UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FACULDADE DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E CONTABILIDADE
Departamento de Economia

EFEITOS DA EROSÃO DO SOLO NA GERAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA: UMA ABORDAGEM DA ECONOMIA AMBIENTAL

JOÃO FERNANDO MARQUES

Orientador: Prof. Dr. Antônio Evaldo Comune

São Paulo
1995

Reitor da Universidade de São Paulo
Prof. Dr. Flávio Fava de Moraes

Diretor da Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade
Prof. Dr. Denisard Cnéio de Oliveira Alves

Chefe do Departamento de Economia
Prof. Dr. Eleutério Fernando da Silva Prado

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FACULDADE DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E CONTABILIDADE
DEPARTAMENTO DE ECONOMIA

EFEITOS DA EROSÃO DO SOLO NA GERAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA: UMA ABORDAGEM DA ECONOMIA AMBIENTAL

JOÃO FERNANDO NAPOLES

ORIENTADOR: PROF. DR. ANTONIO EVALDO PONTUNE

TESE APRESENTADA À FACULDADE DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E CONTABILIDADE DA UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO PARA OBTENÇÃO DO TÍTULO DE DOUTOR EM ECONOMIA

SÃO PAULO
(1997)

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FACULDADE DE ECONOMIA ADMINISTRAÇÃO E CONTABILIDADE
DEPARTAMENTO DE ECONOMIA

EFEITOS DA EROSÃO DO SOLO NA GERAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA: UMA ABORDAGEM DA ECONOMIA AMBIENTAL

JOÃO FERNANDO MARQUES

ORIENTADOR: PROF. *Dr. ANTÔNIO EVALDO COMUNE*

TESE APRESENTADA À FACULDADE DE ECONOMIA ADMINISTRAÇÃO E CONTABILIDADE DA UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO PARA OBTENÇÃO DO TÍTULO DE DOUTOR EM ECONOMIA

SÃO PAULO
1995

À **LILIA**, MINHA ESPOSA, COM CARINHO,
DEDICO

AO **LUÍS FELIPE E À GIULIA**, ***GERAÇÃO FUTURA***, MEUS FILHOS, COM ESPERANÇA,
DEDICO

À DONA **AMÁLIA**, MINHA MÃE, COM SAUDADES,
(IN MEMORIA)
DEDICO

AO **LUÍS BICUDO**, INESQUECÍVEL AMIGO,
(IN MEMÓRIA)
DEDICO

AGRADECIMENTOS

Ao professor Antônio Evaldo Comune pela competente e amiga orientação que ultrapassou os limites do saber acadêmico e intelectual.

Ao professor Fred Hitzhusen pelas sugestões iniciais das quais surgiu o esquema de análise do presente trabalho.

Ao professor Ademar Romeiro pelo estímulo e pelas valiosas observações na versão final.

Ao amigo Manoel do Carmo Vieira pela imprescindível e decisiva colaboração na elaboração da análise de risco, pois, sem sua contribuição, esta parte do trabalho não teria sido possível.

Ao companheiro de trabalho Paulo Choji Kitamura pelas críticas e sugestões nas diversas fases do trabalho.

Ao professor Ricardo Shirota pelas proveitosas trocas de idéias e pelas contribuições apresentadas na primeira versão.

Ao professor Joaquim Bento de Souza Ferreira Filho pelas importantes contribuições e sugestões.

Aos engenheiros Dr. Newtom Opperman e Dr. Célio Chaves e demais engenheiros da CPFL, que tornaram exeqüível a parte empírica do trabalho.

Aos professores da FEA Carlos R. Azzoni, Paulo C. Milone e Décio K. Kadota pelas críticas e sugestões.

À Márcia Izabel Fugisawa Souza pela inestimável colaboração na revisão que contribuiu para melhorar o entendimento e a clareza do texto e pela elaboração das referências bibliográficas.

Aos chefes do CNPMA, Clayton Campanhola, Ariovaldo Luchiari Júnior e Vander Roberto Bisinoto pelo incondicional apoio à realização deste trabalho

Aos companheiros, Canuto, Claudia Maia, Irias, Laércio, Miguel, Nicolela, Spadotto e Zé Maria que não me deixaram esmorecer diante das dificuldades.

Ao geólogo Cláudio Leite pelos importantes esclarecimentos sobre o fenômeno físico do processo de erosão-sedimentação e pelas sugestões.

Às companheiras de trabalho Maria Amélia, Nilce e Rejane que não pouparam esforços na busca de informações.

Aos ex-dirigentes da EMBRAPA, Ágide G. Neto, Eduardo P. M. Sarmento e Murilo X. Flores que direta ou indiretamente tornaram possível esse trabalho.

.Aos amigos de todas as horas: Ana, Conceição, Dindo, Dr. Ciro, Elivelton, Eliani, Gaspar, Jardine, Laura, Rudinei, Sandra e Vasco pela presença, apoio e demonstração de carinho tornando esta missão menos solitária.

Aos companheiros do CNPMA, do CNPTIA e CTAA, que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

. À EMBRAPA pelo oportunidade do treinamento.

Ao César, Marquinhos, Ana Paula, Carla e Sonia pelo apoio na parte formal.

Erros, omissões e julgamentos de valor, eventualmente, contidos neste trabalho são de inteira e total responsabilidade do autor.

SUMÁRIO

Página

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE QUADROS

RESUMO

A literatura sobre as inter-relações entre agricultura, meio ambiente e economia relativa ao Brasil pode ser considerada escassa tanto nos aspectos conceituais quanto empíricos.

Não obstante tal situação é conhecido o fato de que a agricultura produz não somente bens e serviços desejados e valorados positivamente pela sociedade mas também resíduos - de agroquímicos e sedimentos que vão afetar de forma negativa uma ou mais funções que o ambiente provê ao homem. Os fluxos de bens e serviços providos pela natureza constituem-se: da oferta de matérias-primas e de recursos naturais usados pelos processos produtivos desenvolvidos pelo homem; da capacidade de assimilação dos resíduos e dejetos urbanos, industriais e agrícolas; da oferta de recreação, lazer através de uso direto ou indireto e indireto; da biodiversidade no seu conceito mais amplo e do suporte à vida animal e vegetal.

Esta pesquisa procura evidenciar os impactos do processo de erosão-sedimentação na oferta de bens e serviços da natureza diretamente ou naqueles bens construídos pelo homem a partir de um recurso natural. Via de regra os impactos ambientais da erosão são agrupados nos efeitos externos e internos à unidade agrícola de produção. Os primeiros manifestam-se através de reduções na produtividade da terra, nos custos de produção e no preço das terras agrícolas afetadas pela erosão. Os impactos do segundo grupo podem ser observados através de danos à biodiversidade, aos serviços de recreação e abastecimento d'água, à capacidade de assimilação dos recursos aquáticos, à geração de energia elétrica, a segmentos situados a rio-abaixo, enfim, na própria qualidade da água.

O presente estudo objetiva calcular o valor econômico do dano ambiental causado pela sedimentação tendo por base seus efeitos no sistema de geração de energia elétrica. Os impactos neste sistema vão desde a redução na capacidade de armazenamento de água dos reservatórios (redução no montante de energia gerada) até o aumento nas atividades de manutenção das usinas hidrelétricas (devido a abrasão das turbinas, máquinas e outros equipamentos de contato permanente com a água) e a redução do número de dias de operação da usina (devido a operação de limpeza e dragagem).

Com a utilização do método do custo de reposição, da receita sacrificada, enfim, da queda de produtividade do sistema foi possível calcular o valor monetário do dano ambiental causado pelo assoreamento do rio Sapucaí através das usinas hidrelétricas aí localizadas.

O componente empírico deste trabalho apoiou-se nas informações referentes ao funcionamento de duas usinas a fio d'água administradas pela CPFL, e no estudo de viabilidade para a implantação de novas unidades, projetando as hipóteses com e sem assoreamento para o conjunto gerador de oito usinas que estão na fase do estudo de viabilidade. O valor econômico do dano ambiental estimado mostrou ser de expressiva grandeza (US$ 253.329.000,00) à taxa de desconto de 3% a. a., na hipótese de assoreamento severo, mais que suficiente para a aquisição de um conjunto de geração de energia da mesma capacidade geradora que aquele danificado pelos sedimentos no valor de US$ 178.857.321,00.

A análise de risco indicou a probabilidade de sessenta e cinco por cento dos valores do custo estarem situados entre US$186 e US$ 220 milhões nas condições assumidas para o assoreamento da bacia do Rio Sapucaí e região, quando descontados à taxa de 3% a.a.

Tendo em vista que o presente estudo somente valorou um dos possíveis impactos ***off site*** da erosão do solo pode-se avançar, que qualquer programa objetivando a redução das taxas de erosão e de sedimentação terão custos inferiores aos benefícios potenciais a serem alcançados.

Dadas a complexidade de que se reveste a água, principal recurso ambiental impactado pelo processo de erosão-sedimentação - seu caráter não-rival e não-excludente (na maioria dos usos); as externalidades geradas pelo processo de produção; os usos consumptivo e não-consumptivo; o múltiplo uso do recurso e os aspectos ligados à qualidade, em função de cada uso específico, impõe-se a necessidade de uma participação efetiva do Estado através de políticas públicas que disciplinem o uso e preservem a qualidade do recurso. Neste contexto medidas de conservação do solo devem ser avaliadas não somente com base nos efeitos ***on farm*** mas também no conjunto de benefícios que poderão alcançar toda a sociedade.

SUMMARY

The empirical and theoretical literature dealing with the interrelationship of environment, agriculture and economics is very scarce in the third world countries and Brazil as well.

The agriculture sector produces not only goods and services positively valued by society but also residues - sediment and agrochemicals - that will affect one or more functions provided by the natural environment. The flow of goods and services provided by nature are: raw material or natural resources, assimilative capacity, recreation, biodiversity and life support system.

The environmental impacts due to erosion-sedimentation process are grouped into two categories - on farm and off farm impacts. The present study will focus mainly on those impacts related with off site damages caused by sedimentation.

The estimated economic value of the environmental damages will be based on effects at hydroelectric generation plants. Such effects can be classified as lost of reservoir capacity, increasing activities of maintenance and reduction of numbers of days of generation of electricity.

In order to calculate the monetary values of the damages caused by siltation, loss in revenue, replacement cost approach or decreasing productivity system method were used through run of river hydroelectric generation plants located on Sapucaí River in the state of São Paulo.

Empirical work is based on experience of two run of river plants and the set of eight units projected to be installed at Sapucaí River. The estimated economic damage value discounted at 3% per year under severe hypotheses of US$ 253.329.000,00 is quite large when related to US$ 178.857.321,00, the amount invested to construct a similar energy generation system.

Risk analysis showed that under given sedimentation hypotheses, values discounted at 3% are also quite large (US$ 186 to US$ 220 million) and have high probability (65%) of occurrence.

Since this research study focused on only one among all impacts caused by sedimentation, the calculated economic value underestimates the total environmental economic damage. This situation suggests that effective soil conservation programs aiming to reduce erosion and sedimentation rates will probably cost less than the total benefits.

The complexity of water - the main environmental resource impacted by erosion-sedimentation processes - non-rival and non-exclusion characteristics: externalities generated by agricultural processes; multiple uses of water; and quality and quantity involved in water problems requires government or collective action in order to assure availability of clean water according to individual uses.

1. INTRODUÇÃO

A literatura sobre as inter-relações entre a agricultura, meio ambiente e economia, embora abundante e relativamente desenvolvida nos países do primeiro mundo, é escassa no que se refere aos conceitos e aplicações relativas às situações dos demais países. No caso do Brasil, este fato pode ser comprovado pela tímida produção de textos, teses e estudos que contemplam, simultaneamente, as áreas de: economia, agricultura e meio ambiente, tornando a identificação desses trabalhos uma tarefa de pouca complexidade. Para fins de ilustração os estudos de maior destaque podem ser apontados como os seguintes: Cunha (1992 e 1994); Kitamura (1994); Margulis (1989); Menck (1993); Montoya et al. (1994); Romeiro & Abrantes (1981) e Veiga (1993). No referente aos estudos de valoração econômica do meio ambiente podem ser destacados: Azzoni & Isai (1992); Azzoni & Isai (1994); Motta et al. (1994) e Gutierrez (1994). Esta constatação aponta uma lacuna nesta área do conhecimento, no Brasil, além de indicar a falta de análises, conhecimentos e informações que possam subsidiar os tomadores de decisão, os formuladores de políticas agrícolas e ambientais e as organizações civis, principalmente, as não-governamentais, que vêm ocupando cada vez mais espaço no cenário das discussões de assuntos relevantes, como é a questão da qualidade ambiental.

A literatura mundial vem mostrando que a agricultura, na forma como vem sendo praticada, é produtora não só de grãos , fibras, carnes, frutas, mas também de resíduos poluidores do ambiente - sedimentos e resíduos de

agroquímicos -, que vão impactar negativamente uma ou mais funções que o ambiente provê ao homem.

O presente trabalho procura, portanto, identificar os impactos, via de regra, negativos que os subprodutos da produção agrícola, os sedimentos, vão causar tanto nos sistemas naturais quanto naqueles construídos pelo homem. A partir desta identificação procurou-se isolar os efeitos do processo de erosão-sedimentação no sistema de geração de energia elétrica. Através do método de produção sacrificada e do custo de reposição estimou-se o valor monetário dos danos impostos à geração de energia elétrica nas usinas projetadas para o Rio Sapucaí.

A erosão de natureza antrópica, resultante da ação do homem no processo de produção agrícola, vai liberar partículas do solo que vão ter seu destino determinado, principalmente, pelos cursos d'água e através destes vão causar impactos e danos em vários compartimentos do ambiente natural e do construído pelo homem.

Em síntese, pode-se afirmar que o processo de erosão das terras agrícolas vai causar impactos em dois grandes setores de atividade. No setor agrícola propriamente dito e no setor não-agrícola, como o ambiente aquático e as diversas formas de vida aí contidas, os reservatórios de água para abastecimento e geração de energia elétrica, a navegação, a pesca, enfim, provoca degradação na qualidade da água, irradiando efeitos deletérios a uma gama de setores que da água dependem ou estão com ela em contato permanente.

Neste sentido, Hitzhusen (1993) pondera que o desenvolvimento econômico na maioria dos países, historicamente, tem se apoiado na exploração e utilização dos recursos naturais e ambientais, em particular na exploração do recurso terra. A erosão do solo tem se tornado um problema sério tanto nos países do primeiro mundo como nos demais. Estudos empíricos, principalmente os relativos ao primeiro grupo de países, têm mostrado que a erosão do solo não só reduz a produtividade agrícola mas também resulta em danos ***off farm*** ou ***off site*** (Clark II et al. 1985; Crosson, 1985; Gunterman et al. 1975; Haucks, 1985; Ribaudo, 1989; Warford,

1987). As estimativas dos valores monetários correspondentes aos danos ***off site*** podem ser de magnitude algumas vezes superior aqueles valores estimados para os danos que se verificam ***on site,*** ou seja, no próprio setor agrícola (Clark II et al. 1985; Crosson, 1985; Ribaudo, 1989).

O presente trabalho objetiva a mensuração econômica do efeito do processo de erosão-sedimentação na geração de energia em hidrelétricas do tipo a fio d'água. Os valores estimados à luz da teoria econômica neoclássica podem vir a subsidiar a formulação de políticas públicas que visem não somente o controle da erosão do solo agrícola, mas também a melhoria da qualidade ambiental, expressa neste caso, pela qualidade dos recursos hídricos.[1] Contudo, é oportuno observar que este estudo não indicará nem as formas de intervenção governamental nem os instrumentos adequados a uma política que objetive alcançar o binômio conservação do solo e qualidade da água.

Não se objetiva nesta análise enfocar os efeitos da erosão sobre o setor agrícola. Por esta razão, não estão sendo investigadas as repercussões econômicas na produtividade, no uso de insumos e no valor das terras agrícolas, como resultado do processo de erosão do solo. A preocupação com a erosão do solo sob este enfoque não é recente. Diversos estudos empíricos e modelagens têm não apenas procurado estabelecer as relações físicas entre as variáveis, mas também analisado as repercussões econômicas de tal ocorrência (Dedeck, 1987; Diebel et al. 1992; Follet & Stwart, 1985; Lal, 1987; Sorrenson & Montoya, 1989; Sparovek et al. 1993; William et al. 1989).

A erosão-sedimentação, da forma como aqui enfatizada, constitui-se em uma externalidade, isto é, um subproduto indesejável e involuntário, oriundo do processo de produção agrícola que vai impactar negativamente outros setores e ambientes, provocando uma interdependência em que não há compensação econômica entre as partes.

---

[1] Neste estudo, o termo recursos hídricos refere-se somente às águas superficiais - rios, lagos, reservatórios - não englobando as águas subterrâneas. Isto, porém, não deve ser interpretado como se, na realidade, ambos os mananciais fossem independentes entre si.

Procurou-se dar um enfoque analítico dentro do qual a agricultura, uma fonte não-pontual de poluição, pode ser compreendida nos limites das concepções teóricas subjacentes à interpretação econômica neoclássica, através dos desdobramentos recentes da teoria econômica do meio ambiente, procurando evidenciar o valor monetário de um dano causado no ambiente pelo processo de erosão- sedimentação. Pelas limitações que, espera-se, ficarão evidentes ao longo deste trabalho, as estimativas monetárias do custo ambiental tomaram por base unicamente os efeitos sobre a geração de energia elétrica em usinas a fio d'água.

Ainda é oportuno destacar que o uso de pesticidas e fertilizantes também vem causando externalidades negativas, ou seja, vem impactando outros compartimentos ambientais e econômicos e o próprio homem, mas não se constitui objeto de investigação do presente trabalho. Não se ignorando todas as demais implicações extrínsecas à área agrícola que os sedimentos vão causar, tomou-se os efeitos da sedimentação na geração de energia elétrica como um estudo de caso em que pode-se exercitar o princípio da determinação do valor econômico do ambiente, através do conceito de valor de uso e do método de mensuração, chamado de produção sacrificada ou redução na produtividade do recurso. Os outros componentes do valor econômico total, os valores de opção, de existência e os demais valores de uso, também poderiam ter sido estimados, desde que os demais impactos ambientais tivessem sido precisamente identificados e quantificados e os métodos apropriados de valoração tivessem sido usados, o que não se constitui pretensão deste trabalho. Portanto, os cálculos efetuados subestimam ou estão conservadoramente estimando os valores econômicos dos danos ambientais causados pelo processo erosão-sedimentação. Ou, visto sob outro prisma, tais valores subestimam os benefícios econômicos que poderão ser auferidos se o montante de sedimentos aportados ao curso d'água for reduzido, quer por práticas conservacionistas do solo, quer por quaisquer outras medidas de prevenção ou contenção dos sedimentos.

Sem perder de vista a perspectiva do processo de erosão e sedimentação como uma externalidade ambiental, fez-se uma revisão da literatura

demarcando pontualmente os conceitos mais relevantes para análise que se pretende. Obviamente, que não se preocupou em exaurir toda a literatura publicada, mas sim, envidou-se esforços em utilizar os conceitos e técnicas consolidados pela teoria econômica que apresentam uma aceitação no conjunto da teoria econômica do meio ambiente. Desta forma, conceituou-se o meio ambiente como provedor de bens e serviços ao homem, proporcionando-lhe bem-estar. Portanto, alterações na qualidade ambiental resultam em modificações no bem-estar. Como os serviços ou funções que o ambiente provê ao homem são escassos, constituem-se em bens econômicos, deveriam, portanto, como qualquer outro bem econômico ter um preço que refletisse tal situação. Porém, na realidade, parte considerável dos bens e seviços providos pelo ambiente não são transacionados no mercado, o que fez com que a teoria econômica aplicada às questões ambientais desenvolvesse métodos para a determinação do valor econômico de tais bens e serviços.

Conforme Nicolaisen et al. (1991) os dois grandes ramos nos quais se desenvolveu a economia do meio ambiente e dos recursos naturais são: o enfoque sobre a escassez dos recursos naturais durante os anos 60 e 70, principalmente; e nos anos mais recentes, o enfoque sobre os efeitos da poluição e degradação da atmosfera, solo e água. Vatn & Bromley (1994) relatam que em 1992 quarenta e dois porcento dos artigos nos principais periódicos internacionais sobre economia ambiental versavam, de alguma, forma sobre estimativas do valor econômico do ambiente. A contribuição que o presente estudo procura dar enquadra-se neste último enfoque, ou mais precisamente, estima-se os custos ambientais causados pelos impactos do processo de erosão-sedimentação em unidades de geração de energia elétrica.

