuperação dos depósitos está associada ao potencial de acidificação dos rejeitos carboníferos. A oxidação da pirita forma ácido sulfúrico, promovendo a solubilização dos minerais presentes no rejeito. Em períodos de intensa precipitação pluviométrica, a água de escoamento superficial ou aquela percolada através dos rejeitos é ácida e possui altas concentrações de metais dissolvidos, comprometendo a qualidade dos recursos hídricos da região.

A cobertura das pilhas de rejeito carbonífero com solo, após a recuperação topográfica do local, é uma técnica padrão na recomposição de áreas mineradas pois, além de reduzir o fluxo de entrada de água e ar no material, permite o estabelecimento vegetal. Entretanto, a quantidade de solo disponível dos horizontes superficiais e o elevado custo de cobertura das áreas tornam fundamental o estabelecimento de espessura mínima da camada de solo a ser aplicada sobre a superfície do rejeito. Em vista disso, os autores Gaivizzo *et al.* (1997) desenvolveram o seu estudo com a finalidade de avaliar o efeito da adição de diferentes camadas de solo aplicadas - sobre a superfície do rejeito carbonífero, em posições de subsuperfície e solo misturado ao rejeito - sobre a composição química da água de lixiviação, rendimento de matéria seca, extração de nutrientes e metais pesados pela cultura de milho (*Zea mays*), trevo branco (*Trifolium repens*) e aveia (*Avena strigosa*), bem como, estudar o comportamento da microbiota do solo nessas condições.

As conclusões a que chegaram foram as seguintes:

(i) a utilização de camada de solo com espessura de 10 cm foi suficiente para o estabelecimento de trevo e aveia;

(ii) mas, o baixo pH da água de lixiviação manteve parte dos elementos provenientes do resíduo carbonífero dissolvidos na solução, refletindo-se em elevada condutividade elétrica na água de lixiviação;

(iii) este material dissolvido é mais biodisponível para incorporação biológica, e a concentração de Cd, Ni e Pb foi maior nas plantas de aveia cultivadas nos tratamentos

contendo resíduo carbonífero (apesar de Fe, Mn, Zn e Ni terem sido os elementos que apresentaram maior concentrações na água de lixiviação);

(iv) finalmente, a elevada acidez do resíduo carbonífero reduziu a densidade populacional de bactérias, actinomicetos e fungos nas camadas de solo de subsuperfície.

Neste último, os resultados obtidos foram similares aos resultados do estudo **“Microartrópodes (Acari & Collembola) como Indicadores da Qualidade do Solo em Áreas Afetadas pela Mineração de Carvão em Arroio dos Ratos, RS”** desenvolvido por Duarte e Becker (1997) para este projeto. Estes autores chamam a atenção para o fato dos resultados obtidos representarem uma perda de qualidade dos solos já que são habitat para uma biota diversa composta por uma infinidade de espécies interdependentes, de organização complexa, que processam a matéria orgânica convertendo-a em solo mineral, fixam o nitrogênio, redistribuem partículas de solo e nutrientes, aumentam a aeração e afetam significativamente a estrutura do solo. Esta biota como um todo é o principal agente na manutenção e elevação de níveis locais de fertilidade e é responsável, portanto, pela perpetuação das espécies e dos níveis de atividade do ecossistema.

Neste projeto, Prochnow e Porto (1997) no estudo **“Avaliação de uma Área de Rejeitos da Mineração de Carvão com vistas a Bioindicadores Vegetais para Metais Pesados, Charqueadas, RS, Brasil”** visaram avaliar as condições ambientais de uma área de carvão e a interferência desta sobre diferentes áreas vegetadas próximas (e.g. eucaliptal e mata nativa sem contaminação aparente), bem como sobre os corpos d’água formados sobre esta área (campo banhado) e na sua interfície com áreas contíguas.

Além de metais pesados, os autores analisaram as distribuições de N, P, K, sulfato e pH em plantas e/ou no substrato destas. Os resultados apontam para diferentes níveis de absorção de metais e macronutrientes pelas plantas em função dos níveis de pH e sulfato no substrato. Por exemplo, a área de eucaliptos que recebe as águas de lixiviação de uma área de mineração recuperada, diretamente sem a proteção, digamos, de um canal de drenagem, foi a mais contaminada dentre as áreas vegetadas analisadas. O campo revegetado e a plantação de acácias sobre a área recuperada apresentaram, por terem recebido adição de calcário e argila, em média melhores condições ambientais que o eucaliptal, apesar de apresentarem desenvolvimento vegetal bastante baixo. Os autores, ainda, chamam a atenção para o importante papel de “filtro” das contaminações, provenientes da atividade carbonífera, apresentado pelos campos banhados/alagados.

Um estudo complementar ao de Prochnow e Porto, foi realizado por Verdade *et al.* (1997) **“Variação no Conteúdo de Alumínio e Cobre na Biomassa de *Typha latifolia* L., na Região Carbonífera de Charqueadas e São Jerônimo, no Estado do Rio Grande do Sul”**, neste projeto. Apesar dos resultados não serem conclusivos, tendo em vista que não foi possível realizar uma análise de interação entre solo (alagado, no caso presente) e planta, os autores consideram que esta planta pode ser um bom indicador de qualidade destes solos, pelo fato dela crescer em solos contaminados sugerindo, assim, que essa espécie possa ser resistente aos elementos tóxicos presentes.

Com relação ainda ao uso da vegetação como biondicador de contaminação ambiental temos, neste projeto, o estudo de Cerutti e Flores (1997) **“Bioindicação da Contaminação Atmosférica Decorrente do Uso do Carvão”**. Os dados deste estudo

mostram que há necessidade de continuar-se as pesquisas para a obtenção de resultados mais conclusivos.

Motta Marques *et al.* (1997) no estudo “**Ecosistemas Criados (Banhados): Importância dos Macrófitos no Controle de pH de Drenagem Ácida**”, neste projeto, objetivaram verificar a capacidade de sistemas de terras úmidas criados (i.e., no caso presente, sistemas de banhado ecotecnológicos, muito utilizados nas áreas de mineração de carvão nos EUA), em escala piloto, para a elevação do pH de drenagens ácidas, sendo avaliada a influência da densidade de macrófitos.

Aplicando drenagem ácida de mina de carvão a um mesocosmos tipo banhado, os autores conseguiram elevar um pH nominal de 4 para 6-6,5; e concluíram que a continuação da pesquisa para a avaliação de sistemas de banhado (“wetlands”) experimentais e operacionais, especialmente relativo a técnicas para aumentar sua capacidade de controle da qualidade dos recursos hídricos na região é defundamental importância.

Somando-se aos problemas de perda de qualidade dos solos nas áreas mineradas e em suas adjacências, temos aqueles relacionados com a disposição dos rejeitos e cinzas provenientes da queima do carvão nas termelétricas da região.

Neste sentido, Rhode e Rodriguez (1997) no “**Diagnóstico Ambiental das Cinzas de Carvão no Baixo Jacuí, RS**”, neste projeto, mostram, entre outros, que:

(i) do ponto de vista da caracterização químico-toxicológica (segundo as normas estabelecidas pela ABNT) as cinzas constituem resíduos “não-inertes” e, por conseguinte, deveriam ser destinadas, quando dispostas no solo, seguindo - no mínimo - a norma NBR 8419 da ABNT, 1984

(ii) do ponto de vista histórico-social,

- a evolução do espaço urbano da cidade de Charqueadas teve ligação estreita e decisiva com o uso das cinzas da usina termelétrica TERMOCHAR e outros materiais residuais usados como materiais de construção e urbanização;

- houve um equacionamento tecnicista muito simplificado para o meio urbano de Charqueadas (filtros para a usina e pavimentação nas ruas), para diminuir o impacto das cinzas volantes;

- resultante deste equacionamento, houve uma espécie de esquecimento social da problemática ambiental;

(iii) do ponto de vista urbanístico-ambiental,

- a urbanização periférica das cidades de Charqueadas e S. Jerônimo (que abrigam as duas termelétricas em funcionamento na área do estudo) mantem os mesmos procedimentos de imprudência ambiental (ou, ilegalidade até, em certos casos), mesmo após o advento de normas ambientais e técnicas reguladoras;

- os depósitos de resíduos (cinzas e outros) não possuem preocupação ambiental e são realizados, na sua ampla maioria, utilizando tão somente critérios locais e de economia de custos;

- existe um cinturão de resíduos ao redor dos espaços urbanos na região em situação totalmente irregular se forem levadas em consideração as normas ambientais e técnicas vigentes e disponíveis.

Esta situação ambiental é de responsabilidade do setor mineiro e termelétrico (e.g. ELETROSUL e CEEE), que mantém as antigas práticas de depositar cinzas, rejei-

tos, etc., em qualquer tipo de terreno, sem nenhum estudo adequado destes locais e sem avaliação ambiental.

Tendo em vista esses problemas, Schneider *et al.* (1997) no estudo “**Solos da Bacia Carbonífera do Baixo Jacuí, RS**”, neste projeto, nos dizem que as atividades do setor carbonífero pelo seu impacto ambiental em extensas áreas, pela prevista e eminente ampliação destas atividades, além de influenciar a qualidade de vida (sobretudo nas áreas urbanas e periféricas), poderá ter reflexos nas atividades agrícolas da região e das regiões adjacentes.

Para melhor avaliar estes impactos, planejar estas atividades e fornecer subsídios para a recuperação de áreas mineradas e áreas utilizadas como descarte de rejeitos, cinzas, etc., são necessárias informações mais detalhadas quanto aos solos, suas características e potencial de uso para fins diversos. Com este objetivo os autores realizaram o levantamento ao nível de reconhecimento com alta intensidade dos solos na área do estudo. O documento traz informações fundamentais, a serem considerados por qualquer atividade relacionada ao carvão e aos seus usos, ao nível da prevenção de futuros problemas.

Indicadores do Condicionamento (IQRNc) das águas fluviais afetadas pela mineração do carvão.

Rodriguez *et al.* (1997) no estudo “**Parâmetros Físicos e Químicos das Águas Superficiais e Avaliação da Atividade Bacteriana em Ambientes Lóticos Receptores da Drenagem de Mineração de Carvão**”, neste projeto, analisaram 41 (quarenta e uma) variáveis abióticas e de determinações quantitativas de organismos do grupo “bactérias totais” em águas fluviais em dez estações de coletas na rede hidrográfica da área do estudo (Apêndice 5), entre setembro de 1993 e setembro de 1994 com periodicidade bimensal.

Os autores advogam que o enquadramento do sistema monitorado dentro dos padrões de classificação, Resolução CONAMA n° 20 de 1986, permite uma tipificação das bacias como base de uma política de meio ambiente. Quando o parâmetro analisado não estiver contemplado nesta legislação, serão utilizadas avaliações limnoquímicas de sistemas hídricos naturais. Os resultados obtidos a partir deste estudo permitiram indicar:

(i) parâmetros compatíveis com os níveis habituais e/ou padrão Classe I em todas as estações monitoradas;

(ii) parâmetros compatíveis com os níveis habituais e/ou padrão Classe I em todas as estações monitoradas, mas que apresentam modificações nas estações com impacto antrópico;

(iii) parâmetros não compatíveis com os níveis habituais e/ou padrão Classe I nos locais impactados: pH, Fe, Mn e Cu;

(iv) parâmetros não compatíveis com os níveis habituais e/ou padrão Classe I em todas as estações monitoradas: Hg, fenóis, Cu, Nitrogênio Amoniacal e Al.

Conforme visto no item anterior, a lixívia ácida de solos construídos, rejeitos, cinzas, etc., pode mobilizar metais pesados e carregá-los para águas superficiais, logo, o fato de termos metais acima dos níveis desejáveis pode ser considerado como bom indicador da contaminação das águas devido à mineração. O mesmo pode ser dito do

pH. Os fenóis, segundo os autores, estaria naturalmente enriquecido na área do estudo. O Nitrogênio Amoniacal pode ter sua fonte em efluentes domésticos e não necessariamente nos processos de mineração do carvão.

O problema do Hg, no entanto, devido à sua alta toxidez ambiental (ver, como exemplo, Bidone *et al.*, 1997), tem de ser considerado com cuidado. Em comunicação pessoal, o Prof. Luís Drude de Lacerda do Dpto. de Geoquímica da UFF, nos transmitiu sua preocupação com dados de concentração de Hg em águas. Segundo Lacerda, em geral esses dados devem ser tratados com reservas tendo em vista problemas de coleta, conservação e análise laboratorial. Procedimentos de reavaliações destes dados através de intercalibrações, por exemplo, podem ajudar a solucionar este problema.

Com a finalidade de complementar os estudos realizados por Rodriguez *et al.*, nós reafirmamos que o monitoramento da qualidade da água de um manancial constitui-se num instrumento essencial aos técnicos responsáveis pela análise e avaliação temporal e espacial das condições e tendências qualitativas do corpo hídrico. Por outro lado, uma rede de monitoramento produz uma grande quantidade de dados, cuja compreensão exige conhecimento técnico específico, sendo, portanto, de difícil acesso ao público leigo.

Com o intuito de facilitar a interpretação das informações de qualidade de água de forma abrangente e útil para especialistas ou não, foi desenvolvido o Índice de Qualidade das Águas - IQA. Este índice incorpora parâmetros relevantes para a avaliação da qualidade das águas, tendo como determinante principal a utilização dessas para abastecimento público.

Um Índice de Qualidade da Água (IQA), é um valor numérico - pode variar de zero a cem - que traduz sinteticamente a qualidade da água de um corpo hídrico. Principalmente a partir da década de 70, vários estudos foram desenvolvidos com o objetivo de estabelecer ou questionar índices de qualidade de água.

A presente inserção estabelece um Índice de Qualidade da Água (IQA) para um ambiente lótico receptor da drenagem de mineração de carvão, formado pela Bacia do Arroio do Conde, Bacia do Arroio dos Ratos e Bacia do Arroio da Porteira, a partir dos dados do programa de monitoramento realizado de setembro de 1993 a setembro de 1994, conforme descrito anteriormente.

O IQA adotado para este projeto orientou-se no índice adaptado e desenvolvido pela CETESB, que baseou-se em um estudo realizado pela "National Sanitation Foundation" dos Estados Unidos. A criação do IQA baseou-se numa pesquisa de opinião feita junto a profissionais de distintas especialidades, os quais indicaram os parâmetros a serem medidos, o peso relativo dos mesmos e a condição em que se apresentava cada parâmetro, segundo uma escala de valores. Este índice incorpora nove parâmetros, onde, a critério de cada profissional, foram estabelecidas curvas de variação da qualidade da água de acordo com o estado ou a condição de cada parâmetro. Estas curvas foram sintetizadas em um conjunto de curvas médias, uma para cada parâmetro.

O IQA é determinada pelo produtório ponderado das qualidades de água correspondentes aos seguintes parâmetros: Temperatura da amostra, pH, Oxigênio Dissolvido, Demanda Bioquímica de Oxigênio (5 dias, 20°C), Coliformes Fecais, Nitrogênio Total, Fosfato Total, Resíduo Total e Turbidez.

É utilizada a seguinte equação:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

onde,

IQA = Índice de Qualidade das Águas, um número entre 0 e 100

q_i = qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração ou medida;

w_i = peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade.

Para este estudo foram determinados quatro Índices de Qualidade de Águas, sendo o primeiro referente às estações de amostragem na Bacia do Arroio do Conde (1 a 6), o segundo referente às estações na Bacia do Arroio dos Ratos (7 e 8), o terceiro referente às estações na Bacia do Arroio da Porteira (9 e 10), e o último referente ao conjunto de todas essas Bacias (Apêndice 5). Tal procedimento teve o objetivo de verificar possíveis diferenças entre os estados de qualidade da água em cada uma das Bacias formadoras do ambiente de recepção da drenagem de mineração de carvão, bem como o estado de qualidade quando estas três Bacias forem analisadas como um único sistema hidrográfico.

Cabe ressaltar aqui que para a composição do presente Índice de Qualidade da Água (IQA), não dispunha-se de dados de Coliformes Fecais, parâmetro necessário para o estabelecimento do Índice. Na ausência deste, foram utilizados os dados de Coliformes Totais, embora as bactérias coliformes fecais mostrem-se mais significativas para indicar a poluição sanitária do que as bactérias coliformes totais, devido ao fato de estarem restritas ao trato intestinal de animais de sangue quente. De qualquer maneira, o Índice obtido não estará superestimando o estado de qualidade obtido com a adoção desse procedimento.

A partir do cálculo efetuado, pode-se determinar a qualidade das águas brutas que, indicada pelo IQA numa escala de 0 a 100, é classificada para abastecimento público, segundo a gradação abaixo:

80 - 100	→	qualidade ótima
52 - 79	→	qualidade boa
37 - 51	→	qualidade aceitável
20 - 36	→	qualidade ruim
0 - 19	→	qualidade péssima

Dessa maneira, seguem abaixo os Índices de Qualidade da Água (IQA) encontrados para este estudo:

IQA Arroio dos Ratos	=	34
IQA Arroio do Conde	=	37
IQA Arroio da Porteira	=	39

De acordo com os resultados obtidos, verifica-se que os IQA's indicam uma qualidade ruim para as águas - caso do Arroio dos Ratos - ou estão no limiar entre o considerado aceitável e ruim, casos do Arroio do Conde e do Arroio da Porteira.

Bidone (1992), chama a atenção para o fato destas abordagens (tanto aquela de Rodriguez *et al.* de comparação dos resultados com os índices legais, quanto a do IQA) pertencerem ao tipo descritivo, i.e., não consideram a dinâmica fluvial. A partir de estudos em rios do Rio Grande do Sul (Laybauer e Bidone, 1997; Hatje *et al.*, 1997; Travassos e Bidone, 1995), o autor nos diz que, no caso dos metais pesados (o que é válido, também, para todas as demais substâncias geoquimicamente conservativas):

“Todos os rios estudados têm em comum o fato de receberem grandes cargas de efluentes de origem antrópica, com altas concentrações de poluentes (*no caso presente são de interesse os metais pesados*). Mas, avaliar o impacto ambiental destes poluentes é uma tarefa difícil, sobretudo nos rios em bacias dominadas por rochas e solos naturalmente ricos em metais (*caso, também, do presente estudo*). Portanto, uma parte das concentrações de metais é originada no intemperismo de fontes naturais difusas. As fontes antropogênicas também são, no geral, numerosas e nem sempre tóxicas (*na maior parte dos casos são difusas*) ao longo dos rios.

Os estudos comumente realizados são monitoramentos periódicos das concentrações dos poluentes nas águas fluviais e a sua comparação com os padrões de qualidade estabelecidos pela legislação em vigor. Nós provamos que, estes estudos, não são suficientes: a) nem para identificar os gradientes espaciais de concentração de metais ao longo do rio; b) nem para quantificar as cargas de metais de origem antrópica lançadas às correntes; c) e, principalmente, nem para avaliar, hierarquizar e priorizar as medidas de controle da poluição em função do risco de exposição das populações humanas a estes metais. Logo, são instrumentos de gestão frágeis (e caros).

Nós conseguimos solucionar estas questões através do desenvolvimento de um modelo de balanço de massa dos fluxos dos metais (*portanto, com o uso de uma abordagem dinâmica, e não descritiva como as tradicionais*) ao longo dos rios, que foi capaz de diferenciar as componentes antrópica e natural destes fluxos e, ainda, fornecer os dados básicos necessários à execução da avaliação do risco associado aos metais à saúde humana, a fim de se estabelecer critérios de qualidade regionalizados. As economias geradas com esta abordagem foram estimadas como sendo até 90% mais baratas relativamente aos custos de um monitoramento tradicional de longa duração”.

Para determinar a participação das componentes naturais e antrópicas nos fluxos específicos anteriormente calculados, empregou-se uma estratégia denominada balanço de massa. Esta estratégia permite definir as transferências de massa entre os distintos segmentos fluviais, contabilizando as entradas (fluxos afluentes) e as saídas (fluxos efluentes) de cada compartimento. Abaixo é apresentado um exemplo do balanço de massa:

$$\begin{aligned} \text{Fluxo Afluente do Metal} - \{ \text{Fluxo Efluente do Metal} \pm (\text{Massa Interna}) \} &= 0 \\ \text{FAME} - \{ (\text{FEMe} \pm (\text{FEMe} - \text{FAME})) \} &= 0 \end{aligned}$$

onde:

FAMe = fluxo afluente do metal;

FEMe = Fluxo efluente do metal e

(FEMe - FAMe) corresponde a massa interna, ou seja, o incremento de fluxo no segmento.

Assim, se a massa interna for negativa o fluxo de entrada é maior que o fluxo de saída e neste caso, houve retirada de metais da coluna d'água. Por outro lado, se a massa interna for positiva, uma carga de metais foi adicionada ou originada neste segmento.

Para verificar a origem da massa interna e segregá-la em suas componentes naturais e antrópicas, utilizou-se uma estratégia de assinatura geoquímica da fonte natural (i.e., rochas e solos da bacia hidrográfica) tomando-se o Fe como elemento indicador.

A título de justificativa, o Fe foi aqui considerado como elemento de origem natural, porque nos estudos de caso realizados as bacias dos rios eram compostas por rochas naturalmente enriquecidas neste elemento. Foram encontradas significativas correlações entre o Fe, a vazão e a turbidez em todas as estações estudadas, mostrando que este elemento está amplamente distribuído pelas bacias abordadas e fortemente associado aos processos de erosão e lixiviação de rochas e solos.

Assim, a massa interna definida anteriormente (FEMe - FAMe) passa agora a ser segmentada nas componentes natural e antrópica do fluxo:

$$\text{FEMe} - \text{FAMe} = \underbrace{\left\{ (\text{FEFe} - \text{FAFe}) \times \frac{\text{FMeC}}{\text{FFeC}} \right\}}_{\text{Comp. natural}} + \underbrace{C. \text{ Antr.}}_{\text{Comp. antrópica}}$$

onde:

FEFe = fluxo efluente de Fe no segmento;

FAFe = fluxo afluente de Fe;

FMeC = fluxo do metal na estação-controle (estação representativa do "background" natural);

FFeC = fluxo de Fe na estação-controle.

O método proposto é válido tanto para substâncias geoquimicamente conservativas, quanto para aquelas que não o são. Neste último caso, deve-se considerar o seu "decaimento" modelado matematicamente ao invés do seu fluxo simples.

Neste projeto, Andreazza, A. M. P. no documento "**Contribuição à Gestão Ambiental da Bacia Hidrográfica do Arroio do Conde com Ênfase na Qualidade das Águas Superficiais**", testou o método acima proposto com o uso do Al como elemento indicador de fonte natural (rochas e solos) de metais pesados. A autora estimou em ~ 500 t/ano as cargas de metais pesados de origem antrópica (i.e., relacionados à mineração do carvão) lançadas nesta bacia de drenagem sendo que, em sua quase totalidade, correspondem ao Fe e ficam retidas na bacia (i.e., nos sedimentos fluviais).

Um outro aspecto importante é que, segundo Laybauer e Bidone (1995), as minerações podem gerar modificações na partição, disponibilidade geoquímica e, conseqüentemente, no tempo de residência de metais nas águas superficiais. Os metais preferencialmente associados à fase dissolvida da água tornam-se mais biodisponíveis e com menor tempo de residência nos segmentos fluviais. Este aspecto está ainda sendo testado para a área do presente estudo.

Finalmente, como veremos no ítem Indicadores do condicionamento (IQRNc) das águas fluviais afetadas pela mineração do carvão, relativamente às substâncias tóxicas (e.g. metais pesados, fenóis, organoclorados), é necessário associar-se as suas concentrações na água ao risco de exposição de populações humanas que elas representam. É em termos do risco associado que são estabelecidos os índices numéricos de qualidade de água pela USEPA (United States Environmental Agency), principal fonte dos índices e critérios estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 20 de 1986.

Ainda com relação à qualidade das águas fluviais, Printes *et al.* (1997) no estudo **“Biomonitoramento da Área sob Influência da Exploração Carbonífera através de Testes de Toxicidade com *Cladocera* (crustacea;branchiopoda)”**, neste projeto, partindo da necessidade de avaliar os efeitos decorrentes das atividades ligadas à exploração e utilização do carvão sobre os organismos vivos aquáticos, nos informam que as águas fluviais dos arroios na área do estudo, apresentaram efeitos tóxicos agudos e crônicos (crescimento individual e/ou reprodução) para diferentes famílias de *Cladocera*. Os autores sugerem que estes efeitos estejam ligados aos baixos valores de pH e à presença de material particulado em suspensão.

Miranda e Schwarzbold (1997) no estudo **“Análise Estrutural da Comunidade Perifítica sobre *Leersia hexandra* em Ambientes Lóticos de Região de Mineração de Carvão, RS”**, neste projeto, objetivaram mostrar a variação na estrutura do perifíton algal em substrato natural, através da análise temporal e espacial da composição específica, densidade, diversidade e similaridade, em ambientes lóticos de região impactada pela mineração de carvão a mais de cem anos. Os autores concluíram que os grupos de unidades amostrais quanto ao perifíton diferem mais espacialmente do que temporalmente, mostrando os ambientes extremos, i.e., os de maior e menor impacto, podendo servir de indicadores de qualidade da água (sobretudo com a ocorrência de espécies acidófilas).

Bruschi Junior *et al.* (1997) no estudo **“Avaliação da Qualidade Ambiental dos Riachos da Região Carbonífera do Baixo Jacuí através das Taxocenoses de Peixes”**, neste projeto, adotando o cálculo de diversidade específica de Shannon-Wiener, o qual leva em consideração o número de espécies de peixe por amostra e o número total de indivíduos da amostra, construíram um índice de qualidade para as águas e, assim, concluíram que:

- (i) a taxocenose dos peixes mostrou-se um bom indicador da qualidade ambiental dos riachos na região carbonífera;
- (ii) o índice de qualidade foi capaz de identificar os segmentos fluviais com melhor, média e baixa qualidade ambiental;
- (iii) a estimativa de qualidade nos locais estudados permite afirmar que a atividade mineradora causa fortes danos sobre a biota aquática através da redução das abundâncias e supressão de espécies.

Castro e Dick (1997) no estudo “**Avaliação do Método de Bioindicação de Metais Pesados através de Parâmetros Enzimáticos**”, neste projeto, propuseram a utilização de um parâmetro biológico indicador, qual seja, a ativação e inibição da enzima Delta-aminolevulinatodesidratase, através do monitoramento passivo com o molusco da espécie *Ampullaria canaliculata* e, assim, verificar a sua eficiência nos processos de avaliação e monitoramento da qualidade ambiental em áreas com atividades antropogênicas, fontes de metais pesados para as correntes fluviais.

Os autores concluíram que o delta% de reativação enzimática é uma resposta única à influência da interação de todos os parâmetros que compõem o ambiente. Através desta resposta, foi possível demonstrar que nos locais mais impactados a atividade enzimática é inibida de forma mais intensa (entre ~ 65% e 68%) do que nos locais controle, onde os valores de inibição ficaram em torno de 38%.

Indicadores do Condicionamento (IQRNc) dos sedimentos fluviais afetados pela mineração do carvão

Machado *et al.* (1997) no estudo “**Avaliação Sedimentológica de uma Área Carbonífera**”, neste projeto, objetivaram, entre outros:

- (i) a caracterização sedimentológica e a interpretação do ambiente deposicional fluvial, através da análise granulométrica e outros parâmetros sedimentológicos;
- (ii) avaliar os aspectos dinâmicos das correntes fluviais;
- (iii) identificar os problemas geoambientais através das modificações do ambiente natural (controle) e as suas influências sobre o meio biótico considerando, também, a composição química dos sedimentos.

Do ponto de vista das alterações ambientais, os autores conseguiram demonstrar importantes variações nos sistemas deposicionais nos rios analisados (relacionadas às movimentações de terra vinculadas às atividades de mineração do carvão) e, ainda, do ponto de vista toxicológico, que o Hg é um elemento a ser pesquisado em detalhe na área do estudo.

Almada e Würdig (1997) no estudo “**Avaliação da Fauna Bentônica em Ambiente Aquático da Região Carbonífera**”, neste projeto, objetivaram:

- (i) a avaliação da composição das comunidades bentônicas em função dos níveis de contaminação dos rios com efluentes de carvão;
- (ii) estabelecer as alterações das comunidades evidenciando a possibilidade de eger unidades taxonômicas para bioindicação;
- (iii) estabelecer índices de qualidade baseados nos resultados, confrontando-os com outros índices determinados por outras abordagens de avaliação do meio hídrico fluvial.

Com a finalidade de complementar e integrar estes estudos sobre os sedimentos, nós propomos nos anexos um método de avaliação do risco toxicológico ambiental baseado na análise de sedimentos.

O ambiente aquático pode ser definido por diversas variáveis, por exemplo, salinidade, temperatura, tempo de residência da água, profundidade média, alcalinidade, pH, índice de bioprodutividade, concentrações de oxigênio, etc. A maior parte das substâncias tóxicas podem apresentar diferentes formas químicas com diferentes características e diferentes afinidades para vários carreadores naturais dos sistemas aquáticos (substâncias hú-

micas, óxidos de Fe/Mn, detritos orgânicos, etc). Estes carreadores podem alterar as propriedades tóxicas das substâncias quando comparadas com as respostas tóxicas obtidas em laboratório. Um problema bastante complexo é, portanto, estabelecer relações qualitativas e/ou quantitativas entre efeitos adversos a sistemas ecológicos e contaminantes ambientais, para desenvolver parâmetros indicadores daquela relação, de maneira rápida, simples e de baixo custo e com um grau de acuracidade aceitável, para serem utilizados no controle da poluição ambiental. Todas estas variáveis ambientais podem, diretamente ou indiretamente, separadamente ou em conjunto, ter um impacto sobre a distribuição na água, sedimento e biota e também sobre o efeito ecológico potencial de uma dada substância química ou misturas de substâncias químicas. Vários sistemas aquáticos, neste contexto, têm diferentes sensibilidades a substâncias tóxicas (Hakanson, 1984).

Para atingir a demanda de acuracidade, simplicidade e rapidez, e, considerando que os dados coletados disponíveis no presente estudo são limitados, a avaliação de potencial risco ecológico foi baseada sobre dados de concentração de metais em sedimento, enfocando a estrutura total do sistema. Foi utilizada a metodologia de índice de risco para controle de poluição aquática através de uma abordagem sedimentológica, a qual permite derivar um índice de risco ecológico para controle de poluição ambiental. Este índice é baseado na hipótese de que a sensibilidade de um sistema aquático é uma função de sua produtividade. Qualquer modelo, por definição, é uma simplificada representação de um sistema de interesse. É impossível capturar a complexidade ecológica inteira do sistema natural, em parte porque nenhum sistema ecológico natural já tenha sido completamente descrito. Um conceito fundamental na abordagem utilizada é o termo “residual”, que descreve o fato de que é impossível em contextos ecológicos, atingir um completo entendimento do sistema. O ponto crucial desta abordagem é expressar quantitativamente valores normativos de um parâmetro que expressa efeitos ecológicos (risco ecológico potencial), integrador de um limitado número de variáveis representativas, de rápido acesso e de baixo custo.

Então, para a avaliação de risco ecológico, em ambiente aquático, foi utilizada a metodologia desenvolvida por Hakanson (1980). Neste método é assumido que o estado trófico de um corpo hídrico está correlacionado com o conteúdo de nitrogênio e fósforo do sedimento. Um índice de Bioprodutividade (IBP) de um específico corpo hídrico é definido como o conteúdo de N ou P sobre uma linha de regressão do conteúdo de N ou P, para dar conta da sensibilidade do corpo hídrico aos agentes tóxicos, podendo ser encontrado também em valores tabelados, levando-se em consideração parâmetros que caracterizam tal nível trófico, como por exemplo, total de fósforo, total de nitrogênio, transparência de disco de Secci, entre outros.

Os detalhes e o emprego desta metodologia estão nos anexos.

Indicadores do Condicionamento (IQRNc) do risco toxicológico ambiental de exposição das populações humanas a metais pesados e outros agentes tóxicos

Neste ítem nós propomos uma abordagem para a avaliação do risco de exposição ambiental das populações humanas a agentes tóxicos na área do estudo. Tendo em vista a sua importância (e extensão) nós resolvemos colocá-la como um anexo ao presente estudo.

A seção 1 deste trabalho apresenta definições breves de conceitos básicos em toxicologia, necessários para a compreensão da linguagem do texto corrente.

A seção 2 tem por objetivo fazer uma explanação crítica da metodologia utilizada para a avaliação de impactos ambientais sobre a saúde humana e o meio ambiente na região carbonífera do Rio Grande do Sul, gerados pelas atividades decorrentes da mineração de carvão mineral. Para a avaliação de potenciais impactos causados pela liberação de substâncias poluentes na região do estudo sobre a saúde humana e sobre o meio ambiente, propomos que se utilize o método preconizado pela U.S.EPA- United States Environmental Protection Agency (1989a e 1989b), intitulado “Avaliação de Risco Toxicológico à Saúde Humana e ao Meio Ambiente”, o qual tem sido utilizado em vários trabalhos na área de Gestão Ambiental (e.g. Bidone *et al.*, 1997b & 1997c; teses de Mestrado: Vanessa Hatje, 1996; Luciano Laybauer, 1995; Marcelo Poças Travassos, 1994), desenvolvidos no Departamento de Geoquímica da Universidade Federal Fluminense, sob orientação do Dr. Edison Dausacker Bidone.

A Avaliação de Risco Toxicológico à Saúde Humana e ao Meio Ambiente é uma análise do potencial de ocorrência de efeitos adversos à saúde humana e ao meio ambiente (no presente e/ou no futuro) causados pela liberação de substâncias perigosas por quaisquer atividades antropogênicas (ou naturais) em uma região fisicamente determinada. A avaliação de risco toxicológico proposto pela EPA tem caráter quantitativo, pois caracteriza individualmente as substâncias poluentes usando modelos estatísticos e biológicos para calcular estimativas numéricas de risco à saúde humana e ao meio ambiente, podendo ser utilizada também para a derivação de critérios numéricos de qualidade de meios, como será visto também nesta seção. Uma dificuldade surge em se converter um risco associado com um particular agente químico para uma medida de risco total representado por todos os agentes poluentes liberados em um determinado local ou região. Embora nenhum enfoque único seja recomendado para as avaliações de risco por exposições à múltiplas substâncias, recomenda-se diretrizes gerais. Afirma-se que a aditividade de dose (ou de resposta) é teoricamente válida e portanto, é a que melhor se aplica para avaliar exposições a múltiplos elementos, de ação similar e que não interatuam. Propõem-se que a suposição de aditividade produza geralmente cálculos neutros de risco (ou seja, nem conservador nem indulgentes) e que seja aceitável para compostos que induzam tipos similares de efeitos nos mesmos locais de ação (CPEHS, 1988).