Circunscrevendo a área de abrangência deste estudo, salienta-se que embora relevantes, não fazem parte do corpo deste trabalho, os seguintes tópicos: o estudo sobre a forma mais adequada de intervenção governamental para resolver o problema dos efeitos da sedimentação nos diversos segmentos econômicos; as relações entre erosão e produtividade agrícola; as discussões conceituais e metodológicas sobre a agricultura sustentável e desenvolvimento sustentável, e as

questões institucionais e legais sobre o meio ambiente, de forma geral, e sobre a agricultura e a água, em particular. Por fim, cabe fazer duas observações adicionais sobre a natureza do presente trabalho: 1) o objeto de pesquisa não teve como alvo principal contribuir diretamente para a evolução dos conceitos e paradigmas relativos às questões que associam o meio ambiente aos padrões de desenvolvimento, de consumo e aos problemas sociais; 2) tampouco preocupou-se com as chamadas questões ambientais globais - aquecimento do globo terrestre, destruição da camada de ozônio, desmatamento das florestas tropicais, chuva ácida, dentre outros. Tratou-se da questão mais específica dos efeitos da erosão-sedimentação e os seus impactos na ambiente. A busca de um novo paradigma de desenvolvimento humano e o problema das questões globais exigem um tratamento diferenciado do aqui adotado. Embora todas essas preocupações acima mencionadas tratem, explicitamente, a qualidade ambiental como fator de relevância na tomada de decisões é importante que não se confunda os diferentes tipos de questões, para que não seja exigido deste trabalho respostas que o mesmo não se propôs a dar.

O presente estudo é composto de seis capítulos: no primeiro, procura-se enquadrar o tema da tese e dar uma visão geral do trabalho; no segundo, procura-se conceituar a erosão e a produção de sedimentos como um efeito ambiental externo à unidade de produção agrícola; no terceiro, descortina-se o meio ambiente como um provedor de bens e serviços ao homem, bens esses econômicos; no quarto, é apresentado o suporte teórico básico da análise neoclássica, a teoria econômica do bem-estar e sua adaptação às questões ambientais; no quinto, evidencia-se o conceito teórico de valor econômico total do meio ambiente e as técnicas de mensuração utilizadas quando o bem não é transacionado no mercado; no sexto, é conduzido o estudo empírico sobre a mensuração dos impactos ambientais utilizando-se do método da produção sacrificada e do custo de reposição com base nos efeitos na geração de energia elétrica e, finalmente no sétimo, à luz dos capítulos anteriores, discute-se os principais resultados e conclusões.

O segundo capítulo evidencia que a atividade econômica agricultura, dada a tecnologia em uso, produz subprodutos indesejáveis e involuntários - a

erosão e o conseqüente acúmulo de sedimentos no solo e na água. As partículas do solo arrancadas pelas gotas da chuva e levadas pelas águas transformam-se em sedimentos, que irão impactar negativamente outros ambientes naturais e/ou construídos pelo homem, ambos externos à unidade agrícola de produção. Neste capítulo também são descritos de uma forma geral alguns efeitos potenciais do ponto de vista químico, físico e biológico que os sedimentos, através dos cursos d'água, provocam na fauna e flora aquáticas e nos organismos dela dependentes; nas atividades de recreação; nos serviços de abastecimento de água; na navegação; nos reservatórios e na geração de energia elétrica.

O terceiro capítulo introduz o conceito de ambiente como provedor de bens e serviços dentro de uma perspectiva econômica, onde tais serviços constituem-se em bens escassos, portanto, econômicos. Nessa conceituação, é plenamente aceito que a oferta de matérias-primas e recursos naturais, a capacidade de assimilação do meio, a estética e a oferta de recreação, a biodiversidade e todo o sistema de suporte à vida na terra, formam o fluxo de bens e serviços ambientais dos quais, somente alguns são transacionados no mercado.

A base teórica e as derivações mais tradicionais de políticas ambientais estão apresentadas no quarto capítulo. A partir dos elementos da teoria neoclássica do bem-estar foram sendo introduzidos os conceitos de externalidades, de bens coletivos ou públicos e de direitos de propriedade sobre os recursos naturais. As alterações no modelo básico derivado desses conceitos são analisadas com vistas a subsidiar a elaboração das estimativas do cálculo do custo ambiental. Neste capítulo apresentam-se as condições teóricas para o alcance do ótimo de Pareto apontando, inclusive, que este critério não permite uma completa ordenação social das alternativas. Ou seja, o mesmo aplica-se somente a situações em que passar de uma situação para outra não existam perdedores. O problema é que na prática as políticas envolvem ganhadores e perdedores, envolvem benefícios para uns e custos para outros. Desta forma, a regra que diz que as políticas devem ser aprovadas quando alguns ficam em situação melhor, e ninguém em situação pior é de aplicação limitada. Como não faz parte deste trabalho a escolha da política a ser adotada, não

se apresenta o debate teórico sobre as diversas correntes que abordam o processo de escolha social e nem as recomendações de ordem prática daí derivadas. Portanto, ao longo deste trabalho não serão feitas mais que breves menções ao problema. Ademais, acredita-se que as estimativas dos valores monetários para o custo ambiental - objetivo desta tese - podem servir de subsídios para qualquer política pública previamente definida por qualquer critério de escolha.

O conceito de valor econômico total do ambiente, segmentado pelos valores de uso, valores de existência e valores de opção são apresentados no quinto capítulo. Como inúmeros bens e serviços ambientais não apresentam preços de mercado e como o valor de existência, na maioria das vezes, também não é captado pelo mercado, os economistas ambientais desenvolveram diversas técnicas de apreçamento dos bens e serviços ambientais, as quais serão discutidas também neste capítulo.

O sexto capítulo, apresenta os resultados das estimativas dos custos ambientais do assoreamento do Rio Sapucaí, através da utização do conceito de produção sacrificada, tendo como base de dados os estudos sobre a implantação de oito usinas a fio d'água prevista para aquela bacia hidrográfica e os levantamentos diretos efetuados junto aos engenheiros da Companhia Paulista de Força e Luz (CPFL). Através deste levantamento foi possível definir o perfil de manutenção e operação das usinas com e sem os efeitos da sedimentação e suas repercussões na geração, nos custos e na vida útil das hidrelétricas. Os preços relevantes de energia elétrica e da mão-de-obra empregada nas atividades de operação e manutenção coletados junto a ELETROBRÁS E CPFL, utilizados para o cômputo da receita sacrificada e dos custos adicionais, foram ajustados para refletir os preços sociais. A taxa social de desconto usada para o cálculo do custo ambiental foi retirada da literatura disponível. Dada a controvérsia existente na literatura, não só sobre a magnitude das taxas, mas também sobre a técnica de desconto aplicada às questões ambientais, foram feitas breves considerações sobre o assunto..

Os seguintes fatores foram decisivos para a escolha da região na qual apoiou-se o cálculo do custo ambiental: alto potencial de erosão das terras situadas

naquela bacia hidrográfica (Nakazawa et al.,1994); a experiência dos engenheiros da CPFL na operação de usinas na região e no Estado de São Paulo (dada a falta de levantamentos sistemáticos sobre o assunto, este fator assumiu importância decisiva); a disponibilidade de dados sobre investimentos e custos de geração obtidos através dos estudos de viabilidade sobre a implantação de um conjunto de pequenas centrais hidrelétricas no Rio Sapucaí e os registros sobre a operação e manutenção das usinas de Dourados e São Joaquim, ambas no Rio Sapucaí, mantidos pela CPFL. Além do que, este tipo de hidrelétrica deverá assumir importância no futuro, tendo em vista que os aproveitamentos de grande porte, com a conclusão das usinas de Porto Primavera, Rosária, Taquaruçu e Três Irmãos, praticamente, encerram o seu ciclo no Estado de São Paulo.

No sétimo capítulo conclui-se pela viabilidade de se mensurar os impactos ambientais causados pela sedimentação, desde que as técnicas utilizadas sejam compatíveis com o dano e/ou benefício ambiental a ser mensurado. No presente trabalho, as estimativas dos custos ambientais provocados pela erosão-sedimentação baseiam-se, exclusivamente, na redução da geração de energia elétrica, no aumento de custos de manutenção e nos investimentos necessários à reposição prematura de equipamentos e componentes que estão em contato direto com a água. Contudo, há que se observar que os valores assim estimados situam-se abaixo dos reais valores dos custos totais impostos pela erosão à sociedade, uma vez que os demais impactos, conforme descritos nos capítulos anteriores não foram objeto de mensuração econômica no presente estudo. Os valores encontrados podem servir de subsídios à formulação de políticas públicas visando a melhoria da qualidade da água e a redução das taxas de erosão e de sedimentação, independentemente do instrumento de política a ser adotado. Adverte-se, ainda, que o valor encontrado não representa o teoricamente idealizado sob as hipóteses de concorrência perfeita e de outras necessárias ao alcance do ótimo de Pareto, mas representa o possível de se estimar considerando as "imperfeições" da realidade e as imprecisões dos métodos disponíveis. Assim, as soluções possíveis para o problema da sedimentação do Rio Sapucaí, advindas do uso dos valores por este

estudo estimados, não pertencem ao grupo das soluções ***first best,*** mas caminham no sentido das chamadas soluções ***second best***.

Ainda neste capítulo, discute-se que em função das características dos recursos hídricos, principal ativo ambiental a sofrer os impactos da sedimentação, as forças de mercado não são suficientes para evitar a sobre-utilização do recurso, caracterizada pelo excesso de sedimentos - montante acima da capacidade de assimilação -, o que vai gerar custos externos em outros setores. Impõe-se, desta forma, a necessidade de intervenção do Estado, como representante da sociedade organizada, na condição de provedor do recurso ambiental em questão, em quantidade e qualidade desejadas pela sociedade. Contudo, deve-se compreender que este estudo não avança no sentido da escolha da forma da participação do Estado.

Apesar das restrições quanto à disponibilidade de dados (em quantidade e qualidade) e das limitações impostas pelo instrumental de análise oferecido pela teoria neoclássica, nas atuais circunstâncias, não se dispõe de alternativas que possuam o mesmo grau de desenvolvimento e abrangência e que possibilitem valorar monetariamente danos e benefícios ambientais. A valoração é indispensável para dar suporte à tomada de decisões nas questões relativas ao meio ambiente e aos recursos naturais e, também para possibilitar uma conscientização maior por parte da sociedade dos problemas ambientais causados pela ação do homem.

Dadas as incertezas presentes em cálculos que se utilizam de valores e situações previstas para o futuro, ainda neste capítulo, fez-se uso da técnica de simulação com vistas a obter os valores presentes dos danos ambientais ponderados pela probabilidade de sua ocorrência. Em função da própria característica do método de cálculo utilizado, todas as variáveis componentes dos danos ambientais foram colocadas sob uma função de distribuição de probabilidade individual. Verificou-se, então, a ocorrência dos valores estimados em duas hipóteses: aquela que considerou a situação de assoreamento de todas as usinas do Estado de São Paulo; e a outra hipótese em que ponderou-se a ocorrência dos

diferentes graus de assoreamento em função das usinas localizadas na bacia hidrográfica do Rio Sapucaí e região.

Finalmente, o sétimo capítulo apresenta as principais conclusões desta pesquisa: é possível obter valores monetários para o custo ambiental a partir das externalidades causadas pelo processo de erosão-sedimentação em usinas geradoras de energia elétrica do tipo fio d'água; os valores obtidos são significativos em comparação à necessidade de reposição de um conjunto gerador de energia semelhante e quando comparados à possível repercussão nos preços da energia. Dadas a presença de externalidade e a natureza de bem público - não-rival e não-excludente - dos recursos e dos serviços ambientais severamente afetados pelo assoreamento e pela problemática envolvida no processo de sedimentação e pela complexidade do recurso natural mais afetado, não se visualiza outra alternativa que não a participação do Estado para a garantia da qualidade ambiental. Porém, por estar fora do escopo deste estudo não são discutidas as políticas de intervenção estatal apropriadas ao problema da sedimentação do Rio Sapucaí.

2. AS INTER-RELAÇÕES ENTRE A EROSÃO E O MEIO AMBIENTE

2.1. Considerações Preliminares

A agricultura ao mesmo tempo em que assegura a provisão de alimentos e fibras produz, dada a tecnologia em uso, subprodutos indesejáveis e involuntários que vão impactar negativamente outros sistemas produtivos naturais ou construídos pelo homem (Harris, 1990).

Esses subprodutos indesejáveis podem ser divididos, dentre outras, em duas grandes categorias: os sedimentos propriamente ditos originados através do processo de erosão do solo e os resíduos de agroquímicos (fertilizantes e pesticidas[1]) que associados às partículas do solo e ao movimento das águas podem atingir os recursos hídricos superficiais ou subterrâneos.

O Quadro 2.1. mostra as perdas de solo decorrentes da produção agrícola, por tipo de produto cultivado para o Estado de São Paulo. Estas perdas, inevitavelmente, vão impactar outros setores de atividade humana, quer através dos fluxos d'água, quer pelo impacto dos sedimentos. Estima-se que da produção agrícola total do Estado de São Paulo, a geração de sedimentos em conseqüência da erosão do solo agrícola situa-se em torno de 200 milhões de toneladas ano. Grande parte deste montante de terras vai, naturalmente, ser depositado nos rios, lagos, reservatórios, provocando uma série de impactos ambientais, na grande maioria, negativos e que serão objeto de análises nos próximos tópicos.

---

[1] Pesticidas incluem os herbicidas, inseticidas, fungicidas e acaricidas.

Quadro 2.1. Perdas de Terras Associadas ao Uso Agrícola no Estado de São Paulo

CULTURAS	ÁREA	PERDAS DE TERRAS	TOTAL DE PERDAS
CULTURAS/ANUAIS	*1000/ha*	*T/ha/ano*	*1000/T/ano*
ALGODÃO	349,25	24,8	8.661,40
AMENDOIM	76,63	26,7	2.046,02
ARROZ	271,20	25,1	6.807,12
FEIJÃO	428,05	38,1	16.308,70
MILHO	1,285,30	12,0	15.423,60
SOJA	534,6	20,1	10.745,46
OUTRAS	386,95	24,5	9.480,27
SUB-TOTAL	**3.331,98**	----	**69.472,58**
CULTURAS TEMPORÁRIAS			
CANA	2.152,05	12,4	26.685,42
MAMONA	11,96	41,5	496,34
MANDIOCA	39,06	33,9	1.324,13
SUB-TOTAL	**2.203,07**	----	**28.505,89**
CULTURAS PERMANENTES			
BANANA	51,65	0,9	46,49
CAFÉ	732,77	0,9	659,49
LARANJA	786,30	0,9	707,67
OUTRAS	40,25	0,9	36,22
SUB-TOTAL	**1.619,97**	----	**1.449,87**
PASTAGENS	10.236,13	0,4	4.094,45
VEGETAÇÃO	1.243,00	0,4	497,20
REFLORESTAMENTO	1.110,35	0,9	999,32
ÁREAS CRÍTICAS			
ESTRADAS PERIURBANAS	562,50	175,0	98.437,50
OUTRAS	4.467,73	1,0	4.467,73
SUB-TOTAL	**17.619,71**	----	**108.496,20**
TOTAL	**24.765,73**	----	**207.924,54**
REDUÇÃO DAS PERDAS	(15%)	----	14.914,25
TOTAL DAS PERDAS	----	----	**193.010,29**

Fonte: Belinazzi Jr. et al. (1981), atualizado para a safra 87/88.
Obs: A redução das perdas se dá em função da prática de controle da erosão.

Objetivamente, este trabalho pretende discutir aqueles efeitos provocados pela erosão do solo no seu processo de geração de sedimentos, que ao deixarem o solo agrícola vão provocar efeitos indesejáveis e involuntários nos sistemas naturais e nos construídos pelo homem. Este estudo será conduzido sob a ótica interpretativa que define o meio ambiente como um recurso escasso, portanto, um bem econômico passível de valoração, e que requer políticas governamentais objetivando manter a qualidade ambiental e a sustentabilidade dos recursos naturais.

2.2. *A Erosão do Solo*

O processo de formação do solo se dá através do clima, dos organismos vivos e dos produtos resultantes de sua atividade biológica. O solo é um ambiente vivo, onde se realiza uma intensa atividade biológica, com uma estrutura diferenciada, onde cada centímetro cúbico comporta milhões de partículas minerais agregadas a milhões de seres microscópicos e onde uma infinidade de seres vivos encontra hábitat. A complexidade deste processo é lembrada pelo fato de que a formação de uma espessura de solo de 20cm pode variar entre 100 a 10.000 anos (Rio Grande do Sul, 1983).

Lepsch (1977) define o solo como sendo a massa natural que compõe a superfície da terra, que suporta ou é capaz de suportar plantas, ou também, como a coleção de corpos naturais que contém matéria viva e é resultante da ação do clima e da biosfera sobre a rocha, cuja transformação em solo se realiza durante certo tempo e é influenciada pelo tipo de relevo. Bertoni & Lombardi Netto (1985) definem o solo como a coleção de corpos naturais ocorrendo na superfície da terra contendo matéria viva suportando ou sendo capaz de suportar plantas. É, enfim, a camada superficial de crosta terrestre em que se sustentam e se nutrem as plantas. Essa tênue camada é composta por partículas de rochas em diferentes estágios de desagregação, água e substâncias químicas em dissolução, ar, organismos vivos e matéria orgânica em distintas fases de decomposição.

O processo de formação do solo é contrabalançado por um outro processo, este que remove do solo suas partes formadoras, principalmente pela ação da água da chuva - é o chamado processo de erosão (Rio Grande do Sul, 1983).

Os processos de formação e erosão do solo são extremamente dinâmicos e refletem um certo equilíbrio natural que ocorre na superfície da Terra.

Neste processo, a erosão é considerada normal, e o equilíbrio, às vezes rompido com a intensificação da erosão, é mais rápido que a regeneração natural do solo, o que provoca perdas em suas camadas. Este processo de erosão acelerada provocado pela ação do homem é conhecido por erosão antrópica.

Quanto à sua origem, a erosão pode ser natural ou geológica e acelerada ou antrópica. A primeira é causada por fenômenos naturais que agem constantemente na crosta terrestre, independente da ação do homem, fazendo parte da própria formação do solo, e seu efeito carece de importância imediata. A segunda, origina-se da ação direta do homem sobre o solo, a qual se estabelece quando são destruídos os elementos naturais do equilíbrio e constitui um fenômeno de alto significado econômico e social, especialmente devido à rapidez com que o processo se dá (Rio Grande do Sul, 1983). O uso humano do solo, quer através da agricultura quer através de outra atividade humana, representa fator decisivo de aceleração dos processos erosivos (São Paulo, 1989).

A erosão pode também ser estudada do ponto de vista dos agentes causadores - vento[2] e água. A erosão hídrica consiste no transporte de partículas do solo, por arraste, através da ação das águas, podendo diferenciar-se quanto à forma de alteração do agente mecânico e quanto ao grau de intensidade. A primeira se dá por embate das ondas, por impacto da gota d'água e por percolação.

A erosão pelas ondas ocorre em regiões litorâneas, margens de rios e lagos. As ondas avançam sobre as margens desagregando o solo e deixando em suspensão o material desagregado que, posteriormente, quando do retorno das ondas, será depositado de forma seletiva no fundo dos mares, represas, deltas e meandros dos rios.

A erosão causada pelo impacto das gotas da chuva, pela ação desta sobre a superfície do solo desprotegido, atua compactando-o e destruindo sua estrutura, desagregando suas partículas, ou seja, liberando das partículas que o

---

[2] A erosão eólica consiste no transporte aéreo, ou por rolamento de partículas de solo pela ação do vento. Este tipo ocorre com freqüência em regiões áridas e arenosas em que a vegetação é insuficiente para cobrir e proteger o solo.

formam, partículas menores e mais soltas, as quais são colhidas pela película de água que escorre (Rio Grande do Sul, 1983). O escoamento superficial é muito mais intenso em áreas sem cobertura vegetal, ou seja, as gotas se juntam formando uma lâmina d'água com força suficiente para arrastar as partículas liberadas (São Paulo, 1989).

A erosão por percolação se dá quando a água da chuva infiltra no solo e em determinadas condições pode arrastar as partículas e outras substâncias, as quais serão depositadas em camadas mais profundas. Este tipo de erosão é um dos fatores fundamentais de diferenciação dos horizontes dos solos, podendo dar origem à camada de impedimento ou deslocar nutrientes para camadas inatingíveis pelo sistema radicular das plantas (Rio Grande do Sul, 1983).

Quanto ao grau de intensidade a erosão pode ser em lençol ou laminar, em sulcos ou ravinas e em voçorocas, sendo este último o grau mais intenso. A erosão em lençol ou laminar é a que ocorre na superfície do solo, onde as gotas da chuva ao formarem filetes de água criam força suficiente para arrastar as partículas liberadas pelo impacto direto das gotas da chuva no solo. Estes filetes de água podem seguir lavando a superfície do terreno como um todo sem formar canais definidos, ou então, podem se juntar cada vez mais até formar enxurradas com elevada capacidade de arrancar novas partículas do solo e de transportar grandes volumes do material solto. No primeiro caso é como se uma lâmina d'água lavasse por inteiro o terreno, daí o nome erosão laminar, ou erosão por escoamento laminar. No caso da formação de enxurradas ocorre a erosão por escoamento concentrado, que formam os sulcos e as ravinas, podendo atingir a configuração de voçorocas na medida em que a erosão se aprofunda nos terrenos (São Paulo, 1989).