A seção 3 enfoca as estimativas numéricas de risco potencial à saúde humana e ao meio ambiente e o incremento de risco em relação à área controle, com um breve resumo da metodologia de avaliação de risco à saúde humana e ao meio ambiente. Os resultados são criticamente avaliados e também são discutidas as incertezas associadas às estimativas de risco. Outro objetivo que pode ser atingido é o de prover a comunidade (população local) com informações sobre potenciais perigos de exposição aos agentes químicos sob investigação.

A seção 4 deste trabalho indica sequenciais procedimentos necessários para uma integradora visão dos aspectos toxicológicos envolvidos na área do estudo, guiados pela metodologia de avaliação de risco à saúde humana e ao meio ambiente.

Neste projeto, outros estudos, através de abordagens de características epidemiológicas, trataram da exposição ambiental de populações humanas a agentes tóxicos.

Leite *et al.* “Frequências de Defeitos Congênitos em Região Carbonífera: um Estudo no RGS”.

Rodriguez *et al.* “Avaliação do Efeito do Uso do Carvão em Saúde Pública: Bioindicação Enzimática e Monitoramento de Metais Pesados em Sangue Humano”

Pellini *et al.* “Avaliação dos Níveis de Pesticidas Organoclorados em Sangue Humano da População de São Jerônimo, RS”

Todos estes estudos indicaram a ausência de problemas para a saúde a partir dos parâmetros utilizados.

Questões a Serem Formuladas (QF) e Indicadores de Resposta (IQRNr)

Os **Indicadores de Resposta (IQRNr)** são os indicadores da(s) resposta(s) da sociedade às pressões sobre a QRN e às variações no condicionamento da QRN.

Indicadores de Resposta monitoram as reações da sociedade, estas incluem empresários, tomadores de decisão e responsáveis pelas políticas, produtores, serviços de assistência técnica aos produtores, comunidades, gerentes de projetos, políticos, organismos governamentais, etc.

As reações da sociedade incluem, tanto respostas desejáveis (tais como o aumento na eficiência do uso da água ou a adoção de práticas de conservação do solo), quanto respostas negativas (tais como o abandono da terra devido à sua degradação irreversível).

Uma abordagem tentativa dos IQRNr pode ser feita a partir do estabelecimento das questões a serem formuladas (QF na Figura 10.3). Estas são os problemas maiores - i.e., relacionados aos impactos ambientais significativos, Bellia e Bidone (1993) - e as mais relevantes questões relacionadas às ações e políticas dizendo respeito à QRN. Uma abordagem das QF fornece um meio de avaliar prioridades na seleção de IQRN.

A identificação das questões-chave, em áreas específicas, serve para direcionar a atenção sobre aquelas QF críticas e, portanto, as mais relevantes a serem consideradas pelas decisões políticas.

As QF podem estar relacionadas a:

- a) Sistemas de gerenciamento e manejo inapropriados dos RN.
- b) Degradação dos RN.
- c) Inadequação das políticas.

a) Sistemas de gerenciamento e manejo inapropriados dos RN

Neste caso situam-se, também, as questões a serem formuladas relacionadas às Pressões sobre estes RN (QFp na Figura 3). Como vimos estas estão intimamente relacionadas às extensões de terreno (rural e urbano) utilizadas, sobretudo, para a disposição de rejeitos tanto pela atividade de mineração, quanto pelas termelétricas, e aos impactos daí resultantes sobre solos, águas, vegetação, etc., tendo sido suficientemente (considerando o nível de abordagem experimental aqui proposto) consideradas anteriormente.

b) Degradação dos RN

Neste caso situam-se, também, as questões a serem formuladas relacionadas ao Condicionamento dos RN (QFc na Figura 3). Estas correspondem às próprias hipóteses de trabalho e objetivos dos estudos específicos realizados neste projeto, descritos nos itens anteriores deste Capítulo 6. A partir destes estudos demonstrou-se a perda de qualidade dos RN relacionados à mineração de carvão e sugeriu-se diferentes medidas a serem perseguidas visando o controle dos impactos sobre estes RN. Evidentemente, os estudos específicos realizados podem, e devem, ser continuados e, outros, não contemplados, realizados. A abordagem foi extensiva mas não definitiva.

c) Inadequação das políticas.

Neste caso, situam-se as questões a serem formuladas relativas às Respostas da sociedade (QFr na Figura 3) às Pressões exercidas pela mineração do carvão e termelétricas sobre os RN e às mudanças resultantes no Condicionamento / Qualidade dos RN afetados por aquelas atividades.

A partir dos estudos específicos realizados neste projeto, nós podemos concluir que as respostas da sociedade, em termos de políticas e ações (sobretudo aquelas relacionadas ao meio ambiente), têm ficado aquém do necessário, refletindo-se no “abandono/desistência” de atividades relacionadas aos RN renováveis e da qualidade de vida em geral. Parafraseando aquilo que Rhode e Rodriguez (1997) no “**Diagnóstico Ambiental das Cinzas de Carvão no Baixo Jacuí, RS**”, neste projeto, nos disseram: **o equacionamento tecnicista simplificado (realizado sem a participação efetiva da sociedade) utilizado para diminuir impactos ambientais (o qual muitas vezes apenas os amplia), resultou em uma espécie de esquecimento social da problemática ambiental.**

Estes autores são incisivos: o Estado do Rio Grande do Sul, notável produtor de cinzas, rejeitos, etc. originados da mineração do carvão e funcionamento de termelétricas, carece de uma estrutura visando a quantificação mais apropriada e efetiva da sua produção e destino final, monitoramento das características toxicológicas e radiológicas, etc.

Arêde *et al.* (1997) no estudo “**Necessidades Educacionais em Administração Rural e Conservação do Solo Percebidas Pelos Pequenos Produtores da Região do Carvão do RGS**”, neste projeto, nos dizem que a mineração deixou em seu rastro o empobrecimento da região, a falta de oportunidade de trabalho para muitos e um caráter permanentemente recessivo para a maioria. O quadro geral da região é muito pobre considerando a localização farta de rodovias e hidrovias próximas à capital. A região necessita de trabalho qualificado, gerenciamento qualificado e, sobretudo, habilidade para lidar com recursos naturais. A partir dos dados de Souza e Bittencourt “**Aspectos globais da Região Carbonífera do Rio Grande do Sul**”, neste projeto, foi possível segregar os municípios da área do estudo em função de suas atividades econômicas, Tabela 4.1. Aqueles municípios cujas atividades estão centradas na extração do carvão e na agricultura possuem os mais baixos valores de PIB e de PIB per capita.

Segundo Neves e Chaves (1997) em seu estudo “**Notas para o Estudo da Região Carbonífera Tradicional do Rio Grande do Sul**”, neste projeto, analisando o comportamento demográfico dos municípios da região, dizem que este comportamento parece indicar a ocorrência de um processo econômico e social depressivo generalizado na porção da área que corresponde as “velhas” ou “tradicionalis” áreas carboníferas.

Castro e Eckert (1997) no estudo “**Estudo Socioeconômico sobre a Comunidade Pesqueira na Região Carbonífera do Baixo Jacuí**”, neste projeto, nos informam, entre outros que, devido às outras atividades econômicas praticadas na região, a redução gradativa dos estoques de peixes disponível induz os pescadores, no intuito de manterem constante o nível de renda, a elevarem tanto o esforço de pesca, como a quantidade de equipamentos utilizados. O resultado desta tentativa é falho, pois tais atitudes somente contribuem para diminuir ainda mais o estoque e, conseqüentemente, a taxa de crescimento da população de peixes, criando-se um círculo vicioso. Redundando naquilo que Bellia e Bidone (1991), tratando da questão extrativista (utilizando garimpos como referência mas plenamente aplicável à pesca artesanal), consideram como “tragédia do uso dos bens de propriedade comum”.

Além disso, deve-se ressaltar, que a contaminação crescente das águas pode colocar em risco o futuro de qualquer atividade relacionada à piscicultura na região.

Os diversos estudos objetivando a educação com ênfase no meio ambiente, realizados neste projeto, confirmam a ausência de um nível de conscientização da população da região para a problemática ambiental aonde se acha inserida.

Arêde e Becker (1997) no estudo “**O Ensino de Ecologia nas Escolas de Primeiro Grau da Região Carbonífera do RGS - Percepções dos Professores de Ciências**”, neste projeto, nos dizem que a maior parte dos entrevistados não viam a ecologia em sentido muito amplo. Poucos viam, no lançamento de dejetos em arroios, o comprometimento da água dos rios e poucos entendiam sobre a importância dos rios. Mas, todos esperavam que, de alguma forma, o progresso poderia ser conciliado com a conservação do meio ambiente.

Lindner *et al.* (1997) no estudo “**Perspectivas da Educação Ambiental: o Exemplo da Região Carbonífera do baixo Jacuí, RS**”, neste projeto, sugerem uma série de alternativas e discutem as dificuldades de implementá-las.

No mesmo sentido de discussão e proposições de alternativas, Pires e Eckert (1997) no “**Estudo do Processo Urbano-Industrial de Charqueadas, RS: Análise dos Programas de Gerenciamento Ambiental das Indústrias e Proposição de Subsídios para um Programa de Educação Ambiental junto a Comunidade Trabalhadora e Professorado**”, neste projeto, chamam a atenção para a necessidade de introdução de critérios ambientais na gestão empresarial, dizendo que as empresas não podem considerar-se alheias, elas têm não somente uma grande responsabilidade em matéria ambiental como também possibilidade de institucionalizar a prática de ações voltadas à gestão do meio ambiente.

No sentido de melhor compreender o sistema de significados do grupo representado pela comunidade mineira da região do estudo, Cornélia Eckert (1997) produziu dois estudos antropológicos a serem considerados em qualquer programa de educação voltado para esta comunidade: “**Sistema de Crenças no Contexto Carbonífero**” e

“Sociabilidade e Memória na Comunidade Mineira do Carvão, RS”.

Finalmente, Krell (1997) no estudo “Aspectos Jurídico-Políticos: Atribuições, Obrigações e Possibilidades dos Municípios da Região Carbonífera Gaúcha na Proteção do Meio Ambiente”, neste projeto, fornece subsídios fundamentais para a gestão dos RN na área do estudo, nos informando que o estado de desenvolvimento da legislação ambiental local dos municípios do Núcleo Básico da Região Carbonífera Tradicional do RGS (Arroio dos Ratos, Butiá, Minas do Leão, Charqueadas e São Jerônimo) é bastante reduzido. Segundo o autor, faz-se necessária uma *concentração dos conhecimentos* existentes e disponíveis para que se chegue a uma elaboração de normas e padrões ambientais convenientes.

CONTAS-SATÉLITE, CORREÇÃO DO PIB E AVALIAÇÃO ECOLÓGICA, SOCIAL E ECONÔMICA

Contas-Satélite e a Correção do PIB Municipal.

A inserção da variável ambiental (para correção dos) nos PIB's municipais calculados para a área do estudo é um dos principais produtos indicados nos objetivos da estrutura metodológica proposta. Esta correção envolve o conceito de Depreciação de certas formas de capital (e.g., plantas industriais e maquinaria), que deve ser estendida para incluir a Depreciação do Capital Natural (DCN), Peskin (1991). Se nós corrigirmos o PIB, descontando as depreciações correntemente feitas, nós obteremos o PIL, cf. Tabela 1. Mas, se a esta correção nós incluirmos a DCN e o Custo das Medidas de Proteção Ambiental (CMP), nós obteremos, partindo do conceito de Daly (1989), um Produto Interno Líquido Socialmente Sustentável (PILSS), o qual corresponde ao Produto Interno Líquido (PIL), menos os Custos das Medidas de Proteção (CMP), e menos a Depreciação do Capital Natural (DCN), ou:

$$\text{PILSS} = \text{PIL} - \text{CMP} - \text{DCN}$$

Na metodologia proposta os elementos componentes das Contas-Satélite (CS no fluxograma da Figura 1) são: os Custos das Medidas de Proteção (CMP) e a Depreciação do Capital Natural (DCN). No entanto, chamamos a atenção para o fato, tendo em vista do carvão ser um RN não-renovável, de necessitarmos incluir nas CS um Elemento de Capital (EC), não disponível para o consumo, a ser estimado através da estratégia proposta por El Serafy, justificada e descrita. No caso presente, então, a formulação proposta por Daly e aqui modificada seria:

$$\text{PILSS} = \text{PIL} - \text{CMP} - \text{DCN} - \text{EC}$$

Não é objetivo do presente estudo quantificar os valores dos CMP, DCN e do Elemento de Capital (EC) proposto por El Serafy, mas verificar se estes parâmetros são de abordagem factível e de mensuração possível, sugerindo as formas de fazê-lo.

Os Custos das Medidas de Proteção (CMP), são valores monetários, relacionados à proteção/controlado ambiental (e.g., tratamento de efluentes, mudanças no processo

industrial, redução na produção, etc.) estabelecidos para diferentes alternativas de proteção/controla. No caso da degradação de RN renováveis afetados pela mineração do carvão na área do estudo, estes custos devem ser relacionados à DCN, conforme sugerido pelo método exposto na Figura 2.

Por exemplo, se nós considerarmos como IQRNc os valores de risco associado aos metais pesados nas águas fluviais, e estabelecermos diferentes alternativas para o seu controle - i.e., controle de sua(s) fonte(s) - nós poderemos determinar o valor de DCN para o recurso água fluvial, através dos custos (i.e., Preços-Sombra) necessários para que esta água retorne (através de tratamento) à sua condição de "background" natural.

A estes custos somam-se

(i) os custos ligados à redução ou eliminação de danos ambientais: Custos de Regulamentação e Controle (e.g., quanto gastam os organismos ambientais em atividades de fiscalização na área do estudo?), Custos Financeiros (i.e., custos de oportunidade dos usos alternativos dos recursos em questão; e.g. os solos utilizados como destino final de rejeitos gerados pela mineração do carvão podem ter seu uso inviabilizado para agricultura e isso tem um custo originado do conflito entre essas duas funções ou usos alternativos ou, ainda, custos dos danos gerados ao multiuso do recurso solo) e os Custos de Pesquisas e de Informação (e.g., os custos do presente projeto);

(ii) os custos orientados ao aumento da capacidade do MA: Custos de Recuperação (e.g., dos solos construídos na área do estudo) e os Custos de Criação de Novas Capacidades Ambientais (e.g., utilização das áreas de banhado para atividades produtivas e/ou como corpos receptores de efluentes da mineração).

Todos estes CMP e a DCN a eles associados são, portanto, acessíveis e passíveis de estimação. Para tanto, há a necessidade de continuar-se os estudos realizados e os complementar com estudos específicos visando os CMP e a DCN, sobretudo através do detalhamento das fontes de contaminação e dos seus indicadores (IQRN).

O termo Elemento de Capital (EC) proposto por El Serafy, requer uma discussão específica para a problemática da área do estudo.

A formulação proposta por El Serafy para o cálculo do EC discutida é:

$$X / R = 1 - [1 / (1 + r)^{n+1}]$$

onde, **X** é a verdadeira renda; **R** são as receitas totais; **r** é a taxa de desconto; e **n** é o tempo de exploração da jazida até o seu esgotamento. **R - X** (ou em termos percentuais $1 - X/R$) seria o "custo de uso" ou "fator de esgotamento" que deveria ser considerado como investimento de capital (Elemento de Capital - EC) e totalmente excluído do PIB, e que, ainda segundo El Serafy, deveria ser aplicado (na produção de novos bens) para criar um "rio de receitas contínuas" que providiria o mesmo nível de verdadeira renda e os mesmos valores capitalizados.

No item 5.5 nós mostramos a fórmula de cálculo do potencial carbonífero para geração de energia elétrica (P_g em MW), associado às unidades mineiras em operação e projetadas:

$$P_g = P_a \times V_m / H_a \times V_u \times F_c \times C_e$$

onde: Pa = produção anual de carvão, com vocação termelétrica, por tipo, em toneladas; Vm = vida útil da UM em anos; Ha = horas/ano disponíveis para operação da UTE (8760 horas); Vu = vida útil da UTE (30 anos); Fc = fator de capacidade da UTE (0,5 ou 50%); Ce = consumo específico de carvão (em t/MWh), cf. Tabela 6.

Por exemplo, segundo o **Plano 2010 da Eletrobrás**, as unidades mineiras em funcionamento na área do estudo (Tabela 5) têm capacidade nominal conjunta de produção de ~ 2 milhões de toneladas anuais de carvão (tipos CE 3100 e CE 3700, Tabela 6), observa-se que, a partir da fórmula acima, neste ritmo, ter-se-ia a exaustão das minas ocorrendo a partir do oitavo ano.

Tomando-se o exemplo acima e a ele aplicando-se a formulação proposta por El Serafy, considerando um tempo de exaustão da jazida do exemplo (8 anos), nós temos que para três diferentes valores de r (taxa de desconto):

$$r = 5\% \text{ a.a.} \longrightarrow X/R = 0.36 \text{ ou } 36\% \longrightarrow EC = 0.64 \text{ ou } 64\%$$

$$r = 10\% \text{ a.a.} \longrightarrow X/R = 0.58 \text{ ou } 58\% \longrightarrow EC = 0.42 \text{ ou } 42\%$$

$$r = 15\% \text{ a.a.} \longrightarrow X/R = 0.72 \text{ ou } 72\% \longrightarrow EC = 0.28 \text{ ou } 28\%$$

De acordo com o exemplo, com uma taxa de desconto de 5% a.a., uma mina que esgote em 8 anos pode considerar como renda somente 36% de suas receitas anuais (64% deveriam ser aplicados como formação de capital na produção de novos bens). Se a taxa de desconto for de 15% as rendas correntes seriam, relativamente às receitas líquidas totais da venda do minério, de 72% e, portanto, 28% deveriam ser aplicados como formação de capital na produção de novos bens.

Com relação à formulação proposta alguns pontos precisam ser esclarecidos e enfatizados.

(i) Uma taxa de desconto precisa ser escolhida. Esta decisão é arbitrária mas não muito mais do que os métodos estimativos utilizados extensivamente no cálculo do PIB. Os economistas clássicos dos países desenvolvidos usaram uma taxa de 5% para definir o que eles chamaram “natural rate of time preference”. A taxa de desconto de 15% a.a. do exemplo, está relacionada ao preço de referência do carvão no **Plano 2010 da Eletrobrás**. Este documento data de 1989 e, portanto, é anterior ao plano de estabilização da moeda brasileira. Em todo caso, a taxa de desconto a ser aplicada poderia ser revista periodicamente, baseando-se nas variações de longo-termo das taxas de mercado.

(ii) Na fórmula proposta, o termo Elemento de Capital ($EC = 1 - X/R$) é apenas uma metáfora. O proprietário da jazida pode dispor de suas receitas da maneira que ele quiser. Mas ele deveria estar consciente do fato de suas verdadeiras rendas serem apenas uma fração de suas receitas totais. A correção da contabilidade, como proposto neste estudo, poderia conduzir e conter esta mensagem fundamental.

(iii) Igualmente metafórico é o procedimento de se calcular os rendimentos possíveis de serem obtidos a partir do investimento do EC na taxa de desconto escolhida. Em realidade, neste caso, a taxa de desconto funciona como um parâmetro de mer-

cado que indica um comportamento prudente para o proprietário da jazida, orientando suas decisões a respeito da extração do minério. Por exemplo, se a taxa de remuneração para aplicações no mercado financeiro estiver mais baixa do que a taxa de apreciação do minério (se este for deixado no solo), neste caso o proprietário da jazida deveria retardar a extração. No entanto, o proprietário deveria ser suficientemente sensato para entender esta taxa como um rendimento mínimo para seus novos investimentos.

(iv) Do mesmo modo, o cronograma de extração (aqui considerado como constante ao longo de um período) é, também, um paradigma utilizado somente para fins de cálculo. Via de regra, o proprietário de um recurso mineral pode extraí-lo em dois ou vinte anos. Em qualquer tempo ele pode decidir alterar seus planos, dependendo dos preços correntes e das expectativas sobre eles, diminuindo ou aumentando os fluxos médios anuais de extração do minério. Ele tem liberdade para isso. No entanto, tudo que a fórmula proposta por El Serafy precisa é da razão entre a quantidade de minério extraída num dado período e as reservas totais. Suponhamos que um proprietário, que planejou liquidar suas reservas em um período de dez anos, decida acelerar a extração devido a expectativa de um futuro declínio de preços (e.g. se suas cotas no mercado forem pequenas, ele pode fazer isso impunemente, i.e., sem reduzir os preços do minério) e agora decida por um horizonte de cinco anos. Neste caso, para a fórmula basta usar a nova razão extração / reservas, e isto pode ser feito de um período para outro e, mesmo, todo ano se necessário for.

(v) O mesmo se aplica para a descoberta de novos depósitos ou para um ajustamento (para mais) nos dados de reservas. Para aplicar-se a fórmula proposta, tudo o que é necessário é alterar-se a razão extração / reservas, desde que se mantenha o mesmo cronograma de extração anterior à esta descoberta. Neste caso, a descoberta ela própria refletirá em um maior componente de renda X na fórmula e, conseqüentemente, num menor valor de EC . No entanto, o proprietário pode muito bem não alterar a razão extração / reservas aumentando sua extração anual, quando ele percebe que as reservas são maiores do que ele tinha pensado. Isto também resulta em maior valor para X .

(vi) Não é necessário estimar o valor absoluto do total das reservas do mineral, nem predizer os seus preços futuros. O proprietário da jazida faz todas as predições necessárias, e estas estão refletidas na sua extração anual, a qual os contabilistas têm de relacionar ao tamanho das reservas a fim de estimar renda e elemento de capital, assumindo-se que a unidade de valor para o recurso total é a mesma dos seus preços correntes. Tal valoração aparece tanto no numerador, quanto no denominador da fórmula proposta, cancelando-a, o que permanece é a razão entre duas quantidades físicas: o tamanho das reservas e a extração anual, i.e., o número de anos para a exaustão da jazida. Especulações sobre o curso dos preços futuros, no entanto, ocorrem, e isto, como mencionado acima, afeta a velocidade de liquidação do recurso, mas isso não é um problema de quem constrói a correção da contabilidade.

(vii) Os problemas relacionados ao comércio do minério ou a mudanças tecnológicas, que podem levar a variações drásticas na valoração dos recursos minerais, não são aqui discutidas. Tais variações têm de ser reconhecidas pelos realizadores da contabilidade quando elas ocorrerem. O foco da proposta de El Serafy é o volume da extração do minério, no período envolvido pela contabilidade, relacionado ao volume

total das suas reservas. Do ponto de vista da contabilidade, o valor de mercado do produto mineral é considerado um dado que é meramente usado para avaliar a contribuição da atividade no PIB.

(viii) É importante perceber que os proprietários do minério tendem a explorar primeiro os depósitos (ou produtos) mais ricos e acessíveis, já que os demais representarão extrações de custos progressivamente mais altos (no **Plano 2010 da Eletrobrás**, é dito: “a implantação das usinas termelétricas tem como ponto de partida o mercado para as frações mais nobres e seu objetivo é o da viabilização da utilização do carvão como um todo”). Custos de extração crescentes podem prejudicar a sustentabilidade da atividade da mesma maneira que a exaustão o faz. Quando os preços de mercado ficam abaixo dos custos de extração, muitas vendas de minério previstas, a partir de grandes depósitos, tornam impossíveis operações lucrativas. Portanto, as estimativas de reservas deveriam ser ajustadas para baixo, através de um fator que reflita o aumento progressivo dos custos de extração.

É necessário, também, chamar-se a atenção para o fato de que o carvão, na área do estudo, é pensado, quase que exclusivamente, como uma fonte de energia para termelétricas. A relações entre produtores (mineradoras) e as termelétricas, no “design” econômico atual, deve ser alterado profundamente com as privatizações no sistema. Por exemplo, os preços do minério deverão ser discutidos entre os produtores e os geradores de energia (termelétricas) e, certamente, isso se refletirá no preço pago pelos consumidores desta energia, i.e., poderá o produtor retardar ou diminuir os fluxos de extração para forçar aumento de preços? Provavelmente, isso forçará à necessidade de formação de estoques reguladores, aquisição de minério em outras fontes, etc. A formulação proposta não se propõe a atender estas questões.

Finalmente, tendo em vista os itens discutidos anteriormente, cuja conclusão mais importante é que ninguém pode obrigar um proprietário de minério a tratar suas receitas conforme a formulação proposta por El Serafy, esta serve, no mínimo, para corrigir as contabilidades tradicionais que consideram bens minerais como produção corrente e não como venda de ativos e, ainda, para referenciar e subsidiar discussões sobre o pagamento de “royalties” aos, no caso presente, municípios que abrigam as reservas minerais.

Avaliações Ecológica, Social e Econômica (Termos AEC, AS e AE, Fig. 10.1)

Estes termos da metodologia proposta foram explicitamente discutidos no Capítulo 6 da estrutura PCR. A avaliação da qualidade dos recursos naturais através do uso de IQRN de Pressão, Condicionamento e Resposta, deixa claro um cenário que tende, no curso atual dos eventos, a ampliar-se (até prova em contrário) linearmente com o incremento das atividades de mineração e geração de energia termelétrica. Neste sentido, a construção de cenários considerando as estimativas e projetos listados no Plano 2010 da Eletrobrás, relacionando-os através de modelagem aos RN, poderia ser uma alternativa promissora para a abordagem do conceito de Mérito e de Sustentabilidade expostos pela metodologia.

Os municípios que abrigam as minas de carvão reforçam, no seu PIB absoluto e *per capita* menores, a suspeita de que eles exportam riqueza (o carvão, no caso presente) e ficam com os problemas ambientais e sociais decorrentes desta exploração. Os reflexos disso, do ponto de vista social, deveriam ser mais intensamente estudados na seqüência de possíveis estudos na área-foco deste PADCT-CIAMB. Por exemplo, de imediato uma ligação “direta” entre o PIB e sua distributividade poderia ser realizada com o uso de indicadores macroeconômicos do tipo Coeficiente de Gini, Índice de Theil, Índice de Pareto, etc.

O estabelecimento de “royalties” para estes municípios usando-se como uma das bases possíveis de discussão a proposição de El Serafý, também é um caminho importante a ser trilhado.

Mas, no entanto, o que mais chama a atenção é que torna-se cada vez mais necessária uma ampla discussão sobre a própria estratégia de geração de energia *via* queima do carvão, o que aparentemente não foi feito.

A questão da exploração do carvão mineral e de seu emprego na geração termelétrica, encontra-se no limiar de uma importância maior e, portanto, rapidamente crescente. Para que essa evolução venha a ser contemplada dentro de uma perspectiva ambientalmente racional (prudente) e adequada (socioeconomicamente), é necessário que todas as esferas decisórias da área energética do país disponham de diagnósticos precisos, bem fundamentados e de recomendações claras para nortear e priorizar as ações necessárias ao uso de carvão na geração de energia elétrica na região sul do Brasil.

Foi a partir da elaboração do “**Plano Nacional de Energia Elétrica 1987/2010 - Plano 2010 e expansão termelétrica a carvão - relatório final, outubro de 1989**” que a termelétricidade, antes excluída das discussões sobre potencialidade nacional para geração de energia elétrica, passou a ter um tratamento específico, tornando oportuna a sua efetiva discussão entre os setores envolvidos na produção de energia elétrica.

Considerou-se as previsões de esgotamento do potencial hidrelétrico competitivo, estimado para o período de 2010 e o grande potencial termelétrico a carvão disponível na região sul do país e, ainda estrategicamente, o necessário domínio tecnológico de todas as formas intensivas de energia. Concluiu-se, como indispensável, a progressiva capacitação tecnológica nacional em projeto, fabricação e construção de usinas termelétricas a carvão, garantindo, ao mesmo tempo, uma transição harmônica de um programa predominantemente hidrelétrico para um futuro sistema termelétrico.

As usinas termelétricas terão como característica operativa a complementaridade com relação ao abastecimento de energia ao sistema, que é suprido, prioritariamente, pelas usinas hidrelétricas, isto é, as usinas termelétricas deverão ser operadas ao longo de suas vidas úteis, com fator de capacidade médio de 50%, devendo estar em condições de, nos períodos de hidraulicidade crítica, operar com fator de capacidade médio de até 80%.

A decisão do Setor Elétrico de explorar o potencial de geração termelétrica a carvão baseia-se em estudos econômicos em que este energético apresenta-se, ao nível nacional, como o mais atrativo dentre aqueles caracterizados como não-renováveis. Em função disto, o relatório final do **Plano 2010** estabeleceu um programa mínimo de usinas termelétricas a carvão, totalizando 5.050 MW, até 2010.

A produção prevista das unidades mineiras inventariadas mostra-se mais do que suficiente para garantir o adequado suprimento de carvão das usinas contempladas no

planejamento da expansão termelétrica de longo prazo, durante toda sua vida útil, conforme demonstrado através dos resultados apresentados no relatório final do Plano 2010.

Em termos quantitativos, a capacidade global de oferta de carvão energético para uso em termelétrica das unidades mineiras inventariadas (projetadas) monta a 484 milhões de toneladas. Essa capacidade de oferta de carvão é suficiente para instalação de uma potência da ordem de 4.200 MW. Entende-se como potencial carbonífero para geração de energia elétrica, aquele potencial associado aos carvões com vocação termelétrica, possíveis de serem produzidos em cada unidade mineira.

As iniciativas da Eletrosul e da CEEE foram importantes, mesmo seguindo rotas diferenciadas: tanto a Eletrosul que utilizou o rejeito do beneficiamento do carvão em Santa Catarina, bem como a CEEE que está utilizando carvão *in natura* da jazida de Candiota, no Rio Grande do Sul, ambas pioneiras, no Brasil, na construção de usinas e geração de eletricidade a partir da queima do carvão.

Com essa experiência na utilização do carvão nacional para a geração termelétrica, o setor elétrico desenvolveu um expressivo contingente técnico e gerencial com atuação tanto na condução das atividades de projeto e construção, quanto na operação e manutenção de usinas termelétricas a carvão mineral.

Com os custos crescentes para a utilização dos aproveitamentos hidrelétricos disponíveis no Brasil, surge o **Plano 2015, Oferta de Energia Elétrica, Tecnologias, Custos e Disponibilidades - Carvão Mineral: prospecção do seu uso na termelétrica, em janeiro de 1992**. Neste sentido a geração termelétrica a carvão mineral passa a ser uma alternativa natural de desenvolvimento. Estabelece uma base conceitual para a análise da expansão termelétrica a carvão mineral sob um enfoque não apenas regional, mas com uma alternativa de suprimento de energia integrada a uma estratégia nacional.

No Brasil cerca de 95% da eletricidade é, atualmente, produzida em usinas hidrelétricas. No horizonte do Plano 2015 a termelétrica poderá representar de 10% a 15% da energia elétrica produzida, pois cerca de 55% do potencial hidrelétrico brasileiro está localizado na região amazônica, distante dos maiores centros de consumo, localizados nas regiões sudeste e sul. Além disso, **devido essencialmente a problemas relacionados com o meio ambiente**, é pouco provável que o Brasil consiga financiamento externo para o aproveitamento integral do potencial hidrelétrico da região amazônica.

Num parque de geração de energia elétrica predominantemente hídrico como o brasileiro, a operação de usinas termelétricas reveste-se de vantagens que permitem o máximo aproveitamento da sua energia, a um custo inferior ao que teria no caso de sua operação isolada. Neste sentido as usinas termelétricas tem contribuído para garantir que o risco de déficit do sistema interligado não ultrapassa o patamar de 5%.

O carvão mineral constitui a maior parcela dos recursos energéticos não renováveis, dos quais representa 2/3, sendo prevista uma participação expressiva desse insumo no contexto econômico-energético nacional, a partir da próxima década, quando a geração termelétrica a carvão expandir-se-á de forma substancial.

Atualmente, as implicações ambientais associadas à utilização do carvão mineral são um dos maiores fatores limitantes ao seu aproveitamento como energético. Considerando, a título de exemplo, somente os problemas relacionados às termelétricas, um dos principais fatores é a legislação ambiental sobre os padrões de emissões, em vigor no

país. Porém, a crescente participação do setor elétrico no equacionamento de questões ambientais, acarretadas pelo uso do carvão na geração de energia elétrica poderá permitir um aproveitamento das reservas minerais nacionais deste combustível sem comprometer o meio ambiente, se as tecnologias forem apropriadas.

O Plano 2015 faz uma comparação entre usinas termelétricas a carvão mineral antigas e modernas, do exterior e mostra que há uma diminuição sensível de emissões de dióxido de enxofre, óxido de nitrogênio e material particulado. Desta forma, é possível que a questão ambiental na geração térmica possa ser equacionada mediante a adoção de modernas tecnologias de combustão.

No entanto, os padrões de emissão atmosférica válidos para as novas usinas termelétricas a carvão, recentemente estabelecidos, implicam na introdução de tecnologia ambiental de elevados custos de implantação, operação e manutenção, sem garantia de sua adaptabilidade ao carvão nacional.

Tomando-se por base o carvão mineral do Rio Grande do Sul, seriam necessárias eficiências de coleta em torno de 99,5% para material particulado e de cerca de 80% para SO₂. Hoje trabalha-se com eficiências entre 98 e 99% para a captação de material particulado em precipitadores eletrostáticos, cuja tecnologia é razoavelmente conhecida e dominada, sendo possível, com algum esforço, alcançar-se os 99,5% pretendidos. Porém, a maior dificuldade é o atendimento ao padrão de emissão de dióxido de enxofre (SO₂) nas unidades convencionais a carvão pulverizado.

Os meios para controle de SO₂ em instalações termelétricas são disponíveis, praticamente, para todas as etapas de manuseio e utilização de carvão, desde a mina até a chaminé da instalação, apresentando-se em 3 grupos básicos:

- remoção, por redução de enxofre no carvão, antes da combustão, isto é, durante os processos de manuseio e beneficiamento (mas, que podem gerar problemas sobre as águas e sobre os solos e vegetação, p.ex.);
- controle das emissões de SO₂ durante a combustão;
- redução de SO₂ nos gases, após a combustão.

Os processos de dessulfurização dos gases de combustão são os mais utilizados no exterior, na adaptação de usinas termelétricas em operação, instaladas em locais onde as emissões de SO₂ geravam concentrações acima dos padrões de qualidade do ar. A tecnologia mais comumente utilizada é a de cal/calcário, via úmida, atingindo níveis de eficiência da ordem de 90%. É um processo relativamente complexo, porém com tecnologia mais desenvolvida comercialmente disponível. Embora a um custo mais elevado, é o que melhor se adapta às condições do carvão brasileiro.