A erosão em sulcos ocorre em função da formação de valas provocadas pelas enxurradas ao promoverem a remoção da parte superficial do solo, dada sua intensa capacidade de arrancar partículas adicionais do solo, além daquelas extraídas pelas gotas de chuva, transportando, desta forma, grande volume de material solto. Desta maneira, tem-se a ocorrência de processos erosivos por escoamento concentrado formando sulcos, que na medida do avanço da erosão em profundidade no terreno, podem formar as voçorocas. As voçorocas podem ser

formadas através da intensificação do processo erosivo, passando pela laminar, sulco e voçoroca, ou então, diretamente, a partir de um ponto de elevada concentração de água sem a devida dissipação de energia. Dependendo da intensidade e constância das águas, bem como do tipo do solo e de outros fatores, a voçoroca poderá se aprofundar até atingir o lençol freático. A voçoroca compreende um estágio mais avançado e complexo da erosão, cujo poder destrutivo é maior que as outras formas, sendo palco de diversos fenômenos: a erosão superficial e a erosão interna (aquela que avança para o interior do solo na forma de tubos, solapamentos, deslizamentos, escorregamentos); ambas se conjugam no sentido de dotar esta forma de erosão (a voçoroca) de elevado poder destrutivo. Este poder se manifesta nas grandes dimensões assumidas por esta forma de erosão que atinge dezenas de metros de largura e profundidade e pela grande velocidade com que o processo avança. Principalmente, por esta razão, as voçorocas em estágio avançado são de difícil recuperação (São Paulo, 1989).

2.2.1. Fatores Causadores da Erosão

A ação antrópica - ocupação humana do solo - é o principal fator de aceleração dos processos erosivos. Portanto, as causas da erosão têm origem no rompimento do equilíbrio natural existente no solo onde terra, água, ar, animais e vegetais estão em harmonia. Este rompimento se dá quando o homem "produz" o solo para dar início à sua atividade econômica de produção de bens.

As causas da erosão do solo raramente agem de forma isolada, no mais das vezes, atuam em conjunto e até mesmo interagem entre si (Rio Grande do Sul, 1983).

Com a ocupação humana do solo são criadas as condições para o desenvolvimento das erosões aceleradas, cujo processo passa a ser comandado por diversos fatores, assim resumidos: eliminação de matéria orgânica e da cobertura vegetal, compactação do solo, ação do sol e chuva sobre o solo nu e a interação entre tais fatores.

A diminuição do teor de matéria orgânica do solo se dá pela queima ou retirada dos restos de cultura, eliminando fonte importante de matéria orgânica, tão decisiva para a estrutura, para a vida macro e microbiana do solo e para o equilíbrio natural.

A compactação do solo, a depender de sua textura, se dá pela ação das máquinas agrícolas, mas não somente pelas rodas como também pelos implementos de movimentação do solo, principalmente quando este é cultivado com um teor de umidade acima do ideal.

A ação da chuva nos processos erosivos se dá não somente pelo arraste das partículas, mas também, pelo impacto das gotas desagregando as partículas e compactando a superfície do solo sem cobertura. O impacto direto da gota de chuva sobre a superfície do solo é causa principal da erosão. Devidos à sua ação de picaretas e de sua força de compactação pela gravidade origina-se uma crosta superficial, onde, posteriormente, as partículas de solo são arrastadas pela lâmina d'água que corre na superfície (São Paulo, 1989).

A ação do sol sobre o solo sem cobertura vegetal pode destruir a matéria orgânica e os microrganismos, porém, o grau de intensidade deste problema depende da umidade existente no solo.

A interação dos fatores solo desnudo, baixo teor de matéria orgânica, compactação, intensidade das chuvas, relevo e mecanização inadequada associada às características do próprio solo constitui-se na causa fundamental da erosão do solo e de sua intensidade.

A perda de grande parte da matéria orgânica pelo solo indica que o mesmo terá comprometido sua estrutura, não permitindo boa infiltração da água; as partículas não terão a mesma capacidade de resistência e irão compactando-se, principalmente, sob a ação das máquinas agrícolas, podendo propiciar uma micropulverização, tornando-o ainda mais suscetível ao arraste pela água de chuva.

A atuação dos referidos fatores terão intensidades diferentes obedecendo às particularidades do solo, tais como: características físicas e químicas, condições topográficas, cobertura vegetal, regime de chuva e manejo.

As características químicas e físicas do solo referem-se à estrutura, textura, composição química e quantidade de matéria orgânica que são consideradas fatores determinantes da intensidade com que ocorrem os processo erosivos. Desta forma, em condições de igualdade, um solo arenoso sofrerá a ação da erosão mais intensamente que um solo argiloso, ao passo que um solo bem estruturado, com bom teor de matéria orgânica e com boa composição química será menos suscetível à erosão que um solo que não possua tais condições.

A topografia é um fator que determina a velocidade do processo erosivo, assim, a erosão será mais intensa em um solo com declividade maior. A influência da topografia na erosão é, portanto, analisada pela ponderação de dois fatores: declividade e comprimento da encosta.

A cobertura vegetal, natural ou determinada pelo tipo de cultura agrícola, propicia uma certa proteção ao solo que em última circunstância constituir-se-á em um dos fatores que, de certa forma, condiciona o processo de erosão. Considerando o impacto direto das gotas de chuva no solo, o escoamento da água de chuva e a ação dos raios do sol sobre o solo descoberto, é fácil entender que a cobertura vegetal reduz o impacto direto da chuva e do sol, reduz também o escoamento superficial, diminuindo a capacidade das águas de removerem e transportarem as partículas do solo.

A chuva também provoca uma aceleração da erosão, dependendo de sua distribuição no tempo e no espaço e de sua intensidade. Chuvas adequadas em

quantidade, mais leves, espaçadas e não prolongadas terão uma ação muito menor na aceleração da erosão do que as chuvas pesadas, intensas e consecutivas.

O manejo do solo pelo agricultor, a verificação do teor de umidade no momento da mecanização para o preparo do solo, o tipo de mecanização em todas as fases do processo de produção, a incorporação dos restos culturais, as práticas de rotação de culturas, as adubações e correções e outras práticas são fundamentais na ação controladora dos fatores causadores de erosão.

Por fim, cabe distinguir que os fatores que comandam a erosão: chuva, cobertura vegetal e topografia são chamados extrínsecos ao processo erosivo, enquanto o tipo de solo é considerado o principal fator intrínseco. Intrínseco porque o tipo de solo, além de comandar a erosão é influenciado por ela e determina também a sua suscetibilidade à erosão, chamada de erodibilidade, ou seja, a maior ou menor facilidade dos solos serem erodidos (São Paulo, 1989).

A Figura 2.1. resume os principais tipos de erosão e suas causas determinantes.

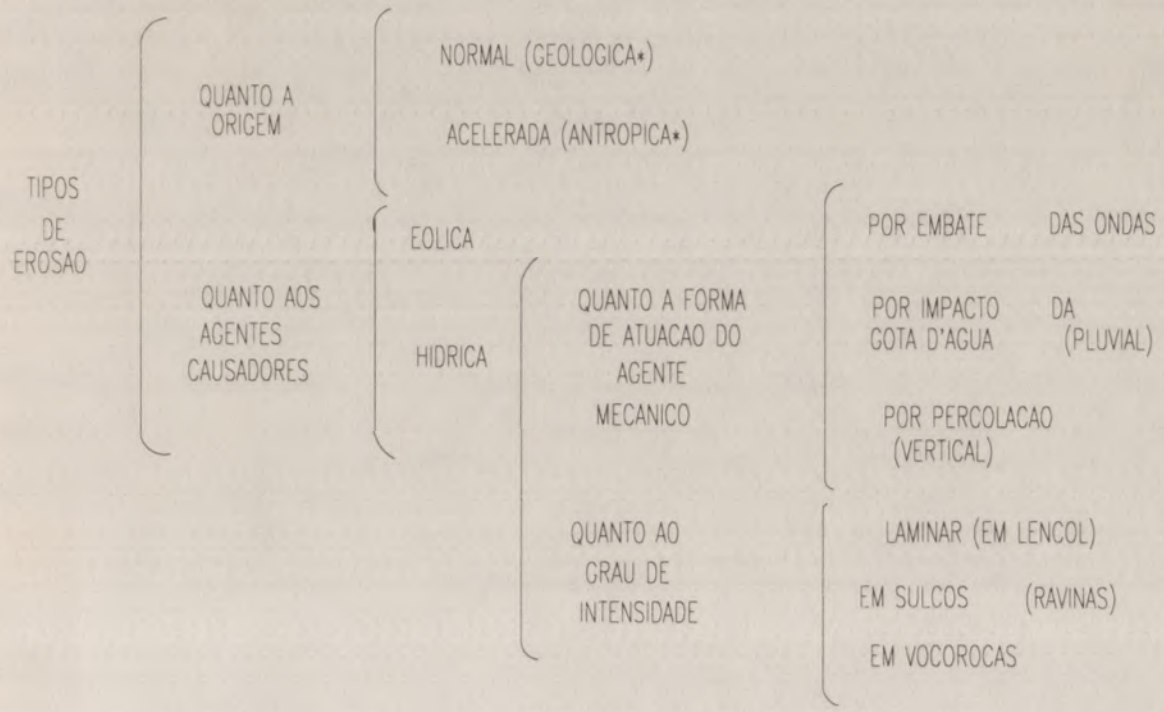


Figura 2.1. Tipos e Causas da Erosão

2.3. Os Impactos da Erosão do Solo no Ambiente[3]

A erosão do solo, tradicionalmente, tem sido enfocada como responsável pelos problemas de redução da produtividade da terra. Ou seja, tomando-se somente as perdas de terra pela erosão, a quantidade produzida de um determinado produto agrícola por unidade de área pode decrescer ao longo do tempo sem considerar a reposição da perda de fertilização natural. Assim, os impactos da erosão na unidade agrícola de produção implica na queda de produtividade física da terra e no conseqüente aumento do uso de fertilizantes artificiais. A erosão afeta também o valor de mercado das terras erodidas, cujo preço deve refletir sua condição de inferioridade como fator de produção, uma vez que perde não só os nutrientes naturais, mas também provoca alterações na estrutura e dificulta as operações agrícolas de uma forma geral. Outro impacto devido à erosão do solo é aquele que ainda se verifica no setor agrícola e que ocorre nas áreas que se situam água abaixo, cujos reflexos não fogem àqueles verificados na unidade agrícola que dá origem a erosão, que são, principalmente, queda na produtividade, redução no preço de mercado das terras e aumento nos custos de produção.

Os impactos da erosão além das fronteiras das propriedades têm sido motivo de preocupações recentes em vista da amplitude dos problemas que esse efeito proporciona ao ambiente.

Pode-se considerar os impactos causados pelos processos erosivos em duas categorias: os impactos a nível de propriedade agrícola, geralmente chamados de ***on farm***, ***on site***, intrínsecos ou internos e os impactos verificados fora dos limites das explorações agrícolas: ***off farm, off site,*** extrínsecos ou externos.

Os impactos ***off farm*** constituem-se dos problemas causados pelos sedimentos levados pela água ao serem retirados dos campos agrícolas, pelo processo de erosão. Entre o início do processo erosivo e o destino final dos

---

[3] Este item baseou-se amplamente na obra de Clark II et al. 1985. Porém, o presente estudo enfocou somente os impactos negativos no ambiente natural e construído pelo homem.

sedimentos, os mesmos causam uma série de problemas, tanto nos cursos d'água diretamente ***in stream*** quanto nos segmentos localizados fora dos cursos ***off stream.*** Assim, os primeiros são causados por sedimentos e outros contaminantes ligados ao solo erodido presentes nos lagos, rios, reservatórios e cursos d'agua; os impactos do segundo grupo são formados por aqueles danos que ocorrem antes que os sedimentos alcancem os cursos d'agua e/ou depois, quando a água é usada diretamente no abastecimento urbano e industrial, na irrigação, na produção de energia elétrica e na recreação.

A natureza sem sofrer alterações antrópicas opera em equilíbrio; assim, um curso d'agua natural tem a capacidade de transportar uma quantidade máxima de material sólido, conhecida como valor de saturação. Este depende de várias características, como: vazão e declividade do curso d'agua, granulometria e peso específico das partículas, dentre outras. Caso a quantidade do material transportado seja maior que o valor de saturação, ocorrerá a sedimentação, e se for menor, haverá a tendência a erodir as margens e o leito, procurando restabelecer as condições naturais. Quando o Homem interfere neste sistema, cultivando a terra, consequentemente, causando erosão e aumentando o volume de sedimento que vai ter nos cursos d'água, este equilíbrio é rompido (Carvalho, 1989).

Este processo antrópico, como se pode perceber, causa ao ambiente efeitos físicos, químicos e biológicos de certa complexidade, cujos impactos potenciais, embora identificados pela literatura, não trazem consigo o estabelecimento preciso nem da magnitude e nem da extensão dos danos ou dos benefícios. Portanto, uma abordagem globalizante da totalidade dos impactos e de suas interações é tarefa quase impossível, quer pela indisponibilidade de dados e informações sobre as inter-relações já conhecidas, quer pelo pouco conhecimento científico das demais interações (Clark II et al., 1985; Carvalho, 1989; Linsley & Franzini, 1978).

2.3.1. Impactos nos Recursos Hídricos

Os sedimentos podem causar impactos quando estão suspensos ou quando se assentam no fundo dos cursos ou nos recipientes d'água. Em ambos os casos, os sedimentos podem impactar diversos bens e serviços ambientais contidos nos próprios recursos hídricos. Quando em suspensão, os sedimentos podem afetar diversas formas de vida aquática, tanto aquelas que diretamente dependem da qualidade da água, ou indiretamente, destruindo hábitat natural e fontes de alimentação. Podem deter, inclusive, potencial para reduzir as possibilidades de uso deste recurso nas atividades que necessitam contacto com a água, como é o caso da natação. Os sedimentos quando repousam no fundo dos corpos d'água podem causar sérios problemas para a vida aquática, ao cobrir fontes de alimentação, destruir esconderijos de espécies e áreas de desovas e ainda, assorear rios e canais de navegação. É óbvio que os sedimentos ao provocarem alterações na ecologia e na estrutura dos cursos d'água causam impactos em inúmeros serviços ambientais. A interdependência existente entre os diversos serviços ambientais prestados pelos cursos d'água antecipa as dificuldades para estimar os valores econômicos dos impactos da sedimentação. Por exemplo, um decréscimo em uma determinada espécie de peixe devido ao aumento de sedimentação pode ter conseqüências na pesca tanto artesanal, recreacional quanto comercial, e na sobrevivência de outras espécies e de outras vidas aquáticas.

2.3.1.1. A Biodiversidade Aquática

Os sedimentos afetam a vida aquática em cada elo da cadeia alimentar, desde as algas microscópicas até grandes peixes. Causam danos diretos, afetando física ou biologicamente organismos aquáticos ou de maneira indireta destruindo seu hábitat natural.

Não obstante esta aparente simplicidade os estudos sobre os efeitos da sedimentação na vida aquática animal e vegetal são complexos. A presença e a distribuição dos organismos são influenciadas por uma ampla variedade de fatores:

composição ecológica da comunidade aquática, composição dos sedimentos e variações no meio físico e químico, tais como: diferenças na temperatura d'água, velocidade da corrente, pH, oxigênio dissolvido, nutrientes, metais pesados e pesticidas e concentrações de dióxido de carbono. Além do mais, muitos desses fatores ambientais são eles mesmos afetados pela presença de sedimentos. Assim, os sedimentos com certo teor de matéria orgânica tendem a ter uma alta demanda por oxigênio, que por sua vez estaria disponível para os demais organismos aquáticos vivos. Por outro lado, a mesma matéria orgânica pode conter um alto teor de pesticidas, tornando-a um alimento contaminado para o consumo de peixes.

Os sedimentos em suspensão afetam os cursos d'água por aumentar a turbidez, ou seja, reduzem a transferência e a penetração de luz solar nas partes mais profundas dos corpos dágua, e, através de um complexo processo, causa uma redução no nível de oxigênio reduzindo sua disponibilidade para os peixes e outras espécies dependentes do oxigênio.

A redução da luz solar no interior dos corpos d'água inibe a produção primária, que é realizada na zona eufótica (profundidade onde existe luz necessária à fotossíntese), resultando em quantidades reduzidas de fitoplâncton (plantas microscópicas, como algumas algas).

Semelhantemente, a redução da luz solar no fundo dos corpos d'água reduz também o crescimento dos elementos bentônicos, macrófitos (plantas aquáticas enraizadas) e de plantas aquáticas em geral, cujos efeitos podem ser estendidos por todo ecossistema aquático. Todos os organismos vivos, aquáticos e não-aquáticos (insetos e outros), dependentes desse ecossistema são afetados pela redução no fitoplancton e nos macrófitos.

A turbidez também afeta aquelas espécies que se utilizam de sinais para abocanhar sua presa, reduzindo assim, a potencialidade dessas espécies em captar alimentos. Outros problemas apontados são a redução da capacidade de reprodução provocada pela destruição de áreas de desova, e o retardamento do período de reprodução. Contudo, não há registro de efeitos letais nos peixes adultos causados pelos sedimentos, porém, efeitos subletais nos peixes adultos expostos a

elevados níveis de sólidos em suspensão estão presentes quando as espécies exibem danos por abrasão ao longo do corpo e problemas nas guelras. Os peixes expostos aos sedimentos também apresentam evidências de redução nas taxas de crescimento e diminuição de capacidade de resistência a doenças. Os rios e lagos com elevada população de peixes estão mais associados aos baixos níveis de turbidez de suas águas que aqueles com baixa ou nenhuma população de peixes.

Avaliar, precisamente, os impactos diretos provocados pelos sólidos em suspensão no ambiente biológico aquático apresenta um grau de dificuldade muito grande. A maioria das espécies, sempre que possível, evita as condições de turbidez das águas. Além do mais a população de peixes é freqüentemente reduzida pelos impactos indiretos dos sedimentos, que provocam redução na oferta de alimentos, destruição do hábitat natural e interferência negativa no processo de reprodução e na cadeia trófica.

À semelhança dos sedimentos em suspensão, os de fundo também podem interferir negativmente e de diversas formas na vida aquática animal e vegetal e nos organismos a ela associados.

Cargas elevadas de sedimentos podem eliminar as macrófitas e muitas outras espécies de plantas aquáticas que também necessitam de solo firme para sua fixação através do crescimento de suas raízes, o que não é propiciado pela carga de sedimento de fundo. A abrasão pode destruir organismos fotossintéticos, enquanto as partículas mais finas dos sedimentos podem cobrir as folhas das plantas aquáticas, reduzindo sua capacidade de fotossíntese.

A redução da população das plantas aquáticas tem sérias repercussões no ambiente, assim, os fitoplâncton e macrófitos são fontes importantes de alimentação, tanto para a fauna, quanto para as aves aquáticas que povoam a margem dos lagos e rios. Os invertebrados, particularmente os bênticos, são diretamente afetados pelas partículas do solo depositadas no fundo, cujos depósitos também destroem o hábitat natural. Algumas espécies podem procurar outros lugares como abrigo e como fonte de alimentação, porém, aquelas de menor mobilidade não podem escapar à degradação das condições da água, significando então, a eliminação

do seu hábitat, a sua própria extinção. As partículas mais finas dos sedimentos podem reduzir as fontes de alimentação dos bênticos invertebrados ao eliminar os espaços entre rochas, nos quais, folhas e restos materiais são depositados. A sedimentação das partículas finas afeta plantas e animais bênticos ao eliminar a vegetação de fundo e preencher os interstícios existentes, destrói as condições do meio que muitas espécies aquáticas usam para a sua proteção.

Diversas espécies colocam os seus ovos nas plantas, outras necessitam dos espaços entre as rochas, ao longo do leito dos rios. Os sedimentos podem afetar os ovos dos peixes de diversas formas, incluindo danos físicos pela abrasão, o que muitas vezes provoca o crescimento de fungos letais aos ovos, ou mesmo sufocá-los diretamente, eliminando-os. Pode-se observar que o potencial de redução da reprodução das espécies de peixe é muito grande. Para os Estados Unidos, alguns estudos puderam concluir que a sedimentação e a contaminação química foram as principais causas da menor abundância de peixes e organismos bênticos nos cursos d'água próximos às áreas de produção agrícola (Armour, 1978; Dance & Hynes, 1980). Finalmente, altas cargas de sedimentos podem afetar a composição das espécies das populações de peixes que ainda restarem, pois as espécies mais rústicas e de menor valor comercial, substituem aquelas menos tolerantes.

2.3.1.2. Recreação

Os sedimentos podem reduzir a adequabilidade da água para fins de recreação, balneabilidade, navegação e pesca. Alguns destes impactos são diretos, outros ocorrem indiretamente. Os primeiros referem-se aos perigos que o uso não-consuntivo da água, principalmente natação e outras práticas esportivas, podem propiciar. Os sólidos em suspensão provocam águas barrentas que reduzem a atratividade visual para os usuários.

A turbidez da água reduz, provavelmente, as práticas da natação, do mergulho, da navegação esportiva, bem como, esconde os perigos, podendo constituir-se em causa de acidentes, afogamento e naufrágio.

Os sedimentos em suspensão e os de fundo podem afetar, significativamente, a qualidade da pesca, e isto ocorre não somente porque reduz a população de peixes, mas também, porque os peixes remanescentes tornam-se mais difíceis de serem capturados. Pode-se concluir que águas mais limpas atraem mais pescadores, proporcionam maior rendimento por unidade de esforço de pesca, detêm as espécies mais desejáveis e são incomensuravelmente mais agradáveis no sentido estético. Outras atividades recreativas relacionadas aos cursos d'água envolvem a realização de piqueniques, caminhadas e jogos ao longo de suas margens. Neste caso, a turbidez e a sedimentação causam danos menores que nas situações anteriores, mesmo assim, reduzem a qualidade da atividade recreacional. Geralmente, deseja-se a água limpa, atitude esta que reflete em parte receio dos efeitos negativos da turbidez na saúde das pessoas. Esta atitude, indubitavelmente, reflete também, um desejo básico por água com aspecto claro , desprovida de sedimentos.

2.3.1.3. Abastecimento de Água

Os sedimentos reduzem a capacidade de armazenamento dos reservatórios, alteram a temperatura da água e fornecem, através dos nutrientes associados, um meio propício para o crescimento de plantas aquáticas.

A sedimentação é um processo inevitável na sua totalidade, provoca altos custos e é acelerada pela ação antrópica, principalmente quando envolve os reservatórios construídos pelo homem, como as barragens (Linsley & Franzini, 1978).

Os reservatórios abastecem as cidades, indústrias, produtores agrícolas, e fornecem oportunidades de recreação além de protegerem áreas à jusante, de inundações. Todos estes benefícios podem ser reduzidos ou eliminados pela sedimentação, tornando a construção de reservatórios para reposição da

capacidade perdida uma alternativa dispendiosa, se comparada à possibilidade de medidas preventivas (Clark II et al., 1985).

As características naturais do solo e do relevo da bacia hidrográfica provocam variações nas taxas de sedimentação de reservatórios e dos cursos d'água em geral, o que naturalmente traz problemas para o abastecimento de água em termos de qualidade e de custos de tratamento. Obviamente, áreas com altas taxas de erosão localizadas em bacias hidrográficas com elevado índice de produção de sedimentos são também as que detém as mais altas taxas de assoreamento de seus reservatórios e ainda são as que apresentam maiores problemas para as estações de tratamento. Nos Estados Unidos, por exemplo, os reservatórios localizados em Iowa, Nebraska e Missourri, cujas bacias hidrográficas são grandes produtoras de sedimentos apresentam taxas maiores de perda da capacidade de armazenamento que aqueles localizados na Pensilvania e Maryland onde, comparativamente, a taxa de sedimentação é menor (Heinemann & Rausch,1976).

2.3.1.4. Navegação

A sedimentação que se verifica nos portos, baias e canais de navegação, reduz a capacidade de tráfico e atracação de embarcações recreacionais e comerciais, aumenta a probabilidade de acidentes e impõe custos de dragagem para mantê-los utilizáveis. Este problema se agrava não somente pela redução da profundidade dos canais de navegação provocada pelos sedimentos, mas também, pelo aumento do porte dos navios. A dragagem vem sendo utilizada, principalmente, nos países de primeiro mundo, onde tem sido objeto de discussões e de busca de soluções alternativas para o depósito do material dragado. Isto se complica ainda mais, à medida que esse material possa conter teores elevados de resíduos tóxicos e contaminantes nocivos para o ambiente e para a saúde humana.

2.3.2. Impactos fora dos Recursos Hídricos

O aumento dos sedimentos em suspensão, em um dado volume de água, amplia tanto o volume (já que o sedimento desloca água) quanto a densidade (já que o sedimento é mais pesado que a água deslocada). Ambos os fatores podem afetar não só o custo do bombeamento da água para uso ***off stream,*** mas também provoca o aumento de volume que isoladamente, pode ampliar a freqüência e a altura das inundações, a extensão de áreas atingidas e conseqüentemente, os danos provocados.

A sedimentação nos canais de drenagem, antes que o escoamento superficial alcance o curso d'água, pode resultar em inundações e alagamentos e tornar os custos de manutenção dos canais mais elevados. Da mesma forma, a sedimentação nos canais e na tubulação em geral, pode reduzir o volume d'água armazenado, consequentemente, diminuindo sua disponibilidade para os usuários e aumentando os custos de manutenção e operação.

Finalmente, os sedimentos podem elevar os custos de tratamento de água destinada ao abastecimento humano. Sérios problemas de saúde podem ocorrer se a água contendo sólidos em suspensão não passar por um tratamento adequado para a eliminação de bactérias e outros microrganismos prejudiciais. As partículas em suspensão podem, inclusive, causar o aumento do desgaste das máquinas e dos equipamentos, através dos quais a água deve passar, reduzindo a sua eficiência além de aumentar a freqüência com que deve ser feita a manutenção e reposisão de equipamentos.

O aumento dos sedimentos nos cursos d'água pode elevar o leito do rio afetando regiões ribeirinhas e várzeas onde se pratica agricultura, cobrindo extensas áreas produtivas com partículas estéreis do solo; e também, danificar em áreas urbanas residências, móveis, ruas, entupindo boeiros e outros escoadouros de águas pluviais.

A sedimentação também reduz a capacidade dos reservatórios funcionarem como reguladores em épocas de cheias, como fonte de proteção de áreas rio abaixo, potencialmente inundáveis. A água misturada com sedimentos pode ter sérios efeitos durante o processo de escoamento, tanto no seu caminho ao curso d'água ou depois, ao ser removida para uso externo. Por exemplo, águas com alto teor de sólido elevam o custo de operação dos sistemas de distribuição e abastecimento e dos próprios sistemas de tratamento (Bragagnolo & Parchen, 1991; Clark II et al., 1985).

A sedimentação nos canais de drenagem também pode requerer um acentuado aumento nos esforços de manutenção para remover os sedimentos, implicando em custos mais elevados.

Clark II et al. (1985) estimaram que para os Estados Unidos 5 a 6 milhões de kilowatt/hora de eletricidade adicionais são necessários para o bombeamento da água com elevado teor de sedimento, devido ao seu maior peso e volume.

Os sedimentos em suspensão também provocam maiores e mais rápidos desgates nos equipamentos de bombeamento, de condução e de tratamento de água. As águas captadas das bacias hidrográficas destinam-se ao uso doméstico, industrial ou para geração de energia elétrica. A água para uso doméstico, necessariamente, deve estar livre de sedimentos e ter a garantia de que não cause danos à saúde quando ingerida ou utilizada, e que a turbidez não interfira nos tratamentos para eliminar bactérias e vírus ou na remoção de resíduos de produtos químicos contaminantes.

Embora a maioria do uso industrial de água seja feito pelo processo de resfriamento, e este não requerer água de qualidade semelhante àquela para o consumo doméstico, faz-se necessário o tratamento por filtração para remover os sólidos em suspensão, evitando que máquinas hidráulicas sejam danificadas, entupidas e desgastadas precocemente.

Outra consequência indesejável causada pelos sedimentos em suspensão é o crescente desgaste que ocorre nos equipamentos e máquinas que

entram em contato direto com a água com alto teor de sólidos, como as turbinas, máquinas e equipamentos de hidrelétricas, as estações de tratamento, armazenamento e distribuição de água, dentre outros.

No caso específico das usinas hidrelétricas as águas vão chegar às turbinas com força suficiente para causar danos nas aletas, e os sedimentos na água aumentam, ainda mais, o poder de abrasão, resultando na necessidade de manutenções mais freqüentes, demoradas e dispendiosas. A perda de capacidade de estocagem, pelo aumento dos depósitos de sedimentos no fundo dos reservatórios é outro impacto provocado pela sedimentação. Esta perda pode reduzir o fluxo de geração de energia elétrica ao longo da vida útil do conjunto gerador mas, pode também, ter como efeito a redução da própria vida útil do reservatório, com reflexos no desempenho econômico da unidade geradora de energia elétrica.

2.4. A Erosão do Solo e a Sedimentação

Nem todo solo agrícola erodido acaba sendo depositado em um curso d'água. Parte deposita-se em áreas agrícolas próximas às áreas produtoras de sedimentos, em terreno livre de cobertura vegetal ou mesmo em locais onde predominam a cobertura vegetal, e por fim, a sedimentação restante alcança os cursos d'água permanecendo em suspensão ou depositando-se no fundo.

A diferença entre o montante de erosão e o montante de sedimentos que finalmente alcança o curso d'água é expresso no que se convenciona chamar de relação de liberação de sedimentos. Tal relação pode prover informações importantesrelativas aos impactos ***off farm*** da erosão do solo, indicando quanto do solo erodido, efetivamente, deixa a unidade de exploração agrícola e vai causar impactos em outras atividades situadas rio abaixo. Indica também a proporção do material que não deixa as fronteiras das explorações agrícolas, causando, possivelmente, impactos na própria bacia produtora do sedimento, impactando a própria produção agrícola e áreas rurais localizadas na vizinhança. A relação de

liberação de sedimentos não é, contudo, um indicador seguro do volume de sedimentos que pode afetar outras atividades. As técnicas para sua estimação não são precisas, sendo consideradas grosseiras, propiciando a alguns autores a afirmação de que não existe, aparentemente, uma relação característica única entre a produção de sedimentos e a erosão. Outros autores afirmam inclusive que a relação entre quantidade erodida e quantidade encontrada em algum local distante rio abaixo é excessivamente tênue. Diversos fatores influenciam a relação de liberação de sedimentos: tempo de deslocamento das partículas do solo; localização relativa da fonte geradora de erosão frente à receptora final do sedimento; volume de água do rio ou lago que receberá o sedimento; tamanho da bacia hidrográfica, e outros.

O deslocamento de uma partícula de solo, de uma área onde foi arrancada, até atingir um curso d'água qualquer, é bastante lento, principalmente, porque após o arranque das partículas do solo do campo de produção são necessários vários anos e várias chuvas para que as mesmas possam atingir de maneira efetiva o curso d'água. Desta forma uma relação de liberação de sedimentos de curto prazo pode ser muito baixa, enquanto uma de longo prazo, pode ser significativamente alta. A localização da fonte produtora de sedimentos é importante porque, geralmente, solos erodidos, porém localizados a grandes distâncias de um curso d'água jamais poderão alcançá-lo. O montante das partículas arrancadas do solo erodido que alcança os fluxos d'água pertence, geralmente, a áreas adjacentes à bacia hidrográfica produtora dos sedimentos.

Algumas técnicas procuram isolar, no cálculo das estimativas de relação de liberação de sedimentos, todas as áreas que são distantes da área de drenagem da bacia, pois estas potencialmente contribuem pouco para a produção de sedimentos.

Outro fator importante a considerar é o número de cursos d'água por unidade de área das bacias hidrográficas, isto é, quanto maior for este número mais rápido será a velocidade e a facilidade com que o material erodido irá alcançar os rios, lagos, reservatórios.

Hidrologistas afirmam que a proporção dos sedimentos transportados que vão para fora da bacia hidrográfica é, usualmente, menor para bacias hidrográficas maiores do que para as menores. A maioria dos sedimentos tende a depositar-se ao longo dos cursos d'água que drenam a área da bacia hidrográfica.

Destaca-se, ainda, que na determinação da relação de liberação de sedimentos, a composição das partículas do solo é de suma importância. A relação de liberação de sedimentos da bacia hidrográfica de solo arenoso é baixa, porque esta partícula arenosa raramente é transportada muito distante da fonte produtora. Ao contrário, o solo argiloso ao se erodir apresenta uma alta taxa de liberação de sedimentos, já que a argila permanece suspensa por um longo período, mesmo quando o montante e a velocidade do escoamento superficial são relativamente baixos.

As características determinantes de quão rápido um tipo de solo pode sedimentar são densidade, tamanho e forma. A densidade é determinada principalmente pela composição mineral, quanto maior a densidade de uma partícula do solo, mais rápido ela sedimenta. Semelhantemente, uma partícula grande sedimenta mais rápido que uma de menor tamanho, porém, uma partícula esférica da mesma densidade sedimenta mais rápido que uma não-esférica.

Outros fatores como intensidade e duração das chuvas e topografia, também afetam a relação de liberação de sedimentos, ou seja, o aumento do escoamento superficial que decorre de uma chuva mais intensa e longa leva consigo um aumento mais que proporcional na carga de sedimentos, ao mesmo tempo em que uma área com topografia mais plana, geralmente, carrega menos sedimento a um curso d'água, que uma área mais inclinada.

Ao alcançar os cursos d'água o fator mais importante na determinação da magnitude e localização do impacto é a rapidez com que o sedimento é redepositado.

Após o sedimento encontrar o curso d'água, um conjunto de fatores torna-se de crescente importância no processo de transporte das partículas: a turbulência e a viscosidade das águas, a declividade e a profundidade dos rios, bem

como, as características inerentes das partículas do solo. A turbulência e viscosidade da água, na qual as partículas do solo são suspensas, ajudam a determinar a taxa de sedimentação da seguinte forma: em águas turbulentas as partículas mantém-se em suspensão, ao passo que em águas com índices elevados de viscosidade os sedimentos caminham para o fundo com mais lentidão.

Como mencionado anteriormente, pode-se dividir a carga de sedimentos de um rio em dois tipos: a carga de fundo e as partículas em suspensão. No primeiro, as partículas permanecem no leito do rio e são contínua e vagarosamente carreadas rio a baixo, e no segundo, o sedimento é misturado com a água e se mantém em suspensão.

O montante de sedimento de fundo transportado no leito do rio também depende do tamanho e densidade das partículas e da declividade e profundidade do rio. O movimento de carga de fundo é maior ao se ter maiores profundidades e declividades dos rios; as características das partículas podem determinar a maior ou menor facilidade no movimento da carga de fundo. Uma partícula maior e mais pesada move-se com maior dificuldade, o mesmo ocorrendo com partículas não-esféricas.

Dois outros fatores têm menor influência no transporte da carga de fundo: a temperatura da água e os níveis de sedimentos em suspensão. A água fria, dada sua maior viscosidade, pode transportar mais sedimentos de fundo, nas mesmas condições que águas quentes, e níveis elevados de partículas em suspensão também contribuem para o aumento da viscosidade da água.

Os sedimentos em suspensão movem-se rio abaixo em maior velocidade que os de fundo, isto porque as partículas em suspensão, que normalmente misturam-se à água, aumentam com a quantidade, profundidade e - mais importante - com a velocidade da água no rio. Naturalmente, a mesma chuva que aumenta o volume e a velocidade da água também causa maior erosão. Então, na maioria dos casos a capacidade do rio para transportar sedimentos aumenta, porém, o montante de sedimento enviado para o rio também se eleva.

As descrições até aqui apresentadas procuraram formar uma base para a identificação dos impactos potenciais ***off farm*** da erosão do solo agrícola. Os processo de erosão do solo e do escoamento superficial geram um conjunto de poluentes potenciais - os sedimentos e as substâncias residuais químicas associadas. Este conjunto de poluentes é transportado para os cursos de água e, através destes, podem causar direta e indiretamente certos efeitos, que por sua vez acarretam direta ou indiretamente custos e/ou benefícios para a sociedade.

Até o presente procurou-se concentrar nas primeiras relações - a relação entre o processo de erosão e de geração, transporte e destino dos poluentes potenciais. Na seqüência serão enfocadas as duas ligações restantes - do poluente ao efeito ambiental e deste ao custo ou benefício econômico para a sociedade.

2.4.1. A Sedimentação e os Reservatórios D'água

Qualquer que seja o tamanho de um reservatório a sua principal função é a de regularização da vazão dos cursos d'água e/ou de atendimento às variações na demanda dos usuários. As estiagens ou chuvas intensas fazem com que os reservatórios construídos pelo homem tornem-se uma interferência necessária na natureza. Esta interferência - armazenamento de água para fazer face às necessidade no período de estiagem - é necessária para o atendimento da demanda para abastecimento urbano, irrigação ou geração de energia elétrica, e para controlar as cheias no período de chuvas intensas. Normalmente, classificam-se os reservatórios como de distribuição ou de acumulação. O primeiro, geralmente atende a demanda das cidades dando às estações de tratamento e bombeamento d'água a possibilidade de um funcionamento uniforme, e quando é o caso, liberam mais água em horas de pico de consumo. Quanto ao segundo, o reservatório de acumulação retém a água no período de grandes vazões, não só para uso posterior como também para reduzir as inundações à jusante do reservatório.

Como a principal função de um reservatório de acumulação é a sua capacidade de armazenagem, torna-se importante conhecer algumas características dos reservatórios quanto a funcionalidade das partes componentes do conjunto e a utilização dos compartimentos.

O nível normal dos reservatórios é a cota máxima até a qual as águas se elevarão nas condições normais de operação. Na maior parte dos reservatórios esse nível é determinado pela cota da crista do extravasor ou pela borda das comportas dos vertedores. O nível mínimo do reservatório é a cota mínima até a qual as águas baixam nas condições normais de operação. Esse nível pode ser determinado pela cota da parte inferior do conduto de saída mais baixo da barragem ou, em caso de reservatório de usina hidrelétrica, pelas condições operacionais de maior rendimento das turbinas. O volume de água armazenado entre os níveis mínimo e normal é chamado de volume útil e as águas retidas abaixo do volume mínimo

constituem o volume morto. Nos reservatórios para fins múltiplos de energia, irrigação, regularização, o volume útil pode ser dividido em capacidade para acumulação e capacidade para atenuação das cheias (Linsley & Franzini, 1978).

No caso de geração de energia elétrica através da vazão normal tem-se o que se chama de energia firme, porém, quando a energia é gerada pelas vazões extras, tem-se o que se condicionou chamar de energia de demanda.

Todos os reservatórios formados pelos barramentos dos cursos naturais das águas estão sujeitos a algum grau de sedimentação, o que faz com que seja reservado o volume morto para esta finalidade, porém na realidade a sedimentação ocorre em todas as partes componentes do reservatório (Oliveira, 1993).

Todos os rios transportam em suas águas certa quantidade de matéria sólida, quer em suspensão quer pelo arraste de fundo das partículas de maior porte junto às paredes do leito do rio. Ao atingir os reservatórios, as águas carregadas de sedimentos têm sua velocidade e turbulência muito reduzidas, ocasionando a formação de um delta na entrada do reservatório através das partículas maiores em suspensão e da maior parte das partículas transportadas por arraste de fundo. As partículas menores permanecem em suspensão por tempo mais prolongado e depositam-se ainda no reservatório mais à jusante, embora as partículas bem pequenas possam permanecer em suspensão por muito tempo, e até transporem a barragem e serem levadas pelas águas descarregadas pelas comportas, pelas turbinas e pelos extravasores (Carvalho, 1989).

Segundo Linsley & Franzini (1978) o fim de todo reservatório é ser assoreado, e se o aporte de sedimentos for grande, comparado com a capacidade efetiva, sua vida útil poderá ser muito curta. O problema que se coloca é a magnitude da taxa de sedimentação e o período de tempo necessário antes que os sedimentos venham a interferir nas funções úteis do reservatório, ou seja, a velocidade com que o reservatório passaria a sofrer interferência nos serviços para os quais foi construído. As previsões feitas à época da construção devem considerar a necessária capacidade

de estocagem de sedimentos no sentido de evitar interferências nas funções previstas e na vida útil projetada.

A velocidade com que um reservatório é assoreado depende de uma série de variáveis da bacia hidrográfica de contribuição: taxa de erosão do solo, características do relevo, natureza da rede de drenagem, densidade, inclinação e formação dos canais de drenagem. Porém, a retenção dos sedimentos nos reservatórios dependerá também da proporção entre a capacidade do reservatório e o volume total afluente, juntamente com o tempo de residência (período de tempo em que a água fica retida no reservatóro). Um reservatório pequeno, em rio grande, deixa passar a maior parte de sua vazão afluente tão rapidamente, que as partículas finas não se depositam e seguem à jusante, tempo de residência muito baixo. Por outro lado, um grande reservatório pode reter água por muitos anos, possibilitando um tempo de residência muito elevado e uma deposição quase total dos sedimentos em suspensão. Em termos gerais, pode-se afirmar que a eficiência de retenção do reservatório diminuirá com o tempo e à medida que a capacidade do reservatório se reduz pelo assoreamento. Pelo exposto, para que um reservatório fique totalmente assoreado torna-se necessário muito tempo. Contudo, na prática, a vida útil do reservatório finda quando o volume assoreado for suficiente para impedir que o reservatório seja utilizado de acordo com os propósitos para os quais foi construído.

Um dos métodos sugeridos para controlar o assoreamento - quando da construção do reservatório -, é a destinação de uma parcela do reservatório, como capacidade extra, para funcionar de reserva para o assoreamento. Porém, esta solução implica em custos maiores e não evita o assoreamento, apenas adia o problema da perda da capacidade. Como os sedimentos se acumulam ao longo de todo o reservatório, na prática, não é possível destinar somente a capacidade extra para acolher a sedimentação, pois, ao longo da vida econômica do reservatório este também perde parte do volume útil.

Desta forma, com o acúmulo adicional de sedimentos ao longo do período de funcionamento do reservatório, em vista do que foi originalmente previsto, as funções para as quais foi construído vão sendo impactadas negativamente, -

redução da capacidade de armazenamento e abastecimento, redução no fluxo de geração de energia elétrica, além de terem alterada a ação reguladora das vazões.

O assoreamento não pode ser evitado na sua totalidade, mas pode ser retardado, escolhendo, se possível, bacias que devido ao tipo de solo, declividade, cobertura vegetal e características locais das precipitações não são grandes produtoras de sedimentos. Práticas de conservação de solo na bacia de drenagem, aumento da cobertura vegetal, margens protegidas por vegetação são práticas que auxiliam na redução tanto da erosão quanto da produção de sedimentos.