Para uma potência instalada de 350 MW, o custo de implantação desses dessulfurizadores é da ordem de U\$ 150 milhões e as despesas mensais com operação e manutenção são estimadas em U\$ 2,9 milhões, para 70% de fator de capacidade da usina, inviabilizando as instalações existentes em função do aumento do custo adicional de instalação da unidade.

Outras questões que merecem reflexão:

- não existe nenhuma experiência nacional de aplicação em termelétricas;
- em outros ramos industriais a experiência se restringe a pequenas caldeiras a óleo combustível, rico em enxofre;

- ao nível mundial, os principais problemas são de incrustações nos equipamentos e de corrosão, que exigem ligas metálicas não existentes no Brasil;
- o destino e os custos de movimentação de rejeitos produzidos;
- a necessidade de total automação das unidades devido à complexidade tecnológica e;
- o alto consumo de energia elétrica.

Para controle de SO_x , a redução pré-combustão durante os processos de manuseio e beneficiamento, é uma alternativa para uso nas usinas já existentes ou em implantação, devendo ser estudada como solução intermediária, antes da adoção do processo desulfurização.

Para novas unidades, até 250 MW, a alternativa de dessulfurização em leito fluidizado é a solução mais indicada e, portanto, a alternativa tecnológica mais promissora para a viabilização da expansão termelétrica a carvão mineral, por ser de menor custo de implantação e de operação, além de permitir maior confiabilidade operativa.

A avaliação tecnológica era, até recentemente, uma comparação direta entre um conjunto de tecnologias disponíveis, visando o atendimento de condicionantes operacionais, seguida de seleção daquela que se mostrasse mais econômica. Porém, atualmente, não é mais possível esta avaliação, com base única e exclusiva nos parâmetros técnico-econômicos deste conjunto de tecnologias.

Os investimentos requeridos devem estar relacionados com a estrutura econômica do país, com as necessidades do mercado doméstico, com o relacionamento deste mercado e as economias vizinhas, com a situação cultural e social, com a infraestrutura e recurso existentes, com os planos globais de desenvolvimento econômico, políticas governamentais e as estratégias comerciais a nível internacional.

Projetos padronizados, modulares, em tamanhos menores (usinas de pequeno porte com 150 a 250 MW) têm sido a tendência a nível mundial. Isto reduz o tempo de construção e os custos associados a facilidade de gerenciamento destas unidades e a relação destas com o meio ambiente, em função da dinâmica associada a variações da qualidade ambiental das regiões de instalação das usinas termelétricas.

Além dos tradicionais fatores técnico-econômicos normalmente considerados, a opção por uma das alternativas tecnológicas indicadas para a aplicação da tradicional queima de carvão, sob a forma pulverizada, bem conhecida por empresas do setor elétrico em cuja área de atuação encontram-se as jazidas dos carvões brasileiros, a instalação de uma termelétrica dependerá da análise de alguns fatores associados ao empreendimento estudado:

- características do combustível;
- grau de comprometimento ambiental da região de implantação da Usina Termelétrica (UTE);
- situação sócio-cultural das populações residentes na área de influência do empreendimento termelétrico;
- expectativa de evolução da legislação ambiental para a região de implantação da UTE;
- existência de mercado para os sub-produtos da combustão e dos processos de dessulfurização de gases.

A liberdade e oportunidade de escolha de alternativa que otimize todas estas variáveis associadas a um empreendimento termelétrico, dependem de uma adequação das resoluções do CONAMA que regulamentam os padrões rígidos de emissão por fonte, aplicados em caráter generalizado, pelo estabelecimento de metas de manutenção e até melhoria da qualidade ambiental, estabelecendo-se zoneamento em função dos atuais níveis de comprometimento do meio ambiente e consideradas as capacidades de regeneração de cada região, mapeadas a partir de cuidadoso inventário.

Martin e Leal (1997) em seu trabalho "**A virtude da moderação: uma orientação de política nacional para o carvão no sul do Brasil**", neste projeto, apresentam os custos sociais e ambientais que representam um desafio ao uso do carvão brasileiro e fazem sugestões sobre como melhorar o valor do carvão de modo a aliviar os seus impactos sociais e ao meio ambiente. Descrevem, também três sugestões sobre como melhorar o valor do carvão de modo a aliviar os seus impactos sociais e ao meio ambiente.

O uso direto ou indireto do carvão como combustível ou matéria prima em processos industriais implica, necessariamente em impacto sobre o meio. O simples fato de remover o carvão da mina no caso de mineração a céu aberto - na sua maioria no Rio Grande do Sul - modifica a topografia local com alteração profunda da camada superficial do solo, eliminação da vegetação, liberação de gases e introdução de substâncias potencialmente perigosas na atmosfera e nos ambientes aquáticos. O alto teor de cinzas, em geral, requer a redução de tamanho através da moagem e conseqüente geração de finos e poeira, bem como a geração de efluentes líquidos contaminados. A queima gera grande quantidade de cinza que pode ser adequadamente descartada ou ser utilizada na fabricação de cimento.

Apesar dos seus custos sociais e ambientais, é provável que o carvão represente uma parcela crescente do suplemento da demanda global de energia. Depois da crise de energia, as concessionárias norte-americanas passaram a usar mais carvão para atender à demanda por energia elétrica, mas a previsão para o aumento do uso de carvão não se baseia tanto na experiência e expectativas dos países ocidentais industrializados, mas sim em extrapolações realísticas da situação do resto do mundo - notadamente a Ásia. Previsões indicam que mais da metade do total da nova capacidade de geração de energia elétrica a ser instalada no mundo, na próxima década, será na Ásia. Os países asiáticos mais ricos - Japão e Coréia do Sul - têm capital e infraestrutura para instalar usinas nucleares para sustentar o desenvolvimento econômico, mas os dois gigantes asiáticos - China e Índia - vão depender do seu carvão em futuro próximo para manter a expansão econômica necessária para melhorar o padrão de vida de seu povo. Ditames da química estabelecem que alguns significativos em emissões, tais como dióxido de carbono, vão ser inevitáveis. Se considerarmos o provável aumento da combustão de carbono em outros países também, é claro que o planeta está caminhando para uma situação que pode ser classificada como um teste global do meio ambiente sem precedentes em termos de magnitude. Além disto, a maior parte do carvão da China e Índia não é de alta qualidade ou limpo: alívio de impacto ambiental devido às cinzas e emissões gasosas é possível, mas pode ser muito caro para países com necessidades sociais urgentes. A qualidade do ar em cidades como Calcutá e Pequim, atualmente, já está abaixo dos padrões aceitáveis pela organização Mundial da Saúde, quase todos os dias do ano.

O Brasil é um caso único, entre os grandes países em processo de industrialização, que produz a maior parte da sua eletricidade com hidrelétricas, uma fonte cara, porém, relativamente limpa de energia. No entanto, o sul do Brasil não pode ignorar suas reservas de carvão e não pode descartar o teste com o meio ambiente, planejado e de proporções globais, em andamento, atualmente.

A redução dos impactos sociais e sobre o ambiente decorrentes da utilização do carvão aumenta o seu custo. Ainda que este custo deva ser comparado com as alternativas, o enfoque racional não deve ser o de questionar se uma certa medida de segurança para proteger a vida de um mineiro vale a pena de ser tomada, ou se um ar respirável pode ser sacrificado. O enfoque racional é exigir ar puro e proteção para os mineiros - e somente então explorar modelos de desenvolvimento de energia que fazem sentido desde o ponto de vista econômico e que satisfazem estes critérios.

Martin e Leal (1997) defendem que, aumentando a eficiência energética e intensificando a geração de energia através da incorporação de energia solar haverá uma diminuição da importância do custo do combustível e, portanto, uma redução no impacto dos custos como um bem valioso, ou seja, usando-o eficientemente, será possível tomar as medidas de segurança e ambientais necessárias para que se possa usá-lo proveitosamente. A partir daí, poderemos ajudar outros a fazer o mesmo. Estes autores propõem três alternativas específicas economicamente viáveis, visando a utilização de carvão mineral com teor de cinzas relativamente alto, para um programa de desenvolvimento associado aos processos de geração de energia.

Duas destas alternativas envolvem o uso do carvão como matéria prima para fabricação de materiais, combustíveis e produtos químicos de forma consistente com um desenvolvimento industrial energeticamente consciente. No caso de fabricação de materiais, a ênfase é colocada no grafite e outros materiais cerâmicos e compostos baseados no carbono, os quais oferecem um grande potencial de uso em muitas áreas.

No caso da indústria química, baseada no carvão e/ou xisto, a ênfase é posta nas tecnologias onde sólidos granulares são usados como carreadores de calor em aplicações envolvendo altas temperaturas. Um destaque especial é dado à cortina sólida de partículas para utilização de energia solar onde, o sólido granular, é usado para coletar energia solar concentrada a altas temperaturas para uso em reações endotérmicas de modo a melhorar o conteúdo energético de combustíveis e outros produtos químicos. Desta forma consegue-se reduzir tanto as necessidades de mineração como a emissão de poluentes.

Tecnologias eficientes de geração de energia, tais como os ciclos combinados de Ranhine e Brayton (ou gás-vapor), em co-geração, podem tornar-se economicamente aceitáveis, e reduzir o aumento de custos de combustíveis associados a atividades que visem aliviar os impactos sobre o meio ambiente advinda da mineração e da queima de carvão. Os autores salientam que um ciclo de co-geração com gaseificação de carvão integrada e suprimento de energia solar é tecnologicamente viável. Tal ciclo permitiria queimar carvão com eficiência extremamente alta. O sistema utilizaria energia solar em substituição a uma parte da queima de carvão, aliviando os impactos da mineração e emissão de poluentes sobre o meio ambiente. Dado o volume das reservas conhecidas de carvão e xisto e a natureza do suprimento de energia solar, tais ciclos poderiam ser a base de uma economia

que, praticamente, pode ser considerada como sustentável, sendo de interesse para diferentes regiões e países com reservas de carvão e alta incidência de energia solar.

Como subsídio para uma discussão da questão do carvão, sugerimos que isso seja feito utilizando-se o conceito de Tecnologias Apropriadas.

Tecnologias Apropriadas

Eficiência tecnológica

Embora sejam reconhecidos inúmeros problemas não resolvidos em todas as épocas, à evolução tecnológica têm sido atribuídos poderes quase míticos na solução de problemas humanos e na satisfação de necessidades e desejos das pessoas. Todavia, muitos se perguntam se a vida está realmente ganhando com a contínua modernização dos padrões tecnológicos e a perceber que, enquanto algumas tecnologias estão realmente contribuindo de maneira decisiva para o aumento do bem estar das pessoas, e o aprimoramento dos sistemas sociais, outras levam apenas à degradação progressiva da qualidade da vida humana. É este o tipo de preocupação que fundamenta a discussão a respeito da chamada tecnologia apropriada. A questão da energia apropriada tem sido tratada sob diferentes títulos tais como, por exemplo: tecnologia alternativa, tecnologia intermediária e tecnologia não agressiva.

Ao se abordar a importância da dimensão tecnológica para a elevação, manutenção ou degradação da qualidade de determinado sistema social, detemo-nos em um dos aspectos centrais do assunto: a definição do grupo de critérios a serem utilizados para o fim de determinar-se se uma tecnologia é ou não apropriada. Neste sentido, algumas contribuições deverão ser revistas e um grupo de critérios deverão ser propostos.

Para muitos, as tecnologias apropriadas nada mais são do que tecnologias eficientes. Mas basta examinar as dificuldades para definir-se o que é eficiente, para que a fragilidade dessa posição fique evidente. Eficiente para o American Heritage Dictionary: “a) capaz de agir ou produzir eficazmente, com um mínimo de esforço ou resíduo; b) capaz de exibir uma alta relação entre produto ou insumo”.

Todos esses requisitos, aplicados à tecnologia, podem assumir, no entanto, significados diametralmente opostos, dependendo dos pressupostos assumidos pelo observador. Por exemplo, a fabricação de plásticos é altamente eficiente em termos de utilização de matérias-primas, e os resíduos do processo de fabricação são mínimos; os plásticos, em contrapartida, são virtualmente indestrutíveis pelos processos de degradação natural.

A agricultura americana é considerada de alta eficiência, porque nos EUA produz-se safras muito maiores por unidade de área do que nos demais países. Entretanto, ao se tomar a demanda energética, verifica-se que nos EUA são utilizados dez vezes mais insumos energéticos por unidade de área do que no México p.ex. (Thiezzi et. al., 1991).

Estas e outras críticas, já bastante conhecidas nos meios acadêmicos e científicos, estabelecem as bases para uma resposta alternativa à questão da tecnologia apropriada e formam o contexto dentro do qual tal conceito deve ser entendido.

Atributos das tecnologias apropriadas

Três ênfases básicas podem ser identificadas no desenvolvimento do conceito de tecnologia apropriada: a preocupação com o significado sócio-político das tecnologias; com o seu tamanho, nível de modernidade e sofisticação; e com o impacto ambiental causado por elas.

Das contribuições de diversa linhas de pesquisas e investigação surge um retrato daquilo que poderia ser definido como tecnologia apropriada. Castor (1983 apud Bidone *et al.*, 1997) propõe o seguinte grupo de critérios para analisar de maneira multi-dimensional as tecnologias: a) eficiência econômica; b) escala de funcionamento; c) grau de simplicidade; d) densidade de capital e trabalho; e) nível de agressividade ambiental; f) demanda de recursos finitos; e, g) grau de autoctonia e auto-sustentação.

Para que uma determinada tecnologia seja considerada apropriada, é necessário que ela produza efeitos favoráveis (ou o menos desfavorável possível) nos sete atributos identificados. É lógico que esta é uma questão valorativa, cuja resolução depende de uma concepção ideal dos sistemas sociais. Nenhuma tecnologia é apropriada em sentido absoluto; ao contrário, ela será mais ou menos apropriada à medida que permitir que o sistema social em que é (ou vai ser) empregada se aproxime ou afaste das características ideais que deveria apresentar.

a) Eficiência econômica

Para ser apropriada, uma tecnologia deve ser eficiente em termos econômicos, pois se está pressupondo a sua aplicação dentro de um contexto pluralista, no qual as regras de mercado (mesmo que limitadamente) e a competição (mesmo que grosseiramente imperfeita) cumprem um papel central.

Nenhuma tecnologia poderá ser considerada apropriada se depender permanentemente, para sua adoção, de condições artificialmente favoráveis para sua sobrevivência. Uma tecnologia apropriada tem de ser competitiva em termos econômicos, independente de subsídios e reservas de mercado.

b) Escala de funcionamento

Quanto maior for a compatibilidade entre a escala de funcionamento de uma tecnologia e as finalidades de seu uso, mais apropriada ela será. Rejeita-se aqui, a incondicional glorificação da pequena escala, em virtude da necessidade de eficiência econômica e da impossibilidade prática de resolver todo e qualquer problema mediante soluções "pequenas".

c) Grau de simplicidade

Para ser apropriada, uma tecnologia deve ser simples, ou seja, fácil de entender e usar, sem necessidade de conhecimentos e habilidades esotéricas. Nada há de incompatível entre simplicidade e sofisticação. A simplicidade é um atributo das tecnologias apropriadas, enquanto a falta de sofisticação não o é.

d) Densidade de capital e trabalho.

Como regra geral, tecnologias que demandem maior quantidade do fator menos escasso serão mais apropriadas. No contexto dos países em desenvolvimento, quanto mais demandadora de trabalho for uma tecnologia, mais apropriada ela será.

e) Nível de agressividade ambiental.

Quanto menos uma tecnologia agredir o ambiente natural, mais apropriada será. Este é um atributo insubstituível e essencial das tecnologias apropriadas.

f) Demanda de recursos finitos.

Quanto mais parcimoniosa for em termos de consumo de recursos finitos, mais apropriada será uma tecnologia. Do mesmo modo, serão mais apropriadas as tecnologias que se baseiam em fluxos renováveis de energia, apresentem alta durabilidade e possam ser recicladas.

g) Grau de autoctonia e auto-sustentação.

De forma geral, pode-se afirmar que quanto mais uma tecnologia depende de recursos disponíveis no próprio sistema (ambiental e social) em que é ou vai ser empregada, mais apropriada será. Isto deve ser entendido com cautela por causa da questão da eficiência econômica. No entanto, é fora de dúvida que a utilização de soluções locais, independentes de importações, é preferível no caso dos países em desenvolvimento, cronicamente às voltas com a escassez de divisas, mesmo quando isso resulte em produtos e processos algo mais caros e menos eficientes do que os importados. Mas não muito mais caros. A concorrência é um grande incentivo à produtividade e à modernização, contribuindo com a seleção do que é apropriado e do que não o é.

A autoctonia é, igualmente, um elemento importante para a preservação da cultura local. Porém, há que se levar em conta que a manutenção de valores culturais tradicionais pode, facilmente, transformar-se em puro e simples imobilismo social.

Como dito anteriormente, talvez, neste momento, o mais importante seria considerarmos (“nós” em termos de sociedade) a questão da geração de energia elétrica via termelétricas, até porque não nos parece que esta questão tenha sido suficientemente discutida.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADRIAANSE, A. *Environmental policy performance indicators. A study on the development of indicators for environmental policy in the Netherlands*. Uitgeverij: The Hague, 1993.
- AHMAD, Y. J., EL SERAFY, S.; LUTZ, E. (Eds.) *Environmental accounting for sustainable development*. Washington, D.C.: The World Bank/United Nations Environment Programme, 1989.
- ALMADA; WÜRDIG. *Avaliação da fauna bentônica em ambiente aquático da região carbonífera*. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.5.

- ANDREAZZA, A. M. P. *Contribuição à gestão ambiental da bacia hidrográfica do Arroio do Conde com ênfase na qualidade das águas superficiais*. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.5.
- ARÊDE; BECKER. *O ensino de ecologia nas escolas de primeiro grau da região carbonífera do RS: percepções dos professores de ciências*. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.2.
- ARÊDE et al. *Necessidades educacionais em administração rural e conservação do solo percebidas pelos pequenos produtores da região do carvão do RS*. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.2.
- BARBIER, Eduard B. The concept of sustainable economic development. *Environmental Conservation*, v.14, n.2, p.101-110, 1987.
- BARROW, C. J. *Land degradation: development and breakdown of terrestrial environments*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 1991.
- BELLIA, V.; BIDONE, E. D. Garimpos: tragédia do uso de bens de propriedade comum. In: BARBOSA, L. et al. (Ed.). *Garimpos, sociedades indígenas e meio ambiente*. CETEM/CNPq/EDUFF, 1991.
- BELLIA, V.; BIDONE, E. D. Garimpos: tragédia do uso de bens de propriedade comum. In: BARBOSA, L. et al. (Ed.). *Garimpos, sociedades indígenas e meio ambiente*. CETEM/CNPq/EDUFF, 1991.
- BELLIA, V. *Introdução à economia do meio ambiente*. Brasília: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 1996. 262p.
- BELLIA, V., BIDONE E. D. *Rodovias, recursos naturais e meio ambiente*. Banco Mundial/EDUFF/DNER, 1993. 360p.
- BIDONE, E. D.; CASTILHOS, Z. C.; SANTOS, T. J. S. S.; SOUZA, T. M.; LACERDA, L. D. Fish contamination and human exposure to mercury in Tartarugalzinho River, Amapa State, Northern Amazon, Brazil. *Water, Air and Soil Pollution*, n.97, p.9-15, 1997c.
- BIDONE, E. D.; CASTILHOS, Z. C.; SANTOS, T. J. S. S.; SOUZA, T. M.; LACERDA, L. D. Fish contamination and human exposure to mercury in Tartarugalzinho River, Amapa State, Northern Amazon, Brazil. *Water, Air and Soil Pollution*, n.97, p.9-15, 1997c.
- BIDONE, E. D.; MADDOCK, J. L. Benefits and costs (B&C) environmental economics analysis of the river water impact by a fish industry of Manaus, Amazon, Brazil. Submetido à *Environmental Technology*, 1997a.
- BIDONE, E. D. (1992) *Geoquímica dos processos supergêncios*. notas de aula. Niterói, RJ: CPG-UFF, 1992. 60p.
- BIDONE, E. D. Incorporação das externalidades ambientais geradas pela poluição em análises econômicas do tipo benefício-custo (B&C). Estudo de caso: contaminação de águas fluviais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOQUÍMICA, SALVADOR, 6. Bahia, out. 1997.
- BIDONE, E. D.; CASTILHOS, Z. C.; DE SOUZA, T. M. C.; LACERDA, L. D. (1997b) Fish contamination and human exposure to mercury in the Tapajós river basin, Pará State, Amazon, Brazil. A screening approach. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. v.59, n.2, Aug. 1997b.
- BOULDING, K. The economics of coming spaceship earth. In: JANET, H. (Ed.) *Environmental quality growing economy*. Baltimore, 1966.
- BRUNDTLAND, G. H. *Nosso futuro comum*. Rio de Janeiro: Fundação Getúlio Vargas, 1988. 430p.
- BRUSCHI JR. et al. *Avaliação da qualidade ambiental dos riachos da região carbonífera do Baixo Jacuí através*

- das taxocenoses de peixes*. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.4.
- BUARQUE, C. *Avaliação econômica de projetos*. 4.ed. Rio de Janeiro: Campus, 1989. 266p.
- CASTOR, B. V. J. Tecnologia apropriada, uma proposta de critérios de avaliação e sua aplicação. *Revista de Administração*, v.18, n.2, p.40-47, 1983.
- CASTRO; DICK Avaliação do método de bioindicação de metais pesados através de parâmetros enzimáticos. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.4.
- CASTRO; ECKERT. *Estudo sócio-econômico sobre a comunidade pesqueira na região carbonífera do Baixo Jacuí*. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.2, 1997.
- CERUTTI; FLORES. *Bioindicação da contaminação atmosférica decorrente do uso do carvão*. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.3.
- DALY, H. E.; COBB JR, J. B. *For the common good*. Boston: Beacon Press, 1989.
- DALY, H. E. Elements for environmental economics. In: CONSTANZA, R. (Ed.). *Ecological Economics*. New York, USA: Columbia University Press, 1991. p.32-46.
- DALY, H. E. Toward a measure of a sustainable social net national product. *Environmental accounting for sustainable development*. A UNEP - World Bank Symposium, 1989. p.8-9.
- DATAL-CLAYTON, B.; DENT, D. *Surveys, plans and people. A review of land resource information and its use in developing countries*. Institute for Environment and Development, London, 1993.
- DUARTE; BECKER. Microartrópodes (Acari & Collembola) como indicadores da qualidade do solo em áreas afetadas pela mineração de carvão em Arroio dos Ratos, RS. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.2.
- ECKERT. *Sociabilidade e memória na comunidade mineira do carvão, RS*. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.2.
- ECKERT. *Sistema de crenças no contexto carbonífero*. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.2.
- ECOSOC (Commission on Sustainability). Review of sectoral clusters, second phase: land, desertification, forests and biodiversity. New York: UN, 1995.
- EL SARAFY, S. The environment as capital. In: CONSTANZA, R. (Ed.). *Ecological economics, the science and management of sustainability*. Columbia: Columbia University Press, 1991. p.168-175.
- EL SERAFY, S. The proper calculation of income from depletable natural resources. In: *Environmental accounting for sustainable development*. A UNEP - WORLD BANK SYMPOSIUM, 1989. p.10-18.
- FAO. Guidelines: land evaluation for rainfed agriculture. *Soils Bulletin*, Rome, FAO, n.52, 1983.
- FAO. Land evaluation for forestry. *Forestry Paper*. Rome: FAO, n.48, 1984a.
- FERRARO; HASENACK. *Avaliação das variáveis climáticas de superfície do Baixo Jacuí, RS*. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.4
- GAIVIZZO et al. *Recuperação de áreas utilizadas para depósitos de rejeitos de minas de carvão*. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.3.
- GOODLAND, R. The environmental implications of major projects in the third world development. In: CLESTER, P. (Ed.). *Major project and the environment*. Oxford: Major Proj. Ass., 1989, p.9-34
- GREENLAND, D. J.; SZABOLCS, I. Soil resilience and sustainable land use. Wallingford, UK: CAB International, 1994.

- HAKANSON, L. Aquatic contamination and ecological risk. *Water Res.*, v.18, n.9, p.1107-1118, 1984.
- HAMMOND, A.; ADRIAANSE, A.; RODENBURG, E.; BRYANT, D.; WOODWARD, R. *Environmental indicators: a systematic approach to measuring and reporting on environmental policy performance in the context of sustainable development*. Washington, D.C.: World Resources Institute, 1995.
- HARRISON, A. Introducing natural capital into the SNA. In: *Environmental accounting for sustainable development*. A UNEP - World Bank Symposium, 1989. p.19-25.
- HATJE, V.; BIDONE, B. D.; MADDOCK, J. L. *Estimation of the natural and anthropogenic components of heavy metal fluxes in fresh water. Sinos river, Rio Grande do Sul State, South Brazil*. (Submetido a Environmental Technology).
- HATJE, V. *Gestão em poluição ambiental: caso da poluição por metais pesados no rio dos Sinos-RS*. Tese de Mestrado - Curso de Pós-Graduação em Geoquímica da Universidade Federal Fluminense, 10/5/1996.
- HICKS, J. Capital controversies: Ancient and modern. *American Economic Review*. May, n.64, p.301-316, 1974.
- HICKS, J. *Classics and moderns: collected essays on economic theory*. Cambridge, Mass.: Harvard University Press, 1983.
- HICKS, J. *Value and capital*. 2.ed. Oxford: Oxford University Press, 1946.
- HUETING, R. Correcting national income for environmental losses: a practical solution for a theoretical dilemma. In: CONSTANZA, R. (Ed.) *Ecological economics*. New York, USA: Columbia University Press, 1991. p.194-213,
- HUETING, R. *New scarcity and economic growth*. Amsterdam: North Holland, 1980.
- KÄMPF et al. *Solos construídos em áreas de mineração da bacia carbonífera do Baixo Jacut, RS*. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.3.
- KRELL. *Aspectos jurídico-políticos: atribuições, obrigações e possibilidades dos municípios da região carbonífera gaúcha na proteção do meio ambiente*. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.2.
- LAYBAUER, L.; BIDONE, E. D. Partição de metais pesados em águas fluviais impactadas por mineração de cobre, RS, Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOQUÍMICA, 6. Salvador, out. 1997a.
- LAYBAUER, L.; BIDONE, E. D. Mass balance estimation of natural and anthropogenic heavy metal fluxes in streams near Camaquã copper mines, Rio Grande do Sul State Southern Brazil. In: WASSERMAN, J. C.; SILVA-FILHO, E. V.; VILLAS-BOAS, R. (Ed.). *Environmental geochemistry in the tropics*, Berlin: Springer-Verlag, 1997b. p.105-120, 249p. Lecture notes in Earth Science Series
- LAYBAUER, L. *Análise das transferências de metais pesados em águas e sedimentos fluviais na região das minas de Camaquã, RS*. Tese de Mestrado - Curso de Pós-Graduação em Geociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, dez.1995.
- LEAL, J. Las medidas de protección ambiental, su evaluación (análisis costo-beneficio) y su integración en la planificación del desarrollo. In: *La dimensión ambiental en la planificación del desarrollo*. Buenos aires, 1986. p.155-195.
- LEIPERT, C. Social costs of economic growth. *Journal of Economic Issues*, v.20, n.1, p.109-31, 1986.
- LEITE et al. *Frequências de defeitos congênitos em região carbonífera: um estudo no RS*. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.2.

- LINDNER et al. Perspectivas da educação ambiental: o exemplo da região carbonífera do baixo Jacuí, RS. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.2.
- MACHADO et al. Avaliação sedimentológica de uma área carbonífera. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.5.
- MARCOMIN, F.E. *Zonamento ambiental do rio Tubarão, SC, através da análise de metais pesados em água, sedimento, substrato e planta e de componentes estruturais da paisagem*. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.4.
- MARSHALL, A. *Principles of economics*. 8.ed. London: Macmillan, 1974.
- MARTIN; LEAL. *A virtude da moderação: uma orientação de política nacional para o carvão no sul do Brasil*. Porto Alegre, Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.2.
- MIRANDA; SCHWARZBOLD. *Análise estrutural da comunidade periférica sobre *Leersia hexandra* em ambientes lóticos de região de mineração de carvão, RS*. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.4.
- MOTTA MARQUES et al. *Ecosistemas criados (banhados): importância dos macrófitos no controle de pH de drenagem ácida*. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.3.
- MYERS, N. *Population/ environment linkages: discontinuities ahead*. *Ambio*, 1992, p116-118.
- NEVES; CHAVES. Notas para o estudo da região carbonífera tradicional do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO.
- O'CONNOR, J. *Monitoring environmental progress. A report on work in progress*. Draft March 1995. Washington, D.C.: World Bank, 1995.
- OLDEMAN, L.R.; HAKKELING, R.T.A.; SOMBROEK, W.G. 1990. *World map of human-induced soil degradation*. Nairobi: ISRIC, Wageningen, The Netherlands/UNEP, 1990.
- OLIVEIRA; BALBUENO. *Cobertura vegetal na região carbonífera do baixo rio Jacuí*. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.3.
- PAGE, Talbot. Sustainability and problem of valuation. In: CONSTANZA, R. (Ed.). *Ecological economics*. New York, USA: Columbia University Press, 1991. p.58-74.
- PEARCE, D.; MARKANDIA, A.; BARBIER, E. *Blueprint for a green economy*. 5.ed. London: Earthscan Publications, 1989.
- PEARCE, D.W.; BARBIER, E.; MARKANDIA, A. *Sustainable development and cost-benefit analysis*. London Environmental Economics Centre, 1988.
- PELLINI et al. *Avaliação dos níveis de pesticidas organoclorados em sangue humano da população de São Jerônimo, RS*. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.2.
- PERRINGS, C. A. *Economy and environment*. New York: Cambridge University Press, 1987.
- PESKIN, H. M. Alternative environmental and resource accounting approaches. In: COSTANZA, R. (Ed.) *Ecological economics: the science and management of sustainability*. New York, USA: Columbia University Press, 1991. p.176-193.
- PEZZEY, Jonh. *Economic analysis of sustainable growth and sustainable development*. World Bank. Environment Department, 1989. 88p. Working Paper, n.15.
- PIERI, C. Soil fertility management for intensive agriculture in the tropics. In: SRIVASTAVA, J. P.; Alderman, H. (Ed.) *Agriculture and environmental challenges*. Washinton, D.C.: World Bank, 1993. p.81-100.

- PIRES; ECKERT. *Estudo do processo urbano-industrial de Charqueadas, RS: análise dos programas de gerenciamento ambiental das indústrias e proposição de subsídios para um programa de educação ambiental junto à comunidade trabalhadora e professorado*. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.2.
- PRINTES et al. *Biomonitoramento da área sob influência da exploração carbonífera através de testes de toxicidade com Cladocera (crustacea; branchiopoda)*. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.4.
- PROCHNOW; PORTO. *Avaliação de uma área de rejeitos da mineração de carvão com vistas a bioindicadores vegetais para metais pesados, Charqueadas, RS, Brasil*. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.3.
- REPETTO, R. *Natural resource accounting for Indonesia*. Washington, D.C.: World Resources Institute, 1987.
- RHODE; RODRIGUEZ. *Diagnóstico ambiental das cinzas de carvão no Baixo Jacuí, RS*. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.3.
- RODRIGUEZ et al. *Avaliação do efeito do uso do carvão em saúde pública: bioindicação enzimática e monitoramento de metais pesados em sangue humano*. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.2.
- RODRIGUEZ et al. *Parâmetros físicos e químicos das águas superficiais e avaliação da atividade bacteriana em ambientes lóticos receptores da drenagem de mineração de carvão*. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.4.
- SCHNEIDER et al. *Solos da bacia carbonífera do Baixo Jacuí, RS*. Porto Alegre: Centro de Ecologia, UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.3.
- SCOPE. *Environmental indicators: a systematic approach to measuring and reporting on the environment in the context of sustainable development*. Brussels: Bureau de Plan, 1995.
- SERÔA DA MOTTA, R. Análise custo-benefício do meio ambiente. In: MARGULIS, S. (Ed.). *Meio ambiente, aspectos técnicos e econômicos*. IPEA/PNUD, 1990. p.109-134.
- SOMBROEK, W. G.; SIMS, D. *Plannig for sustainable use of land resources: towards a new approach*. Rome: FAO, 1995
- SOUZA; BITTENCOURT. *Aspectos globais da região carbonífera do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.2.
- SUMMERS, L. Não basta entoar o mantra da sustentabilidade. *The economist*. (Traduzido na *Gazeta Mercantil*, 10 jun. 1992. p.2).
- THIEZZI, E.; MARCHETTINI, N.; ULGIATI, S. Integrated agroindustrial ecosystems: an assessment of the sustainability of cogenerative approach to flood, energy and chemical production by photosynthesis. In: CONSTANZA, R. (Ed.). *Ecological economics*. New York, DC: Columbia University Press, 1991. p.459-473.
- TINBERGEN, J. *On the theory of economic policy*. Amsterdam: North Holland, 1952.
- TRAVASSOS, M. P.; BIDONE, E. D. (1995) Avaliação da contaminação por metais pesados na Bacia do Rio Cai, RS, através de uma análise dinâmica. *Desenvolvimento Sustentável dos Recursos Hídricos*, Associação Brasileira dos Recursos Hídricos, n.1/3, p.205-11, out. 1995.
- TRAVASSOS, M. P. *Gestão em poluição ambiental: caso da poluição por metais pesados no rio Cai, RS*. Tese de Mestrado - Pós-Graduação em Geoquímica/UFF, 1994.
- VERDADE et al. *Variação no conteúdo de alumínio e cobre na biomassa de Typha latifolia L., na região carbonífera de Charqueadas e São Jerônimo, no Estado do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: Centro de Ecologia/UFRGS, 1997. Relatório PADCT/CIAMB/CENECO, v.3.

- VITOUSEK, P.; PAUL, M.; EHRLICH, A.; EHRLICH, H.; MATSON, P. A. Human appropriation of the products of photosynthesis. *BioScience*, v.34, n.6, p.368-373, 1986.
- WINOGRAD, M. *Environmental indicators for Latin America and the Caribbean: towards land-use sustainability*. Washington, D.C.: GASE Ecological Systems Analysis Group, World Resources Institute, 1994.
- WORLD BANK. *World development report: development and environment*. New York: Oxford University Press, 1992.

ANEXOS

Indicadores do Condicionamento (IQRNc) do risco toxicológico ambiental de exposição das populações humanas a metais pesados e outros agentes tóxicos.

INTRODUÇÃO

A seção 1 deste trabalho apresenta definições breves de conceitos básicos em toxicologia, necessários para a compreensão da linguagem do texto corrente.