O manejo mais adequado dos reservatórios pode se dar através da descarga de parte dos sedimentos acumulados pelos condutos e comportas antes mesmo que as partículas tenham se depositado. As comportas permitem uma retirada de parte do sedimento depositado, porém seu efeito não atinge uma distância muito à montante de barragem. Em razão disto, este método é bastante questionável quando se trata de reservatórios grandes. Nos reservatórios de grande porte a eficiência da retenção é bastante elevada, comparativamente, aos de pequeno porte, e não aumenta linearmente. Assim, a vida útil de um reservatório grande é maior que a de um pequeno em situações semelhantes. A drenagem de grandes reservatórios raramente é feita no Brasil e no mundo, devido aos altos custos e ao problema de "onde" despejar os resíduos, cuja composição em termos de produtos químicos, metais pesados pode indicar alto grau de contaminação e interferir em uma das principais funções do ambiente, que é sua capacidade de assimilação de dejetos. Em resumo, pode-se prever que os reservatórios têm sua vida útil reduzida, na medida em que o seu volume útil passe a ser ocupado por cargas de sedimentos, o que leva ao assoreamento do reservatório antes do período previsto e antes mesmo que o volume morto seja totalmente ocupado. Carvalho (1989) resume os problemas causados pelo assoreamento nos diversos tipos de reservatórios, ponderando que a elevação contínua dos depósitos nos reservatório vai levantando o leito do mesmo e diminuindo sua vida útil. Antes do assoreamento total, com a perda do volume morto, por exemplo, há uma elevação do material em suspensão. As comportas de retiradas dos sedimentos podem ficar presas pela quantidade de material, impossibilitando sua

abertura. As correntes ascendentes das partículas vão subindo e aumentando, podendo passar pelo conduto, indo prejudicar a operação das máquinas, e causar abrasão.

2.4.2. Os Sedimentos e a Geração de Energia Elétrica

A geração de energia elétrica, de um modo geral, depende do volume e da altura da queda d'água, que é a diferença total de cotas entre a superfície do rio, na seção de desvio e superfície do mesmo, no ponto onde as águas são devolvidas após terem sido utilizadas para gerar energia.

As usinas hidrelétricas são classificadas como: a fio d'água, de acumulação, com armazenamento por bombeamento ou reversão. A de acumulação dispõe de um reservatório suficientemente grande para acumular água nas cheias para uso em épocas de estiagem, podendo dispor de uma vazão firme, maior que a vazão mínima natural. Uma usina a fio d'água utiliza água à medida que o rio lhe abastece, pois dispõe de pequena capacidade de acumulação, em geral para poucas horas, fora dos momentos de pico de consumo de energia. Uma usina com armazenamento por bombeamento ou reversão é aquela que durante as horas de demanda reduzida, a água é bombeada para um reservatório à montante para gerar energia posteriormente.

O assoreamento afeta a produção de energia elétrica, uma vez que uma barragem é um meio de retenção das partículas sólidas transportadas pelos rios, principalmente, quando o reservatório é de acumulação, detendo, portanto, um prolongado período de retenção ou tempo de residência da água no reservatório

(Almeida e Carvalho, 1993). A sedimentação contínua dos reservatórios pode, dentre outros, provocar os seguintes problemas na geração de energia:

- acúmulo de sedimentos, maior que o previsto originalmente para o reservatório, com as seguintes conseqüências: o sedimento desloca volume substancial de água reduzindo a capacidade de geração de energia elétrica ao longo do tempo (fluxo de produção) e pode, inclusive, resultar em redução da vida econômica útil projetada para o reservatório em função do assoreamento total do mesmo. Estes problemas podem ocorrer em reservatórios de acumulação onde não somente o volume morto é ocupado pelos sedimentos mas também o volume útil; abrasão nas máquinas, principalmente nas turbinas através do impacto das águas com teor elevado de sólidos. Este fato provoca um desgaste acentuado, nos equipamentos causando elevação nos custos de manutenção devido às exigências de reparos e limpezas mais freqüentes, ou mesmo a substituição precoce das máquinas diretamente afetadas. Este fenômeno ocorre com maior freqüência nas usinas a fio d'água, cuja eficiência de retenção é baixíssima, ou em usinas, cujo reservatório já está totalmente assoreado. Nestas circunstâncias a barragem passa a ter a função de "fazer" a queda para o aproveitamento energético, pois toda a água que chega ao reservatório é logo turbinada para a obtenção de energia. Passa-se, então, a se ter um aproveitamento a fio d'água com problemas semelhantes aos relatados anteriormente.

Procurou-se mostrar que os efeitos ***off site*** da erosão podem ser diretamente observados e mensurados. O início do processo ocorre com a geração de sedimentos pela erosão do solo, com o arranque das partículas que através do transporte, arraste e suspensão atingem os cursos d'água, culminando com sua deposição nos reservatórios onde provocam o assoreamento ou sedimentação que é a deposição dos materiais carreados pelo rio (Carvalho, 1989). Estes efeitos são observáveis nos sistemas de geração de energia elétrica, quer pela aceleração da redução da vida útil dos reservatórios, pela reposição precoce de máquinas e turbinas e outros equipamentos, quer pela aceleração dos processos de intervenção nas usinas devido a um aumento das necessidades de manutenção. Por fim, estas

intervenções nas usinas a fio d'água provocam paralisações na geração de energia elétrica por dias seguidos, repercutindo também na perda de receita pelas geradoras.

3. O AMBIENTE COMO PROVEDOR DE BENS E SERVIÇOS

3.1. Considerações Introdutórias

No capítulo anterior procurou-se demonstrar as inter-relações existentes entre atividade econômica, agricultura e o meio ambiente, através dos subprodutos gerados, enfatizando-se a interdependência de natureza física, química e biológica deste fenômeno. As perdas de terras provocadas pela erosão resultante da atividade agrícola afetam de forma negativa não somente o próprio setor, como também, os demais situados rio-abaixo. Os agroquímicos utilizados, dependendo de uma série de condicionantes ambientais e das próprias características do produto, podem contaminar os cursos d'água, o lençol freático e o próprio homem. Assim, enquanto atividade econômica, a agricultura produz não só bens e serviços colocados à disposição da sociedade, como também um conjunto de subprodutos - sedimentos e resíduos de agroquímicos. Estes, por sua vez, geram efeitos colaterais em outros setores, não refletidos pelos preços de mercado dos produtos agrícolas.

No Brasil, só recentemente estes efeitos têm sido objeto de pesquisas sistemáticas e de uma maior preocupação dos órgãos governamentais responsáveis por leis e regulamentos que disciplinam o uso de agroquímicos.

Tanto a erosão acelerada quanto a possível contaminação ambiental causada pela agricultura podem provocar não só efeitos nas unidades de produção (fazendas, propriedades agrícolas) - denominados de efeitos internos ***(on site)*** - mas também nos compartimentos ambientais externos à unidade de produção - os

chamados efeitos externos (***off site***) - , conforme detalhes apresentados no capítulo anterior. Como o meio ambiente é um ativo que provê bens e serviços ao homem , torna-se necessário identificar na perspectiva dos efeitos da sedimentação, quais são os bens e serviços ambientais mais afetados por esse processo.

Diversos autores salientam o meio ambiente como um provedor de uma gama variada e ampla de bens e serviços ambientais para a humanidade. Tieterberg (1990) destaca que o meio ambiente visto da perspectiva econômica é um ativo complexo que proporciona uma variedade de serviços. Salienta que a humanidade recebe benefícios direta ou indiretamente através do sistema de suporte à vida, fornecimento de matérias-primas e energia, que por sua vez, retornam ao ambiente, quando este performa sua função de receptor de resíduos. Male & Wysga (1976) apontam três serviços fundamentais: oferta de recursos, recepção de dejetos e suporte à vida e ao bem-estar. Johansson (1991) observa que o meio ambiente provê matéria-prima e energia, mas também serviços diretos ao consumidor, tais como ar, água e oportunidade para recreação. Menciona, inclusive, a existência na natureza de espécies e de material genético único, como um adicional serviço ambiental.

Freeman III et al. (1973) enfatizam três grandes categorias de serviços ambientais: recepção de resíduos, suporte à vida humana, serviços de recreação e lazer, assinalando ainda, o meio ambiente como uma fonte de recursos materias para a economia.

Hitzhusen (1993) apresenta uma relação dos bens e serviços propiciados pelo meio ambiente, que além de ser mais completa que as anteriores, permite categorizá-los possibilitando assim, uma noção mais complexa das relevantes propriedades dos sistemas naturais. Segundo este autor os serviços prestados pelo meio ambiente são: a oferta de matéria-prima, como insumos para a economia no presente e no futuro; a capacidade de assimilação, ou seja, o ambiente executa a função de guardar, armazenar e assimilar os resíduos da produção e do consumo; a oferta de amenidade e estética, com vistas a suprir as necessidades de

recreação e lazer; estoque de biorrecursos, através da biodiversidade de plantas e animais e, finalmente, os serviços de suporte à vida humana.

Por outro lado, as categorias não são nem exaustivas em si mesmas e nem mutuamente excludentes, ou seja, uma categoria pode conter alguns aspectos referentes a outras e estar intimamente correlacionada com esta. Por exemplo, uma indústria expele poluentes que vão impactar o ar, lançando partículas que ao excederem a capacidade de assimilação deste compartimento, por sua vez, podem também afetar a vista agradável de uma paisagem, e ainda, provocar uma chuva ácida que tenha potencial de destruir um recurso genético único.

O objetivo desta tese, como já foi explicitado, é demonstrar a possibilidade de determinação dos valores econômicos dos serviços ambientais afetados por alterações no ambiente, principalmente, nos recursos hídricos causadas pelo processo de erosão-sedimentação. Entretanto, não se pode avançar no assunto sem antes discutir as complexas e ainda pouco conhecidas relações existentes entre a qualidade ambiental e a atividade econômica em questão, a agricultura e um de seus principais subprodutos: os sedimentos. O valor de um ativo ambiental, de um lago, por exemplo,é afetado pela população e distribuição de espécies de peixes (pesca artesanal, comercial e recreacional), nível de algas, qualidade e tipo de bactérias presentes, temperatura, cheiro, turbidez da água, bem como, pela concentração de resíduos químicos e de sedimentos. Para salientar ainda mais a complexidade dessas conexões basta verificar a existência de efeitos que podem impactar tanto negativa como positivamente a qualidade ambiental. As descargas industriais de ácidos afetam negativamente a recreação e a pesca, enquanto melhoram a água para fins industriais, porque retardam o crescimento de algas. As dificuldades em desvendar os efeitos de poluentes sobre os parâmetros de qualidade ambiental limitam substancialmente as possibilidades de avaliação econômica dos danos. É ilustrativo desta situação os comentários de Freemam III (1981), ao corroborar a opinião de Kneese (1971), a respeito das limitações do conhecimento relativo aos impactos ambientais das atividades econômicas sobre a qualidade das águas. Advertiu o autor que a mesma deficiência ocorre com relação

ao ar, concluindo que este fato era verdadeiro, tanto para os anos 60 nos Estados Unidos quanto dez anos após. Pode-se afirmar que para o Brasil, a mesma situação ainda se verifica para os anos 90, sendo mais crítica em relação aos efeitos da agricultura sobre as alterações na qualidade do fluxo de bens e serviços ambientais.

Na realidade, não se sabe muito a respeito dos danos causados pela poluição, nem mesmo os reais custos associados às diferentes formas de poluição (Souza & Pires, 1992).

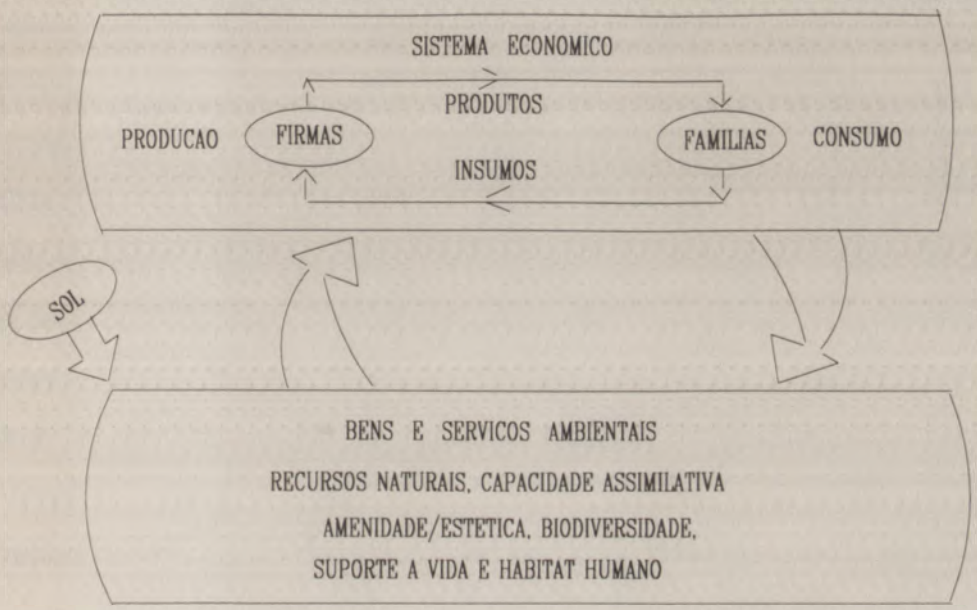
Não obstante as dificuldades de ordem empírica impostas pela restrição na disponibilidade de dados e de informações e a falta de maiores conhecimentos sobre os efeitos ambientais das atividades humanas, há um certo consenso entre os economistas, preponderantemente da linha neoclássica, de que o ambiente natural é um ativo que supre a sociedade de bens e serviços. Concordam, também, com o fato de que há uma relação biunívoca entre o sistema econômico e o ambiente, ou seja, o ambiente tanto fornece recursos para produção e consumo, quanto recebe destes setores os dejetos, funcionando como receptáculo que os assimila e os transforma.

3.2. A Oferta de Recursos Naturais e a Capacidade Assimilativa do Ambiente Natural

O ambiente supre a economia com recursos naturais e matérias-primas. Transformadas em produtos de consumo pelos processos de transformação

e de energia, as matérias-primas, em última instância, retornam ao ambiente na forma de resíduos.

O ambiente também supre diretamente o consumidor, através do ar, dos alimentos, da proteção obtida pela oferta de abrigos e de vestimentos: todos são benefícios recebidos direta ou indiretamente do ambiente. Adicionalmente, o ambiente proporciona uma imensa variedade de amenidades e estética que se constituem em fontes de recreação e lazer, para as quais não há substitutos. As implicações das relações entre o ambiente e o sistema econômico podem ser melhor entendidas ao se emprestar da física a primeira e a segunda leis da termodinâmica. Considere, portanto, a Figura 3.1 como sendo um sistema fechado que pode ser compreendido como não exportador e nem importador de energia ou matéria. A primeira lei é sintetizada como a da conservação de energia ou matéria, e informa também que ambas não podem ser criadas ou destruídas. A energia total envolvida em um processo é sempre conservada, podendo somente mudar de forma. Esta lei implica dizer que o fluxo de matéria fluindo para o sistema econômico, a partir do ambiente, pode tanto acumular-se no sistema econômico quanto retornar ao ambiente na forma de resíduo. Como resultado de que a acumulação não ocorre, o fluxo de matéria no sistema econômico é igual em magnitude ao fluxo de matéria, que sob a forma de resíduo flui para o ambiente (Tietenberg, 1990).



Fonte: Tietenberg (1990).

Figura 3.1. Sistema econômico e meio ambiente.

Um excesso de resíduo, isto é, um montante que exceda a capacidade do ambiente em efetuar a assimilação, necessariamente vai impactar, de forma negativa, os bens e serviços colocados à disposição do homem pelo ambiente.

A relação entre o ambiente e o sistema econômico é também condicionada pela segunda lei da termodinâmica, lei da dissipação de energia ou entropia. Enquanto a energia total envolvida num processo é sempre constante, a quantidade de energia útil diminui, dissipando-se sob a forma de calor, fricção. Recebemos energia do sol, porém, o fluxo de energia solar, de acordo com a segunda lei da termodinâmica, impõe um limite superior sustentável, uma vez esgotados os estoques de energia na forma de combustível fóssil (Tietenberg, 1990). Isto claramente sem considerar a energia nuclear.

O diagrama expresso na Figura 3.1 procura integrar os conceitos comuns e tradicionalmente utilizados para descrever um sistema econômico com aqueles princípios da conservação de energia e de matéria. Os sistemas econômicos têm sido descritos pelos economistas como um fluxo circular de riqueza,

um movimento constituído de produção e de consumo, no qual, o ambiente não é parte integrante. O consumo sempre entendido como a fase final do processo é responsável pela destruição dos bens econômicos colocados à disposição da sociedade. Tudo que se situa antes da produção e depois do consumo não tem sido motivo de relevante preocupação das ciências econômicas. O processo, porém, é muito mais amplo que apenas o ciclo produção-consumo. A partir dos princípios da conservação de matéria e de energia, já descritos, pode-se perceber que a produção retira e provisoriamente transforma, a matéria da natureza. E esta, após o ato de consumo, retorna à própria natureza, decompõe-se e é reintegrada ao circuito (Cánepa, 1991).

O sistema econômico retira do meio ambiente matérias-primas e recursos naturais que se constituem em importantes insumos ao processo produtivo. São exemplos, os minerais, os combustíveis fósseis, a madeira e outros que, via de regra, têm os seus preços estabelecidos pelo mercado. Isto porém, não quer dizer que os preços sejam determinados em mercado de concorrência perfeita, pois, a sua formação dependerá da estrutura de mercado, das intervenções governamentais e de outras imperfeições.

A outra categoria de bens e serviços ambientais, conceituada neste tópico, é a capacidade assimilativa ou regenerativa do ambiente. Neste sentido, o ambiente exerce a função de dispensar, armazenar e, principalmente, assimilar resíduos originários da produção e do consumo. Por exemplo, o excesso de nutrientes em águas de superfície, ao exceder o limite de assimilação e transformação dos nutrientes, no tempo, pelo meio receptor, pode provocar a eutrofização, o crescimento descontrolado de algas e outras plantas aquáticas nesse corpo d'agua. No momento em que a capacidade de reciclagem da natureza é ultrapassada pelos resíduos produzidos pela atividade humana, surgem os problemas de poluição das águas, do ar e dos solos e de outros compartimentos ambientais. Todo e qualquer ecossistema tem um limite de capacidade para receber resíduos originados de atividade do homem, para absorvê-los, diluí-los, reciclá-los e incorporá-los ao próprio ciclo produtivo do sistema natural. Os problemas ambientais

das águas, do ar e do solo são originados pelo desrespeito às leis básicas da natureza: produção excessiva de resíduos pela atividade humana em relação à capacidade de assimilação do meio (Ely, 1990).

Dado o atual desenvolvimento tecnológico, a produção de resíduos que não tem aproveitamento imediato é inevitável nos sistemas de produção e consumo. Teoricamente, todos os dejetos podem ser aproveitados e/ou reciclados, e assim, reincorporados ao processo produtivo. Isto nem sempre é válido ao se considerar os resíduos oriundos do processo de produção agrícola os sedimentos e a contaminação química. Até o presente, não se conhece processo ou tecnologia que permita o aproveitamento dos sedimentos de uma forma positiva e sistemática. Quanto aos resíduos de agroquímicos sua caracterização está mais voltada para a categoria dos contaminantes ambientais sem perspectiva de qualquer aproveitamento.

O princípio básico a ser observado é o seguinte: em qualquer período de tempo sempre haverá algum limite referente ao montante de resíduos que o ambiente pode assimilar sem riscos de poluição; contudo, está condicionado à velocidade e ao montante de resíduos despejados no ambiente e à capacidade deste em efetuar as transformações necessárias para a reincorporação ao processo natural.

Normalmente, chama-se a atenção para a classificação básica dos poluentes em duas naturezas: os de fluxo e os de estoque. Os poluentes de fluxo são considerados os resíduos e dejetos que, via biodegradação ou dispersão (água e/ou ar) são reciclados pela natureza. Estes constituem-se em poluentes quando a sua taxa de emissão supera a de assimilação pelo meio. Então, ocorre o problema econômico, o serviço de assimilação prestado pelo ambiente torna-se escasso. É possível, pois, estimar valores e efetuar os cálculos dos custos e benefícios tanto dos danos quanto das medidas preventivas, independentemente da natureza dos instrumentos e políticas possíveis de serem adotadas. Por outro lado, os poluentes de estoque são aqueles para os quais a capacidade de assimilação é nula, ou seja, o ambiente não o regenera, ficando disponível para a acumulação e apresentando

efeitos deletérios. Este é o caso, por exemplo, do mercúrio, do cádmio e dos organoclorados na agricultura (Cánepa, 1991).