A seção 2 deste tem por objetivo fazer uma explanação crítica da metodologia utilizada para a avaliação de impactos ambientais sobre a saúde humana e o meio ambiente na região carbonífera do Rio Grande do Sul, gerados pelas atividades decorrentes da mineração de carvão mineral. Para a avaliação de potenciais impactos causados pela liberação de substâncias poluentes na região do estudo sobre a saúde humana e sobre o meio ambiente, propomos que se utilize o método preconizado pela U.S.EPA- United States Environmental Protection Agency (1989a e 1989b), intitulado “Avaliação de Risco Toxicológico à Saúde Humana e ao Meio Ambiente”, o qual tem sido utilizado em vários trabalhos na área de Gestão Ambiental (e.g. Bidone *et al.*, 1997b & 1997c; teses de Mestrado: Vanessa Hatje, 1996; Luciano Laybauer, 1995; Marcelo Poças Travassos, 1994), desenvolvidos no Departamento de Geoquímica da Universidade Federal Fluminense, sob orientação do Dr. Edison Dausacker Bidone.

A Avaliação de Risco Toxicológico à Saúde Humana e ao Meio Ambiente é uma análise do potencial de ocorrência de efeitos adversos à saúde humana e ao meio ambiente (no presente e/ou no futuro) causados pela liberação de substâncias perigosas por quaisquer atividades antropogênicas (ou naturais) em uma região fisicamente determinada. A avaliação de risco toxicológico proposto pela EPA tem caráter quantitativo, pois caracteriza individualmente as substâncias poluentes usando modelos estatísticos e biológicos para calcular estimativas numéricas de risco à saúde humana e ao meio ambiente, podendo ser utilizada também para a derivação de critérios numéricos de qualidade de meios, como será visto também nesta seção. Uma dificuldade surge em se converter um risco associado com um particular agente químico para uma medida de risco total representado por todos os agentes poluentes liberados em um determinado local ou região. Embora nenhum enfoque único seja recomendado para as avaliações de risco por exposições a múltiplas substâncias, recomenda-se diretrizes gerais. Afirma-se que a aditividade de dose (ou de resposta) é teóricamente válida e portanto, é a que melhor se aplica para avaliar exposições a múltiplos elementos, de ação similar e que não interatuam. Propõem-se que a suposição de aditividade produza geralmente cálculos neutros de risco (ou seja, nem conservador nem indulgentes) e que seja aceitável para compostos

que induzam tipos similares de efeitos nos mesmos locais de ação (CPEHS, 1988).

A seção 3 enfoca as estimativas numéricas de risco potencial à saúde humana e ao meio ambiente e o incremento de risco em relação à área controle, com um breve resumo da metodologia de avaliação de risco à saúde humana e ao meio ambiente. Os resultados são criticamente avaliados e também são discutidas as incertezas associadas às estimativas de risco. Outro objetivo que pode ser atingido é o de prover a comunidade (população local) com informações sobre potenciais perigos de exposição aos agentes químicos sob investigação.

A seção 4 deste trabalho indica sequenciais procedimentos necessários para uma integradora visão dos aspectos toxicológicos envolvidos na área do estudo, guiados pela metodologia de avaliação de risco à saúde humana e ao meio ambiente.

SEÇÃO 1

Parte integrante do Capítulo “Introdução à Toxicologia”, elaborado por Zuleica Carmen Castilhos, para o livro “Gestão Ambiental”, em preparação por Dr. Edison Dausacker Bidone.

INTRODUÇÃO À TOXICOLOGIA

“Toda substância é tóxica, não há nada que não seja tóxico. Somente a dose diferencia um tóxico de um medicamento.” Paracelso, 1493-1541.

1. CONCEITOS BÁSICOS.

Agente tóxico: Qualquer substância capaz de produzir um efeito nocivo em organismo vivo, desde danos em funções celulares, teciduais e/ou fisiológicas, até a morte.

Toxicidade: É a capacidade inerente a um agente químico ou físico de produzir um efeito nocivo sobre os organismos vivos.

Toxicologia: É o estudo dos efeitos nocivos dos agentes químicos ou físicos sobre organismos vivos. O objetivo principal da toxicologia é estabelecer o uso seguro dos agentes químicos.

Dose: É a quantidade administrada e/ou absorvida da substância química, expressa em peso da substância (gramas, miligramas, etc.) por unidade de peso do organismo vivo (por exemplo, mg/Kg de peso corporal do animal).

Dose Letal (DL50): A mais sensível e geral classificação de toxicidade se baseia na relação entre o peso do agente químico e do organismo vivo requerida para produzir determinado efeito. Quando este efeito é a morte, a dose é denominada Dose Letal (DL).

A dose letal 50% é calculada estatisticamente através de bioensaios (ensaios em animais experimentais) e expressa uma única dose da substância química capaz de matar a metade (50%) de uma população de organismos vivos submetida ao estudo. Para as substâncias mais tóxicas, os valores de DL50 são pequeníssimos (DL50 da toxina botulínica para ratos adultos é de 0,00005 mg/Kg; DL50 do trióxido de arsênico é de 11.000 mg/Kg).

Ação tóxica e suas fases: Pode-se dividir, didaticamente, em três fases: fase de exposição, fase toxicocinética e fase toxicodinâmica.

A avaliação da fase de exposição objetiva estimar a magnitude, a frequência e a duração de exposição de organismos vivos a agentes químicos potencialmente tóxicos. Define-se por exposição o contato de um organismo vivo (humano, no caso de análise de exposição para caracterização de risco à saúde humana) com o agente químico ou físico. A magnitude é determinada pela medida ou estimativa de quantidade (concentração) do agente potencialmente tóxico disponível na barreira de contato (pele, pulmões, tracto gastrointestinal, etc.) durante um específico período de tempo. Este período de tempo determina a duração da exposição.

A fase toxicocinética estuda o trajeto da substância dentro do organismo vivo, e envolve a caracterização de sua absorção, distribuição, metabolização e eliminação pelo organismo. Somente uma fração da dose absorvida chegará a seu ponto de ação, o tecido alvo, e ao ponto de ataque molecular: os receptores. A concentração da substância no sítio de ação depende de vários fatores, entre eles, a dose administrada, a especificação do agente químico e da toxicocinética da substância. Estes fatores determinam a “disponibilidade biológica”.

As substâncias químicas são absorvidas pelo organismo humano por dentro as células, ou seja, o caminho é intracelular. Para tanto, é necessário que o agente químico atravesse as membranas celulares, e por isto são importantes as características físico-químicas do contaminante: tamanho das partículas, lipossolubilidade, pK, bem como o pH dos tecidos que o absorvem, intensidade de respiração, etc. A fração de dose disponível absorvida é chamada de dose absorvida ou dose efetiva. A determinação exata das doses absorvidas não é de fácil medida, e portanto, utiliza-se via de regra apenas os valores de dose administrada.

A fase toxicocinética é de grande importância para a relação entre a dose administrada e a concentração que a substância ativa alcança nos diferentes fluidos do corpo e nos órgãos alvos. A distribuição está relacionada com processos de transporte e associação das substâncias com componentes sanguíneos e teciduais; a metabolização envolve reações bioquímicas que pretendem inativar a substância, mas que podem também bioativá-las. As transformações bioquímicas sucessivas produzem principalmente substâncias mais hidrossolúveis para rápida eliminação pela urina. Em alguns casos a eliminação se dá sem metabolização, ou a eliminação pode ser extremamente pequena, como nos casos de substâncias altamente lipossolúveis, que são capazes de se acumular no organismo.

A fase toxicodinâmica estuda a interação entre as moléculas da substância tóxica e os pontos específicos de seu ataque: os receptores biológicos, ou seja, estuda a interferência de substâncias bioativas nos processos biológicos. O efeito tóxico é a resultante de uma série de processos, em geral químicos, que surgem em resposta a um estímulo. Na clássica teoria de receptores desenvolvida por Clark, assume-se que o efeito de uma droga é proporcional à fração de receptores ocupados por ela e o efeito máximo resulta quando todos os receptores apropriados estão ocupados. Uma consequência esperada desta teoria é a saturação dos receptores. Isto é, atingida determinada dose capaz de ocupar a totalidade dos receptores disponíveis, maiores doses não resultam em efeito mais intenso.

O órgão alvo, onde atua o agente químico e o órgão efector, onde se manifesta o efeito, podem ser diferentes. Por exemplo, a estricnina atua sobre o Sistema Nervoso Central (SNC), mas o efeito observável são os espasmos na musculatura esquelética, ou seja, convulsões.

Efeito e Resposta: Os termos “efeito” e “resposta” devem ser usados para indicar uma mudança biológica em um indivíduo ou em uma população, respectivamente, em relação a uma dose ou exposição.

Geralmente pode-se medir um efeito em uma escala graduada de intensidade, relacionando sua magnitude diretamente com a dose. Para certos efeitos, entretanto, não se pode medir sua intensidade (escala graduada) e eles devem ser expressos pela indicação de presença ou ausência do efeito (“quantal”), do tipo “tudo-ou-nada” (como a ocorrência de tumores, morte, etc.) relacionando com proporção de indivíduos na população que apresentaram o efeito, ou seja, determina-se a “resposta” (vide abaixo “Relação dose-resposta”).

Em alguns casos, a intensidade do efeito pode estar dentro da chamada “amplitude normal da variação biológica” e portanto, sem se manifestar como efeito nocivo. Com o aumento de dose, pode ser ultrapassado o limite de tolerância biológico resultando no aparecimento de sintomas clínicos de intoxicação causados por lesões bioquímicas irreversíveis.

Relação Dose-Resposta: No que se refere à relação dose-resposta, se toma como efeito um dos sintomas principais que se apresentam como resultado da síndrome tóxica e se quantifica pela percentagem de um grupo de animais experimentais (ou humanos, no caso de estudo epidemiológico) que reagem manifestando o efeito a uma dose determinada.

Os resultados obtidos podem ser transformados em diagrama que reproduz a relação entre a dose e o número de indivíduos do grupo investigado - a população- que mostra aquele efeito esperado a uma dose determinada. Um histograma deste tipo reproduz a frequência como função da dose, e pode-se transformá-lo em curva dose-resposta ao usar gráficos com o número de indivíduos que reagiram como percentagem do número total de indivíduos contra dose (escala linear).

Na discussão anterior, está implícita uma distribuição normal, ou seja, simétrica em escala linear. Isto é mais uma exceção do que regra para a relação dose-resposta em objetos biológicos. Na prática geralmente se encontra distribuição lognormal. Então, ao se construir gráficos, a relação dose-resposta sobre escala logarítmica da dose se observa que a curva assimétrica frequentemente se transforma em curva simétrica.

A relação entre o log da dose e o número de indivíduos que reagiram, em frequência acumulada relativa, resulta na curva sigmóide de dose-resposta. Em curvas deste tipo, a dose na qual reagem 50% dos indivíduos é chamada DE50, DT50 ou DL50 para dose efetiva média, dose tóxica média e dose letal. É difícil determinar com precisão os valores de DT95 e DT5 (particularmente importante nas contaminações ambientais) a partir de curvas sigmóideas por terem formas muito planas nestas partes da curva. São conhecidos diversos métodos para linearização da curva sigmóidea. A EPA preconiza o método “multistage”, como será visto no capítulo “Avaliação de Risco”.

Relação Dose-Efeito: Está envolvida a relação entre a dose e a magnitude do

efeito obtido em um objeto biológico determinado. As representações gráficas seguem as premissas discutidas acima para as curvas de relação dose-resposta.

Efeitos Tóxicos: Podem ser classificados pelo seu sítio de ação em efeito tóxico local e efeito tóxico sistêmico.

Efeito tóxico local é aquele que ocorre no local do primeiro contato entre o organismo vivo e o agente químico, como por exemplo, o caso das queimaduras por ácidos.

Para que o efeito tóxico sistêmico apareça, se requer que o agente tóxico seja absorvido e distribuído a um local distante daquele de contato, onde se produz o efeito. A maioria dos compostos químicos produzem efeito tóxico sistêmico, embora alguns possam apresentar também efeito local. As duas categorias não são mutuamente exclusivas. Por exemplo, o tetraetila de chumbo pode provocar efeito local irritante na pele ou no trato respiratório (dependendo da via de exposição), e depois de absorvido e transportado, causa danos no SNC e nos rins.

A maioria dos agentes tóxicos sistêmicos afetam um ou poucos órgãos predominantemente. O órgão alvo de toxicidade não é necessariamente o local de acumulação do tóxico (por exemplo, o DDT é acumulado nos tecidos adiposos, mas o seu efeito tóxico é sobre o SNC).

Os efeitos tóxicos podem também ser classificados em reversíveis e irreversíveis. Se um agente químico produz danos a um tecido, a capacidade do tecido de se regenerar irá determinar a reversibilidade do efeito. Danos em tecidos como o fígado, o qual tem uma alta capacidade de regeneração, são usualmente reversíveis; danos no SNC são geralmente irreversíveis por causa da alta diferenciação dos neurônios cerebrais que não podem se dividir nem se regenerar.

Intoxicações: É o conjunto de efeitos nocivos produzidos por um agente químico. Distingue-se três tipos de intoxicações (ou de exposições), considerando o tempo transcorrido entre a exposição e o aparecimento dos efeitos tóxicos, a intensidade e a duração dos mesmos: aguda, subaguda e crônica.

Intoxicação Aguda: Uma intoxicação é aguda quando há uma exposição de curta duração e o agente químico é absorvido rapidamente, em uma ou várias doses, em um período não maior que 24 horas, aparecendo os efeitos de imediato. Em acidentes ambientais este tipo de intoxicação é freqüente.

Intoxicação Subaguda: Na intoxicação subaguda, as exposições são freqüentes (repetidas) durante um período de vários dias ou semanas, antes do aparecimento de efeitos.

Intoxicação Crônica: Na intoxicação crônica se requer exposições repetidas a baixíssimas doses durante períodos longos de tempo.

Ação Mutagênica: Uma substância tem ação mutagênica quando produz uma alteração nas propriedades genéticas da célula por ação sobre o DNA. As alterações químicas no DNA acarretam alterações nas propriedades hereditárias das células descendentes, ou seja, como regra, alterações no DNA causam prejuízos na reprodução celular. As substâncias capazes de provocar mutação genética são denominadas mutagênicas.

Se as células embrionárias somáticas são afetadas, somente o indivíduo apresentará a alteração genética, caracterizando um efeito congênito e não hereditário. Para ser hereditário, a mutação deverá atingir as células germinativas. Entretanto, freqüente-

mente o efeito mutagênico necessita algumas gerações para se manifestar (efeito latente), uma vez que as mutações normalmente têm caráter recessivo; conseqüentemente, os efeitos se manifestarão somente na descendência de dois indivíduos com mutações nos mesmos pontos de seus cromossomos.

O tempo de latência para o aparecimento das anormalidades genéticas é bastante longo e por isto é particularmente difícil o estudo das mutações genéticas. Adiciona-se a isto que mesmo muito baixas concentrações de substâncias mutagênicas, sempre que atuam durante suficiente período de tempo sobre o organismo, podem levar a uma alteração nas células germinativas. Não há dúvidas de que este tipo de ação tóxica de compostos químicos é uma ameaça séria, uma vez que sua ação terá lugar a longo prazo e se manifestará em gerações futuras.

Ação Cancerígena: Os agentes que produzem câncer são conhecidos como cancerígenos. São conhecidos diversos agentes químicos cancerígenos em animais e humanos e também em vegetais. Existem também cancerígenos físicos, tais como raios X e radiação ultravioleta. Algumas drogas conhecidas como tendo efeitos cancerígenos são elas mesmas inócuas, mas se modificam em cancerígenas pelo organismo exposta (bioativação).

A base (ou bases) do câncer permanecem desconhecidas, mas com toda probabilidade deve ser interpretada como uma ação mutagênica que não se expressa na geração subsequente, mas, em regra geral, depois de um período de latência bastante longo, em um indivíduo exposto à (a) substância(s) com esta ação. É provável também que as disposições genéticas individuais desempenhem certo papel.

Sob influência de substâncias cancerígenas (que freqüentemente têm ação mutagênica), as células que estão se dividindo ativamente perdem a propriedade de formar harmoniosamente sistemas de órgãos. O crescimento celular adquire, então, um caráter de proliferação sem controle.

Uma definição precisa de câncer não é possível, mas pode-se reconhecer certos princípios no que concerne ao efeito. As permanentes alterações nas células podem prejudicar os mecanismos de divisão e de manutenção nos seus locais normais. As células se dividem em réplicas de si mesmas a velocidades fora do controle do organismo e se acumulam em grandes massas anormais denominadas tumores, os quais ocupam espaços físicos de células especializadas no órgão ou sistema, prejudicando as funções fisiológicas normais. Os tumores benignos permanecem como massas discretas. Os tumores malignos (câncer) geralmente sofrem metástase, as células disseminam-se para partes distantes do corpo pelo sangue ou linfa e lá se enraízam.

Ação Teratogênica: As substâncias que causam defeitos no desenvolvimento do feto, desde a concepção até seu nascimento, são consideradas teratogênicas. Este efeito pode se manifestar em maior proporção quando a exposição ocorre dentro do primeiro trimestre da gestação em humanos, ou seja, período da organogênese.

Os agentes químicos podem ser simultaneamente cancerígenos, mutagênicos e teratogênicos.

Interação de Agentes Químicos: Um dos problemas da toxicologia, em especial da toxicologia ambiental, se deve ao fato de que durante uma exposição freqüentemente estão envolvidas várias substâncias, diferindo tanto no sentido quantita-

tivo como no qualitativo. Os prognósticos de risco que oferece a exposição a uma só substância se realiza com dificuldades; no caso de combinações, o grau de dificuldade aumenta significativamente.

O termo interação entre substâncias químicas é utilizado em todos os casos em que uma substância altera os efeitos de outra. A existência de numerosos agentes tóxicos requer considerações sobre o potencial de interações. Exposições concorrentes podem alterar taxas de absorção, mudanças no grau de ligação com proteínas, ou alterações nas taxas de biotransformação ou excreção de um ou de ambos compostos interatuantes. A resposta para combinados agentes tóxicos pode ser igual a, maior do que, ou menor do que a soma dos efeitos individuais dos agentes.

Diferentes tipos de efeitos como consequência da interação podem ser citados. Os mais importantes são o efeito aditivo, o efeito sinérgico, a potenciação e o efeito antagonístico.

Efeito Aditivo: O efeito aditivo é produzido quando o efeito final dos dois compostos químicos é igual à soma dos efeitos individuais que aparecem quando cada um é administrado separadamente. É o efeito mais comum. Por exemplo, quando se administra dois praguicidas organofosforados em animais experimentais simultaneamente, a inibição da enzima acetilcolinesterase resulta de um efeito aditivo.

Efeito Sinérgico ou Sinergismo: O efeito sinérgico é produzido quando o efeito final dos dois agentes químicos combinados é maior do que o efeito produzido pela soma dos efeitos individuais quando administrados separadamente. Por exemplo, o efeito hepatotóxico produzido pelo tetracloreto de carbono em presença de compostos organoclorados aromáticos ou de álcoois, é maior do que a soma de seus efeitos quando administrados sozinhos.

Efeito Antagônico ou Antagonismo: O antagonismo ocorre quando dois agentes químicos administrados simultaneamente intervêm negativamente um com a ação do outro. Esta é a base do uso de muitos antídotos. Existem vários tipos de antagonismo, e os principais são: antagonismo químico, antagonismo competitivo e antagonismo funcional (ou fisiológico).

Antagonismo químico ocorre quando o antagonista reage quimicamente com o agonista, inativando-o. Este tipo de antagonismo tem papel muito importante no tratamento das intoxicações, como por exemplo, o uso de agentes quelantes (tipo EDTA) em intoxicações por metais (chumbo, por exemplo).

No antagonismo competitivo, o antagonista compete com o agonista pelo mesmo sítio ativo, deslocando-o do sítio de ação. As estruturas químicas do agonista e do antagonista são, necessariamente, similares, uma vez que os dois compostos atuam nos mesmos locais, sejam eles receptores, enzimas, estruturas de membrana, ou outros. Portanto, as concentrações de agonista e antagonista são fundamentais.

Antagonismo funcional ou fisiológico ocorre quando dois agentes químico produzem efeitos opostos sobre a mesma função fisiológica. Por exemplo, quando são administradas duas drogas, uma para elevar a pressão arterial e outra para diminuir a pressão arterial, mas que atuem em diferentes receptores.

Risco: O fator crítico não é a toxicidade intrínseca de uma substância, mas sim o risco associado com seu uso. Risco é a probabilidade que uma substância produza

efeito tóxico a algum ser vivo em específicas condições de uso. O risco, como veremos em “Caracterização de Risco”, se estabelece com diferentes graus de confiança, de acordo com a importância das decisões envolvidas e da qualidade dos estudos disponíveis para a avaliação do risco.

Nenhum agente químico é totalmente seguro ou perigoso por si mesmo. De maneira geral, a quantidade utilizada, condições de uso e a susceptibilidade do organismo envolvido é que determinam o risco. A perspectiva da toxicologia é prover conhecimentos para uma análise custo/benefício do uso de determinadas substâncias químicas, uma vez que não há possibilidade de se evitar de forma absoluta o risco toxicológico.

SEÇÃO 2

O objetivo desta seção é fazer uma explanação crítica da metodologia utilizada para a avaliação de impactos ambientais sobre a saúde humana e o meio ambiente na região carbonífera do Rio Grande do Sul, gerados pelas atividades decorrentes da mineração do carvão mineral.

A Organização Mundial da Saúde (WHO) tem focado, desde a década passada, a importância de um componente relacionado à saúde humana (definida como “o completo estado de bem-estar físico, mental e social, e não apenas a ausência de doença”) e de outro componente, relacionado à manutenção da saúde do meio ambiente, nas avaliações de impactos ambientais gerados por empreendimentos econômicos, com o objetivo de se atingir as condições necessárias para um bem estar humano, físico, mental e social, de conformidade com as intenções implícitas nos conceitos sobre desenvolvimento sustentável. O processo de avaliação de impactos ambientais é especialmente adequado para se trabalhar com planejamento do uso de solos e suas consequências sobre o meio ambiente e saúde pública, podendo ser usado para avaliar as consequências sobre o meio ambiente e saúde pública consequente de desenvolvimentos econômicos, tais como geração de energia, agricultura intensiva, desenvolvimento urbano, etc. Desenvolvimento sustentável, assunto amplamente discutido sob bases teóricas e operacionais em outros capítulos deste documento, requer também que se estabeleçam valores referenciais para os chamados indicadores de qualidade de meios ambientais, os quais devem ser mantidos, ou até mesmo melhorados, se possível para as gerações futuras.

A metodologia utilizada é proposta pela U.S. EPA (1989) e denominada “Avaliação de Risco Toxicológico à Saúde Humana e ao Meio Ambiente”, a qual resulta em uma estimativa numérica de risco à saúde humana e ao meio ambiente consequente da exposição à poluição. Conceitualmente, tais estimativas podem ser apresentadas como um índice numérico que relaciona a intensidade da poluição à potencial exposição e aos potenciais riscos à saúde humana e ao meio ambiente. A metodologia consiste de métodos sistemáticos para avaliar dados disponíveis sobre efeitos adversos agudos e crônicos dos poluentes a organismos não humanos e aos seres humanos de poluentes em qualquer compartimento ambiental que deva ser considerado (ar, solo, águas superficiais, águas subterrâneas, etc.). O que faz a singularidade de cada local a ser estudado é sua particular combinação de características próprias, como por exemplo, os contaminantes

de interesse, a topografia do local, a presença ou ausência de águas superficiais, a vegetação, espécies animais presentes, tipo de solo, proximidade de outros importantes habitats, presença de população humana, vias de exposição em função de diferentes hábitos desta população, etc. Há, então, infinitos cenários potenciais para avaliação de risco toxicológico, levando-se em consideração a população de risco, a natureza dos contaminantes, suas toxicidades para diferentes espécies animais e vegetais e para humanos, vias de exposição e a probabilidade da exposição, fatores ambientais que contribuem ou inibem a toxicidade dos contaminantes, mudanças a curto e a longo-prazo na estrutura das comunidades bióticas, e os efeitos das ações moderadoras sobre o meio ambiente e sobre a saúde humana no ou próximo ao local do estudo.

Nos Estados Unidos da América (assim como em outros países desenvolvidos), a proposta dos órgãos governamentais voltados para a proteção do meio ambiente (U.S. EPA: United States Environmental Protection Agency) tem sido o estabelecimento de padrões de qualidade de meios ambientais. Estes padrões consistem basicamente de duas partes: (i) na designação de um (ou vários) uso para determinado meio ambiente (por exemplo; corpo hídrico destinado à recreação, agricultura, piscicultura, etc.) e, (ii) um critério, que pode ser numérico, normalmente expressando as concentrações limites para uma determinada função (por exemplo, a concentração máxima de cada metal pesado em águas superficiais para a função piscicultura) ou uma descrição qualitativa da qualidade a ser mantida ou atingida, quando a derivação de critério numérico não for possível.

No Brasil há valores padrões referenciais de qualidade de meios, por exemplo, de águas, estabelecido para diversas substâncias químicas, diversos parâmetros físicos (p. ex. índice de turbidez, sólidos em suspensão) e aspectos microbiológicos, conforme exposto na Resolução n. 20 do CONAMA. Também aqui, os indicadores de qualidade de meios são expressados em concentrações máximas permitidas de tais substâncias em corpos receptores (por exemplo, um corpo hídrico) destinados a múltiplos usos, aumentando-se numericamente as concentrações permitidas à medida que se restringe funções do corpo receptor potenciais ou atuais (isto é, pela legislação brasileira, um rio de águas de classe I pode passar a ser um rio de águas de classe II, com usos mais restritos que os da classe I, ou seja, funções são perdidas, ou vice-versa). Assim, um rio que tenha águas com qualidade ambiental adequada à piscicultura pode perder esta função potencial se for contaminado com poluentes que tendam a bioacumular-se na biota local, ou que prejudiquem a manutenção dos níveis populacionais dos organismos naquele ambiente por afetar a reprodução, crescimento ou sobrevivência daqueles organismos. Também, comparando-se os riscos toxicológicos estimados para uma área experimental com os estimados para uma área controle, enfocamos o incremento de risco da área experimental em relação à área controle, podendo ser utilizado como indicador de depreciação de capital natural.

Nos EUA, tanto para a derivação do critério numérico de qualidade de águas (Federal Register, vol 45; No. 231, 1980) quanto para identificação de zonas de potencial perigo toxicológico (identificação de periculosidade) como também para a avaliação de medidas mitigadoras que podem ser adotadas em determinadas situações, a metodologia utilizada é a de avaliação de risco à saúde humana e ao meio ambiente (USEPA, 1989). Por exemplo, o critério numérico de qualidade de águas, é derivado refletindo os mais recentes conhecidos sobre:

(A) o tipo e a extensão de todos os efeitos identificáveis sobre a saúde humana e o meio ambiente, incluindo, mas não limitado, ao plâncton, peixes, crustáceos, animais selvagens, vida vegetal, estética e recreação, os quais pode-se esperar da presença dos poluentes em qualquer corpo hídrico, incluindo águas subterrâneas; (B) sobre a concentração e capacidade de dispersão dos poluentes e de seus subprodutos, através de processos biológicos, físicos e químicos e, (C) sobre os efeitos dos poluentes sobre a biodiversidade, produtividade e estabilidade das comunidades bióticas, incluindo informações sobre fatores que influenciam taxas de eutrofização e taxas de sedimentação orgânica e inorgânica para os diferentes tipos de águas receptoras.

O critério numérico de qualidade de águas para a proteção da vida aquática específica a concentração de um único e determinado poluente, a qual, se não excedida, protegerá a maioria, mas não necessariamente, todas as formas de vida aquática e seus usos; tal critério não protegerá todos os estágios vitais de todas as formas de vida sob todas e quaisquer condições. A abordagem adotada assume que, geralmente, um critério adequado para proteger os mais susceptíveis estágios de vida das mais sensíveis espécies em muitos casos são mais restritos do que o necessário para proteger a comunidade aquática como um todo.

O critério numérico de qualidade de águas para a proteção da saúde humana é uma estimativa da concentração de um único e determinado poluente, a qual, se não excedida, no caso de substâncias que causam efeitos tóxicos que não o câncer, previne o aparecimento de tais efeitos, e, no caso de substâncias cancerígenas (suspeitas ou comprovadas), representa vários níveis de incremento de risco de desenvolvimento de câncer. Geralmente recomenda-se a concentração para cada agente químico considerando uma média de exposição humana para aquela substância química, de forma que a exposição resulte em não mais do que um caso de câncer adicional por 100.000 ou 1.000.000 de pessoas expostas. Isto quer dizer, incremento de risco cancerígeno de 10^{-5} e 10^{-6} , respectivamente (Kocher & Hoffman, 1991 *apud* Bellia, 1996). Dados organolépticos (odor e sabor) também são utilizados como base para a derivação do critério de qualidade de águas para alguns poluentes. Embora não represente um valor que diretamente afete a saúde humana, é apresentado como uma estimativa de nível de poluente que não produz sabor nem odor desagradáveis tanto diretamente pelo consumo de água como pelo consumo de organismos que são encontrados nestas águas.

Para alguns poluentes, as propriedades de bioconcentração são levadas em consideração na formulação do critério para proteger os usos da vida aquática e também para avaliar a relativa extensão da exposição humana tanto diretamente através da ingestão de água, quanto indiretamente, através da ingestão do consumo de organismos aquáticos. Bioconcentração pode ser definido como um processo de acumulação de agentes químicos presentes na coluna d'água, em peixes e animais aquáticos, através de vias de exposição não dietárias. Uma constante de proporcionalidade relacionando a concentração de uma substâncias na água e sua concentração em animais aquáticos no estado de equilíbrio, é chamado fator de bioconcentração. Generalizadamente, pode ser definido como um coeficiente de partição do elemento químico entre a biota e o meio abiótico onde os organismos vivem. O Fator de bioconcentração é uma estimativa da propensão de um agente químico de acumular na vida animal, ou vegetal. No meio aquático, típica-

mente os peixes são alvo para avaliação do fator de bioconcentração por causa de sua importância como fonte alimentar humana e disponibilidade de testes padronizados. Fator de bioconcentração medido ou modelado é um componente de ambas, avaliação de risco à saúde humana e avaliação de risco ambiental (Barron, 1990 *apud* Bellia, 1996).

Para alguns poluentes, os critérios derivados através da metodologia de avaliação de risco à saúde humana e ao meio ambiente podem ser utilizados em diferentes regiões de um mesmo país, ou até mesmo em diferentes países, porque o grau de toxicidade do elemento não varia significativamente devido à diferentes condições ambientais ou a diferentes padrões humanos de exposição. Para outros, deve-se utilizar a capacidade de flexibilidade do método, podendo-se derivar diferentes valores para os critérios, com a finalidade de refletir as condições ambientais locais e padrões de exposição humana. Assim, diferenças, como por exemplo, físicas (que afetem a hidrologia de um corpo hídrico, a direção dos ventos, o tipo de solo, etc.), climáticas (alta pluviosidade e altas temperaturas; baixa pluviosidade, baixas temperaturas, etc.), que influenciam diretamente a capacidade de dispersão de poluentes; de hábitos das populações (consumem o pescado local, banham-se nos rios, mostram atividades agropecuárias no local) que influenciam diretamente as potenciais vias de exposição para os seres humanos; da natureza da biota local (cadeia trófica longa, ou cadeia trófica curta, poucas ou raras espécies; valores de fator de bioconcentração baixo ou alto) ou mesmo de sua inexistência, entre outras, que podem influenciar significativamente no valor numérico do padrão referencial, possam ser integradas e refletir mais precisamente as condições reais do local do estudo.

O critério de qualidade de águas para poluentes cancerígenos (CCH) intenciona proteger os seres humanos de demasiado incremento de risco de desenvolvimento de câncer resultante do contato ou da ingestão de águas superficiais, ou da ingestão de organismos aquáticos que vivem nas águas superficiais. Ele é calculado da seguinte maneira:

$$\text{CCH} = \text{RAD} * \text{Pc} / \text{TIa} + (\text{TIp} * \text{FBC}) \quad (1)$$

onde, CCH= critério para cancerígeno humano (mg/L); RAD= risco associado à dose (mg/Kg.day, ou $1/q^{i*} \times$ nível de risco de câncer), onde, q^{i*} = Fator de inclinação ou Fator de Potência de câncer, estimado pela EPA, e definido como o limite superior da estimativa de potência de câncer derivado de um modelo de linearização (“multi-stage model”); Pc= peso corporal médio de uma pessoa adulta (70 Kg); TIa = taxa média diária de ingestão de água para uma pessoa adulta (2L/day); TIp= taxa média diária de consumo de peixe (Kg/day); FBC= Fator de bioconcentração para cada específico agente químico (L/Kg).

O critério de qualidade de águas para poluentes não-cancerígenos para os seres humanos (CNCH), também conhecido como critério limiar, intenciona proteger os seres humanos de efeitos adversos à saúde, que resultam do contato com substâncias não-cancerígenas através da ingestão de águas superficiais e de organismos aquáticos das águas superficiais. A equação 2 é utilizada para derivar o CNCH (in mg/L).

$$\text{CNCH} = \text{DR} * \text{Pc} * \text{FAE} / \text{TIa} + (\text{TIp} * \text{FBC}) \quad (2)$$

onde, CNCH= critério para poluentes não-cancerígenos aos seres humanos (mg/L); DR= Dose de Referência, derivado pela EPA (mg/Kg.day), tendo substituído a dose diária admissível (mg/Kg.day); e FAE= fator de ajuste da exposição (adimensional); Pc= peso corporal médio de uma pessoa adulta (70 Kg); TIa = taxa média diária de ingestão de água para uma pessoa adulta (2L/day); TIp= taxa média diária de consumo de peixe (Kg/day); FBC= Fator de bioconcentração para cada específico agente químico (L/Kg).

Uma dificuldade surge em se converter um risco associado com um particular agente químico para uma medida de risco total representado por todos os agentes poluentes liberados em um determinado local ou região. E, sabendo-se que os poluentes movem-se de um meio para outro (Ver Fig. 6), a estimativa da intensidade total de poluição tóxica (levando-se em consideração múltiplos elementos químicos potencialmente tóxicos e todas as potenciais vias de exposição ao homem e ao ecossistema) será mais representativa do que a estimativa da intensidade de poluição em um específico compartimento ambiental e suas potenciais vias de exposição ao homem e ao ecossistema diretamente envolvido naquele compartimento.