Em se tratando da conceituação da função de assimilação do ambiente, há que se enfatizar a diferença entre os poluentes não-degradáveis (não-assimiláveis pelo ecossistema, permanecendo indefinidamente inalterados, não havendo processo natural ou artificial que possa torná-los degradáveis ou quimicamente reversíveis) e os poluentes degradáveis, para os quais deve-se encontrar o limite para a produção de resíduos em função da capacidade de assimilação. A implicação maior desta diferenciação reside no fato de que nos casos onde há comprovada irreversibilidade do dano causado pelo poluente, torna-se necessária a proibição pura e simples da fabricação, comercialização e uso, e nos casos da possibilidade de assimilação pelo ambiente, torna-se necessário encontrar o nível adequado do ponto de vista ambiental e econômico.

3.3. As Amenidades e a Estética

Este grupo de serviços está ligado à utilidade extraída pelos indivíduos das atividades de recreação e lazer que a oferta de recursos ambientais pode proporcionar. Principalmente nos países em desenvolvimento, a preferência por esse tipo de atividade tem-se intensificado na medida da conscientização dos problemas ambientais ligados a extinção de espécies e de áreas ecológicas únicas. Localizações geográficas agradáveis, paisagens, vistas bonitas, cursos d'água podem suprir serviços escassos, simplesmente porque são agradáveis e elevam o bem-estar dos consumidores. As localizações geográficas que pela dotação da natureza dispõem desses serviços são importantes fontes de atividades de lazer e recreação. Existem evidências de que o homem, pelo próprio sistema de vida imposto pela moderna sociedade, incorporou definitivamente em sua escala de preferências as atividades de recreação e lazer baseadas nas dotações da natureza.

Muitas das amenidades, como uma paisagem única e agradável, uma vista deslumbrante providas ao homem pelo meio ambiente propiciam a apreciação direta e/ou através de fotografias e não apresentam substitutos perfeitos; são recursos, portanto, que fazem parte da cesta de escolha das pessoas.

3.4. A Biodiversidade e o Suporte à Vida

A biodiversidade encampa os serviços que a natureza provê à humanidade, do ponto de vista tanto vegetal quanto animal. Segundo McNeely et al (1990), a biodiversidade compreende a variação genética da natureza em três níveis: ecossistema, espécie e gene. A diversidade de ecossistemas refere-se ao número e freqüência, como também à variedade de hábitats, comunidades bióticas e processos ecológicos; a diversidade de espécies e o seu número estão relacionados aos diferentes graus de adaptabilidade dessas em relação aos hábitats e aos ecossistemas existentes; a diversidade genética é o conjunto de informações genéticas existentes nas espécies que constituem a flora, fauna e microbiota.

Recentemente, a sociedade tem tomado consciência que a ação do homem pode pôr em risco a existência e a abundância da diversidade genética, das espécies e dos ecossistemas. Os agentes causadores envolvidos, incluem: o crescente nível de poluentes da agricultura (sedimentos, pesticidas e fertilizantes industriais), da indústria (emissão de ácidos e outros poluentes, chuva ácida); o consumo direto e a utilização, pelo homem, de produtos da natureza; perda de espaço e do hábitat pelas espécies vivas, devido a apropriação, pelo homem, para seu uso; aumento da competição em geral entre o homem e as espécies e ecossistema para fins e usos diversos.

A longo prazo, a degradação dos ecossistemas, a perda de diversidade genética e das espécies podem colocar em risco o bem-estar da humanidade, não só da geração presente, mas também, da geração futura.

Em passado recente, o valor econômico da biodiversidade (ecossistemas, espécies e variedades genéticas) pode não ter sido levado em conta pela humanidade, e possíveis conseqüências econômicas da perda de espécies, ecossistemas e diversidade genética parecem ter sido muito pouco compreendidas. Isto pode ter ocorrido porque a habilidade do homem em manipular e dominar a natureza tem crescido nos últimos tempos, porém, as conseqüências adversas da degradação da natureza nem sempre são imediatamente óbvias.

Dependendo de um manejo sustentável, a biodiversidade pode oferecer produtos, considerados na categoria de valor de uso, tais como: madeiras, produtos medicinais e alimentícios, dentre outros; pode, também, ser um meio de diversão e lazer, por exemplo, a pesca, a caça, fotografia, turismo.

Além destes valores de uso imediato a biodiversidade ainda ,fornece meios para melhoria de variedades pela manutenção ou aumento da produtividade dos recursos usados na agricultura, aquacultura e floresta.

A preservação da biodiversidade através de um manejo sustentado ao longo do tempo, tende a manter abertas opções futuras, e isto tem valor econômico no presente, valor este que pode ser bem demonstrado pela aplicação do conceito de valor de opção. Os conceitos de valor de opção, (compreendido neste, o quase-valor de opção) e o valor de existência, juntamente com o valor de uso, são conceitos que podem expressar, em termos de valor total do ambiente, a utilidade que a natureza provê ao homem, representada pela biodiversidade. Os conceitos de valor econômico total do ambiente e os demais serão apresentados e discutidos posteriormente, procurando evidenciar a sua aplicabilidade.

É útil manter opções no presente, visando não somente a possibilidade de melhoria na produtividade econômica dos recursos, mas também prover-se para as incertezas acerca das necessidades humanas no futuro, e resguardar-se para as possibilidades que podem descortinar-se a partir do aperfeiçoamento do conhecimento científico sobre os recursos da biodiversidade e sobre as formas mais eficientes de manejo da biodiversidade.

A dificuldade em mensurar o valor econômico total da biodiversidade decorre do fato de que esta categoria de bens e serviços, raramente, é transacionada no mercado, nos itens referentes aos conceitos de valor de opção e de existência. Consequentemente, como a maioria dos preços relativos aos principais componentes da biodiversidade não pode ser observado no mercado, exceto em circunstâncias excepcionais, técnicas de valoração ambiental que simulam a existência de um mercado devem ser utilizadas.

E, finalmente, o meio ambiente exerce, além das anteriores, a função de suporte às diversas formas de vida existentes no planeta terra; função esta interligadora das demais e de fundamental importância, sem a qual não existiria vida no planeta. Esta função constitui-se do provimento, não só do espaço físico, mas de um sistema mais amplo, no qual, o homem se estabelece e exerce sua atividade social e econômica. Fica claro que este serviço ambiental não está dissociado dos demais apresentados anteriormente, pois a luz solar, o ar, a água e o solo são condições básicas e necessárias às diversas formas de vida prevalecentes no globo terrestre. Se, por exemplo, forem comprovadas as causas e efeitos, da redução da camada de ozônio, há uma enorme possibilidade que a função de suporte à vida esteja sofrendo alterações por meio dos impactos negativos, tanto nos ecossistemas naturais como diretamente no homem através dos efeitos na sua saúde.

3.5. A Capacidade de Assimilação e os Recursos Hídricos

O processo de erosão-sedimentação vai impactar diretamente os recursos hídricos, desdobrando essa ação em danos, os mais diversos, nos demais serviços ambientais que a natureza provê à humanidade.

Os impactos nos demais bens e serviços ambientais ocorrem porque a capacidade de assimilação do meio aquático em receber e regenerar uma certa carga de sedimentos em determinado período de tempo é excedida, e este excesso vai produzir o que se convencionou chamar de dano ou degradação ambiental.

De acordo com Carvalho (1989), os cursos d'água operam em equilíbrio no seguinte sentido: se o montante de sedimentos aportado ao leito do rio ou de qualquer outro curso d'água está em excesso, ou seja, supera a carga de transporte natural, o recurso hídrico em questão (devido ao excesso de sedimentos em suspensão ou do excesso de partículas de fundo) vai propiciar toda a sorte de danos ambientais, cujos detalhes foram relatados no capítulo II. Se por outro lado, um certo rio tem sua carga natural de sedimentos reduzida, seja pela construção de uma barragem ou por qualquer outra razão, esse mesmo rio, dada suas características naturais (relevo, declividade, vazão e outras) procura atingir o ponto de equílibrio erodindo suas próprias margens. Este fenômeno se repete até o rio alcançar o chamado ponto de saturação, quando o montante de sólidos e líquidos entra em equilíbrio natural.

Enquanto essa segunda possibilidade se dá através de um processo normal de recuperação empreendido pelo próprio recurso natural, a primeira possibilidade de correção poderá ocorrer somente com a intervenção do homem, através da redução da produção de sedimentos até o limite que estes não venham ultrapassar a capacidade de assimilação do ambiente aquático.

O que se pretende enfatizar é que os problemas ambientais aqui tratados somente podem ocorrer quando o montante de sedimentos dos recursos hídricos ultrapassar a capacidade de assimilação destes, e a partir desta situação,

criar uma série de problemas tanto para o ambiente natural quanto para o ambiente criado pelo homem. O capítulo II procurou dar uma visão da abrangência e da complexidade representadas pelo fato de que os sedimentos ao excederem a capacidade de assimilação do meio criam um conjunto de desequílibrios no próprio ambiente (Taulois, 1976). Portanto, todos os impactos negativos, de natureza química, física ou biológica decorrem do montante em excesso de sedimentos em relação à capacidade de saturação do meio,. Pode-se assumir que a grande maioria dos danos ambientais causada pelo processo de erosão-sedimentação resulta do fato de que há uma alteração na qualidade da água, entendida esta, em função apenas do montante em excesso dos sedimentos.

Os impactos ambientais devido aos sedimentos, em sua maioria negativos, vão afetar o fluxo de bens e serviços que a natureza provê ao homem e que são resumidamente os seguintes: pesca artesanal, comercial ou recreacional, natação, navegação esportiva ou comercial; biodiversidade aquática com degradação ou destruição dos ecossistemas aquáticos apropriados ao hábitat e fonte de alimentação da fauna aquática ou dela dependente; redução ou eliminação direta de espécies da fauna e flora aquáticas; redução da diversidade genética aquática expressa pelo conjunto de informações potencialmente existentes na flora, fauna e em toda microvida existente nos rios, lagos, reservatórios, enfim, no conjunto de uma bacia hidrográfica.

Dos sistemas construídos pelo homem, a partir do aproveitamento dos recursos hídricos, os sedimentos, como descrito no capítulo II, vão impactar negativamente os reservatórios d'água de múltiplo uso, os sistemas de tratamento e de distribuição de água, os complexos sistemas de geração de energia elétrica, os equipamentos de irrigação, e através de inundações mais frequentes e com maiores cargas de sólidos, criar problemas tanto nas áreas rurais quanto nas urbanas.

4. A TEORIA ECONÔMICA DO BEM-ESTAR E DO MEIO AMBIENTE

4.1. Considerações Gerais

Os problemas fundamentais causados pela poluição agrícola - sedimentos e resíduos de agroquímicos - no que se refere aos efeitos ***off farm***, resumem-se na degradação da qualidade da água. Assim concebidos, tanto o montante de sólidos em suspensão e os de arraste de fundo, bem como os resíduos de pesticidas e fertilizantes associados, ao excederem a capacidade assimilativa dos recursos hídricos, provocam uma deterioração na sua qualidade, afetando negativamente seus usos consumptivo e não-consumptivo[1] . Portanto, a degradação da qualidade da água causada pela sedimentação e poluição por resíduos de agroquímicos, implica em impactos negativos nos bens e serviços ambientais que aquele recurso natural provê ao homem.

De uma perspectiva econômica[2], o problema fundamental relativo à qualidade da água origina-se de falhas no sistema de mercado em prover o desejado nível social de qualidade da água. Este problema pode ser entendido no contexto da teoria econômica do bem-estar (Pearce,1976), bastando para isto, que ao esquema tradicional de análise sejam incorporados os conceitos de

---

[1]Os usos consumptivos da água são aqueles em que há perdas entre o que é derivado e o que retorna ao curso d'água; são exemplos os usos urbano e industrial e para a irrigação. Os usos não-consumptivos são aqueles em que não há perdas durante o uso; são exemplos, a geração de energia elétrica a fio d'água, a navegação, a recreação e lazer, dentre outros.
[2]A presente análise teórica limita-se à eficiência estática, não sendo discutida a alocação de recursos ao longo do tempo.

externalidades e de direitos de propriedade, bem como a natureza não-rival e não-excludente, essenciais para o entendimento das questões relativas a poluição e degradação dos recursos hídricos e do ar (Randall, 1987).

A ciência econômica pode ser dividida em duas grandes abordagens: a positiva e a normativa. A economia positiva procura descrever como o mundo funciona, enquanto a normativa procura descrever como o mundo deveria funcionar. Tida como normativa, a economia do bem-estar, freqüentemente, procura fazer julgamentos sobre a escolha entre alternativos estados da economia, resultantes da adoção de diferentes políticas públicas (Stiglitz, 1986).

A teoria econômica do bem-estar desenvolvida nos fundamentos da teoria neoclássica por Pigou (1950) e Hicks (1939) refere-se ao bem-estar total da sociedade e avalia alternativos estados da economia com base nas alterações no bem-estar social.

Assumindo que todos os custos e benefícios sociais possam ser devidamente mensurados em termos econômicos, pode-se através da Figura 4.1 visualizar solução de equilibrio parcial ao se ter em conta os custos sociais e privados. O problema surge porque o sistema de mercado não é sensível o suficiente para refletir a diferença entre os custos sociais e privados, como ilustrado pela situação de P_o e P_1.

O não funcionamento do sistema de mercado ocorre devido a diversos fatores, alguns inerentes à questão ambiental, em geral, e aos recursos hídricos, em particular, que serão apresentados e discutidos nas partes subseqüentes.

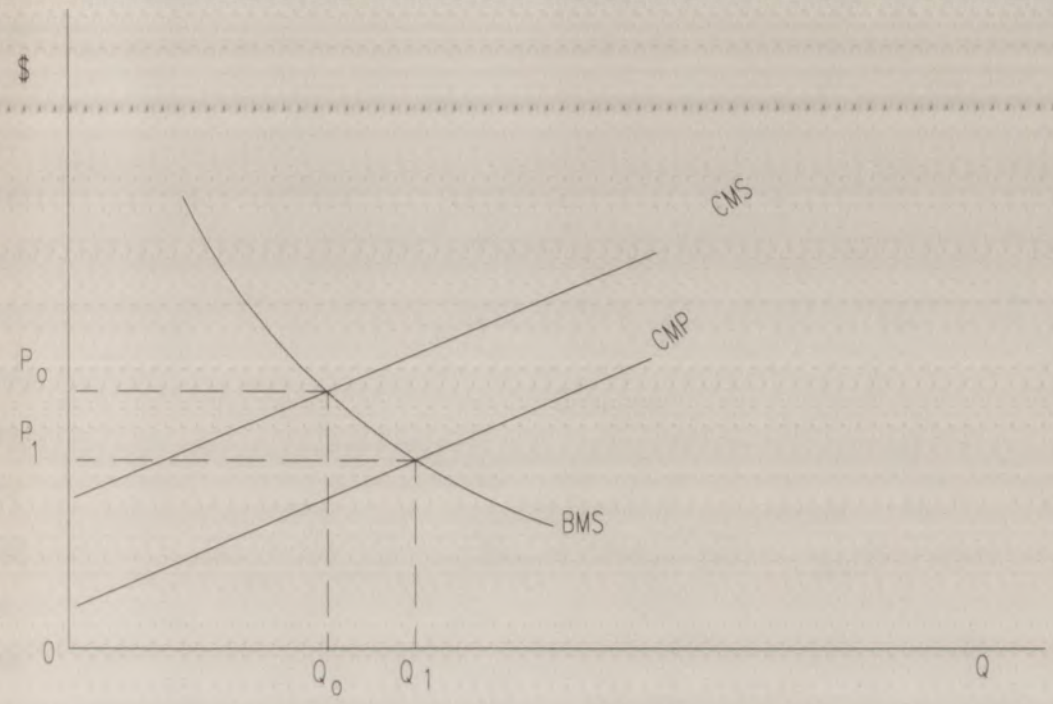


Figura 4.1. Determinação dos níveis ótimos de atividade: privada e social

Estes fatores são a natureza não-excludente e não-rival dos bens e serviços ambientais, principalmente aqueles providos pelo ar e pela água; a interdependência entre produção-produção, produção-consumo, consumo-produção e consumo-consumo geralmente, associada com a sedimentação e a poluição das águas por resíduos de agroquímicos e os direitos de propriedade ausentes ou não-perfeitamente definidos ao se referir a sedimentação e contaminação dos recursos hídricos.

Parte importante da literatura econômica (Baumol & Oates, 1988; Cropper & Oates, 1991; Tietenberg, 1992), que trata da qualidade ambiental, procura avaliar e discutir formas alternativas de se atingir o nível de poluição de uma forma geral ou o nível de qualidade ambiental, socialmente desejado. As soluções básicas, que requerem intervenção por parte de uma agencia reguladora, têm sido de duas natureza: aquelas que utilizam instrumentos de controle e comando sobre a qualidade ambiental e aquelas que procuram dar incentivos e punições mas permitem uma ampla escolha como impostos, subsídios, compra e venda de

licenças enfim aloca-se direitos de poluir até o limite imposto por um padrão pré-definido de qualidade do meio ambiente. Na Figura 4.1 observa-se que um imposto pode ser utilizado com vistas a atingir o nível Po, ou medidas legais podem estabelecer uma carga de emissão de poluentes igual a Qo. Cada abordagem possui custos de transação e de implementação diferentes, consequentemente, com impactos também diferentes do ponto de vista distributivo e de eficiência. Segundo Tietenberg (1992) as taxas cobradas por emissão de poluentes funcionam particularmente bem quando os custos de transação advindos de um possível processo de negociação são elevados. Portanto, a solução do problema da qualidade da água ou da poluição provocada pelos subprodutos -sedimentos e resíduos de agroquímicos - gerados pela agricultura envolve um esquema de análise com base na teoria econômica do bem-estar e dos ajustamentos que nela se fazem necessários, dada as características peculiares do objeto de estudo. Por exemplo, os direitos de poluição das águas (utilização da capacidade de assimilação) são recursos escassos que devem ser alocados apropriadamente entre os usos alternativos. Ao não se levar em consideração os efeitos externos causados pelo processo de produção agrícola, e como o sistema de mercado não apropria os custos externos correspondentes, há um excesso de Q. Na hipótese de funcionamento do sistema de mercado, o preço seria mais elevado ($P_0>P_1$) e a produção de Q seria menor ($Q_0<Q_1$), consequentemente, a poluição seria reduzida e a água seria de melhor qualidade.

Outra observação a ser feita é que a poluição em qualquer de suas manifestações também enseja problemas distributivos e de eqüidade. A natureza de tais problemas envolve diversos enfoques: entre poluidores e vítimas da poluição; entre consumidores dos produtos geradores de poluição e a sociedade em geral; a distribuição da intensidade dos impactos entre as famílias de alta e de baixa renda, dentre outros. A eqüidade relacionada aos agentes diz respeito a posição relativa que os mesmos ocupam no cenário econômico. Em função da degradação da qualidade da água, por exemplo, os consumidores dos serviços prestados pelos recursos hídricos podem ser forçados a subsidiar os consumidores do produto, Q

(gerador de poluição). Da mesma forma, caso fosse instituído um imposto sobre estes últimos e a receita gerada repassada aos consumidores de água, haveria nos dois casos alterações na posição relativa de ambos os grupos com relação a distribuição da renda. Em suma, a análise dos efeitos da poluição nas condições de eqüidade, a partir da incidência dos impactos negativos sobre as classes de renda, procura de fato averiguar os impactos na distribuição da renda real. Essa mesma lógica pode ser utilizada ao se investigar os impactos sobre a distribuição de renda causados pelos custos e benefícios das medidas e políticas de proteção ambiental. No entanto, o atendimento de todas essas preocupações passa necessáriamente pela estimação dos valores correspondentes aos custos causados pelos danos da sedimentação em outros setores da atividade econômica. O capítulo sexto centra-se exclusivamente no cálculo do custo imposto pelo processo de sedimentação-erosão na geração de energia elétrica. E como o presente trabalho não investiga as alternativas de políticas públicas para controle da erosão e da sedimentação as questões distributivas estão ausentes.

Em resumo, os problemas relacionados à degradação ambiental podem ser abordados sob dois ângulos - o da eficiência e o da eqüidade. As particularidades dos recursos ambientais induzem o sistema de mercado a falhas, visto que a racionalidade econômica do agente individual, produtor e consumidor maximizando lucro e utilidade, respectivamente, não conduz ao ótimo social. Além do que, a poluição também dá origem a problemas distributivos quer entre os geradores de poluição e as vítimas, quer entre as famílias de diferente poder aquisitivo. Por seu turno, custos e benefícios das políticas públicas ambientais incidem desigualmente sobre os membros da sociedade acarretando, também, problemas de distribuição e eqüidade. No entanto, não obstante a importancia destas questões não se constitue objeto da presente análise.

Ademais, o completo entendimento do problema dos efeitos da sedimentação envolve o conhecimento das técnicas de controle da erosão e de contenção dos sedimentos e dos seus respectivos custos de um lado e dos beneficios ***on site*** e ***off site*** do outro. Não obstante, acredita-se que os resultados

obtidos ainda que parciais constituem um avanço nas discussões sobre os custos dos danos ambientais que, timidamemte, começa a ser esboçado no pais.

Neste capítulo serão apresentados, primeiramente, os critérios econômicos para o alcance do ótimo social. Posteriormente, serão discutidas as causas das falhas do sistema de mercado na presença de externalidades e de bens públicos (não-exclusão e não-rivalidade), como é caso dos recursos hídricos. Finalmente, algumas soluções tradicionais apontadas pela teoria econômica do meio ambiente serão apresentadas e discutidas. Essa discussão é levada a cabo objetivando visualizar algumas medidas necessárias à redução dos impactos do processo de erosão-sedimentação nos recursos hídricos, porém entende-se que as soluções do ponto de vista ótimo não são praticáveis. As soluções apresentadas estão inseridas no contexto das soluções possíveis que são descoladas das soluções ótimas apresentadas pela teoria. Ou seja, mesmo não sendo objetivo do trabalho apontar os intrumentos mais adequados de intervenção, não se ignora que as possibilidades de ordem operacional, normalmente, diferem das versões idealizadas, modeladas pelos princípios teóricos.

4.2. A Eficiência Econômica e o Bem-estar Social

A maximização do bem-estar social deve satisfazer duas condições ótimas: a eficiência econômica e a ética (justa, socialmente desejável) distribuição de renda entre os membros da sociedade. Pode-se adiantar, contudo, que a teoria econômica do bem-estar encontra dificuldades em decidir qual a distribuição de renda e riqueza desejada pela sociedade. Porém, uma especificação a priori da distribuição de renda, riqueza permite uma solução eficiente na produção e troca de bens e serviços rivais e excludentes.

Primeiramente, serão desenvolvidas as condições de eficiência econômica, ou a otimalidade de Pareto. Diversos enfoques (Bator, 1957; Henderson & Quandt, 1956; Mansfield, 1975), dentre outros, têm derivado a otimalidade das

condições de Pareto. No "ótimo", a produção de todos os bens e serviços do setor produtivo, a alocação dos fatores de produção e a distribuição do produto total no setor de consumo são tais que nenhuma pessoa pode situar-se em uma condição melhor, sem que qualquer outra fique pior. No caso dos bens privados as taxas marginais de substituição no consumo devem ser as mesmas para todos os consumidores e iguais a taxa marginal de transformação na produção. Esse resultado pode ser obtido através de um sistema de mercado competitivo em que os consumidores revelam suas preferências através de realizações de lances no mercado, ao mesmo tempo em que os produrores são influenciados para satisfazê-las. Porém, para o completo funcionamento do sistema de mercado deve-se assumir uma dada distribuição de renda. Assegurados os pré-requisitos necessários, a condição suficiente estabelece que as isoquantas e as curvas de indiferença sejam, em sua porção relevante, convexas em relação à origem. Isto implica, necessariamente, que a curva de possibilidade de produção seja côncava em relação à origem.

Assim determina-se o nível de produção de cada agente e a alocação da produção entre os consumidores. Portanto, produção, distribuição e alocação de recursos na economia são consideradas Pareto-ótimo quando for impossível melhorar a situação de um indivíduo sem piorar a de outro. Inversamente, uma situação será considerada não eficiente quando for possível melhorar a situação de algum indivíduo sem piorar a de nenhum outro. Há um infinito número de soluções de Pareto-ótimo, cada uma correspondendo a uma diferente distribuição de renda. A condição de ótimo de Pareto não trata dos assuntos de distribuição de renda e riqueza, mas sim determina uma alocação apropriada de recursos escassos no tocante à eficiência econômica.

Quatro hipóteses são necessárias para derivar as condições de ótimo de Pareto. Para efeito de simplificação, mas sem sacrifício da generalização, assume-se para fins de exposição: dois produtos, dois fatores de produção e dois consumidores.

Na primeira hipótese, os dois fatores X_1 e X_2 são inelasticamente ofertados, homogêneos e perfeitamente divisíveis. Os preços de mercado de X_1 e X_2 são W_1 e W_2, respectivamente.

Na segunda hipótese, os dois produtos Y_1 e Y_2 são homogêneos e têm função de produção:

$Y_1 = F_1\ (X_{11}, X_{12})$ e

$Y_2 = F_2\ (X_{21}, X_{22})$, em que

$X_{11} + X_{21} = X_1$ e $X_{12} + X_{22} = X_2$

Os preços de Y_1 e Y_2 são P_1 e P_2. Estas funções de produção são ***smooth*** (deriváveis em todos os pontos) e contínuas, têm retorno constante à escala e taxa marginal de substituição decrescente ao longo das isoquantas, isto é, as isoquantas são convexas à origem.

Na terceira hipótese, os dois consumidores A e B têm funções de preferência ordinal:

$U_a = F_a\ (Y_{a1}, Y_{a2})$ e

$U_b = F_b\ (Y_{b1}, Y_{b2})$, em que

$Y_{a1} + Y_{b1} = Y_1$ e $Y_{a2} + Y_{b2} = Y_2$

Estas funções de preferência mantém os axiomas usuais da análise de utilidade e as curvas de indiferença são convexas à origem.

A quarta hipótese explicita a não-interdependência entre qualquer destas funções. Estas quatro hipóteses são usadas para desenvolver o ótimo de Pareto. A caixa de Edgeworth-Bowley na Figura 4.2 mostra a eficiência alocativa dos fatores na produção. As isoquantas representando a produção de Y_1 são ilustradas por $Y_1' < Y_1'' < Y_1'''$. Semelhantemente, $Y_2' < Y_2'' < Y_2'''$ são as isoquantas representando a produção de Y_2. A declividade de uma isoquanta é a razão entre os fatores marginais de produção. A alocação eficiente de X_1 e X_2 entre Y_1 e Y_2 requer que as taxas marginais de substituição técnica (TMST) sejam iguais. Isto é, que a TMST entre X_1 e X_2 na produção de Y_1 seja igual a TMST entre X_1 e X_2 na produção de Y_2. $(TMST_{X1,X2})_{Y1}=(TMST_{X1,X2})_{Y2}$.

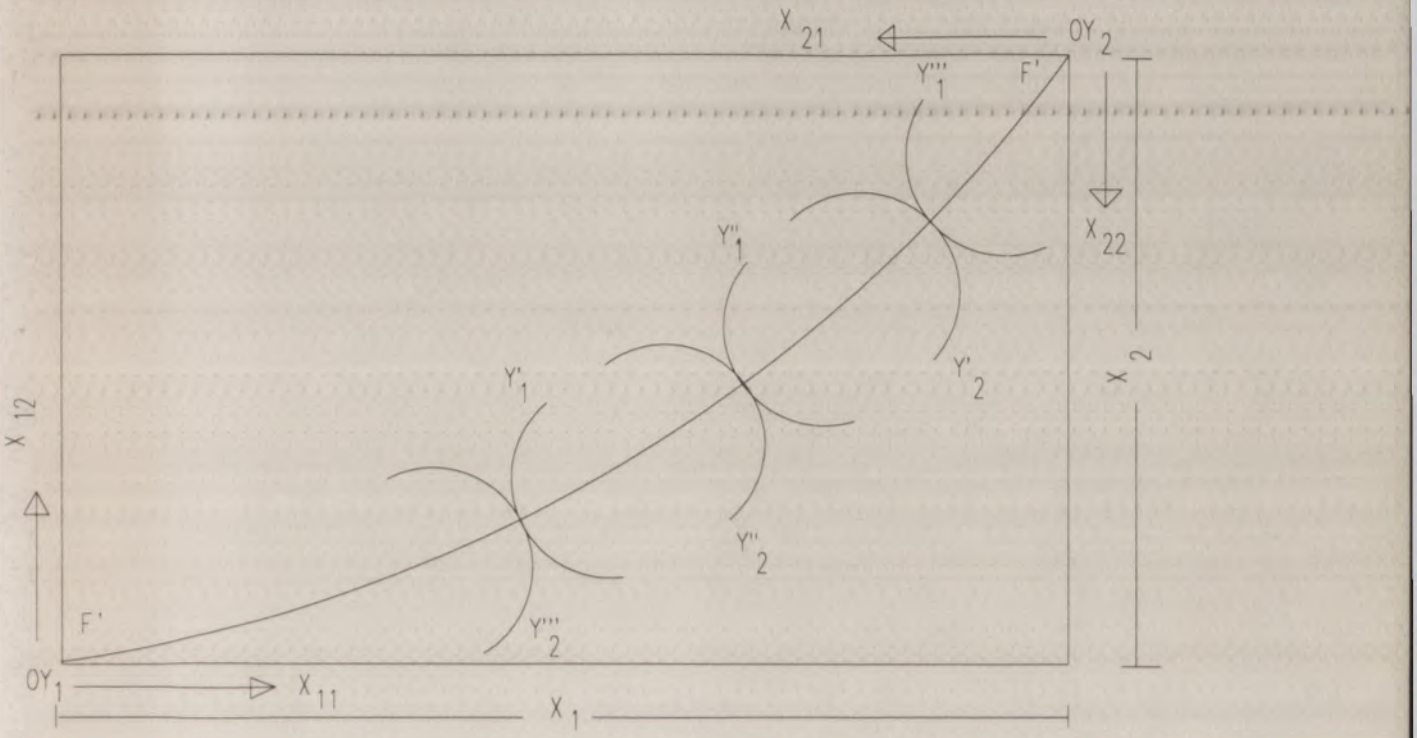


Figura 4.2. Caixa de Edgeworth-Bowley,- Isoquantas e lócus de produção eficiente.

Esta equalização ocorre em todos os pontos de tangência entre as isoquantas representativas de Y_1 e Y_2. Uma alocação de fatores de produção não correspondendo a um ponto de tangência entre as isoquantas não é um Pareto ótimo. Tal ineficiência de alocação permitiria um aumento na produção de um produto sem a redução na produção do outro. O lócus de todos os pontos de produção eficiente $F'F'$, também chamada de curva de contrato na Figura 4.2, pode ser representada como uma curva de possibilidade de produção Pareto eficiente F_1F_1 na Figura 4.3, onde os eixos representam os produtos Y_1 e Y_2.

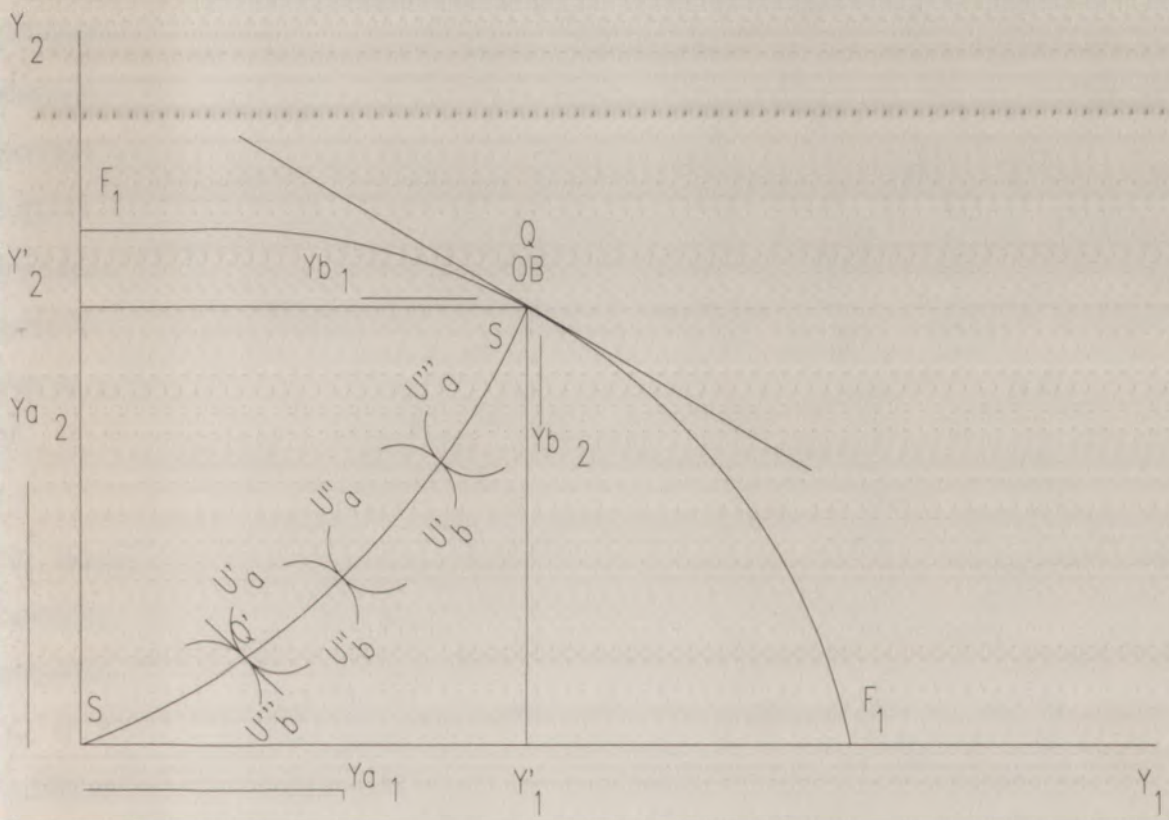


Figura 4.3. Curva de possibilidade de produção, curva de utilidade de contrato e lócus de eficiência no consumo.

Devido ao fato de que cada ponto no lócus de produção eficiente é unicamente determinado em termos de quantidade dos produtos Y_1 e Y_2 ,é possível transformar a informação contida no lócus de produção eficiente para outro gráfico, cujos eixos são definidos em termos de quantidade dos produtos Y_1 e Y_2. Cada ponto no lócus de produção eficiente corresponde a específicas quantidades de Y_1 e Y_2. De posse de tais informações identifica-se no espaço gráfico representado nos eixos pelos produtos Y_1 e Y_2 (Figura 4.3) o ponto que exatamente representa a quantidade de Y_1 e Y_2, definido pelo lócus eficiente de produção. Ao concretizar tal procedimento para todos os pontos do locus de produção eficiente deriva-se uma curva de possibilidade de produção (Figura 4.2). A declividade em qualquer ponto sob F_1F_1, curva de possibilidade de produção, representa a taxa marginal de transformação de Y_1 em Y_2 (TMT). Esta taxa também indica quanto Y_2 pode ser

produzido ao se transferir X_1 e X_2 da produção de Y_1 para a produção de Y_2, enquanto mantém a realocação Pareto-ótimo dos fatores de produção. Em todos os pontos de tangência das isoquantas ao longo de $F'F'$, lócus da produção eficiente na Figura 4.2, a taxa marginal de substituição técnica (TMST) permanece igual. Assim, transportando para a curva de possibilidade de produção F_1F_1, qualquer ponto sobre esta é um ponto ótimo de produção eficiente. Ainda mais, a declividade de qualquer ponto sobre F_1F_1 é o custo marginal de Y_2 em termos de uma unidade adicional de Y_1.

Correspondendo a cada ponto de F_1F_1 tem-se a curva de utilidade de contrato carregando uma troca potencial entre consumidores A e B para combinações fixas de produtos, Y_1 e Y_2. O ponto Q na Figura 4.3 exemplifica esta possibilidade. A caixa de Edgeworth associada com Q representa a dotação fixa de Y_1 e Y_2 a qual os consumidores A e B podem trocar entre si. As curvas de indiferença $U_a' < U_a'' < U_a'''$ grafam as funções utilidade do consumidor A e as curvas de indiferença $U_b' < U_b'' < U_b'''$ grafam as funções utilidade de B. O lócus de consumo eficiente SS na Figura 4.3 é o locus dos pontos de tangência entre curvas de indiferença e, em qualquer ponto neste locus, a declividade da curva de indiferença do consumidor A deve ser igual àquela do consumidor B. Portanto, a condição que se segue deve prevalecer em qualquer ponto no locus de consumo ou troca eficiente: a taxa marginal de substituição entre o produto Y_1 e o produto Y_2 para o consumidor A deve ser igual àquela para o consumidor B. Isto é, $(TMSy_1,y_2)$ para o consumidor A é igual a $(TMSy_1,y_2)$ para o B. Qualquer ponto fora desta curva de contrato não é Pareto-ótimo porque um consumidor pode ficar em situação melhor sem redução na utilidade de outro consumidor. Há um infinito número de soluções de troca Pareto-ótimo entre consumidores, associado a uma particular composição de produto, tal como Q.

As curvas $F'F'$ na Figura 4.2 e SS na Figura 4.3 mostram Pareto-ótimo na produção e distribuição, respectivamente. Estes definem Pareto-ótimo na produção e troca, respectivamente, mas individualmente eles não satisfazem a eficiência econômica global. A análise deste ponto requer a construção da grande

fronteira de utilidade, a partir das curvas de possibilidade de utilidade para os consumidores. Para ilustrar este ponto considere a Figura 4.4, onde os eixos representam o nível de utilidade dos consumidores A e B. Cada ponto na fronteira de possibilidade da produção tem associado uma curva de contrato de troca que pode ser representada pela curva de possibilidade de utilidade na Figura 4.4, grafada nos eixos de utilidade dos consumidores A e B. As curvas de possibilidade de utilidade $S'S'$ e $S''S''$ representam diferentes curvas de contrato ou lócus de consumo eficiente, associadas a diferentes pontos sobre a fronteira de possibilidade de produção Pareto-eficiente.

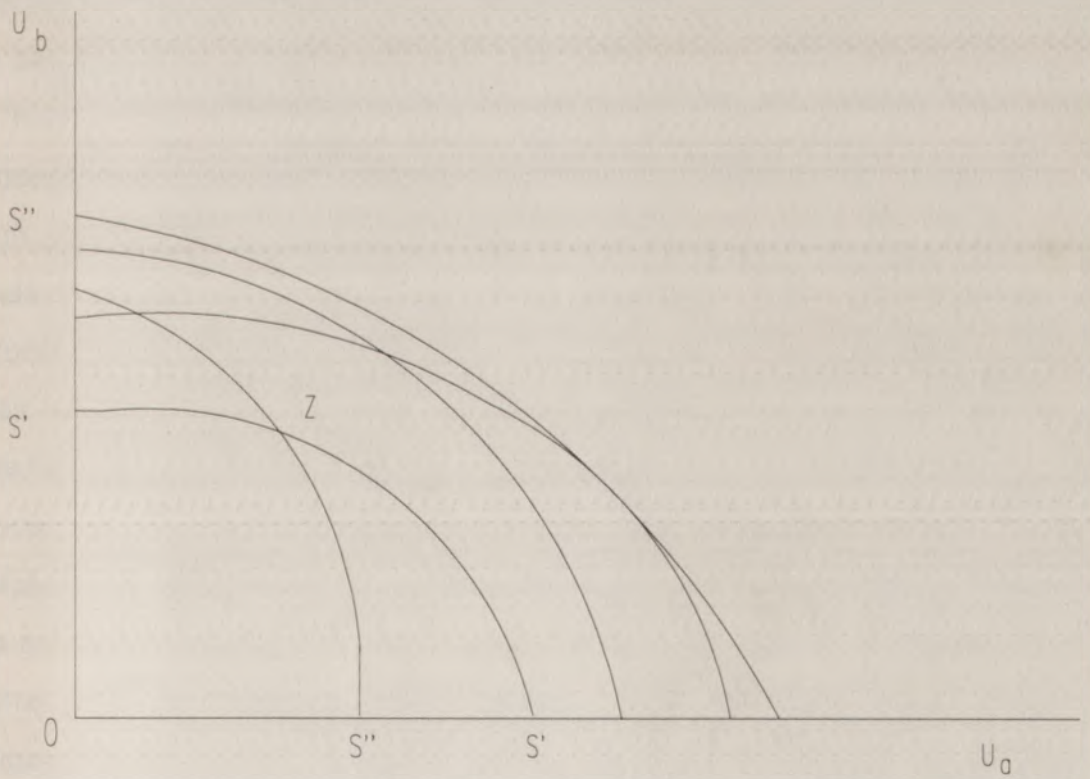


Figura 4.4. Curvas de possibilidades de utilidade.

Da mesma forma que se utiliza o lócus de produção eficiente em um espaço gráfico de fatores para construir a curva de possibilidade de produção em um espaço de produtos, pode-se lançar mão do lócus de consumo eficiente do seu espaço de produto e grafá-lo em um espaço de utilidade para construir a curva de

possibilidade de utilidade. Qualquer ponto fora do lócus de consumo eficiente oferece a oportunidade para que os consumidores façam barganha que aumentem a utilidade de um sem reduzir a do outro. Contudo, ao se atingir qualquer ponto no lócus de eficiência do consumo, qualquer ganho para um consumidor só deve ocorrer às expensas de uma redução na utilidade do outro. Desta forma, movimentos ao longo da curva de possibilidade de utilidade, que é simplesmente o lócus de eficiência do consumo grafado entre os eixos de utilidade, envolve um ganho de utilidade para um indivíduo às custas de uma perda de utilidade do outro. O ponto Q na curva de possibilidade de produção eficiente foi arbitrariamente escolhido para se determinar as quantidades de Y_1 e Y_2. Portanto, tem-se ainda que encontrar o "mix" de produção mais eficiente. Repetindo este processo analítico, para cada ponto na curva de possibilidade de produção eficiente tem-se uma infinidade de pontos. Para cada "mix" de produção representado por um ponto sobre a curva de possibilidade de produção um único locus de consumo eficiente pode ser determinado. A partir daí em um espaço de utilidade pode-se determinar uma curva de possibilidade de utilidade, e ao se considerar infinitos pontos sobre a curva de possibilidade de produção, infinitas curvas de possibilidade de utilidade podem ser geradas. As Figuras 4.4 e 4.5 retratam esse desenvolvimento. A curva mais distante da origem chamada de grande fronteira de possibilidade de utilidade não é ***smooth*** e nem contínua e diferenciável (Randall, 1987) como a fronteira de possibilidade de produção. Ao mover-se ao longo da grande fronteira de possibilidade de utilidade passa-se de uma curva de possibilidade de utilidade para outra. O caminho que se percorre liga os segmentos das curvas de possibilidade de utilidade mais distantes da origem. Esta linha não é uma curva verdadeira, mas sim uma curva fronteira ou envelope, chamada de grande fronteira de utilidade, onde é impossível reorganizar a economia para tornar a situação de um indivíduo melhor sem, simultaneamente, deixar outro em pior situação. Todos os pontos sobre a grande fronteira de utilidade são Pareto-ótimo e há um infinito número deles. Um ponto tal como Z na Figura 4.4 é único a uma particular produção de Y_1 e Y_2, mas não a uma distribuição entre A e B. Então, para o ponto Z a Taxa Marginal de Substituição (TMS) não necessita

igualar-se a Taxa Marginal de Transformação (TMT). Se a Taxa Marginal de Substituição (TMS) difere da Taxa Marginal de Transformação (TMT), então existe uma melhoria potencial em Pareto. Por exemplo, se a taxa marginal da transformação (TMT) é tal que $2Y_1$ pode ser substituído por $1Y_2$ e a taxa marginal de substituição (TMS) é $1Y_1$ por $1Y_2$ então, a sociedade pode ficar em melhor situação ao transferir recursos de Y_2 para Y_1. Isto manterá uma eficiência produtiva deixando uma unidade extra de Y_1 como um ganho líquido social.