Embora nenhum enfoque único seja recomendado para as avaliações de risco por exposições à múltiplas substâncias, recomenda-se diretrizes gerais. Para a avaliação de risco potencial à saúde humana, a intenção é utilizar um método de avaliação de riscos proposta para qualquer situação em que uma população está exposta ou potencialmente exposta, a dois ou mais compostos, que causem preocupação. No método utilizado deve-se assumir o fenômeno de aditividade de doses (ou de resposta), considerando todas as doses estimadas para as diferentes substâncias como doses da mesma substância, apenas diferenciando-as entre substâncias cancerígenas e não-cancerígenas, não sendo incorporada nenhuma forma de interação antagonística ou sinérgica entre as substâncias. Afirma-se que a aditividade de dose (ou de resposta) é teoricamente válida e portanto, é a que melhor se aplica para avaliar exposições a múltiplos elementos, de ação similar e que não interatuam. Propõem-se que a suposição de aditividade produza geralmente cálculos neutros de risco (ou seja, nem conservador nem indulgentes) e que seja aceitável para compostos que induzam tipos similares de efeitos nos mesmos locais de ação (CPEHS, 1986).

Deve-se prestar a atenção à persistência dos elementos químicos em conjunto no ambiente, assim como a variabilidade na composição com o passar do tempo e através das diferentes fontes de emissão e, também ao padrão de distribuição dos elementos pelos diversos compartimentos ambientais, onde se degradam ou são transformados. De outra maneira, diminuirá a confiabilidade na avaliação de risco, assim como sua aplicabilidade.

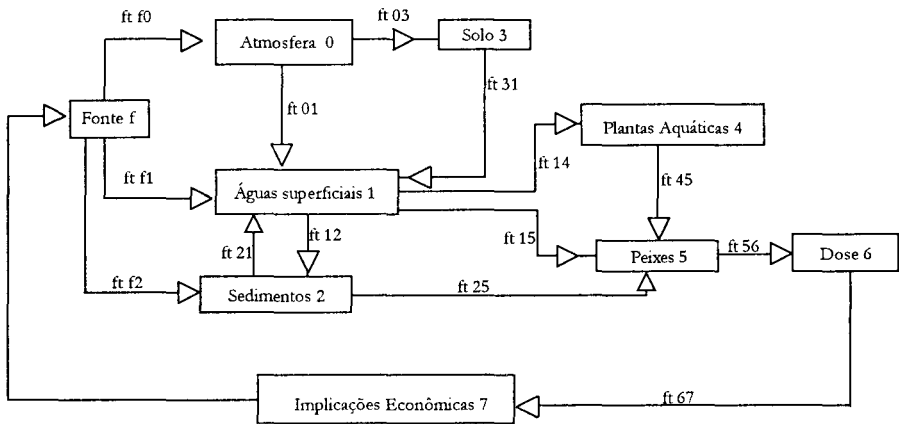


Figura 6 – Diagrama geral de vias de transferências de elementos químicos entre compartimentos ambientais. (IAEA, 1989, com adaptações).

A avaliação de risco ecológico e a avaliação de risco à saúde humana são atividades paralelas na avaliação do potencial perigo existente em áreas onde há liberação de substâncias perigosas. Embora a saúde humana frequentemente seja de maior interesse, a avaliação ecológica pode servir para expandir as investigações, alargando a área sob consideração ou redefinindo os critérios para as ações moderadoras, ou ambos.

A seguir ilustramos muitos dados e análises que relacionam a natureza, o comportamento e o transporte de contaminantes, sujeito a ambas as avaliações. Em cada ponto em comum nas duas avaliações, entretanto, devemos levar em consideração a possibilidade de que para determinados contaminantes e vias de exposição podem ser mais importantes para a avaliação ecológica do que para a avaliação de risco à saúde humana, ou vice-versa. Informações de estudos ecológicos podem apontar para novas ou não esperadas vias de exposição para a população humana, e a avaliação da saúde humana pode ajudar a identificar problemas do meio ambiente.

Há quatro etapas no processo de avaliação de risco à saúde humana, comuns à avaliação de risco ecológico: a coleta e avaliação dos dados disponíveis, a avaliação da exposição, a avaliação da toxicidade e a caracterização do risco toxicológico. Em primeiro lugar vamos apresentar a estrutura básica para o processo de avaliação de risco à saúde humana e posteriormente, a estrutura básica para o processo de avaliação de risco ao meio ambiente.

LINHAS BÁSICAS DA AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA E DA AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO

Linhas básicas da avaliação de risco à saúde humana

1. COLETA E AVALIAÇÃO DE DADOS DISPONÍVEIS

- a) reunião e análise de dados relevantes sobre o local de estudo
- b) identificação dos agentes tóxicos
- c) formulação de modelo conceitual

2. AVALIAÇÃO DE EXPOSIÇÃO

- a) análise da liberação do contaminante
- b) identificação das populações expostas
- c) identificação de todas as potenciais vias de exposição
- d) estimativa das concentrações de exposição para cada via
- e) estimativa de dose administrada específica para cada via, para contaminantes individuais

3. AVALIAÇÃO DE TOXICIDADE

- a) coleta de informações toxicológicas qualitativas e quantitativas
- b) determinação dos valores de toxicidade apropriados para cada

4. CARACTERIZAÇÃO DE RISCO

- a) caracterização potencial de ocorrência de efeitos adversos à saúde
 - a.1) estimativa de risco de câncer
 - a.2) estimativa de quociente de risco para efeitos não-cancerígenos
- b) avaliação de incertezas
- c) resumo das informações sobre a avaliação de potencial risco toxicológico à saúde humana

Linhas básicas da avaliação de risco ao meio ambiente

1. COLETA E AVALIAÇÃO DE DADOS DISPONÍVEIS

- a) reunião e análise de dados relevantes sobre o local de estudo
- b) identificação dos agentes tóxicos
- c) formulação de modelo conceitual
- d) Especificar o objetivo da avaliação ecológica

2. AVALIAÇÃO DE EXPOSIÇÃO

- a) análise da liberação do contaminante
- b) determinação das concentrações nos meios ambientais nos quais os contaminantes podem estar ou de onde podem estar sendo liberados;
- c) Avaliar potencial para exposição: identificar os organismos que podem estar em contato com os contaminantes e as concentrações dos contaminantes nos meios biológicos
- d) seleção de pontos terminais

3. AVALIAÇÃO DE TOXICIDADE

- a) coleta de informações toxicológicas qualitativas e quantitativas
- b) toxicidade dos contaminantes

4. CARACTERIZAÇÃO DE RISCO

- a) caracterização do potencial de ocorrência de efeitos adversos ao meio ambiente
- b) avaliação de incertezas
- c) resumo das informações sobre a avaliação de potencial risco toxicológico ao meio ambiente

1) Avaliação de Risco Toxicológico à Saúde Humana

O principal objetivo do processo de avaliação de risco à saúde humana é elaborar uma estrutura para o desenvolvimento das informações necessárias para auxiliar nas decisões de gerenciamento ambiental no que diz respeito às alternativas de medidas moderadoras de impactos ambientais negativos. Os objetivos específicos que podem ser alcançados com o método são:

- em primeiro lugar, fornecer uma análise de risco à saúde humana, determinando a necessidade de ações moderadoras nos locais estudados;
- prover uma estrutura básica determinando os níveis de contaminantes químicos que podem permanecer na área do estudo sendo adequadamente protetores para a saúde pública;
- prover uma estrutura básica para comparar os impactos potenciais das várias alternativas de medidas moderadoras; e
- fornecer um processo consistente de avaliação e documentação de espaços físico-geográficos que apresentem perigo à saúde pública.

1. COLETA E A AVALIAÇÃO DOS DADOS

Esta etapa envolve a reunião e análise dos dados disponíveis, relevantes à avaliação da saúde humana, após a identificação das substâncias presentes no local de interesse do processo de avaliação de risco potencial à saúde humana e após a elaboração do modelo conceitual.

2. AVALIAÇÃO DE EXPOSIÇÃO

O objetivo da avaliação de exposição potencial é estimar o tipo e a magnitude das exposições para agentes químicos de potencial interesse que estão presentes ou migram para o local em estudo. Os resultados da avaliação de exposição são combinados com as informações toxicológicas do agente químico específico para caracterizar o risco potencial da exposição. Os procedimentos e informações apresentados neste capítulo representam algumas das novas abordagens na avaliação de exposição.

2.1. CONHECIMENTOS BÁSICOS.

Exposição é definida como o contato de um organismo (humano, no caso de avaliação de risco à saúde humana) com o agente químico ou físico. A magnitude da exposição é determinada pela medida ou estimativa das quantidades de um agente tóxico disponível nas superfícies de troca (pulmões, intestinos, pele, etc.) durante um período específico de tempo. A avaliação da exposição é a determinação ou estimativa (qualitativa ou quantitativa) da magnitude, frequência, duração e via de exposição. A avaliação da exposição deve considerar exposições passadas, presentes e futuras, utilizando técnicas de avaliação para cada fase. Estimativas de exposição correntes podem ser baseadas em medidas ou em modelos das condições existentes. Estimativas de exposições futuras podem ser baseadas em modelos de futuras exposições e aquelas do passado podem ser baseadas em medidas ou modelos de concentrações passadas ou medida da concentração do agente químico em tecidos.

2.2. COMPONENTES DE UMA AVALIAÇÃO DE EXPOSIÇÃO.

O processo detalhado de avaliação de exposição começa após a coleta e avaliação de dados sobre o agente químico de potencial interesse. A avaliação da exposição desenvolve-se com as seguintes etapas:

a) Caracterização da Exposição.

Nesta etapa, caracteriza-se a exposição em relação às características físicas gerais do local geográfico e das populações pertencentes ao local ou próximas dele. Características básicas, tais como clima, vegetação, hidrologia, presença e localização de águas superficiais. As populações são também identificadas e descritas com respeito àquelas características que influenciam exposição, tais como localização relativa ao local de exposição, padrão de atividade e presença de subpopulações sensíveis. Esta etapa considera as características da população presente, bem como daquelas populações de potencial exposição no futuro, que pode diferir com usos alternativos do solo.

b) Identificação das Vias de Exposição.

Nesta etapa identificam-se aquelas vias pelas quais as populações previamente identificadas devem estar expostas. Cada via de exposição descreve um único mecanis-

mo pelo qual uma população deve estar exposta ao agente químico no/ou originário do sítio de exposição.

Vias de exposição são identificadas considerando-se fontes, liberações, tipos e localização do agente químico no local; o provável comportamento ambiental (incluindo persistência, partição, transporte e transferências entre meios) do agente químico; a localização e atividades das populações expostas. Os pontos de exposição (pontos de potencial contato) e as vias de exposição (por exemplo, ingestão, inalação) são identificadas para cada potencial exposição.

É complexo avaliar a exposição humana a compostos químicos porque várias vias de exposição devem ser consideradas. As principais vias de exposição são apresentadas na Tabela 7 (Giroult, 1988), sendo que o rastreamento entre estas diferentes vias de exposição para identificar as mais prováveis pode ser feito levando-se em consideração as propriedades físico-químicas de cada específico elemento químico.

Tabela 7
SUMÁRIO DAS PRINCIPAIS VIAS DE EXPOSIÇÃO
RELACIONADAS COM OS TRÊS COMPARTIMENTOS AMBIENTAIS
CITADOS, ÁGUA, SOLO E AR.

	Principais Vias de Exposição			Compartimentos Ambientais	
	ÁGUA	SOLO	AR		
INALAÇÃO	transferência de poluentes entre água/ar	inalação de partículas de solo contaminado		contaminação direta do ar	
ABSORÇÃO DÉRMICA	contato com a água contaminada	contato com o partículas de solo contaminado		deposição de partículas de ar contaminado	
INGESTÃO	ingestão de água poluída e transferência de poluentes da água para os alimentos	ingestão de solo contaminado e transferência de poluentes do solo para os alimentos		ingestão de partículas de ar poluído e contaminação por deposição de partículas sobre os alimentos	

c) Quantificação da Exposição.

Quantifica-se a magnitude, frequência e duração da exposição para cada via de exposição identificada na anterior. É mais frequentemente conduzida em dois passos: c.1) estimativa da concentração de exposição e c.2) cálculo de dose administrada ou recebida diária (cálculo de "intake").

c.1) estimativa de concentrações da exposição.

Determina-se a concentração dos agentes químicos que serão contatados durante o período de exposição. As concentrações de exposições são estimadas usando-se dados de monitoramento e/ou modelos de transporte químico e comportamento ambiental. Devem ser usados modelos para estimar concentrações futuras do agente químico no meio que está contaminado no presente ou que pode tornar-se contaminado, e para estimar concentrações correntes no meio e/ou locais nos quais não há dados de monitoramento.

c.2) cálculo de dose recebida ou administrada.

Calcula-se a exposição ao agente químico específico para cada via de exposição identificada na anterior. Estimativas de exposição são expressas em termos de massa da substância em contato com o organismo por unidade de peso corporal por unidade de tempo (por exemplo, mg do agente químico por Kg de peso corporal do indivíduo por dia, também expresso como mg/Kg.dia). Estas exposições estimadas são denominadas “doses administradas” (“intakes”) e representam a taxa de exposição normalizada. Estas “doses administradas” dos agentes químicos são calculadas usando-se equações que incluem variáveis de concentração de exposição, taxa de contato, frequência e duração da exposição, peso corporal e o período de tempo no qual a exposição é averiguada.

$$DA = C \times TC \times DFE / PC \times TA,$$

onde,

DA= dose administrada ou recebida; a quantidade de substância química por quilograma de peso corporal por dia (mg/Kg.dia);

C= concentração da substância química; a concentração média contatada sob específico período de exposição (por exemplo, mg por litro de água)

TC= taxa de contato; a quantidade de meio contaminado por unidade de tempo (por exemplo, litros por dia);

DFE= tempo de duração e frequência de exposição; descreve quão longa e frequente é a exposição (dias por ano/ durante n anos);

PC= peso corporal; a média do peso corporal para o período de tempo sob exposição (Kg);

TA= período sob o qual a exposição é averiguada (dias)

No caso de uma exposição ambiental crônica, investigada a nível de rastreamento preliminar, a equação de dose administrada deve ser simplificada, resultando na seguinte equação:

$$DA = C \times TC / PC$$

Os valores de algumas destas variáveis dependem das condições do local e das características das populações potencialmente expostas.

Após as doses administradas terem sido estimadas, elas são organizadas por população. As fontes de incertezas (isto é, variabilidade nos dados analíticos, resultados de modelos e consideração de parâmetros) e seus efeitos sobre a exposição estimada são avaliados e resumidos. A avaliação de exposição é concluída com um resumo das estimativas de dose administradas para cada via de exposição.

PROCESSO DE AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO.

a) Caracterização da Exposição

- fonte/liberação do agente tóxico
- ambiente físico
- populações potencialmente expostas

b) Identificação das Vias de Exposição

- ponto de exposição
- vias de exposição

c) Quantificação da Exposição

- c.1) estimativa da concentração da exposição
- c.2) cálculo da dose administrada para específica via de exposição

3. AVALIAÇÃO DE TOXICIDADE

A proposta do processo da avaliação de toxicidade é avaliar o potencial de particulares contaminantes para causar efeitos adversos em indivíduos expostos e providenciar, quando possível, uma estimativa de interrelação entre a extensão da exposição ao contaminante e o aumento da probabilidade e/ou severidade dos efeitos adversos.

A avaliação da toxicidade para contaminantes é geralmente concluída em duas etapas: a identificação do risco e a avaliação da relação dose-resposta. A avaliação do risco é um processo que determina se a exposição a um agente químico pode causar um aumento na incidência de particulares efeitos adversos à saúde (por exemplo, câncer, defeitos em recém nascidos) e se o efeito adverso à saúde é provável de ocorrer em humanos. A identificação do risco envolve a caracterização da natureza e a força da evidência da causa do efeito adverso. A avaliação da relação dose-resposta é o processo para avaliar quantitativamente as informações toxicológicas e caracterizar a relação entre a dose administrada do contaminante ou recebida e a incidência de efeitos adversos à saúde em populações expostas. Para esta quantitativa relação de dose-resposta são derivados valores de toxicidade: dose de referência (DR) e fator de inclinação (“slope factor”), que podem ser usados para estimar a incidência e potencial para efeitos adversos em função da exposição de humanos ao agente químico. Os valores de toxicidade são usados na caracterização do risco para estimar a probabilidade dos efeitos adversos ocorrerem em humanos em diferentes níveis de exposição.

Embora a informação toxicológica seja crítica para a análise de risco, a maior parte das avaliações toxicológicas de dados primários requeridos para completar esta fase é limitado. EPA tem realizado a avaliação da toxicidade para numerosos compostos químicos e coloca à disponibilidade as informações toxicológicas e os valores de toxicidade, os quais têm sofrido extensiva revisão.

Este capítulo objetiva orientar o estudo da obtenção dos valores de toxicidade de agentes químicos para posterior utilização na análise de risco à saúde humana.

3.1. ETAPAS NA AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE.

Etapa 1: Reunião das Informações Qualitativas e Quantitativas para as Substâncias Estudadas.

Etapa 2: Identificação dos Períodos de Exposição para os quais são necessários os Valores de Toxicidade.

Etapa 3: Determinação dos Valores de Toxicidade para Efeitos Não-Cancerígenos.

Etapa 4: Determinação dos Valores de Toxicidade para Efeitos Cancerígenos.

Etapa 5: Sumário das Informações Toxicológicas.

3.2. TIPOS DE INFORMAÇÕES TOXICOLÓGICAS CONSIDERADAS NA AVALIAÇÃO DE TOXICIDADE.

Esta seção resume informações de vários documentos da EPA sobre tipos básicos de dados utilizados na avaliação de toxicidade. A EPA reuniu evidências de uma variedade de fontes considerando o potencial para um contaminante causar um efeito adverso à saúde humana (cancerígeno ou não-cancerígeno).

As fontes devem incluir investigações epidemiológicas controladas, estudos clínicos e estudos experimentais em animais. As informações de suporte devem ser obtidas de fontes tais como testes “in vitro” e comparações das relações estrutura-atividade.

3.2.1. DADOS EM HUMANOS

Estudos epidemiológicos bem conduzidos, que mostram uma positiva associação entre um agente químico e uma doença, são considerados como a mais convincente evidência sobre risco à saúde humana. Entretanto, a disponibilidade de dados humanos adequados para servir como base para avaliação dose-resposta é limitada a poucos agentes químicos. As pessoas são geralmente expostas no local de trabalho ou por acidente, e como estes tipos de exposições não são intencionais, as circunstâncias da exposição (concentração e tempo) não são perfeitamente conhecidas. Geralmente a incidência dos efeitos adversos é baixa, o número de indivíduos expostos é pequena e o período de latência entre a exposição e o desenvolvimento da doença é longo e exposições para múltiplas substâncias. As populações expostas normalmente são heterogêneas, variando na idade, sexo, constituição genética, dieta, ocupação e ambiente doméstico, padrão de atividades e outros fatores culturais que influenciam a susceptibilidade. Por estas razões, os dados epidemiológicos requerem cuidadosa interpretação. Caso exista estudos em humanos (validade e aplicabilidade confirmadas), estes estudos têm prioridade na avaliação da relação dose-resposta e as experiências toxicológicas em modelos animais são usados como dados de suporte.

Se os dados em humanos apresentam inadequada informação sobre exposição-resposta, para avaliação quantitativa devem ser utilizados como dados de suporte. Tais estudos devem estabelecer uma relação qualitativa entre exposição ambiental e a presença de um efeito adversos nas populações humanas expostas. Por exemplo, se o caso reporta que a exposição resulta em efeitos similares aos efeitos observados nas experiências com animais, os dados em humanos servirão como dados de suporte para as conclusões retiradas do estudo em animais.

3.2.2. DADOS ANIMAIS

As bases dos dados de toxicidade para a maioria dos agentes químicos carece

de suficiente informação sobre os efeitos tóxicos em humanos. Em tais casos, a EPA deve inferir o potencial da substância causar um efeito adverso em humanos de informações toxicológicas oriundas de experiências conduzidas em mamíferos não-humanos, tais como rato, camundongo, coelho, “guinea pig”, hamster, cachorro ou macaco. A inferência de que humanos e animais mamíferos são similares, em média, na susceptibilidade intrínseca para substâncias químicas tóxicas e que dados provenientes de estudos em animais podem em muitos casos ser usados como equivalentes para humanos é a premissa básica da toxicologia moderna. Este conceito é particularmente importante na regulação do agente químico tóxico. Há ocasiões, entretanto, nas quais as observações em animais apresentam incertezas relevantes para a extrapolação para humanos. A EPA considera que a probabilidade de um agente químico causar efeitos adversos em humanos aumenta quando resultados similares são observados entre sexos, linhagens, espécies e vias de exposição em estudos animais.

3.2.3. DADOS DE SUPORTE

Vários outros tipos de estudos usados como suporte para conclusões sobre a probabilidade de ocorrência de efeito adverso em humanos são descritos abaixo. Até o presente, EPA considera todos os tipos de dados como de suporte, nenhum definitivo, na avaliação do potencial para efeitos adversos em humanos.

Estudos metabólicos e farmacocinéticos devem ser usados para abordar o mecanismo de ação de um particular composto. Comparando o metabolismo de um composto que exibe efeito tóxico em um animal com o correspondente metabolismo em humanos, evidencia-se o potencial do composto para causar o efeito tóxico em humanos.

Estudos usando cultura de células ou microorganismos devem ser usados para providenciar compreensão sobre o potencial do composto para atividades biológicas. Por exemplo, testes para mutações pontuais, aberrações cromossômicas numéricas e estruturais, danos e reparos no DNA e transformações celulares providenciam evidências de suporte para efeitos cancerígenos e informações sobre potenciais mecanismo para a ação cancerígena. Deve ser notado, entretanto, que a carência de resultados positivos em testes a curto prazo para genotoxicidade não é considerada uma base de desconto para resultados positivos a longo prazo em estudos animais para ação cancerígena.

Estudos de estrutura-atividade (isto é, prognóstico de atividades baseado na análise da estrutura química do composto) são outra fonte potencial para dados de suporte. Sob certas circunstâncias, a atividade conhecida de um composto deve ser usada para estimar a atividade de outro estruturalmente relacionado e para o qual há carência de dados específicos.

3.3. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE PARA EFEITOS NÃO-CANCERÍGENOS

Esta seção sumariza quais os tipos de informações apresentadas na parte 1., e que são consideradas na avaliação da toxicidade para efeitos não-cancerígenos. A dose de referência, ou DR, é o valor de toxicidade utilizado na maioria das vezes na avaliação de efeitos não-cancerígenos resultantes de exposição potencial. Adicionalmente, **One-**

Day ou **Ten-Day Health Advisories (HAs)**, devem ser usados para avaliar exposição oral a longo prazo. Os métodos que a EPA utiliza para desenvolver DRs e HAs são descritos abaixo. Vários tipos de DR são disponíveis dependendo da via de exposição (oral ou inalatória), do efeito crítico (desenvolvimental ou outro) e o tipo de exposição a ser avaliada (crônica, sub-crônica ou um único evento).

DR crônica é definida como uma estimativa (com incertezas de uma ordem de magnitude ou mais) do nível de exposição diária para populações humanas, incluindo subpopulações sensíveis, sem apreciável risco de efeitos deletérios durante toda a vida. DRs crônicas são especificamente desenvolvidas para a proteção a longo prazo de exposições a determinado agente tóxico. As DRs crônicas geralmente devem ser usadas para avaliar o potencial de efeitos não-cancerígenos associados com períodos de exposições entre 7 anos (aproximadamente 10% da vida humana) até toda a vida.

Mais recentemente, EPA tem desenvolvido as doses de referência sub-crônicas (DRs), as quais são úteis na caracterização de potenciais efeitos não-cancerígenos associados com exposições a curto prazo, e as doses de referência desenvolvimental (DRds), as quais são úteis especificamente para avaliar o potencial de efeitos sobre o desenvolvimento, resultante da exposição ao composto químico. As DRs subcrônicas devem ser usadas para avaliar o potencial de efeitos não-cancerígenos com períodos de exposição de 2 semanas a 7 anos. Tais exposições a curto prazo ocorrem quando uma particular atividade é realizada por um limitado número de anos ou quando um agente químico com curta meia vida decai para negligenciáveis concentrações num prazo de alguns meses. As DRs desenvolvimentais são usadas para avaliar o potencial de efeitos sobre um organismo em desenvolvimento após um único evento de exposição.

3.3.1. CONCEITO DE LIMIAR

Acredita-se que para muitos efeitos não-cancerígenos existam mecanismos orgânicos protetores que se manifestam antes do surgimento de efeitos adversos causados pelo agente tóxico. Por exemplo, em tecidos, onde grande número de células realizam as mesmas ou similares funções, a população celular deve ser significativamente depletada para que o efeito adverso se manifeste. Como resultado, existe um intervalo de exposições de zero a algum valor finito que pode ser tolerado pelo organismo, essencialmente com nenhuma possibilidade de expressão dos efeitos adversos. No desenvolvimento de valores de toxicidade para avaliação de efeitos não-cancerígenos (isto é, derivação de DRs), o enfoque deve ser o de identificar o limite superior desta faixa de tolerância (isto é, o máximo nível sublimiar). Pela variabilidade que existe na população humana, é preciso identificar um nível de exposição que seja protetor inclusive para indivíduos mais sensíveis. Para muitos agentes químicos este nível pode somente ser estimado; a DR incorpora fatores de incerteza indicando o grau ou extrapolações usadas para derivar o valor estimado. A DR também contém um depoimento que expressa o grau de confiança que os avaliadores têm no valor estimado da DR (alto, médio ou baixo). Considera-se que a DR possua graus de incertezas de uma ordem de magnitude ou mais, e, portanto, a DR não deve ser vista como uma rigorosa demarcação científica entre o que é tóxico e o que é não tóxico.

3.3.2. DERIVAÇÃO DE UMA DR ORAL (DRo).

a) Identificando um estudo crítico e determinando a NOAEL.

No desenvolvimento de DR oral, todos os estudos disponíveis que examinam a toxicidade de um agente químico seguida de exposição por via oral são reunidos e julgados pelo mérito científico. Ocasionalmente são considerados estudos baseados em outras vias de exposições (por exemplo, via inalatória), sendo os dados ajustados para aplicação para via oral. Diferenças entre os estudos são conciliadas e realiza-se uma avaliação global. Se há disponibilidade de dados em humanos, esta informação é usada como base para o DR. Quando não, dados animais são utilizados; neste caso, é feito uma série de julgamentos, que envolve, entre outras considerações, uma avaliação da relevância e qualidade científica dos estudos experimentais. Se vários estudos animais são disponíveis para avaliação, a EPA procura primeiro o modelo animal mais relevantes para humanos, baseada sobre a defesa biológica racional, por exemplo, comparando dados metabólicos e farmacocinéticos. Na ausência de uma espécie que seja claramente mais relevante, a EPA assume que humanos são, no mínimo, tão sensíveis à substância quanto as mais sensíveis espécies animais testadas. Portanto, o estudo nas mais sensíveis espécies (espécies que demonstram efeito tóxico nas mais baixas doses administradas) é selecionado como estudo crítico para derivação da DR. O efeito caracterizado pelo “mais baixo nível onde é observado efeito adverso” (LO-AEL: lowest-observed-adverse-effect-level), após conversões dosimétricas de ajuste para espécies diferentes é referido como **efeito tóxico crítico**.

Após o estudo crítico e o efeito tóxico terem sido selecionados, a EPA identifica o nível de exposição experimental representativa do mais alto nível testado no qual nenhum efeito adverso (incluindo o efeito tóxico crítico) foi demonstrado. Este “maior nível onde não se observa efeitos tóxicos” (NOAEL: no-observed-adverse-effect-level) é o dado chave obtido do estudo da interrelação dose-resposta. A NOAEL observada em estudos animais nas quais a exposição foi intermitente (tal como cinco dias por semana) é ajustada para refletir uma exposição contínua.

A NOAEL é selecionada baseada em parte por assumir-se que se o efeito tóxico crítico é prevenido, então todos os efeitos tóxicos são prevenidos. A NOAEL para efeito tóxico crítico não deve ser confundida com o “nível onde não são observados efeitos” (NOEL: no-observed-effect-level). O NOEL corresponde ao nível de exposição no qual nenhum efeito foi observado; freqüentemente são observados efeitos que não são considerados de significância toxicológica. Em alguns estudos apenas a LOAEL, mais do que a NOAEL, é disponível. O uso da LOAEL, entretanto, requer o uso de fator de incerteza adicional (ver abaixo).

Os métodos que a EPA usa na derivação de dr inalatória são similares no conceito daqueles usados na derivação de dr oral; as DRs crônicas descritas acima dizem respeito a exposições por toda a vida ou outras a longo prazo e devem ser excessivamente protetoras se usadas para avaliar o potencial para efeitos adversos à saúde para períodos de exposições menores do que toda a vida do indivíduo. Para tais situações, a EPA tem calculado valores de toxicidade específicos para exposições subcrônicas, utilizando métodos similares àqueles descritos acima para as DRs crônicas.

No derivação de uma DR desenvolvimental (DRds) são reunidas evidências sobre o potencial de uma substância de causar efeitos adversos em um organismo em desenvolvimento, como resultado de uma exposição anterior à concepção (pelos pais), durante o desenvolvimento pré-natal, ou pós-natal até a maturação sexual. Os efeitos podem incluir morte, anormalidades estruturais, crescimento alterado e deficiências funcionais. A toxicidade maternal também é considerada.

b) Aplicando os valores de incerteza.

A dr é derivada da NOAEL (ou LOAEL) para o efeito crítico tóxico pela consistente aplicação dos fatores de incerteza (UFs) e de um fator modificador. Os fatores de incerteza geralmente consistem de múltiplos de 10 (embora valores menores do que 10 possam algumas vezes ser usados), com cada fator representando uma área específica de incerteza geradas pela extrapolação de dados disponíveis. As bases para aplicação dos diferentes fatores de incerteza são explicadas abaixo:

– Uma UF de 10 é usada levando-se em consideração a variação na população geral e intencionalmente para proteger as subpopulações sensíveis (por exemplo, crianças, velhos, etc.).

– Uma UF de 10 é usada quando há extrapolação de dados em animais para humanos. Este fator leva em consideração a variabilidade interespecies entre humanos e outros mamíferos.

– Uma UF de 10 é usada quando a NOAEL derivada de estudos subcrônicos ao invés de crônicos é usada como base para uma dr crônica.

– Uma UF de 10 é usada quando a LOAEL é utilizada ao invés da NOAEL. Este fator leva em consideração as incertezas associadas com a extrapolação de LOAELs para NOELs.

Além dos fatores de incerteza listados acima, é também aplicado um fator modificador (MF).

– Um fator modificador, podendo variar de >0 até 10 é incluído para refletir uma avaliação profissional qualitativa de incertezas adicionais no estudo crítico e nas bases de todos os dados sobre o agente químico não explicitamente cobertos pelos fatores de incerteza. Na ausência, o valor de MF é 1.

Para calcular a dr, o apropriado NOAEL (ou LOAEL, quando o NOAEL não é disponível) é dividido pelo produto de todos fatores de incerteza aplicados e pelo fator modificador. Isto é:

$$DR = NOAEL \text{ ou } LOAEL / (UF1 \times UF2 \times \dots \times MF)$$

DRs oral tipicamente são expressas em unidades de mg/Kg-dia. A maioria dos DRs desenvolvidos pela EPA são baseadas em doses administradas e não em doses absorvidas.

2.6. “ONE-DAY AND TEN-DAY HEALTH ADVISORIES”.

Valores de referência que devem ser usados para avaliar potencial de efeito adverso associado com exposições orais por curto período de tempo tem sido desenvolvido pelo Office of Drinking Water. Estes valores são conhecidos como “One-day” and “Ten-day Health Advisories”, os quais são tidos como guias não reguladores. Os valores de Health Advisories são concentrações de contaminantes na água de beber com as quais efeitos adversos à saúde devem ser esperadas para uma exposição de específica duração. Os valores de Health Advisories são baseados em dados que descrevem efeitos não-cancerígenos e são derivados pela divisão de um NOAEL ou LOAEL pelos apropriados fatores de incerteza e fator modificador. Eles são baseados na hipótese de que uma criança de 10 Kg ingere 1 litro de água por dia, sendo incluída uma margem de segurança para proteger membros sensíveis da população. One-day e ten-day Health Advisories não consideram qualquer risco de efeitos cancerígenos associado a exposição mesmo que o agente químico seja potencialmente cancerígeno.

3.4. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE PARA EFEITOS CANCERÍGENOS.

Esta seção descreve quais os tipos de informações toxicológicas apresentadas na seção 1 que devem ser consideradas para a avaliação de efeitos cancerígenos. Um fator de inclinação (“slope factor”) e a determinação do peso de evidência são os dados mais comumente usados para avaliar o risco potencial de efeito cancerígeno em humanos. Os métodos que a EPA utiliza para derivar estes valores são descritos abaixo.

3.4.1. CONCEITO DE EFEITO SEM LIMIAR.

Efeitos cancerígenos, ao contrário dos efeitos não-cancerígenos à saúde, pensa-se ser fenômeno para o qual a avaliação de risco não pode ser baseada em limiar. Para cancerígenos, a EPA assume que mesmo um pequeno número de eventos moleculares pode evocar mudanças em uma única célula que pode desencadear uma proliferação celular desordenada e eventualmente evoluir para um quadro clínico de doença. Este mecanismo hipotético para efeitos cancerígenos é referido como “sem limiar”, porque acredita-se essencialmente que nenhum nível de exposição para tal agente químico não possua uma finita probabilidade, mesmo que pequena, de uma resposta cancerígena generalizada. Isto é, considera-se que nenhuma dose seja livre de risco. Portanto, para avaliar risco de câncer não se pode estimar um efeito limiar. Para efeitos cancerígenos, a EPA utiliza uma avaliação em duas partes, na qual primeiro é dado um valor de peso de evidência para a substância e depois é calculado um “fator de inclinação”.

3.4.2. DETERMINAÇÃO DO PESO DE EVIDÊNCIA.

No primeiro passo da avaliação, os dados disponíveis são examinados para determinar a probabilidade de um agente químico de ser cancerígeno humano. A evidência é caracterizada separadamente para estudos em humanos e estudos em animais como suficiente, limitada, inadequada, sem dados ou evidência para não causar efeito.

As caracterizações destes dois tipos de dados são combinadas, e baseada na extensão em que o agente químico mostrou ser cancerígeno em animais, humanos ou em ambos, é dado à substância uma classificação provisória de peso de evidência

O sistema de classificação de peso de evidência da EPA é mostrado abaixo.

Quadro 1
SISTEMA DE CLASSIFICAÇÃO DA EPA PARA PESO DE EVIDÊNCIA
PARA POTENCIAIS CANCERÍGENOS

GRUPO	DESCRIÇÃO
A	Cancerígeno Humano
B1 ou B2	Provável cancerígeno humano B1 indica que são disponíveis apenas dados limitados B2 indica suficiente evidência em animais e inadequada ou sem evidência em humanos
C	Possível cancerígeno humano
D	Não classificado como cancerígeno humano
E	Evidência para não cancerígeno humano.

3.4.4. GERANDO UM FATOR DE INCLINAÇÃO (“SLOPE FACTOR”).

Na segunda parte da avaliação, baseado na avaliação de que o agente químico é um conhecido ou provável cancerígeno humano, é calculado um valor de toxicidade que define quantitativamente a relação entre dose e resposta (isto é, o fator de inclinação). Fatores de inclinação são tipicamente calculados para potenciais cancerígenos nas classes A, B1 e B2. Estimativas quantitativas de fatores de inclinação para agentes químicos da classe C são estudados caso a caso.

Geralmente, o fator de inclinação é uma estimativa plausível “upper-bound” da probabilidade de uma resposta por unidade de “intake” (dose administrada) por toda a vida do indivíduo. O fator de inclinação é usado na avaliação de risco para estimar uma probabilidade upper-bound de um indivíduo desenvolver câncer como resultado de exposição a um particular nível de um agente químico potencial cancerígeno. Os fatores de inclinação sempre são acompanhados da classificação do peso de evidência para indicar a força da evidência de um agente tóxico ser cancerígeno humano.

3.4.5. DERIVAÇÃO DE FATOR DE INCLINAÇÃO.

Na derivação de fator de inclinação, são selecionadas informações disponíveis sobre o agente químico. Na escolha de dados apropriados, os dados em humanos de alta qualidade são preferenciais a dados em animais. Se os dados em animais são usados, as espécies que respondem mais similarmente a humanos (com respeito a fatores tais como metabolismo, fisiologia e farmacocinética) são preferidos. Quando nenhuma escolha é possível, às mais sensíveis espécies é dado ênfase. Ocasionalmente, em situações onde nenhum estudo é julgado apropriado, vários estudos coletivamente suportam a estimati-

va, a média geométrica das estimativas de todos os estudos deve ser adotada como fator de inclinação. Esta prática assegura a inclusão de todos os dados relevantes.

3.4.6. EXTRAPOLAÇÃO PARA MENORES DOSES.

Sabe-se que os riscos a baixos níveis de exposição é difícil de ser medido diretamente, tanto em experiências com animais como em estudos epidemiológicos, e o desenvolvimento do fator de inclinação geralmente necessita a aplicação de um modelo para o dados disponíveis e o uso deste modelo para a extrapolação de doses administradas relativamente altas em experiências com animais (ou para a exposição notada em estudos epidemiológicos) para baixos níveis de exposição esperados para o contato humano no meio ambiente.

Grande número de modelos matemáticos e procedimentos têm sido desenvolvidos para extrapolar respostas cancerígenas observadas com altas doses para respostas esperadas com pequenas doses. Diferentes métodos de extrapolação devem providenciar um razoável perfil para dados observados mas devem gerar grandes diferenças para risco em baixas doses. A EPA recomenda a escolha de modelo para extrapolação para baixas doses que seja consistente com o corrente entendimento do mecanismo cancerígeno, e não somente com os dados observados de tumores.

Quando os dados são limitados e existem incertezas quanto ao mecanismo cancerígeno da substância, a EPA sugere que modelos ou procedimentos que incorporam linearidade em baixas doses são preferidos quando compatíveis com as informações disponíveis. A EPA recomenda que seja usado o modelo de linearização MULTISTAGE na ausência de adequadas informações que justifiquem o contrário. Entre os outros modelos disponíveis estão o de Weibull, probit, logit, one-hit e modelos gama multi-hit, bem como vários modelos de “tempo-tumor”. A maioria destes modelos são pouco conservadores (isto é, predizem menor potencial cancerígeno do que o modelo multistage de linearização).

Em geral, depois dos dados serem colocados no modelo apropriado, é calculado o limite superior de 95% de confiança da inclinação da resultante curva de dose-resposta. Este valor é conhecido como fator de inclinação e representa o limite superior de confiança de 95 percentual sobre a probabilidade de uma resposta por unidade de dose administrada de um agente químico por toda vida de um indivíduo (isto é, há somente 5% de chances que a probabilidade de uma resposta possa ser maior do que o valor estimado baseado em dados experimentais e no modelo utilizado). Em alguns casos, fatores de inclinação baseados em dados de dose-resposta em humanos são baseados na “melhor” estimativa ao invés do limite superior de 95% de confiança. Curvas de dose-resposta geralmente são lineares apenas na região para baixas doses, e portanto, a estimativa de fator de inclinação permanece verdadeiro apenas para baixas doses.

3.4.7. SUMÁRIO DOS PARÂMETROS DE DOSE-RESPOSTA.

Valores de toxicidade para efeitos cancerígenos pode ser expresso de diversas maneiras. O fator de inclinação é usualmente, mas nem sempre, o limite superior de confiança de 95% da inclinação da curva de dose-resposta e é expresso como (mg/Kg.dia) exp. -1. Se

o modelo de extrapolação selecionado é o de linearização multistage, este valor é também conhecido como q^* . Isto é:

Fator de inclinação = risco por unidade de dose
= risco por mg/Kg.dia

A maioria dos fatores de inclinação são calculados com dados sobre dose administrada e não sobre dose absorvida.

Valores de toxicidade para efeitos cancerígenos também podem ser expressos em termos de risco por unidade de concentração da substância no meio onde ocorre o contato humano. Estas medidas, chamadas unidades de risco, são calculadas dividindo-se o fator de inclinação por 70 Kg e multiplicando pela taxa de inalação (20 m³/dia) ou pela taxa de consumo de água (2 litros/dia), respectivamente, para risco associado com unidade de concentração no ar ou na água. Para unidade de risco é entendida uma exposição contínua durante toda a vida do indivíduo. Então:

unidade de risco no ar = risco por µg/m³
= fator de inclinação x 1/ 70Kg x 20 m³/ dia x 10⁻³
unidade de risco na água = risco por µg/L
= fator de inclinação x 1/ 70kg x 2L/dia x 10⁻³

A multiplicação por 10 exp. -3 é necessária para converter mg (o fator de inclinação ou q^* é expresso em mg/kg.dia) em µg (a unidade de risco é dada em (µg/m³) E -01 ou (µg/L) E -01.

EXEMPLO DE TABELA PARA VALORES DE TOXICIDADE PARA POTENCIAIS EFEITOS NÃO-CANCERÍGENOS

Agente Químico	DR crônica (mg.kg ⁻¹ .dia ⁻³)	Nível de Confiança α:	Efeito Crítico	DR base/ DR fonte	FI e FM (*)
Via Oral					
Fenol	0,6 **	Médio	efeitos sobre rins e fígado	água # / IRIS	FI= 1.000 (H,A,S,L) FM= 1,0
Nitrobenzeno	0,0005 **	Médio	Efeitos sobre rins, fígado e hematológicos	água # /IRIS	FI= 10.000 (H,A,S,L) FM= 1
Via Inalatória					

α Nível de confiança da IRIS, que pode ser alto, médio ou pequeno.

(*) FI= Fatores de incerteza; FM= Fator modificador.

• H= variação na sensibilidade humana

A= extrapolação de dados animais para humanos

S= extrapolação de NOAEL subcrônica para crônica

L= extrapolação de LOAEL para NOAEL.

** Valores somente para ilustração.

DR expressa como dose administrada, assumindo-se como fração absorvida o valor de 1,0.

EXEMPLO DE TABELA PARA VALORES DE TOXICIDADE
PARA POTENCIAIS EFEITOS CANCERÍGENOS.

Agente Químico	Fator de inclinação (FI) (mg/kg.dia) ⁻¹	Classificação do pêso de evidência	Tipo de câncer*	FI base /FI fonte
Via Oral				
Benzeno	0,029 **	A ¹	Leucemia	água # /IRIS
Clordene	1,3 **	B2 ¹	-	água \$/IRIS
Via Inalatória				

* Identificação do tipo de câncer apenas para os cancerígenos da classe A.

** Valores somente para ilustração.

O fator de inclinação está baseado na dose administrada na água consumida, assumindo-se como fração absorvida o valor de 1,0.

3.5. INCERTEZAS RELACIONADAS ÀS INFORMAÇÕES TOXICOLÓGICAS.

As informações toxicológicas para muitos agentes químicos é limitada. Conseqüentemente, há vários graus de incerteza associada aos valores de toxicidade calculados. Fontes de incerteza associada com valores de toxicidade devem incluir:

- usando informação de dose-resposta de efeitos observados em altas doses para predizer efeitos adversos à saúde que devem ocorrer seguindo exposição à baixos níveis, como esperado para o contato humano com agentes químicos no ambiente;
- usando informação de dose-resposta de exposições a curto prazo para predizer exposições a longo prazo e vice-versa;
- usando informações de dose-resposta de estudos animais para predizer efeitos em humanos; e
- usando informação de dose-resposta de populações animais homogêneas ou populações humanas saudáveis para predizer efeitos prováveis de serem observados na população geral, a qual consiste de indivíduos com grande variedade de sensibilidade.

O entendimento dos graus de incerteza associados com os valores de toxicidade é uma importante parte na interpretação e utilização destes valores. Portanto, como parte da avaliação da toxicidade, deve ser incluída uma discussão sobre a força da evidência dos estudos principais e de suporte. O grau de confiança atribuído para o valor de toxicidade é uma função de ambos, a qualidade do estudo individual do qual ele foi derivado da complementação pelos dados de suporte. Os DRs verificados encontrados na IRIS são acompanhados por um grau de confiança que os avaliadores têm no DR, no estudo crítico e em todos os dados de suporte. Os fatores de inclinação verificados são acompanhados por uma classificação de peso de evidência, o qual indica a probabilidade do agente químico ser um cancerígeno humano. Estas designações devem ser usadas como base para a discussão de incertezas.

A discussão de incertezas deve também incluir uma indicação da extensão na

qual uma análise dos resultados de diferentes estudos permite uma consistente e plausível caracterização da toxicidade. Quanto maior a força de evidência, maior o grau de confiança nas conclusões. Os seguintes fatores adicionam à força de evidência de um agente químico representar risco para humanos e devem ser considerados:

- Efeitos similares entre diferentes espécies, linhagens, sexos e vias de exposição;
- clara evidência de relação dose-resposta;
- uma plausível relação entre dados sobre o metabolismo, postulado mecanismo de ação e o efeito em questão (vide seção 1.3);
- similar toxicidade exibida por compostos estruturalmente relacionadas; e
- alguma ligação entre o agente químico e a evidência do efeito em questão em humanos.

Alto grau de incerteza (baixo grau de confiança) indica que o valor de toxicidade pode mudar se adicionais dados de toxicidade forem disponíveis. Baixo grau de incerteza (alto grau de confiança) indica que o valor é menos sujeito a mudanças se mais dados forem disponíveis, porque há consistência entre as respostas tóxicas observadas em diferentes espécies, sexos ou na relação dose-resposta. Quanto menor a incerteza sobre os valores de toxicidade, maior a confiança nos resultados da análise de risco. Na maioria das vezes, alto grau de confiança está associado com valores baseados em dados em humanos para a via de exposição em questão.

5. APRESENTAÇÃO DAS INFORMAÇÕES TOXICOLÓGICAS.

Uma curta descrição de efeitos tóxicos para cada agente químico em estudo em linguagem não técnica deve ser preparada e incluída no corpo principal da análise de risco. Deve ser incluída nesta descrição informações sobre efeitos associados com exposição ao agente químico e a concentração na qual é esperado o aparecimento dos efeitos adversos à saúde humana. Os valores de toxicidade devem ser acompanhados por breve descrição de todos os dados de base e do particular estudo do qual os valores foram derivados. Além disso, uma notação deve ser feita sobre o efeito crítico e qualquer fator de incerteza utilizado no cálculo. Para qualquer valor de DR obtido da IRIS, uma notação do grau de confiança associado com sua determinação deve ser incluído. Para auxiliar na caracterização de risco, deve ser indicado se foi considerada eficiência de absorção e também quais os períodos de exposição averiguados são apropriados para a comparação com o valor de toxicidade.

Devem ser preparadas tabelas dos valores de toxicidade para todos os agentes químicos para incluir no corpo principal do relatório de análise de risco. O DR na tabela deve ser acompanhado dos fatores de incerteza usados na sua derivação, o grau de confiança e uma notação do efeito crítico. Fatores de inclinação (FI) ou “slope factor” (FI) devem sempre ser acompanhados pela classificação de peso de evidência, conforme mostrado na seção 3.4.2.

4. CARACTERIZAÇÃO DO RISCO

A caracterização do risco é a etapa final do processo de avaliação de risco à saúde humana. Nesta etapa, as avaliações de exposição e de toxicidade são integradas

numa expressão qualitativa e quantitativa de risco. Para caracterizar o potencial de efeitos não-cancerígenos, são feitas comparações entre os valores de dose estimados para cada uma das substâncias e seus valores de toxicidade (DR) adequados em função da via de exposição. Do mesmo modo, para caracterizar o potencial de efeitos cancerígenos, ou seja, a probabilidade de um indivíduo desenvolver câncer em qualquer momento de sua vida em decorrência de uma exposição ambiental crônica, são feitas comparações entre os valores de dose estimados para cada uma das substâncias e seus valores de toxicidade (FI), adequados em função da via de exposição, e oriundos das informações sobre as interrelação dose-resposta para cada substância química, individualmente.

A caracterização de risco serve também como uma ponte entre a avaliação de risco e o gerenciamento de risco e é, portanto, uma etapa chave para o processo de decisão.

A metodologia de caracterização de risco difere para os dois diferentes tipos de toxicidade, não-cancerígena e cancerígena, causadas por agentes químicos. Além de realizar os cálculos numéricos das estimativas de risco, é necessário interpretar, apresentar e qualificar os resultados. Uma caracterização de risco não pode ser considerada completa sem que as expressões numéricas de risco sejam acompanhadas pela interpretação e qualificação dos resultados.

4.1) Quantificação dos Riscos.

Em um primeiro momento deve-se quantificar o risco ou o índice de perigo para ambos, efeitos cancerígenos e não-cancerígenos, respectivamente, para cada via de exposição analisada. O procedimento para quantificar o risco ou índice de perigo para substâncias individuais é seguido pelo procedimento para quantificar os riscos associados com simultâneas exposições a diversos agentes químicos, por múltiplas vias, situação mais provável de ocorrer na realidade.

4.1.1. Cálculo de risco ou índice de perigo para substâncias individuais

Efeitos cancerígenos: Para os efeitos cancerígenos, os riscos são estimados como um incremento da probabilidade de um indivíduo desenvolver câncer durante toda a sua vida como resultado de uma exposição a substância química potencialmente cancerígena (isto é, o incremento ou excesso de risco para desenvolver câncer durante toda a vida de um indivíduo).

O fator de inclinação (FI) converte a dose estimada de exposição diária diretamente em incremento de risco para um indivíduo desenvolver câncer. Por causa das baixíssimas doses que freqüentemente ocorrem nas exposições ambientais (quando comparadas com aquelas administradas em animais experimentais), geralmente assume-se que as interrelações entre dose e resposta será linear na porção das baixas doses na curva de dose resposta obtida pelo modelo “multistage”. A equação linear de risco de câncer para baixas doses é descrita abaixo:

$$\text{Risco} = \text{DA} * \text{FI}$$

onde:

Risco= uma probabilidade (por exemplo, $2E-05$) de um indivíduo desenvolver câncer
DA= dose crônica diária estimada ($\text{mg}\cdot\text{Kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$); e
FI= fator de inclinação, expressado em $(\text{mg}\cdot\text{Kg}\cdot\text{d})^{-1}$

Sendo o Fator de inclinação frequentemente o limite superior do intervalo de confiança de 95% da probabilidade de resposta baseado em dados de experiências em animais, utilizando o método estatístico “multistage”, a estimativa de risco cancerígeno é geralmente uma superestimativa. Isto significa que é razoável admitir que o verdadeiro risco não será maior que o risco estimado derivado deste modelo e que provavelmente, é menor do que o estimado.

b) Efeitos não-cancerígenos: A medida usada para descrever o potencial para ocorrer efeitos de toxicidade não-cancerígena em indivíduos não é expressada como probabilidade de um indivíduo sofrer um efeito adverso. O potencial para efeitos não-cancerígenos é avaliado pela comparação de um nível de exposição sob um específico período de tempo (por exemplo, toda a vida) com a dose de referência derivada para um similar período de exposição. Esta razão da exposição para a toxicidade é chamada de quociente de perigo e está descrito abaixo, para um período de exposição crônica, por exemplo:

$$\text{Quociente de perigo não-cancerígeno} = \text{DA/DR}$$

onde,

DA= dose crônica diária estimada ($\text{mg}\cdot\text{Kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$); e
DR= dose de referência ($\text{mg}\cdot\text{Kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)

O quociente de perigo não-cancerígeno assume que há um nível de exposição (ou seja, a dose de referência-DR), abaixo do qual é improvável que ocorram efeitos adversos à saúde humana, mesmo em subpopulações sensíveis. Se o nível de exposição (DA) excede este limiar (isto é, se DA/DR excede a unidade) há perigo de potenciais efeitos adversos não-cancerígenos. Como regra geral, quanto maior o valor de DA/DR acima da unidade, maior o nível de perigo. Entretanto, não se deve interpretar as razões DA/DR como probabilidades estatísticas. É importante enfatizar que o nível de perigo não cresce linearmente quando há aproximação do nível de exposição com a dose de referência, pois para cada dose de referência, individualizada para cada elemento químico, é derivada com diferentes níveis de incerteza e baseada em diferentes efeitos tóxicos. Ou seja, a inclinação da curva dose-resposta para a derivação da dose de referência pode variar grandemente dependendo da substância.

As durações das exposições devem ser consideradas e podem ser analisadas separadamente. Em uma abordagem conservadora para avaliar exposição ambiental, podemos assumir exposição crônica para efeitos não-cancerígenos, mas é possível avaliar exposições subcrônicas e agudas.

4.1.2. Riscos agregados para múltiplas substâncias

Estimar riscos ou perigo potencial para um determinado agente químico deve

significativamente subestimar os riscos associados com exposições simultâneas a diversas substâncias químicas. Então, para a avaliação do risco de efeitos cancerígenos ou perigo de efeitos não-cancerígenos, no caso de exposições simultâneas a diversos elementos químicos de várias fontes e por mais do que uma via de exposição, devemos utilizar procedimentos de cálculos para efeitos cancerígenos e efeitos não-cancerígenos. Ambos procedimentos a aditividade de dose na ausência de informação específica sobre as misturas de elementos químicos, o que ocorre frequentemente.

a) Efeitos cancerígenos. A equação mostrada abaixo é utilizada para estimar incremento de risco de câncer em pessoas durante toda a vida, decorrente de exposição simultânea a uma série de agentes químicos cancerígenos.

Equação para estimar risco de câncer por exposição simultânea a múltiplas substâncias:

$$\text{Risco}_T = \sum \text{Risco}_i$$

onde,

Risco_T = risco total de câncer, expressado como probabilidade, e;

Risco_i = o risco estimado para cada substância

Há várias limitações nesta abordagem que devem ser conhecidas, especialmente o fato de que há um somatório de riscos de câncer para substâncias que têm diferentes peso de evidência, o que dá o mesmo peso para substâncias cancerígenas de classe C ou B e substâncias de classe A, o fato de que os fatores de inclinação derivados de bioensaios tem o mesmo peso que fatores de inclinação derivados de estudos epidemiológicos, entre outros.

b) Efeitos não-cancerígenos: A equação mostrada abaixo é utilizada para estimar o potencial de efeitos não-cancerígenos decorrente de exposição simultânea a uma série de agentes químicos não-cancerígenos. A abordagem assume que simultâneas exposições sublimiares para diversos agentes químicos pode resultar em um efeito adverso à saúde humana. O índice de perigo é igual à soma dos quocientes de perigo, onde DA e DR representam o mesmo período de exposição (por exemplo, exposição crônica). Quando o índice de perigo excede a unidade, há potencial perigo de efeitos adversos à saúde humana. Para exposições a múltiplos elementos químicos, o índice de perigo pode exceder a unidade mesmo se nenhum agente químico individualmente exceder a unidade no quociente de perigo, ou seja, mesmo que para nenhum agente químico a exposição estimada exceda sua dose de referência.

O índice de perigo é uma reafirmação deduzida facilmente da aditividade da dose, e portanto, é sumamente acertado quando se está considerando compostos que tenham ação tóxica similar. Quando se usa para componentes de ação desconhecida ou distintas, o índice de perigo é menos exato, e deverá interpretar-se apenas como uma indicação incipiente. Da mesma maneira que com a adição de dose, a incerteza associada com o índice de perigo aumenta conforme aumenta o número de substâncias consideradas no estudo.

Índice de perigo para efeitos não-cancerígenos (para exposição crônica, por exemplo):

$$IP = DA_1/DR_1 + DA_2/DR_2 + \dots + DA_i/DR_i$$

onde,

DA_1 = dose crônica diária estimada ($mg \cdot Kg^{-1} \cdot d^{-1}$) para a substância 1;

DR = dose de referência ($mg \cdot Kg^{-1} \cdot d^{-1}$) para a substância 1

4.1.3. Combinando riscos através de diferentes vias de exposição

Há freqüentes situações em que devemos combinar estimativas de risco ou perigo de efeitos cancerígenos ou não-cancerígenos, respectivamente, por exposição a múltiplos agentes químicos por múltiplas vias simultaneamente. Por exemplo, um indivíduo pode estar sujeito a exposição por múltiplas substâncias por múltiplas vias; por consumir água contaminada de poço, por comer peixe contaminado por determinado agente químico, e através da inalação de partículas e de agentes químicos a elas associados. O total da exposição a vários agentes químicos será igual à soma das exposições por todas as vias.

a) Efeitos cancerígenos: Somando riscos de câncer.

Primeiro, soma-se os riscos de câncer para cada via de exposição que contribui para a exposição total do indivíduo ou população. O risco de câncer de várias vias de exposição é assumido ser aditivo, para os mesmos indivíduos e tempo de exposição. Então, temos:

Equação para risco de câncer por múltiplas vias:

Risco de câncer total por exposição a agentes químicos = Risco (via de exposição 1) + Risco (via de exposição 2) + + Risco (via de exposição i)

b) Efeitos não-cancerígenos: Somando os índices de perigo.

Para avaliar o potencial total para efeitos não-cancerígenos por exposições por diversas vias, deve-se calcular o índice de perigo total para diferentes períodos de duração da exposição (crônica, subcrônica e aguda) separadamente, utilizando a seguinte equação:

Índice de perigo total por exposição a agentes químicos = Índice de perigo (via de exposição 1) + Índice de perigo (via de exposição 2) + + Índice de perigo (via de exposição i)

onde;

Índice de perigo total por exposição a agentes químicos é calculado separadamente para os diferentes períodos de exposição (crônico, subcrônico e agudo).

Quando o índice de perigo total para um indivíduo exposto ou grupo de indivíduos excede a unidade, há perigo de potenciais efeitos adversos não-cancerígenos à saúde humana. Para múltiplas vias de exposição, o índice de perigo pode exceder a unidade mesmo se nenhuma única via de exposição exceder a unidade em seu índice de perigo individual. Se o índice de perigo total excede a unidade e se as vias de exposição combinadas resultaram de índices de perigo baseados sobre diferentes agentes químicos, é necessário que se separe e analise em separado as contribuições dos diferentes agentes químicos de acordo com os diferentes efeitos tóxicos a eles associados.

5. Avaliação e apresentação de incertezas

Consiste em avaliar as incertezas referentes tanto à derivação dos valores de toxicidade, DR e FI, respectivamente, para efeitos não-cancerígenos e cancerígenos, bem como da abordagem de aditividade de doses (somatório de riscos para diferentes agentes químicos para uma via de exposição e o somatório levando em consideração as diferentes vias de exposição) e as estimativas de exposição, tanto qualitativamente quanto quantitativamente (especialmente enfocada na etapa da avaliação da exposição). Uma abordagem suplementar para análise das incertezas é usar métodos analíticos (por exemplo, análise de incertezas de primeira-ordem) ou métodos numéricos (por exemplo, análise de Monte Carlo), quando apropriado.

Quanto à derivação dos valores de toxicidade (por exemplo, ver os potenciais fatores de incerteza para a derivação de dose de referência):

Há vários graus de incerteza associados a várias fontes de incerteza na derivação dos valores de toxicidade, entre elas: extrapolação de interrelações dose-resposta de altas doses para baixas doses, de curtos períodos de exposição para exposições crônicas, de estudos em animais para humanos, e de estudos em populações homogêneas para populações humanas reais, onde há variabilidade na sensibilidade individual. O entendimento do grau de incerteza associado com os valores de toxicidade é extremamente importante para a interpretação da avaliação de risco à saúde humana.

Quanto à abordagem de aditividade de dose:

No caso das substâncias cancerígenas, uma possível fonte de erro é o somatório de riscos de substâncias com diferentes pesos de evidência, sem haver diferenciação possível. Por exemplo, uma substância classificada como cancerígeno humano (classe A) pode ser somada com outra classificada como possível cancerígeno humano (por exemplo, de classe C), e esta informação é perdida quando se observa apenas os números. Portanto, o risco total estimado pode ser excessivamente conservador, quando o risco de um grande número de substâncias é somado. Porém, se um ou dois cancerígenos conduzem o risco total com um peso maior, este problema não é tão significativo.

No caso das substâncias não-cancerígenas, uma possível fonte de erro é o somatório de quociente de perigos ou índice de perigo para diversas vias, de substâncias não só com diferentes graus incertezas quanto à derivação da dose de referência, como também, causadores de diferentes efeitos tóxicos. Se o índice de perigo atinge um valor unitário, é mais apropriado separar os componentes da análise por mecanismo de ação e derivar índices de perigo para cada um dos contaminantes ambientais estudados.

Quanto às estimativas de exposição:

Deve-se avaliar as incertezas dos valores estimados e que foram utilizados na equação de exposição, bem como aqueles utilizados para estimar as concentrações nos meios bióticos e abióticos. Além disso, deve-se resumir as principais suposições da avaliação da exposição, como discutir as incertezas associadas com cada uma delas e descrever como esta incerteza poderá afetar as estimativas de exposição. Devem ser enfocadas as seguintes fontes de incerteza: os dados de monitoramento, os quais devem ser representativos das condições reais do local do estudo; os modelos utilizados para estimar a exposição, suas suposições e valores das variáveis usadas para estimar as concentrações de exposição; os valores das variáveis relacionadas às taxas de contato, utilizadas nos cálculos de dose administrada.

2) AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO.

Outro problema extremamente complexo é estabelecer relações qualitativas e/ou quantitativas entre efeitos adversos a sistemas ecológicos e contaminantes ambientais, para desenvolver parâmetros indicadores daquela relação, de maneira rápida, simples e de baixo custo, e com uma grau de acuracidade aceitável para serem utilizados no controle da poluição ambiental. Cresce, no mundo, a necessidade de se estabelecer tais parâmetros indicadores ecológicamente válidos. Eles devem expressar quantitativamente valores normativos de efeitos ecológicos, tendo que ser integrador de um limitado número de variáveis representativas das condições do ecossistema, as quais possam ser medidas com baixo custo.

A avaliação do potencial risco ecológico pode ser definida como a probabilidade de se observar um específico efeito como resultado da exposição a agente químico. Estes específicos efeitos indesejáveis são o ponto terminal da estimativa de risco ecológico potencial.

A avaliação ecológica ou avaliação de risco ecológico deve fornecer informações sobre os problemas causados ao ambiente natural pela liberação de contaminantes ou com as ações moderadoras designadas para moderar os impactos ambientais negativos. A avaliação ecológica é uma estimativa qualitativa e/ou quantitativa de potenciais ou reais, atuais ou futuros, efeitos de poluentes ou contaminantes sobre plantas e animais, exceto o homem e animais domesticados. A avaliação de risco ecológico deve enfocar todos habitats importantes e os contaminantes de interesse, deve identificar todos os potenciais receptores e todas as potenciais vias de exposição e caracterizar todos os potenciais problemas ecológicos significativos, e, por fim, deve descrever as incertezas associadas ao processo de avaliação ecológica. O método preconizado pela EPA intenciona reduzir a inevitável incerteza associada com a compreensão dos efeitos adversos ao meio ambiente por exposição a contaminantes e, inclusive, por suas ações moderadoras, dando uma específica dimensão para aquela incerteza. Uma avaliação ecológica eficiente requer o estudo das características específicas do local do estudo para que interesses específicos sejam enfocados. Escolher quais das muitas variáveis possíveis para se investigar dependerá da natureza do local, do tipo de biota presente e dos objetivos do estudo.

– A proposta do método é fornecer uma estrutura científica para propor estudos em um apropriado nível de esforço, avaliando aspectos ecológicos pertinentes ao local do estudo, para avaliar, inclusive, as ações de moderação. Estes aspectos ecológicos incluem

- Recursos biológicos (biota) que vivam no local do estudo ou próximo dele, os quais requerem proteção;
- efeitos dos contaminantes liberados na área do estudo sobre estes recursos biológicos; e
- efeitos das ações moderadoras sobre tais recursos biológicos.

A avaliação de risco ecológico pode se dar antes, durante e depois da remoção das fontes contaminantes e das ações moderadoras.

Quando uma resposta de emergência está sob consideração, os dados da avaliação de risco ecológico devem ser usados para propor a remoção das potenciais fontes. Quando uma resposta de emergência não está sob consideração, os dados da avaliação de risco ecológico podem ser usados para:

- determinar o nível apropriado de detalhamento para a avaliação ecológica;
- decidir se há necessidade de ações moderadoras no local do estudo;
- avaliar os efeitos ecológicos potenciais das próprias medidas moderadoras, determinando se as alternativas de moderação não provocarão, elas mesmas, efeitos deletérios. Por exemplo, os efeitos de dragagem sobre os organismos aquáticos que vivem sobre ou no sedimento, deverão ser considerados ; e

- elaborar estratégias de monitoramento para avaliar o progresso e eficácia da ação moderadora. Por exemplo, testes de toxicidade realizados com organismos do local estudado, com a água, sedimentos e solos do local, podem ser mais sensíveis a baixos níveis de contaminantes do que outros métodos de monitoramento, e podem indicar a toxicidade das misturas de contaminantes, muito mais realista do que utilizando apenas um agente químico.

Abaixo apresentamos uma breve explicação de cada uma das etapas envolvidas na avaliação de potencial risco ecológico.

1. COLETA E AVALIAÇÃO DE DADOS DISPONÍVEIS

a) reunião e análise de dados relevantes sobre o local de estudo

Descrever o local do estudo e a área do estudo:

O estudo numa avaliação ecológica deve abranger toda a área onde os contaminantes possam estar sendo liberados ou estocados. Por exemplo, dependendo da disponibilidade de vias para exposição e habitats potencialmente expostos à contaminação, a área sob investigação deve incluir porções de vários tributários de um rio potencialmente afetado. A descrição da área deve fornecer informações para uma compreensão do ecossistema e das populações potencialmente expostas. Deve vir acompanhada de uma descrição narrativa de cada habitat, acompanhada por listas e tabelas das espécies coletadas ou observadas. Flora e fauna residente e transiente deve ser descrita.

Outras informações tais como usos da terra atuais e futuros; proximidade de centros populacionais, indústria, agricultura, condições climáticas especiais, disponibilidade e efeito dos contaminantes.

Deve haver uma descrição narrativa das prováveis ou presumíveis vias de exposição, tais como água superficial, ar, solo, sedimentos, ou vegetação; e de qualquer efeito observado potencialmente atribuível à contaminação, tais como vegetação morta, peixes mortos, etc.

b) formulação de modelo conceitual em bases qualitativas

Embora a avaliação ecológica varie grandemente entre diferentes locais de estudo, alguns fatores são comuns. Preliminarmente, informações sobre as propriedades físico/químicas dos contaminantes, sobre os processos de transporte envolvidos na dispersão de cada um dos contaminantes, potencial de bioacumulação e outras características devem ser usadas para conduzir os estudos de uma avaliação ecológica. Estimar o comportamento e transporte dos agentes químicos é peça-chave para a quantificação da exposição.

c) identificação dos agentes tóxicos

Descrição dos contaminantes de interesse:

A avaliação ecológica deve ser específica para agentes químicos de interesse do ponto de vista ecológico, o que nem sempre coincide com o ponto de vista da saúde humana.

d) Especificar o objetivo da avaliação ecológica

“O objetivo deste trabalho foi determinar se os compostos..... presentes na água e nos sedimentos da bacia do rio resultam em um impacto ecológico adverso. Os dados coletados foram usados em conjunto com os dados que existiam para determinar a biodisponibilidade e toxicidade da contaminação por para as comunidades biológicas aquáticas, e para avaliar quantitativamente estes impactos.”

2. AVALIAÇÃO DE EXPOSIÇÃO

a) análise da liberação do contaminante

b) determinação das concentrações nos meios ambientais nos quais os contaminantes podem estar ou de onde podem estar sendo liberados.

Com poucas exceções, as publicações enfocam efeitos letais diretos dos contaminantes sobre os organismos. Menos atenção tem sido dada para desenvolver a capacidade para avaliar efeitos crônicos em sistemas estruturalmente complexos. A biota em um sistema eutrófico não receberá a mesma dose de um contaminante do que em um sistema oligotrófico, porque mais contaminante se ligará em maiores níveis em particulados e matéria orgânica dissolvida, e portanto, torna-se menos disponível para a biota e exerce menos efeito tóxico.

É necessário que se avalie os níveis dos contaminantes de interesse nos meios ambientais importantes, identificados pela caracterização das vias de exposição potenciais, uma vez que se tenha selecionado um ponto terminal para as avaliações. As concen-

trações dos agentes químicos determinadas na biota e nos meios ambientais devem estar em tabelas com valores médios e faixas de concentração.

Dependendo do meio a ser amostrado, dos contaminantes de interesse, e dos organismos em estudo, a avaliação requer dados sobre as condições ambientais. No caso do ambiente aquático, por exemplo, estes dados incluem:

- parâmetros de qualidade de água, tais como dureza, pH, oxigênio dissolvido, temperatura, presença ou ausência de termoclina, cor, carbono orgânico dissolvido, condutividade e total de sólidos suspensos;

- características hidrológicas, tais como fluxo, taxa de carga e descarga de águas subterrâneas, condutividade hidráulica, profundidade, velocidade e direção da corrente, ciclos e amplitude de marés, entrada de águas superficiais e fluxos de saída; e

- parâmetros de sedimentos, tais como, distribuição dos tamanhos do grãos, permeabilidade e porosidade, densidade total, conteúdo de carbono orgânico, pH, cor, composição mineralógica geral, condições de oxigênio benthico e conteúdo de água.

Para estudo de solos potencialmente contaminados, são necessárias informações sobre tamanho da partícula de solo, permeabilidade e porosidade, fração de carbono orgânico total, pH, potencial redox, cor, conteúdo de água e tipo de solo.

c) avaliar o potencial para exposição: identificar os organismos que podem estar em contato com os contaminantes e as concentrações dos contaminantes nos meios biológicos.

Análise das concentrações de contaminantes em tecidos de organismos expostos pode ajudar elaborando uma ligação entre concentrações ambientais e a quantidade de contaminante que provavelmente atinge aquele sítio de ação específico.

Também devem ser coletados dados biológicos, tais como peso úmido dos tecidos ou organismos, conteúdo de lipídio e tamanho ou idade ou estágio de vida dos organismos. As concentrações dos contaminantes devem necessariamente ser expressadas relativas ao peso total do organismo ou relativo ao peso da porção comestível, para ser usado na avaliação de risco à saúde humana.

d) seleção de pontos terminais.

O risco ecológico pode ser definido como a probabilidade de se observar um específico efeito como resultado da exposição a agente químico. Estes específicos efeitos indesejáveis são o ponto terminal da estimativa de risco. Os pontos terminais devem ser relativamente fáceis de se medir com os métodos quantitativos correntes disponíveis e devem estimular o interesse da sociedade e também ser de fundamental importância ecológica.

Baseado nas informações a respeito do local de estudo, dos contaminantes de interesse, e das prováveis vias de exposição, deve-se identificar e selecionar apropriados pontos terminais para a avaliação. Pontos terminais para a avaliação são aqueles que descrevem os efeitos que dirigem as decisões, tal como a redução de populações chave ou rompimento na estrutura de comunidades. Pontos terminais de medida são aqueles usados nos trabalhos de campo para aproximar, representar pontos terminais que

Identificação das vias de exposição e meios ambientais contaminados devem levar à seleção das mais apropriadas espécies animais e vegetais a serem amostrados para analisar as concentrações dos contaminantes, testar toxicidade, ou outras medidas de efeitos potenciais. Se há suspeita de transferência de contaminantes através da cadeia trófica, as informações sobre estrutura trófica dos ecossistemas afetados devem ser examinadas para determinar quais espécies devem ser examinadas em relação ao teor de contaminante em seus tecidos.

Podem ser estabelecidos específicos pontos terminais de avaliação, tais como redução na abundância da população ou redução de fecundidade. Estes pontos terminais podem ser quantificados para desenvolver um ponto terminal de medida específico para o local, tal como “significantes diferenças entre a área contaminada e a área controle com respeito ao número de organismos ou número de organismos jovens por fêmea.” Mesmo que apareçam tais diferenças, é uma tarefa complexa demonstrar que o efeito observado é resultado da contaminação, mais do que qualquer outro fator.

Na avaliação de risco ecológico é importante obter informações sobre quais espécies são recreacional ou comercialmente importantes na área e avaliar potenciais efeitos de contaminantes sobre estas espécies e sobre as espécies que são fonte de alimento que diretamente suportam aquelas espécies importantes, e também, avaliar seus habitats essenciais para reprodução e sobrevivência.

3. AVALIAÇÃO DE TOXICIDADE

- a) coleta de informações toxicológicas qualitativas e quantitativas.
- b) toxicidade dos contaminantes.

Na prática, a avaliação de risco ecológico é baseado em dados oriundos de estudos de campo, medidas laboratoriais e dados de literatura. Cada uma destas origens tem incertezas características, as quais devem ser consideradas no relatório final. Acuracidade e precisão na estimativa de risco ecológico é amplamente determinado pela quantidade e qualidade dos dados químicos, toxicológicos e ecológicos disponíveis para a análise.

Estimativas da avaliação de risco são geralmente constrangidas pela disponibilidade de dados para a quantificação do transporte, acumulação e toxicidade dos agentes químicos no meio ambiente. Os dados, assim constrangidos, impõem limitações nas extrapolações de efeitos medidos no laboratório para os sistemas naturais. Em geral, dados de campo, dados de monitoramento e dados de toxicidade do meio ambiente contaminado são mais úteis do que estimativas da literatura, embora ela possa indicar o ponto terminal para os testes de toxicidade conduzidos com material do local do estudo. Os dados de toxicidade determinados em laboratório são freqüentemente usados para desenvolver funções de dose e resposta quantificando exposições associadas a doses e subsequentes efeitos tóxicos de agentes químicos (96h-LC₅₀, 48h-LD₅₀, etc). Além disso, bioensaios de toxicidade aguda continuam contribuindo muito para a formação de dados básicos de toxicologia para a estimativa de risco ecológico. Testes laboratoriais indicando baixa toxicidade podem significar, ou não, baixa toxicidade no campo, uma vez que as melhores simulações

laboratoriais não podem espelhar as condições do campo. Portanto, quando possível, a avaliação de risco ecológico deve ser baseada em dados de campo.

É esperado que diferentes espécies difiram em sua sensibilidade para um dado agente químico tóxico. Então, métodos para estimar riscos ecológicos devem ter a capacidade de incorporar sensibilidade interespecies para agentes químicos tóxicos, quando esta informação é disponível. Diferentes sensibilidades para agentes tóxicos podem alterar as interações competitivas entre populações de predador- presa em altamente conectadas estruturas tróficas.

Para caracterizar os efeitos dos contaminantes sobre populações, comunidades, e ecossistemas, deve-se escolher uma ou mais variáveis a serem medidas, dependendo do objetivo do trabalho. Os dados são críticos porque é contra a dinâmica de uma população ou ecossistema natural controle ("background") que efeitos previstos do agente químico tóxico podem ser medidos. Os dados ecológicos podem ser convenientemente classificados como estruturais ou funcionais. Dados estruturais são medidas usadas para avaliar mudanças no estado do sistema. Medidas de biomassa ou número são exemplos de dados estruturais para medir tamanho da população. Outras variáveis não necessariamente correlacionadas com um indivíduo ou com uma população também caem nesta categoria, como por exemplo, determinação da concentração de adenosina trifosfato (ATP) ou concentração de nutrientes. Os dados funcionais quantificam as taxas de fluxos de energia ou de materiais ciclando no sistema. Estas taxas definem a dinâmica do sistema. A nível populacional, estas taxas incluem processos tais como fotossíntese, alimentação, respiração, captação de nutrientes, remineralização e mortalidade. Dados funcionais também incluem taxas suprimento de energia ou matéria que constroem taxas de crescimento e, portanto, limitam o desenvolvimento da estrutura do sistema.

Então, a toxicidade de contaminantes para organismos individuais pode ter conseqüências para populações, comunidades e ecossistemas. Mudanças nas taxas de mortalidade, nascimento, imigração e emigração podem causar aumentos ou decréscimos de uma população em uma área afetada. Estas mudanças podem levar a outras mudanças na distribuição espacial das populações no ambiente. Tais efeitos sobre os níveis das populações podem por sua vez determinar mudanças na estrutura da comunidade, tal como redução na diversidade de espécies e/ou simplificação de estruturas tróficas. Para avaliar efeitos ecológicos de contaminantes em algum local ou de suas ações moderadoras, deve-se considerar o uso de medidas de parâmetros apropriados de comunidade e função de ecossistemas e determinar se o peso da evidência indica que outros efeitos, que não os efeitos tóxicos, são significativos.

A área controle deve ter as mesmas características que a área experimental no que diz respeito à topografia, composição de solos, química de águas, etc.; situada próxima à área contaminada, mas sem aparente via de exposição para a área contaminada ou para outra área contaminada.

Alguns exemplos de variáveis que devem ser medidas e que podem ser usadas para comparar área contaminada e área controle:

- abundância de população: número de indivíduos de uma espécie em uma dada área, usualmente medido sob um período de tempo;
- estrutura etária: o número de indivíduos na população em cada uma das

várias classes de idade ou estágios de vida, o qual pode ser um indicador de se a população está crescendo, decrescendo ou estável;

- potencial de reprodutividade ou fecundidade: expressado como a proporção de fêmeas em idade reprodutiva, o número de fêmeas grávidas, o número de ovos ou de ninhadas por fêmea, ou a percentagem de fêmeas sobreviventes na idade reprodutiva;

- diversidade de espécies: o número de espécies em uma área (riqueza de espécie), distribuição e abundância entre espécies; ou um índice combinando as duas;

- cadeia trófica ou diversidade trófica: calculado da mesma maneira que a diversidade de espécies, mas classificando os organismos de acordo com seu lugar na cadeia trófica;

- retenção ou perda de nutriente: a quantidade de serapilheira não decomposta ou, ao contrário, a quantidade de nutrientes perdido para as águas superficiais ou subterrâneas.

- “standing crop” ou “standing stock”: total de biomassa em uma área

- produtividade: por exemplo, algumas vezes é determinada indiretamente pela medida de oxigênio produzido por comunidade de planta por unidade de tempo; ou determinação da razão produção/respiração (P/B) como medida de eficiência do sistema.

4. CARACTERIZAÇÃO DE RISCO

a) caracterização do potencial de ocorrência de efeitos adversos ao meio ambiente

Para uma abordagem quantitativa de risco, pode-se utilizar uma série de modelos matemáticos. Muitos modelos têm sido desenvolvidos para examinar diversos fenômenos, físicos, químicos e biológicos; e especificamente em ecologia, há modelos que descrevem a dinâmica de populações, especialmente de organismos aquáticos em lagos. Uma grande variedade de modelos tem sido desenvolvidos para uma variedade de habitats aquáticos incluindo rios, reservatórios, lagos, estuários e oceanos. Qualquer modelo, por definição, é uma simplificada representação de um sistema de interesse. É impossível capturar a complexidade ecológica inteira do sistema natural, em parte porque nenhum sistema ecológico natural já tenha sido completamente descrito.

Fundamentalmente, para a avaliação de risco ecológico em meios aquáticos, podemos sugerir dois modelos amplamente utilizados pela comunidade científica internacional para avaliação de risco ecológico: o modelo da coluna de água padrão (Bartell, *et al.*, 1992) e os modelos propostos por Hakanson (1980 e 1984) para o desenvolvimento de um índice de risco ecológico para controle de poluição aquática, com uma abordagem sedimentológica. No caso do presente estudo, apenas os metais pesados foram avaliados quanto ao potencial de efeitos adversos ao ecossistema como um todo. Para atingir a demanda de acuracidade, simplicidade e rapidez, e quando os dados coletados disponíveis são limitados, a avaliação de potencial risco ecológico deve ser baseada sobre dados de concentração de metais em sedimento, enfocando a estrutura total do sistema. Foi utilizada a metodologia de índice de risco para controle de poluição aquática através de uma abordagem sedimentológica, que está brevemente descrito no relatório dos resultados da avaliação de risco ecológico na região carbonífera do Rio Grande do Sul. É possível priorizar as substâncias em uma classificação de maior ou menor grau

de periculosidade nas atuais condições do estudo e prognosticar graus de periculosidade no futuro, considerando cenários alternativos.

b) avaliação de incertezas

É especialmente devotada a se levar em consideração toda e qualquer incerteza sobre as variáveis utilizadas na avaliação de risco ecológico de natureza qualitativa e quantitativa, indicando o grau de confiança nos dados usados para avaliar o local do estudos e seus contaminantes. Específicas fontes de incerteza incluem:

- variabilidade nas estimativas numéricas para todas as variáveis estatísticas;
- as suposições na utilização de modelos estatísticos, índices e modelos em geral (por exemplo, incertezas quanto à extrapolação de modelos determinísticos para modelos probabilísticos);
- a faixa de condições sob as quais modelos ou índices são aplicáveis; e
- explicações narrativas sobre outras fontes de potenciais erros nos dados (inesperadas condições climáticas, etc.)

c) resumo das informações sobre a avaliação de risco toxicológico

Na caracterização do risco ou de problemas para receptores ambientais associados ao local do estudo, deve-se tentar responder às questões:

- qual a probabilidade de um efeito adverso vir a ocorrer?
- qual a magnitude de cada efeito?
- qual o caráter temporal de cada efeito (transitório, reversível ou irreversível)?
- quais populações receptoras ou habitats serão afetados?

Dependendo dos objetivos da avaliação e da qualidade dos dados coletados, as respostas para estas questões serão expressadas quantitativamente, qualitativamente, ou em uma combinação das duas formas.

O relatório deve apresentar dados sobre:

- as concentrações dos contaminantes nos meios ambientais;
- as concentrações dos contaminantes na biota;
- resultados de teste de toxicidade;
- valores de toxicidade da literatura;
- pesquisa de campo sobre populações receptoras; e
- medidas de estrutura de comunidade e função de ecossistema.

Se os contaminantes exercem um claro efeito, os dados de todos estes estudos, em geral, suportarão a conclusão de que um efeito está ocorrendo. Se os dados são ambíguos, há que se discernir as razões para os dados conflitantes e apresentar tais razões.

Por fim, a avaliação de risco ecológico é, e continuará sendo, um processo de combinação de cuidadosas observações de campo, coleta de dados, análise e julgamento profissional, cuja confiança nas conclusões é dependente da descrição cuidadosa e criteriosa das fontes de incertezas.

SEÇÃO 3

Avaliação de Risco Potencial à Saúde Humana e Avaliação de Risco Ecológico Potencial na Região Carbonífera do Rio Grande do Sul, por Exposição Ambiental a Metais Pesados.

RESUMO

Este estudo enfoca a poluição pelos metais pesados arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), manganês (Mn), mercúrio (Hg), níquel (Ni), selênio (Se) e zinco (Zn) nas águas superficiais da região Carbonífera Central do Rio Grande do Sul, através do método de avaliação de risco à saúde humana e ao meio ambiente aquático, considerando condições específicas do local do estudo. Os resultados demonstraram que ambas, comunidades ecológicas e população humana, estão potencialmente submetidas a riscos de efeitos adversos causados por exposição a estes metais. Em escala de priorização, os resultados sugerem o mercúrio como o poluente de maior potencial de risco à saúde humana, sendo discutidas as incertezas inerentes às análises químicas deste metal em águas naturais; do ponto de vista do potencial de risco ecológico aquático, os resultados sugerem o cádmio seguido pelo mercúrio e zinco como os poluentes de maior potencial de risco toxicológico.

INTRODUÇÃO

O objetivo deste trabalho é avaliar o risco potencial à saúde humana e ao meio ambiente pela poluição por metais pesados nas águas superficiais da região Carbonífera Central do Rio Grande do Sul. A metodologia utilizada neste estudo para a avaliação de potencial risco à saúde humana é a Avaliação de Risco à Saúde Humana, preconizada pela Environmental Protection Agency (U.S. EPA, 1989a) e para a avaliação de risco ecológico, a metodologia empregada neste estudo está baseada nos conceitos básicos preconizados pela U.S. EPA (1989b) juntamente com uma metodologia descrita por Lars Hakanson (1980), a qual tem abordagem sedimentológica.

No caso do presente estudo, apenas os metais pesados foram avaliados quanto ao potencial de efeitos adversos ao ecossistema como um todo. Para atingir a demanda de acuracidade, simplicidade e rapidez, a avaliação de potencial risco ecológico foi baseada em dados de concentração de metais em sedimento, enfocando a estrutura total do sistema. Foi utilizada a metodologia de índice de risco para controle de poluição aquática através de uma abordagem sedimentológica. É possível priorizar as substâncias em uma classificação de maior ou menor grau de periculosidade nas atuais condições do estudo e prognosticar graus de periculosidade no futuro, considerando cenários alternativos.

A área do estudo contém todos os elementos ligados à exploração e uso do carvão. A mineração está representada por minas superficiais e de profundidade; o beneficiamento compreende estações de lavagem, pátio de estocagem a céu aberto; a usi-

nagem é feita por um termoeletrica de 72 MW/h e de uma siderurgica, e a deposição das cinzas e rejeitos é feita em áreas próximas à mineração. A questão tem uma perspectiva de agravamento com a construção de mais uma termoeletrica (UTE Jacuí I) com capacidade de 350 MW/h usando carvão como combustível.

Niagru & Pacyna (1988) avaliaram quantitativamente a contaminação mundial de ar, água e solo por metais pesados oriundos de fontes antropogênicas, sendo que as termoeletricas aparecem como importantes fontes de emissão de metais pesados para cada um dos principais compartimentos ambientais. Eles concluíram que a combustão de carvão mineral ("hard coal, lignites and brown coal") em termoeletricas, indústrias, em residências e comércio é a maior fonte atmosférica de Hg, Mo e Se e uma significativa fonte de As, Cr, Mn, Sb, e Tl. Lacerda *et al.* (1995) calcularam os fatores de emissão de liberação atmosférica para os metais pesados pelas termoeletricas brasileiras, utilizando dados de composição média do carvão brasileiro. Chama a atenção o fato do fator de emissão do elemento Cr calculado para o Brasil ser até 10 vezes maior do que o calculado como média global (Ver Tabela 8). Para os outros elementos, os valores calculados para o Brasil estão compreendidos entre as faixas de variação (ou por se considerar o fator de variação de 2 a 3 vezes, indicado na modelagem proposta por Niagru & Pacyna). As termoeletricas aparecem também como uma das maiores fontes de poluição de ecossistemas aquáticos por metais traço, especialmente, As, Hg e Se. A principal via de contaminação de Pb para ecossistemas aquáticos é a via atmosférica. Foi demonstrado que a disposição das cinzas residuais da queima de carvão e o desperdício de produtos comerciais sobre o solo são as duas principais fontes mundiais de contaminação de solos por metais pesados.

Os metais são um problema particularmente sério por causa dos específicos riscos associados com sua acumulação no meio ambiente podendo ser transferidos através da cadeia trófica. Assim, eles bioacumulam e a natural distribuição deles é progressivamente alterada pela atividade econômica que os libera em concentrações pontuais. As potenciais consequências para as populações expostas foram demonstradas pelo episódio da doença de Minamata, no Japão, no início do anos 60, onde milhares de pessoas, expostas ao mercúrio através do consumo de peixes, apresentaram sintomas neurológicos severos, tendo ocorrido a morte de centenas de pessoas em consequência desta exposição ambiental.

A deposição atmosférica de metais pesados nos solos são importantes porque elas são acumulativas, frequentemente atingem grandes áreas e há dificuldades em se limitar e controlar a sua dispersão. Os metais são geralmente imóveis nos solos. Eles lixiviam muito vagarosamente e são inefficientemente captados pelas raízes das plantas e translocados para as folhas. Conseqüentemente, eles podem residir nas camadas superficiais dos solos após a deposição, por centenas ou mesmo milhares de anos. Entretanto, a imobilidade relativa dos metais nos solos não deve ser inferida como insignificante via de exposição dos vegetais, uma vez que a contaminação de uma colheita é usualmente uma combinação da captação via sistema radicular, direta captação foliar e translocação dentro da planta e, retenção do contaminante depositado sobre a superfície da planta, associado com material particulado fino. Muitas vezes, exposições atmosféricas para as plantas são quantitativamente muito mais importantes do que a exposição ao solo. A

presença a longo prazo de metais nos solos pode representar problemas por causa da contínua contaminação da cadeia alimentar humana (Haygarth, P.M. & Jones, K.C., 1992)

Tabela 8

Fator de emissão de liberação de metais pesados para a atmosfera ($\mu\text{g.MJ}^{-1}$) calculados considerando médias ponderadas de emissões globais (1) e usando a composição elementar do carvão brasileiro e a eficiência da produção das termoeletricas brasileiras (2).

Fator de emissão de liberação de metais pesados para a atmosfera ($\mu\text{g.MJ}^{-1}$)														
Combustão de carvão mineral	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Zn	Sb	Se	Sn	Tl
Termoeletricidade														
(1)	15-100	5-25	80-500	60-200	10-15	70-450	15-150	90-600	50-300	70-500	10-50	5-50	10-50	10-40
(2)	42,7		5.730	203	0,13			1.333	667	369				

(1) O fator de emissão para a maioria dos elementos traço pode variar de um fator de 2 a 3; os valores medianos estão na tabela, e podem ser considerados como médias ponderadas de emissões globais (Niagru & Pacyna, 1988).

(2) Estão mostrados os fatores de emissão de metais pesados calculados usando a composição elementar do carvão brasileiro e a eficiência da produção das termoeletricas brasileiras (Lacerda, *et al.*, 1995).

Apresentaremos os principais agentes químicos tóxicos poluentes do ar e das águas, provenientes de atividade industriais (Hettige, *et al.*, 1995) e da utilização do carvão para geração de energia (Sánchez & Formoso, 1991).

Principais agentes químicos tóxicos poluentes do ar:

– Total de Particulados Suspensos e Particulados Finos:

Particulados são líquidos finos ou partículas sólidas tais como poeira, fumaça, névoas e gases encontrados nas emissões aéreas. Em altas concentrações, estas partículas interferem com o funcionamento normal do sistema respiratório humano. Altos níveis de particulados suspensos no ambiente em áreas urbanas e industriais têm sido associados com grande morbidade e mortalidade por doenças respiratórias. Os particulados podem revestir as folhas inibindo o crescimento das plantas. Altas concentrações de particulados suspensos podem também forçar o uso de equipamentos de filtração de alto custo. Partículas finas são menores do que 10 micra de diâmetro. Eles representam os maiores perigos para o sistema respiratório.

– Dióxido de Enxofre (SO_2):

Dióxido de enxofre é um poluente aéreo gasoso, incolor, formado primariamente pela queima de combustíveis fósseis. É associado com morbidade e mortalidade por doenças respiratórias. Além disso, SO_2 é uma fonte primária de chuva ácida. A chuva ácida e as infiltrações têm aumentado a acidez em numerosos lagos acima da

capacidade de sobrevivência de espécies de peixes originárias dos locais. A chuva ácida também degrada concreto, mármore, metais e plásticos.

– Óxidos de Nitrogênio:

Dióxido de nitrogênio (NO_2) e óxido nítrico (NO) são óxidos de nitrogênio, frequentemente coletivamente referidos como No_x . A fonte primária de NO é a combustão térmica de combustíveis fósseis, os quais emitem NO . Maiores temperaturas de combustão, algumas vezes recomendadas para reduzir as emissões de Compostos Orgânicos Voláteis (COVs) são associados com maiores taxas de produção No_x . Emissões de No_x têm importantes impactos ecológicos, porque que eles são integrantes para a formação de chuvas ácidas e ozônio da troposfera. Inalação de NO_2 prejudica o tracto respiratório resultando em uma faixa de efeitos que vai desde uma suave redução na capacidade pulmonar até edema pulmonar com risco de vida.

– Monóxido de Carbono (CO):

Monóxido de carbono é um gás venenoso produzido por incompleta combustão de combustível fóssil. CO liga-se com a hemoglobina humana 200 vezes mais rápido do que o oxigênio. Então, a habilidade do sangue para carrear oxigênio para os tecidos é significativamente reduzida após a exposição até mesmo à pequenas concentrações de CO. Altas doses de CO podem resultar em problemas cardíacos e cerebrais, em comprometimento de percepção e asfixia, e baixas doses podem causar fraqueza, fadiga, dor de cabeça e náusea.

– Compostos Orgânicos Voláteis (COV):

O termo composto orgânico volátil descreve uma classe de milhares de substâncias usadas como solventes e fragrâncias. A principal via de exposição humana aos COVs é a inalação, embora alguns COVs apareçam como contaminantes na água de beber, alimentos e bebidas. Muitos COVs são suspeitos cancerígenos. Efeitos agudos de exposições industriais incluem reações na pele, e efeitos sobre o sistema nervoso central como tonturas e desmaios. Recentemente, síndrome de sensibilidade a múltiplos agentes químicos parece estar ligado a concentrações relativamente baixas (parte por bilhão) de compostos orgânicos voláteis, tipicamente encontradas no meio ambiente. Além disso, compostos orgânicos voláteis formam oxidantes fotoquímicos, os quais podem causar efeitos de irritação nos olhos e pulmões.

Principais agentes químicos tóxicos poluentes da água e/ou seus indicadores:

– Poluentes Tóxicos:

– Substâncias químicas tóxicas:

Muitas substâncias químicas de emissões oriundas de atividades que utilizam

carvão mineral são tóxicas para os seres humanos, tanto por exposições agudas quanto por exposições crônicas, porque eles acumulam nos tecidos humanos. Os seres humanos podem ingerir quantidades prejudiciais à saúde ou até mesmo fatais através de exposições repetidas, ou através de consumo de plantas ou de animais nos quais estes compostos se acumularam. As substâncias químicas podem também causar problemas em órgãos internos e em funções neurológicas; podem resultar em problemas reprodutivos e defeitos congênitos; e pode ser cancerígeno. Quantidades e duração da exposição necessárias para causar estes efeitos variam grandemente.

– Metais com propriedades bioacumuladoras:

Na bioacumulação, relativamente baixas concentrações de contaminantes no ar, água, solo e plantas tornam-se muito mais elevadas à medida que avançam na cadeia alimentar. Alguns metais podem ser convertidos em formas orgânicas por bactérias, aumentando o risco de entrar na cadeia trófica. Os metais com propriedades bioacumuladoras são particularmente perigosos porque eles são dissipados muito vagarosamente pelos sistemas naturais. Eles podem causar tanto defeitos físicos quanto mentais, congênitos. Os metais podem rapidamente tornar-se oxidados e se converter às formas solúveis quando o sedimento é exposto ao oxigênio. Alguns destes metais, mais comumente medidos e particularmente perigosos são mercúrio, chumbo, arsênio, cromo, níquel, zinco e cádmio.

Em águas, alguns dos mais importantes parâmetros indicadores são Demanda Biológica de Oxigênio (DBO, uma medida da quantidade de oxigênio consumido em processos biológicos de transformação da matéria orgânica na água, Total de Sólidos Suspensos (TSS), pH e temperatura. Na atmosfera, os mais importantes são dióxido de enxofre (SO₂), dióxido de nitrogênio (NO₂), monóxido de carbono (CO), material particulado (MP), partículas finas e compostos orgânicos voláteis.

– Principais indicadores de poluentes tóxicos:

– Demanda Biológica de Oxigênio (DBO):

Poluentes orgânicos na água são oxidados por microorganismos que naturalmente existem no meio aquático. Esta “demanda biológica de oxigênio” retira o oxigênio dissolvido da água e pode causar sérios problemas a espécies de peixes que tenham se adaptado a maiores níveis de oxigênio. Baixos níveis de oxigênio dissolvido permitem que microorganismos patogênicos persistam por mais tempo no meio aquoso. Poluentes orgânicos em águas podem também acelerar o crescimento de algas, o que poderá inibir o crescimento de outras espécies de plantas. A eventual morte e decomposição de algas é outra fonte de depleção de oxigênio. As mais comuns medidas para DBO é a quantidade de oxigênio usada por microorganismos para oxidar efluentes orgânicos numa amostra padrão de poluentes durante um período de 5 dias.

– Sólidos Suspensos:

Pequenas partículas não-orgânicas, sólidos suspensos não tóxicos sedimentam

como uma camada de lama em áreas de águas calmas de rios e lagos. Isto pode sufocar a planta e acabar com os microorganismos purificadores, causando sérios problemas para os ecossistemas aquáticos. A perda daqueles microorganismos purificadores, permite que os patogênicos possam viver por mais tempo, aumentando os riscos de doenças. Quando sólidos orgânicos são parte do lama, sua progressiva decomposição irá depletar o oxigênio na água e gerar gases com mau cheiro.

O método preconizado pela U.S.EPA- Environmental Protection Agency dos Estados Unidos da América (1989), intitulado “Avaliação de Risco Toxicológico à Saúde Humana e ao Meio Ambiente”, tem sido utilizado em vários trabalhos na área de Gestão Ambiental, desenvolvidos no Departamento de Geoquímica da Universidade Federal Fluminense, sob orientação do Dr. Edison Dausacker Bidone. Neste método, é fundamental que se estabeleça um modelo conceitual (cf. Figura 6 do Anexo I), considerando, pelo menos de maneira qualitativa, as interrelações entre as fontes de contaminação, as potenciais vias de exposição, e os potenciais receptores. Este é o ponto de partida para a avaliação de risco toxicológico, pois permite, após a identificação dos contaminantes de interesse à análise, que as potenciais vias de exposição sejam identificadas para posterior investigação e quantificação.

Como regra geral, é admissível começar a avaliação de impactos ambientais com o estudo da “pior situação (worst criterium)” (Zapponi, 1988). Este estudo é muito mais simplista do que estimativas exatas. Entretanto, se a análise da “pior situação” indicar que níveis hipotéticos de exposição são aceitáveis do ponto de vista da saúde pública, é geralmente possível evitar estudos detalhados posteriores. Portanto, abordagem utilizada neste trabalho é a chamada abordagem “upper-bound”, ou seja, os valores máximos de concentração de poluentes medidos nos pontos experimentais foram utilizados nos cálculos para derivar estimativas conservadoras para o risco associado com a liberação de cada agente químico e os valores padrões utilizados nas variáveis dos modelos para estimativas de doses administradas são derivados por se considerar exposição crônica por toda a vida humana. Ainda, não foi levado em consideração o fluxo das substâncias nos corpos hídricos, sendo que o ambiente lótico foi considerado como um ambiente lêntico. Sendo assim, o presente trabalho deve ser utilizado (encarado, visto) como um guia para caracterizar prováveis problemas de poluição (ou a ausência de problemas), mesmo não sendo possível realizar estimativas exatas. Usando estas estimativas é possível desenvolver procedimentos simples com os quais podemos ajustar os parâmetros para diferentes condições, ou seja, comparar diferentes cenários, desde a pior situação potencial até a mais realista, ou mesmo, comparar impactos de diferentes ações mitigadoras, quando desejável, e também, comparar com a área controle para obtermos indicação a respeito do decréscimo da qualidade do recurso natural sob influência (impactada) da área do estudo.

A metodologia de avaliação de risco proposta pela EPA e descrita na seção 2 é uma metodologia na qual as substâncias tóxicas são divididas em dois grupos: um grupo de contaminantes não-cancerígenos e um grupo de contaminantes cancerígenos. Os agentes tóxicos não-cancerígenos podem ser definidos como aqueles que causam efeitos adversos à saúde humana e que não resultam em nenhum tipo de câncer. A toxicidade não-cancerígena é tratada de uma maneira na qual um limite de exposição pode ser estabelecido (um limiar abaixo do qual não se espera a manifestação de efeitos adversos). No caso dos

contaminantes cancerígenos não é possível estabelecer um limiar, porque nenhuma dose pode ser determinada como completamente segura. Ou seja, qualquer nível de exposição a agentes poluentes cancerígenos está associada a uma probabilidade, mesmo que finita, de aparecimento de câncer decorrente da exposição. O risco potencial associado com a exposição a poluentes cancerígenos ou não-cancerígenos está, em última análise, relacionada à dose. A dose é definida como a quantidade de uma substância química administrada ou recebida por quilograma de indivíduo (ou grupos) exposto.

No caso dos agentes químicos não-cancerígenos, propõem-se que o perigo potencial de efeitos adversos à saúde decorrente da exposição ambiental seja dado pelo quociente de risco, o qual é a razão entre a dose administrada (DA) e a dose de referência (DR), conforme mostrado na equação 1:

$$QP = DA / DR$$

onde:

QP= quociente de perigo (adimensional),

DA= dose administrada (mg/Kg.dia) e

DR= dose de referência (mg/Kg.dia).

Para a estimativa de dose administrada, conforme exposto na seção 2, podemos simplificar a formulação quando há suposição de exposição crônica por toda a vida de uma pessoa (em média 70 anos), restando:

$$DA = C * TI / P_c$$

onde:

DA= dose administrada (mg/Kg.dia),

C= concentração do metal pesado na água (mg/L),

TI= taxa de ingestão (2L/dia) e

P_c = média de peso corporal de pessoa adulta (70Kg).

Para o quociente de perigo, um valor maior do que 1 indica potencial de ocorrência de efeitos adversos à saúde humana, embora não represente probabilidade de ocorrência. O risco devido a exposição a múltiplas substâncias é obtido pela adição dos quocientes de risco derivados para cada elemento químico e é denominado índice de perigo. Quando se avalia diversas vias de exposição, o somatório dos índices de perigo para os múltiplos elementos e para as diversas vias representa o perigo total.

No caso de substâncias cancerígenas, o risco é estimado como a probabilidade de um indivíduo desenvolver câncer como resultado de uma exposição ambiental crônica a um elemento cancerígeno, em qualquer momento de sua vida.

A equação 2, para avaliar potenciais riscos de efeitos cancerígenos em baixas doses é:

$$R = DA * FI$$

onde:

R= probabilidade de aparecimento de câncer (adimensional);

DA= dose administrada (mg/Kg.dia) e

FI= potência de câncer ou fator de inclinação (mg/Kg.dia)⁻¹.

O risco cancerígeno devido à exposição a múltiplas substâncias pode ser obtido pelo somatório dos riscos individuais das substâncias, e é denominado índice de risco. Quando se avalia diversas vias de exposição, o somatório dos índices de risco para os múltiplos elementos e para as diversas vias representa o risco total para efeitos cancerígenos.

Estimar riscos ou perigo potencial para um determinado agente químico deve significativamente subestimar os riscos associados com exposições simultâneas a diversas substâncias químicas. Então, para a avaliação do risco de efeitos cancerígenos ou perigo de efeitos não-cancerígenos, no caso de exposições simultâneas a diversos elementos químicos de várias fontes e por mais do que uma via de exposição, devemos utilizar procedimentos de cálculos para efeitos cancerígenos e efeitos não-cancerígenos. Ambos procedimentos consideram a aditividade de dose na ausência de informação específica sobre as misturas de elementos químicos, o que ocorre freqüentemente. Afirma-se que a aditividade de dose (ou de resposta) é teóricamente válida e portanto, é a que melhor se aplica para avaliar exposições a múltiplos elementos, de ação similar e que não interatuam. Propõem-se que a suposição de aditividade produza geralmente cálculos neutros de risco (ou seja, nem conservador nem indulgentes) e que seja aceitável para compostos que induzam tipos similares de efeitos nos mesmos locais de ação (CPEHS, 1988). O índice de perigo, assim como o índice de risco, é uma reafirmação deduzida facilmente da aditividade da dose, e portanto, é sumamente acertado quando se está considerando compostos que tenham ação tóxica similar. Quando se usa para componentes de ação desconhecida ou distintas, o índice de perigo é menos exato, e deverá interpretar-se apenas como uma indicação incipiente. Da mesma maneira que com a adição de dose, a incerteza associada com o índice de perigo e com o índice de risco aumenta conforme aumenta o número de substâncias consideradas no estudo.

O ambiente aquático pode ser definido por diversas variáveis, por exemplo, salinidade, temperatura, tempo de residência da água, profundidade média, alcalinidade, pH, índice de bioprodutividade, concentrações de oxigênio, etc. A maior parte das substâncias tóxicas podem apresentar diferentes formas químicas com diferentes características e diferentes afinidades para vários carreadores naturais dos sistemas aquáticos (substâncias húmicas, óxidos de Fe/Mn, detritos orgânicos, etc). Estes carreadores podem alterar as propriedades tóxicas das substâncias quando comparadas com as respostas tóxicas obtidas em laboratório. Um problema bastante complexo é, portanto, estabelecer relações qualitativas e/ou quantitativas entre efeitos adversos a sistemas ecológicos e contaminantes ambientais, para desenvolver parâmetros indicadores daquela relação, de maneira rápida, simples e de baixo custo e com um grau de acuracidade aceitável, para serem utilizados no controle da poluição ambiental. Todas estas variáveis ambientais podem, diretamente ou indiretamente, separadamente ou em conjunto, ter um impacto sobre a distribuição na água, sedimento e biota e também sobre o efeito ecológico potencial de uma dada substância química ou misturas

de substâncias químicas. Vários sistemas aquáticos, neste contexto, têm diferentes sensibilidades a substâncias tóxicas (Hakanson, 1984).

Para atingir a demanda de acuracidade, simplicidade e rapidez, e, considerando que os dados coletados disponíveis no presente estudo são limitados, a avaliação de potencial risco ecológico foi baseada sobre dados de concentração de metais em sedimento, enfocando a estrutura total do sistema. Foi utilizada a metodologia de índice de risco para controle de poluição aquática através de uma abordagem sedimentológica, a qual permite derivar um índice de risco ecológico para controle de poluição ambiental. Este índice é baseado na hipótese de que a sensibilidade de um sistema aquático é uma função de sua produtividade. Qualquer modelo, por definição, é uma simplificada representação de um sistema de interesse. É impossível capturar a complexidade ecológica inteira do sistema natural, em parte porque nenhum sistema ecológico natural já tenha sido completamente descrito. Um conceito fundamental na abordagem utilizada é o termo “residual”, que descreve o fato de que é impossível em contextos ecológicos, atingir um completo entendimento do sistema. O ponto crucial desta abordagem é expressar quantitativamente valores normativos de um parâmetro que expressa efeitos ecológicos (risco ecológico potencial), integrador de um limitado número de variáveis representativas, de rápido acesso e de baixo custo.

Então, para a avaliação de risco ecológico, em ambiente aquático, foi utilizada a metodologia desenvolvida por Hakanson (1980). Neste método é assumido que o estado trófico de um corpo hídrico está correlacionado com o conteúdo de nitrogênio e fósforo do sedimento. Um índice de Bioprodutividade (IBP) de um específico corpo hídrico é definido como o conteúdo de N ou P sobre uma linha de regressão do conteúdo de N ou P, para dar conta da sensibilidade do corpo hídrico aos agentes tóxicos, podendo ser encontrado também em valores tabelados, levando-se em consideração parâmetros que caracterizam tal nível trófico, como por exemplo, total de fósforo, total de nitrogênio, transparência de disco de Secchi, entre outros.

O potencial de risco ecológico de um dado contaminante é definido, de acordo com a metodologia de Hakanson, como:

$$RE^i = FRT^i \times C^i$$

onde,

RE^i = risco ecológico para uma dada substância;

FRT^i = fator de resposta tóxica de uma dada substância; e

C^i = fator de contaminação.

O somatório dos riscos ecológicos para substâncias individuais é definido como risco ecológico potencial total (RET) para um dado corpo hídrico. Assim:

$$RET = \sum RE^i = \sum FRT^i \times C^i$$

O fator de resposta tóxica (FRT^i) combina parâmetros que avaliam a sensibilidade do específico corpo hídrico, dada pelo índice de bioprodutividade (IBP) com as

diferentes toxicidades dos diferentes metais pesados aos ecossistemas potencialmente expostos, tendo sido definida da seguinte maneira, conforme Tabela 9.

Tabela 9
FATOR DE RESPOSTA TÓXICA (FRT¹)
PARA OS DIFERENTES METAIS ENVOLVIDOS NO PRESENTE ESTUDO

Metal	Valor do Fator de Resposta Tóxica
As	10
Hg	40.5 / IBP
Cd	30. $\sqrt{5}$ / \sqrt{IBP}
Cu	5. $\sqrt{5}$ / \sqrt{IBP}
Pb	5. $\sqrt{5}$ / \sqrt{IBP}
Cr	2. $\sqrt{5}$ / \sqrt{IBP}
Zn	1. $\sqrt{5}$ / \sqrt{IBP}

De acordo com Hakanson, a seguinte terminologia deve ser usada para o valor de RET:

- RET < 150 = baixo risco ecológico para o corpo hídrico;
- 150 < RET < 300 = moderado risco ecológico para o corpo hídrico;
- 300 < RET < 600 = considerável risco ecológico para o corpo hídrico; e,
- RET > 600 = alto risco ecológico para o corpo hídrico.

É possível, assim, priorizar as substâncias em uma classificação de maior ou menor grau de periculosidade nas atuais condições do estudo e prognosticar graus de periculosidade no futuro, considerando cenários alternativos.

Neste estudo, a avaliação dos potenciais riscos à saúde humana e ao meio ambiente, decorrentes de exposição ambiental crônica a metais pesados na região carbonífera central do Rio Grande do Sul, leva em conta os metais pesados de interesse toxicológico do ponto de vista da saúde humana e do ponto de vista do meio ambiente, cujas concentrações em água e em sedimento tenham sido determinadas. Assim, elas podem ser utilizadas na avaliação de risco à saúde humana e na avaliação de risco ao meio ambiente, respectivamente. Nenhuma tentativa foi feita para avaliar as demais potenciais vias de exposição humanas aos metais pesados decorrente das transferências entre compartimentos ambientais e metabolismo nestes compartimentos (mostrados na Figura 1), nem para avaliar o risco associado aos compostos orgânicos.

Resultados da avaliação de risco potencial à saúde humana:

A única via de exposição da população humana aos metais, considerada neste estudo foi a ingestão de água, porque há carência de dados para avaliar as outras vias de exposição potenciais, como por exemplo, concentração dos metais na atmosfera ou concentração dos metais em alimentos, especialmente no peixe.

Os efeitos adversos à saúde humana causados pela contaminação dos metais pesados arsênio (As), cromo (Cr), manganês (Mn), mercúrio (Hg), níquel (Ni), selênio (Se) e zinco (Zn), através da ingestão de água, não são reconhecidos como relacionados

ao câncer. Entretanto, o cádmio (Cd) tem sido classificado recentemente como provável cancerígeno humano, embora ainda não tenha sido derivado um fator de potência de câncer para este elemento químico. Por isto, a avaliação de risco à saúde humana do presente trabalho está restrita à avaliação de efeitos não-cancerígenos.

Utilizando a equação 1 foi calculado o quociente de perigo para cada um dos metais. Foi adotada uma taxa de consumo médio diário de água de 2L para uma pessoa adulta, de peso médio de 70 Kg. As concentrações dos metais utilizadas para o cálculo da dose administrada foram os máximos valores determinados considerando todas as estações de coleta de água, exceto quando se avaliou a estação da área controle, para onde foram utilizados os valores médios. Os valores de DR usados para cada metal, a dose administrada, os quocientes de perigo calculados e índice de perigo para a exposição simultânea aos múltiplos metais pesados pela potencial via de ingestão de água, estão listados na Tabela 10:

Tabela 10

Valor de dose de referência (DR), dose administrada (DA), quociente de perigo (QP) e índice de perigo (IP) para a avaliação de risco potencial à saúde humana por exposição ambiental aos metais pesados via ingestão de água

Metal	DR (mg/Kg.dia)	DA (mg/Kg.dia)	QP
As	1 E-03	0,8 E-05	8 E-03
Cd	1 E-03	0,4 E-05	4 E-03
Cr	5 E-03	0,2 E-03	4 E-02
Mn	2 E-01	0,2 E-01	1 E-01
Hg	3 E-04	3 E-04	1 E+00
Ni	2 E-02	0,1 E-02	5 E-02
Se	3 E-03	3,0 E-06	1 E-03
Zn	2 E-01	0,4 E-02	2 E-02
		Índice de Perigo =	1,24

Os resultados sugerem que a população humana do local do estudo está sujeita a potenciais efeitos adversos à saúde por exposição ambiental aos metais pesados analisados, via ingestão de água, pois o valor resultante do índice de perigo está acima da unidade. Quando fazemos estes mesmos cálculos utilizando os valores de concentração de metais em águas coletadas na área controle (ponto de coleta no. 01; não mostrados), o índice de perigo resulta em um valor aproximadamente 3,5 vezes mais baixo. Levando-se em consideração as premissas do método, pode-se concluir que na área controle as concentrações de metais em água não representam risco potencial à saúde da população, e que, na área experimental, há um incremento nas concentrações destes metais, resultando em um índice de perigo acima da unidade. Os valores de quociente de perigo mostram que o mercúrio é o único metal responsável pelo valor do índice de perigo acima da unidade, uma vez que o próprio quociente de perigo para o mercúrio tem valor igual a 1. Ou seja, a dose administrada é igual à dose de referência do mercúrio. O problema do Hg, no entanto, devido à sua alta toxidez ambiental

(ver, como exemplo, Bidone *et al.*, 1997), tem de ser considerado com cuidado. Em comunicação pessoal, o Prof. Luís Drude de Lacerda do Dpto. de Geoquímica da UFF, nos transmitiu sua preocupação com dados de concentração de Hg em águas. Segundo Lacerda, em geral esses dados devem ser tratados com reservas tendo em vista problemas de coleta, conservação e análise laboratorial. Procedimentos de reavaliações destes dados através de intercalibrações, por exemplo, podem ajudar a solucionar este problema.

Evidentemente, não estão sendo levados em consideração os decréscimos nas concentrações de metais pesados que ocorreriam com o tratamento convencional de água para beber (cf. Travassos & Bidone, 1995). Entretanto, não podemos esquecer que foi levada em consideração apenas uma via de exposição das 3 potenciais vias de exposição (Ver Seção 2, Tabela 1) e provavelmente, sendo esta a menos importante do ponto de vista da saúde pública, uma vez que o local do estudo está envolvido com a exploração de carvão e geração de energia termoelétrica e, portanto, a via de exposição que deveria ter sido considerada prioritariamente, seria a via inalatória. Isto quer dizer que devemos ter em mente, para a discussão dos resultados e conclusão dos trabalhos, as dificuldades analíticas para a determinação do mercúrio em águas naturais, as vias de exposição que não foram consideradas e que são extremamente importantes, sobretudo a via inalatória, e a via ingestão de alimentos, em especial a ingestão de peixes, sobretudo para o mercúrio, reconhecidamente um metal que bioacumula em organismos aquáticos. Justifica-se ainda mais o estudo desta potencial via de exposição quando visto o estudo sobre a pesca realizado na área experimental. Além disso, seria uma maneira de se confrontar os resultados de concentração de mercúrio em peixes com os resultados de mercúrio em águas e além disso, tendo-se os valores de fator de bioconcentração para os metais, torna-se possível derivar critério de qualidade de água para os mesmos metais, conforme dito na Seção 2.

É possível inferir sobre a toxicidade dos elementos químicos à saúde humana considerando-se o valor da dose de referência para cada um deles. Então, considera-se que, se a dose de referência for menor do que $0,01 \text{ mg.Kg}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, o elemento químico pertence ao grupo I na potencia toxicológica, sendo considerado o tipo mais tóxico. No presente estudo, 6 dos 8 metais estão classificados neste grupo (cf. Tabela 10). Entretanto, os metais considerados de maior interesse toxicológico ambiental do ponto de vista da saúde humana são, atualmente, o arsênio, o cádmio, o chumbo e o mercúrio (Klaaseen, 1997). Critérios de qualidade de águas para diversos elementos químicos, derivados através do método de avaliação de risco à saúde humana são apresentados na Tabela 11.

Tabela 11
TABELA DE ALGUNS VALORES REFERENCIAIS
DE QUALIDADE DE ÁGUAS FLUVIAIS

Elementos Químicos	CONAMA Res. n 20 (µg/L)			Padrões Norte-Americanos* (µg/L)				Critérios Numéricos ^b EPA (mg/L)		
	Classe I	Classe II	Classe III	SMCLs	NIPD-WR	MCLG	MCL	RCRA/MCL	(1)	(2)
As	50				50	zero		50	0,0022	0,0175
Al			100	50-20						
Cd	1				10	5	10		10	10
CdIII	500								170 mg/L	3433 mg/L
CrVI	50				50	100	50		50	50
Cu	20		500	1000		1300	1300		1000	1000
Pb	30				50	zero	5		50	50
Mn	100		500	50					50	
Hg	0,2		2						0,14	0,15
Ni	25		25			100	100		632	730
Se									10	10
Zn	180			5000					5000	5000

^a SMCLs= Secondary Maximum Contaminant Level; NIPDWR= National Primary Drinking Water Regulations; MCLG= Maximum Contaminant Level Goal; MCL= Maximum Contaminant Level; RCRA/MCL= Resource Conservation and Recovery Act/ Maximum Concentration Limits

^b Critérios de qualidade de águas fluviais para a proteção da saúde humana, para efeitos adversos não-cancerígenos e cancerígenos (risco de 10E-06), derivados a partir do Método de Avaliação de Risco à Saúde Humana proposto pela EPA; (1): exposição através de ingestão de água e de organismos aquáticos; (2): exposição através de ingestão de organismos aquáticos somente.

O arsênio é um elemento classificado como cancerígeno humano. Por isto, para a máxima proteção da saúde humana de potenciais efeitos cancerígenos devido à exposição ao arsênio através da ingestão de águas e/ou de organismos aquáticos, a concentração deste elemento em águas ambientais deveria ser zero, baseado na suposição da não existência de limiar de dose para este tipo de efeito. Entretanto, um nível zero não pode ser obtido, pois o arsênio é encontrado nos solos, água e ar, como um contaminante ambiental. Por isto, é necessário se trabalhar admitindo diferentes níveis de risco potencial à saúde humana. Para uma pessoa adulta, calcula-se uma dose diária média de arsênio de cerca de 300µg. Quase toda a dose diária é por via ingestão de água e alimentos. Há evidências experimentais de que a absorção gastrointestinal é eficiente. O arsênio deposita-se principalmente no fígado, rins, coração e pulmões. O arsênio atravessa a barreira placentária, sendo um potencial teratogênico. Pouco se sabe sobre as biotransformações do arsênio no organismo humano. Os arsenicais orgânicos são excretados mais rapidamente que os inorgânicos e há evidências de que o arsênio é metilado no organismo humano. A excreção é fundamentalmente via urina. O tempo de meia-vida para a excreção urinária é cerca de 3 a 5 dias. Intoxicação crônica por arsênio apresenta

sintomas não específicos, tipo fraqueza, anorexia, náusea, vômito, etc. Os efeitos cancerígenos foram pesquisados em animais experimentais e em humanos, havendo evidências de que a exposição crônica ao arsênio, via ingestão de água, predispõem a carcinomas de pele. Efeitos teratogênicos foram demonstrados em hamsters (Klaassen, 1997).

O Cd ocorre em apenas um tipo de valência (+2) e não forma compostos alquílicos ou outros compostos organometálicos de conhecido significado toxicológico. O cádmio (Cd) tem sido classificado recentemente como provável cancerígeno humano, embora ainda não tenha sido derivado um fator de potência de câncer para este elemento químico. As maiores relevâncias da exposição humana ao Cd são os efeitos sobre os pulmões pela inalação aguda e os efeitos sobre os rins da exposição crônica, induzindo proteinúria irreversível, atingida por uma dose diária de 140 a 260µg de Cd. Quando a carga acumulada de Cd nos rins excede a 200µg/g, ocorre o comprometimento renal. Os rins são considerados os órgãos alvo da exposição ambiental crônica ao Cd para a população em geral. A principal via de exposição da população em geral, não fumante, é via alimentação. A contribuição de outras vias para a captação total, é muito pequena. Via pulmonar por fumar cigarros é muito importante quando se considera a exposição ao Cd. Em áreas contaminadas, a exposição ao Cd via alimentos pode chegar a várias centenas mg/ dia. Dados em animais experimentais e em humanos mostram que a absorção pulmonar é extremamente eficiente (50% do Cd inalado é absorvido) e muito maior do que a absorção gastrointestinal, a qual é influenciada pelo tipo de dieta e estado nutricional. Há um gradiente materno-fetal de Cd. Embora o Cd acumule na placenta, pouco é transferido para feto. O Cd absorvido pelos pulmões ou pelo sistema gastrointestinal é estocado principalmente no fígado e rins. O tempo de meia-vida biológica é muito longa (décadas) no músculo, rins, fígado e em todo o organismo humano. As concentrações de Cd na maioria dos tecidos aumenta com a idade. Metalotioneína é uma importante proteína de transporte e estocagem de Cd e de outros metais pesados. O Cd pode induzir a síntese de metalotioneína em muitos órgãos, incluindo fígado e rins (Klaassen & Jie, 1997). Os níveis de Cd nas fezes é um bom indicador de exposição recente, via alimentos, na ausência de exposição via inalação. O Cd no sangue ocorre principalmente nas hemácias, sendo as concentrações plasmáticas geralmente muito baixas. A dose diária de Cd via alimentos em áreas não contaminadas com Cd é em torno de 10 a 40µg (WHO, 1992a).

Concentração de chumbo no sangue humano é uma indicação de absorção recente do metal. A tendência mundial é o decréscimo nos níveis de Pb no sangue, como visto em sangue de crianças nos Estados Unidos, onde os níveis mostraram um decréscimo de 10µg/dl entre a década de 70 para a década de 90 (atingindo atualmente, teores em torno de 6µg/dl). Teores de 30µg/dl de Pb em sangue de pessoas adultas é considerado limite máximo, sendo que para valores acima de 75µg/dl aparecem sintomas claros de envenenamento por Pb (Lessler, 1988; Klaassen, 1997).

A população em geral está primariamente exposta ao mercúrio através da dieta e de amálgama dentário. Do amálgama dentário o mercúrio inorgânico é liberado como vapor. Dependendo das concentrações de mercúrio inorgânico no ar e na água, podem ocorrer significantes contribuições para a dose diária. Resultados de estudos em animais experimentais e em humanos indicam que cerca de 80% do vapor de mercúrio metálico

inalado é absorvido, enquanto o mercúrio metálico líquido é pobremente absorvido via sistema gastrointestinal (menos do que 1%). O mercúrio inorgânico inalado como aerossol é depositado no trato respiratório e absorvido, sendo a taxa de absorção dependente do tamanho da partícula. Compostos de mercúrio inorgânico são absorvidos pelo trato gastrointestinal com baixa eficiência. Os rins são os principais acumuladores de mercúrio inorgânico e somente pequena fração atravessa a barreira placentária (WHO, 1990 e 1991). O peixe (ou outros alimentos aquáticos) é a fonte dominante de exposição humana ao metilmercúrio. O metilmercúrio é um reconhecido composto neurotóxico, que atravessa a placenta e pode causar sérios danos teratogênicos, de natureza neurológica, irreversíveis (Chang, 1977; Louria, 1992; Klaassen, 1997), enquanto que o mercúrio inorgânico não apresenta tais efeitos. O metilmercúrio está listado pelo Programa Internacional de Segurança de Agentes Químicos como um dos seis mais perigosos agentes químicos ambientais. O peixe acumula metilmercúrio em muitas vezes a concentração do metilmercúrio presente na água em que vive (bioconcentração) ou no alimento que consome. Esta espécie de mercúrio representa até 95% do mercúrio total encontrado em tecidos de peixes (Huckabee, 1979). O mercúrio apresenta níveis de concentrações não tóxicas em torno de 3 a 4 µg/dl no sangue de pessoas adultas. Como o metilmercúrio está concentrado nas hemácias e o mercúrio inorgânico não, a distribuição do mercúrio nas hemácias e plasma pode indicar se o envenenamento é por mercúrio inorgânico ou orgânico. As concentrações de mercúrio na urina da população em geral não ultrapassa 5 µg/l (Klaassen, 1997).

Resultados da avaliação de risco potencial ao meio ambiente, Tabela 6.

Tabela 6

Valor médio das concentrações máximas de metais em sedimentos na área experimental (MAE), concentrações médias de metais em sedimentos na área controle (MAC), fator de Contaminação (C), Grau de Contaminação ($GC = \sum C$), Fator de resposta Tóxica (FRT), considerando um índice de bioprodutividade (IBP) igual a 10, Risco Ecológico (RE) e Risco Ecológico Potencial Total ($RET = \sum RE$) na avaliação de risco ecológico.

Metal	MAE (mg/Kg)	MAC (mg/Kg)	C	FTR	RE
As	0,005	0,0036	1,27	10	12,7
Cd	0,005	0,0015	3,70	21,2	78,6
Cr	0,098	0,05	1,97	1,41	2,79
Cu	1,40	0,46	3,06	3,53	10,8
Hg	0,075	0,045	1,67	20	33,3
Pb	1,05	0,60	1,75	3,53	6,18
Zn	3,76	0,081	46,41	0,70	32,8
			GC = 59,85	RET = 177,3	

O valor do grau de contaminação deste estudo ($GC=59,85$) é considerado muito alto, indicando séria contaminação antropogênica. Pode-se observar, através dos valores dos fatores de contaminação (C) que o principal contribuinte para tal valor é o Zn, metal reconhecidamente presente em efluentes domésticos. O Fator de resposta Tóxica (FRT), considerando um índice de bioprodutividade (IBP) igual a 10, o que representa um situação intermediária e não a “pior situação”, demonstram que os mais

importantes metais do ponto de vista da toxicologia ao ambiente aquático são o Cd e o Hg, seguidos pelo As. Entretanto, os valores calculados para o Risco Ecológico (RE) demonstram que as altas concentrações de Zn o colocam como um importante contaminante depois do Cd e do Hg, na área do estudo. Pelo valor do Risco Ecológico Total podemos concluir que a área experimental do estudo apresenta-se sob risco ecológico moderado para o corpo hídrico. A área controle (resultados não mostrados) apresenta-se sob baixo risco ecológico potencial, sendo o incremento de risco calculado para a área experimental em torno de 2,5 vezes.

Os critérios de qualidade de águas para diversos elementos químicos, derivados através do método de avaliação de risco ao meio ambiente aquático são apresentados na Tabela 7. Pode-se observar que o Cd e o Hg são os metais mais tóxicos aos organismos aquáticos, sendo seus níveis de contaminação aceitáveis, de uma a três ordens de grandeza mais restritivos que os demais metais analisados.

Tabela 7
TABELA DE CRITÉRIOS NUMÉRICOS (MG/L) DE QUALIDADE DE ÁGUAS FLUVIAIS PARA A PROTEÇÃO DE ORGANISMOS AQUÁTICOS, DERIVADOS PELA EPA A PARTIR DAS EQUAÇÕES APRESENTADAS NA SEÇÃO 2.

<i>Elementos Químicos</i>	<i>Concentração média de 24h</i>	<i>Concentração Máxima</i>
As		440
Cd	0,0129*	3*
Cr III	44	4.700*
Cr VI	0,29	21
Cu	5,6*	22*
Hg	0,00057	0,017
Pb	0,75*	74*
Se	35	260
Zn	47	180*

*= critério dependente da dureza da água, como exemplo está colocado o critério considerando a dureza de 50mg/L como CaCO₃.

Fatores ambientais afetam a captação e, portanto o impacto tóxico do Cd sobre organismos aquáticos. Aumento na dureza da água decresce a captação e o impacto tóxico do Cd. O conteúdo orgânico da água geralmente decresce a captação do Cd por se ligar ao Cd e reduzir sua biodisponibilidade. Entretanto, há evidências de que alguns tipos de matéria orgânica atuem de maneira oposta. O Cd é rapidamente acumulado por muitos organismos aquáticos, particularmente por microorganismos e moluscos, onde o fator de bioconcentração atinge até ordem de grandeza de milhares. Alguns invertebrados do solo

também acumulam Cd. A maioria dos organismos mostram baixos a moderados fatores de bioconcentração de Cd, geralmente inferiores a 10. O Cd tende a permanecer ligado a proteínas de diversos tecidos vivos. Específicas metalotioneínas (proteínas que se ligam a metais pesados) têm sido isoladas de organismos expostos ao Cd. A concentração de Cd é maior nos rins e fígado (ou órgãos equivalentes). A eliminação deste metal ocorre principalmente via rins, embora significativa quantidade deste metal seja eliminado via exoesqueleto em crustáceos. Nas plantas o Cd é concentrado especialmente nas raízes, e em menor extensão, nas folhas. O Zn aumenta a toxicidade do Cd para invertebrados aquáticos. Não há consistente interação entre Cd e Zn em peixes. Águas fluviais contém Cd dissolvido em concentrações entre <1 e 14 ng/L. Em áreas não habitadas, as concentrações de Cd na atmosfera é geralmente menor do que 1 ng/m³, e em áreas não poluídas, as concentrações de Cd tem sido reportadas entre 0,2 a 0,4mg/Kg. Entretanto, ocasionalmente são encontrados valores até 160mg/Kg (WHO, 1992b)

Os sais de mercúrio, sobretudo o mercúrio orgânico, são rapidamente absorvidos pelos organismos aquáticos, sendo geralmente, o metilmercúrio mais tóxico a organismos aquáticos e pássaros, do que o mercúrio inorgânico. O peixe retém em seus tecidos principalmente o metilmercúrio em altas concentrações, embora a maioria do mercúrio ambiental ao qual ele está exposto, na água, seja mercúrio inorgânico. As indicações são de que o mercúrio inorgânico é metilado especialmente por via microbiológica. A eliminação do metilmercúrio do peixe é lenta, com o tempo de meia vida na ordem de vários meses a anos), bem como de outros organismos aquáticos. A perda de mercúrio inorgânico é muito mais rápida, sendo que o acúmulo em peixes é predominantemente de metilmercúrio. O peixe acumula metilmercúrio em muitas vezes a concentração do metilmercúrio presente na água em que vive (bioconcentração) ou no alimento que consome. Esta espécie de mercúrio representa até 95% do mercúrio total encontrado em tecidos de peixes (Huckabee, *et al.*, 1979). O mercúrio mesmo em baixas concentrações ambientais representa perigo aos microorganismos. Para os organismos aquáticos, o metilmercúrio é considerado mais tóxico do que as formas inorgânicas. A toxicidade do mercúrio a organismos aquáticos é afetada pela temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido e dureza da água, embora tais parâmetros não estejam indicados na formulação para derivação de critério numérico de qualidade de águas para o mercúrio, pelo método da avaliação de risco ecológico (Federal Register, 1980). A reprodução de peixes parece ser afetada adversamente pelo mercúrio. As plantas são geralmente insensíveis aos efeitos tóxicos dos compostos de mercúrio (WHO, 1989).

Do ponto de vista da saúde pública pode-se considerar as seguintes categorias de impactos ambientais (Giroult, 1988):

Prioridade 1: impactos que afetam a saúde humana ou a segurança.

Prioridade 2: impactos que prejudicam economicamente os recursos naturais disponíveis (incluindo ar, água, solos, floresta, peixes, construções civis, etc.).

Prioridade 3: impactos que podem prejudicar outros valores ecológicos e culturais (espécies ameaçadas, locais arqueológicos, monumentos históricos, paisagismo, etc.).

Então, empregando o método de avaliação de risco à saúde humana e ao meio ambiente para avaliar a contaminação ambiental por metais pesados em corpos hídricos, na região carbonífera do RS e os potenciais efeitos adversos à saúde humana e ao meio

ambiente, podemos concluir pela necessidade de se detalhar estudos relativos a Cd e Hg, priorizando a determinação da exposição especialmente via ingestão de alimentos, sobretudo peixes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BARRON, M. G. Bioconcentration. Will water-borne organic chemicals accumulate in aquatic animals? *Environ. Sci. Technol.*, v.24, n.11, p.1612-1618, 1990.
- BARTELL, S. M., GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. *Ecological risk estimation*. Chelsea, USA: Lewis Publishers, 1992. 252p. Series Editor Edward J. Calabrese.
- BIDONE, E.D. Incorporação das externalidades ambientais geradas pela poluição em análises econômicas do tipo benefício-custo (B&C). Estudo de caso: contaminação de águas fluviais. CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOQUÍMICA, 6. Salvador, BA, out. 1997.
- BIDONE, E. D.; CASTILHOS, Z. C.; DE SOUZA, T. M. C.; LACERDA, L. D. Fish contamination and human exposure to mercury in the Tapajós river basin, Pará State, Amazon, Brazil. A screening approach. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v.59, n.2, Aug 1997b.
- BIDONE, E. D.; CASTILHOS, Z. C.; SANTOS, T. J. S. S.; SOUZA, T. M.; LACERDA, L. D. Fish contamination and human exposure to mercury in Tartarugalzinho River, Amapa State, Northern Amazon, Brazil. *Water, Air and Soil Pollution*, n.97, p.9-15, 1997c.
- CHANG, L. W. Neurotoxic effects of mercury - a review. *Environ. Res.* n.14, p.329, 1977.
- CONAMA. Resolução n.20. *Diário Oficial*, 1986.
- CPEHS. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. *Guías para evaluar riesgos para la salud por mezclas químicas - EPA: Registro Federal Parte IV (1988)*. Metepec, Mexico, 1988.
- FEDERAL Register, v.45; n.231, 1980
- GIROULT, E. *Why and how to strengthen human health considerations in environmental impact assessment*. Presented at 9th International Seminar on Environmental Impact Assessment, organized by Centre for Environmental Management and Planning, 1988. 20p.
- HAKANSON, L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, n.14, p.975-1001, 1980.
- HAKANSON, L. Aquatic contamination and ecological risk. *Water Res.*, v.1818, n.9, p.1107-1118, 1984.
- HATJE, V.; BIDONE, E.D.; MADDOCK, J. L. *Estimation of the natural and anthropogenic components of heavy metal fluxes in fresh water*. Sinos river, Rio Grande do Sul State, South Brazil. 1997. (Submetido à Environmental Technology)
- HAYGARTH, P. M.; JONES, K. C. Atmospheric deposition of metals to agricultural surfaces In: BIOGEOCHEMISTRY OF TRACE METALS (Adriano, D.C. ed.) Lewis Publishers, p.249-275, 1992.
- HETTIGE, H.; MARTIN, P.; SINGH, M.; WHEELER, D. *The industrial pollution projection system*. The World Bank, Policy Research Department, Environment, Infrastructure, and Agriculture Division. 77p.
- HUCKABEE J. W.; ELWOOD J. W.; HILDEBRAND, S. G. Accumulation of mercury in freshwater biota. In: NIAGRU, J. O. (Ed). *The biochemistry of mercury in the environment*. Amsterdam: Elsevier North Holland, 1979. p.277-302
- IAEA. International Atomic Energy Agency. The application of the principles for limiting releases of radioactive effluents in the case of the mining and milling of radioactives ores. *Safety Series*, n.90, 1989. 75p.

- KLAASSEN, C. D. Heavy metals and heavy metals antagonists. In: GOODMAN & GILMAN'S. The pharmacological basis of therapeutics. GILMAN, A.G., GOODMAN, L.S., RALL, T.W.; MURAD, F. p.1605-1627. Macmillan Publishing Company, 1997.
- KLAASSEN, C. D.; JIE, L. Role of metallothionein in cadmium-induced hepatotoxicity and nephrotoxicity. *Drug Metabolism Reviews* (Frederick J. Di Carlo, editor), v.29, n1/2), p.79-109, 1997.
- KOCHER, D. C.; HOFFMAN, F. O. Regulating environmental carcinogens: where do we draw line? *Environ. Sci. Technol.*, v.25, n.12, p.1987-1989, 1991.
- LACERDA et al. Heavy metals atmospheric inputs from energy generation in Brazil. *Heavy Metals in the Environment* (R-D. Wilken, U. Förstner, A. Knöchel, editors), v.1, p.81-83, 1995.
- LAYBAUER, L.; BIDONE, E. D. Mass balance estimation of natural and anthropogenic heavy metal fluxes in streams near Camaquã Copper Mines, Rio Grande do Sul State, southern Brazil. *Environmental Geochemistry in the Tropics* (Wasserman, J. C.; Silva-Filho, E. V.; Villas-Boas, R., editores), Lecture Notes in Earth Science Series, Springer-Verlag, Berlin, p.105-120, 1997. 249p. (No prelo.)
- LESSLER, M.A. Lead and lead poisoning from antiquity to modern times. *Ohio J. Sci.*, v. 88, n.3, p.78-84, 1988
- LOURIA D. B. Trace metal poisoning In: WYNGAARDEN, J. B.; SMITH JR, L.H.; BENNET, J. C. (Ed.) *Cecil textbook of medicine*. 19.ed Philadelphia: Saunders, v.2, 1992. 2380p.
- NIAGRU, J. O.; Pacyna, J. M. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*, v.333, n.6169, p.134-139, 1988.
- TRAVASSOS, M. P.; BIDONE, E. D. Avaliação da contaminação por metais pesados na Bacia do Rio Cai-RS através de uma análise dinâmica. *Desenvolvimento Sustentável dos Recursos Hídricos*. Associação Brasileira dos Recursos Hídricos, n.3, p.205-11, 1995. Publ. n.1.
- US EPA. United States Environmental Protection Agency. *Risk assessment guidance for superfund*. v.1: Human health evaluation manual. 1989a.
- US EPA. United States Environmental Protection Agency. *Risk assessment guidance for superfund*. v.2: Environmental evaluation manual, 1989b.
- SÁNCHEZ, J. C. D.; FORMOSO, M. L. L. *Utilização do carvão e meio ambiente*. Porto Alegre: CIEN-TEC, 1991. Boletim Técnico n.20, 34p.
- WHO:1989. Environmental Health Criteria 86. Mercury-environmental aspects. Geneva: World Health Organization, 114p.
- WHO:1990. Environmental Health Criteria 101. Methylmercury. Geneva: World Health Organization, 144p.
- WHO:1991. Environmental Health Criteria 118. Inorganic mercury. Geneva: World Health Organization, 166p.
- WHO:1992a. Environmental Health Criteria 134. Cadmium. Geneva: World Health Organization, 280p.
- WHO:1992b. Environmental Health Criteria 135. Cd-environmental aspects. Geneva: World Health Organization, 156p.
- ZAPPONI, G. Methods for the component of industrial development projects. INTERNATIONAL SEMINAR ON ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT, 9. Centre for Environmental Management and Planning, 1988. 19p.