Um ótimo-superior é tal que a TMS = TMT. Neste caso, a sociedade está no estado completo de ótimo pareteano. A Figura 4.5 mostra a grande fronteira de possibilidade de utilidade BB, de ótimos de nível superior. Conforme descrito, a grande fronteira de possibilidade de utilidade é derivada da Figura 4.3. É o lócus para pontos tais que, para cada ponto Q ao longo de F_1F_1 ,corresponde um único ponto Q', ao longo de SS, onde a TMS = TMT.

Os preços de mercado não entraram na análise até o presente. O ótimo de Pareto tem sido derivado de taxas marginais subjetivas de substituição no consumo e de taxas marginais de substituição técnica na produção. Com vistas à maximização da utilidade e do lucro, consumidores e produtores devem levar em conta os preços de mercado. Uma economia de mercado perfeitamente competitiva, dadas as quatro hipóteses, conduzirá a um conjunto especial de preços de mercado associado ao nível de soluções ótimas-superiores.

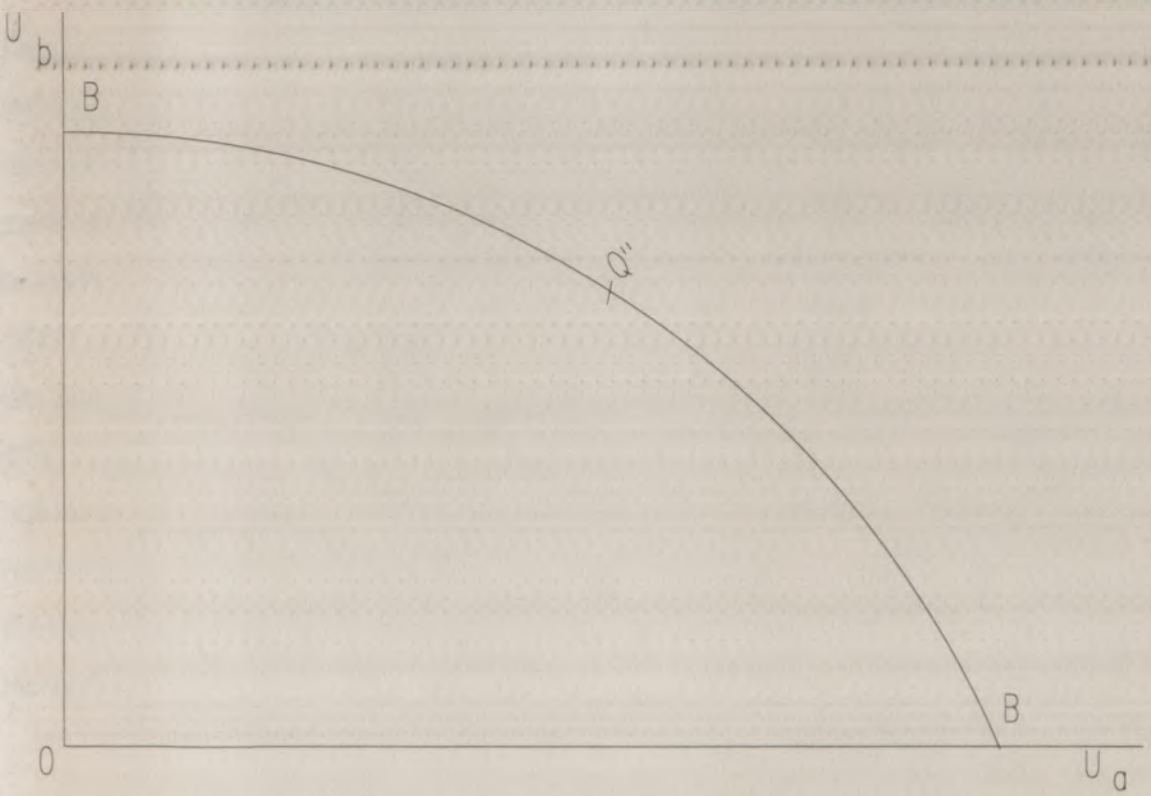


Figura 4.5. Grande fronteira de possibilidade de utilidade.

O lócus de eficiência nas soluções de troca entre os consumidores satisfaz a condição de que TMS = P_1/P_2. Da mesma forma, cada ponto de eficiência na alocação dos fatores de produção deve satisfazer a condição de que TMST = W_1/W_2. Finalmente, a competição perfeita implica que a declividade em qualquer ponto ao longo da fronteira de possibilidade de produção satisfaz a condição de que TMT = P_1/P_2 ou que $CM_1/CM_2 = P_1/P_2$, em que CM_1 e CM_2 representam os custos marginais dos fatores X_1 e X_2, respectivamente. Então, para cada solução de Pareto-ótimo superior sobre a grande fronteira de possibilidade de utilidades corresponde um conjunto único de preços P_1, P_2, W_1 e W_2. O ponto Q'' na Figura 4.5 corresponde aos pontos Q e Q' na Figura 4.3. Portanto, a solução ótima de Pareto-superior implica que: TMT = TMS = P_1/P_2. Além disso, em Q, onde TMT = P_1/P_2 há uma única alocação de fatores na produção (Figura 4.2), tal que TMST = W_1/W_2. Há um infinito número de soluções ótimas de Pareto-superior, cada uma implica em um único conjunto de preços, tal que:

$$TMT = TMS = P_1/P_2 = CM_1/CM_2 \text{ e } TMST = W_1/W_2$$

Desta forma, a questão do estado ótimo da economia para a sociedade como um todo não pode ser resolvida com a mera busca da eficiência econômica, medida pela otimalidade de Pareto. Dado o infinito número de possibilidades de Pareto-ótimo, a sociedade deve escolher um destes pontos que maximizará o bem-estar social. Tal escolha sugere a existência da função de bem-estar social (Arrow, 1963; Bator, 1957; Samuelson, 1954). Dadas as condições apropriadas desta função, um mapa de curvas de indiferença pode ser desenhado em um espaço de utilidade (Figura 4.6). O ponto Q^* é a solução única que maximiza o bem-estar social. Sérias dúvidas sobre a existência da função bem-estar social têm sido levantadas (Arrow, 1963). Não obstante tal problema, desde há muito os teóricos da economia do bem-estar têm se esforçado na busca de um critério que permita comparar soluções ótimas de Pareto (Kaldor, 1930; Hicks, 1943; Scitovisky, 1941-42).

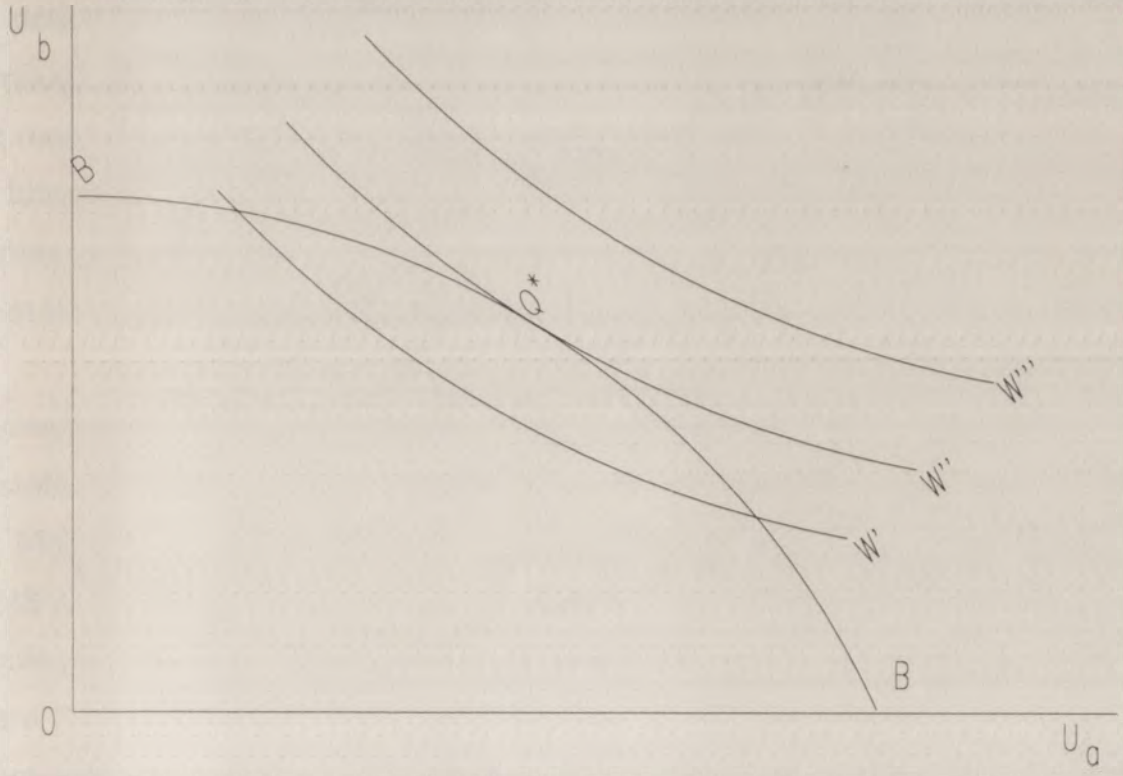


Figura 4.6. Curvas sociais de indiferença e a maximização do bem-estar.

A otimalidade de Pareto assegura eficiência econômica, contudo, não resolve o problema de escolha de uma distribuição de renda eticamente aceitável (justa, socialmente aceitável).

O bem-estar social é maximizado quando a alocação de recursos escassos, entre usos alternativos, é tal que ambos os critérios de eficiência e de distribuição são satisfeitos. Embutido na função de bem-estar social tem-se um plano de distribuição eticamente preferido. Sem esta função, o problema de comparar as soluções ótimas de Pareto pode ser expresso pelos pontos Q e P, produção eficiente solução Pareto-ótimo, e suas respectivas curvas de contrato, mostrados na Figura 4.7. O ponto R reflete uma particular distribuição de Y_1 e Y_2 associada com P. A troca eficiente é alcançada no ponto R, com declividade a', porque a taxa marginal de substituição (TMS) é equalizada entre consumidores. A curva de indiferença da sociedade Ir pode ser desenhada através do ponto P, o qual corresponde a uma particular distribuição em R. Esta curva de indiferença da sociedade é construída de tal forma que a inclinação em P, a, é igual a inclinação em R, isto é $a = a'$ (Samuelson, 1954, 1958). Da mesma forma, outra curva de indiferença da sociedade Is pode ser desenhada através de P, a qual corresponde a outra distribuição de produção ao ponto S, tal que $b = b'$. As curvas de indiferença da sociedade não são as mesmas curvas de indiferença que são extraídas da função do bem-estar social. A função de bem-estar social é única no ponto P, enquanto as curvas Is e Ir são tantas quantas as possibilidades existentes de soluções-Pareto de troca, associadas com P.

O paradoxo em comparar alternativas soluções ótimas de Pareto é representado ao se introduzir o ponto Q na Figura 4.7. A construção de Ir' e Is' da distribuição R' e S' segue a mesma lógica de construção de Ir e Is da distribuição R e S. Movendo a solução Pareto-ótimo do ponto P à Pareto-ótimo no ponto Q, com a TMS em a' impostas pela distribuição R e R', obtém-se um aumento no bem-estar da sociedade. A mudança de Ir para Ir' mostra isto. Inversamente, movendo-se de Q para P com TMS em b', imposta pela distribuição S e S' obtém-se um aumento no bem-estar da sociedade. Dadas as distribuições alternativas eficientes, é impossível avaliar um ponto ótimo de Pareto superior a outro.

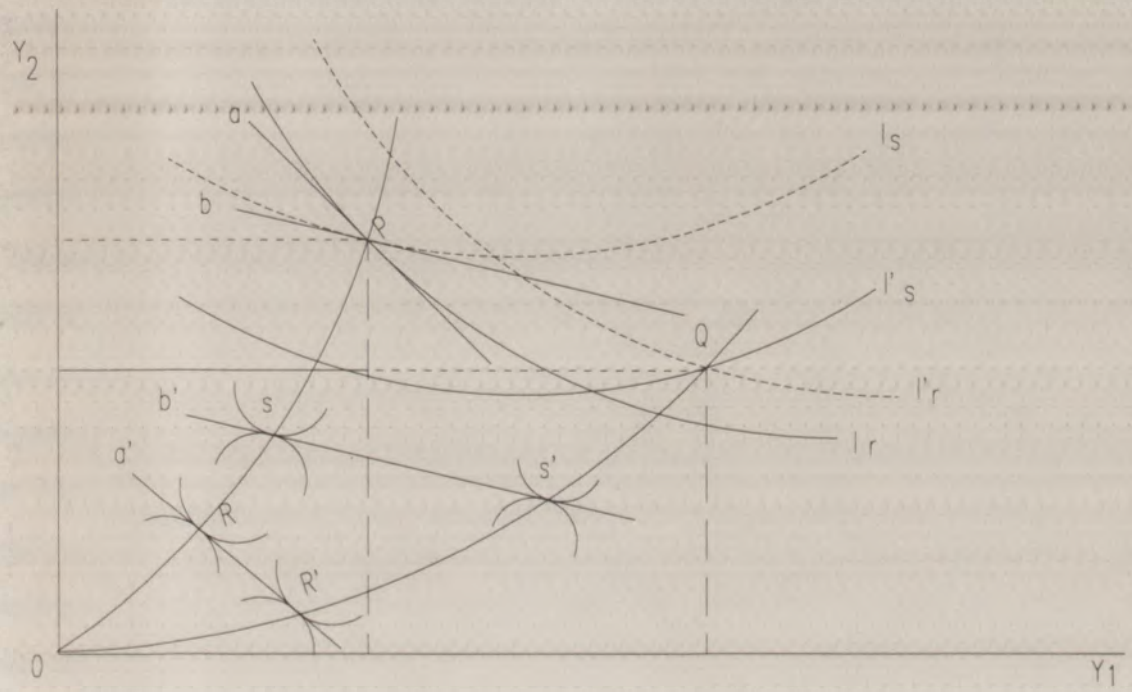


Figura 4.7. Comparação entre soluções alternativas de Pareto-ótimo.

Este paradoxo é exemplificado ainda mais na Figura 4.8. Os pontos P e Q são os mesmos da Figura 4.7. Há uma única distribuição P que gera a curva de indiferença da sociedade, Is. Já que Is é tangente à curva de possibilidade de produção Pareto eficiente em P, então P é ótimo de nível superior, onde TMS = TMT. Dada a competição perfeita, há um único conjunto de preços tal que P_1/P_2 = CM_1/CM_2 em P. No ponto Q, Is' pertence ao mesmo conjunto de curvas de indiferença (da sociedade) que Is, contudo, Is' não é tangente à fronteira de possibilidade de produção em Q. Nesta interseção haverá a distribuição de Q, tal que as TMS são equalizadas entre os consumidores, porém, TMS difere da TMT. Isto significa que Q não é um Pareto-ótimo, dado Is'. Inversamente, dado Ir', Q é Pareto-ótimo e P não o é, dado Ir. Sem se referir à eficiência econômica, a mudança de Ir para Ir' movendo-se de P para Q e a mudança de Is' para Is, movendo-se de Q para P, na Figura 4.8, mostra o mesmo paradoxo ao se comparar o bem-estar social em pontos diferentes ao longo da fronteira eficiente de produção, como mostrado na Figura 4.7. A análise desenvolvida nas Figuras 4.7 e 4.8 demonstra que é

logicamente impossível comparar planos de Pareto-ótimo, a menos que se tenha uma função de bem-estar social. Ou o planejamento social define uma função de bem-estar para sociedade visando uma solução única, ou a ética social deve permanecer neutra em termos distributivos, de tal forma que nenhuma comparação entre soluções possa ser efetuada. A questão da existencia de uma função de bem-estar social ou a questão da escolha social é um assunto polêmico que não será aqui tratado. A análise até aqui efetuada estabelece as condições que devem ser seguidas para se obter a eficiência econômica na produção e na troca. Com base nas hipóteses estabelecidas, a competição perfeita levará ao ótimo de Pareto. O caso mais simples de 2 fatores, 2 produtos, 2 consumidores pode ser estendido a n. Pode-se concluir que o desenvolvimento de um critério normativo de distribuição não é tão simples quanto o desenvolvimento de um critério positivo de eficiência. Como o objetivo deste trabalho é encontrar valores econômicos para um dano ambiental e discutir mais específicamente os assuntos relacionados à esta questão não se avança nos tópicos teóricos ou práticos relativos os critérios de escolha social. Mesmo porque, entende-se que as estimativas empíricas aqui obtidas podem servir de subsidios para qualquer política que vise propiciar a redução das taxas de erosão-sedimentação e por conseguinte melhorar a qualidade da água.

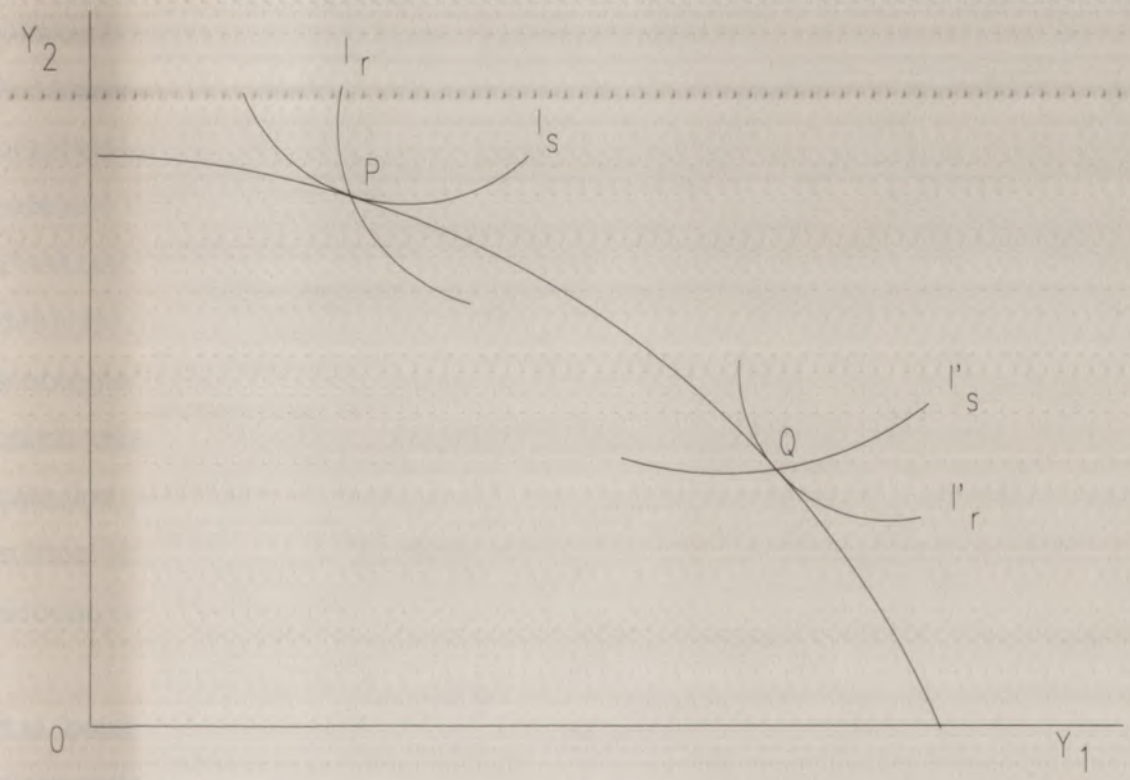


Figura 4.8 Comparação impossível entre soluções alternativas de Pareto-ótimo.

4.3. As Fontes de Ineficiência e os Serviços Ambientais

4.3.1. Considerações preliminares

As partes iniciais do presente capítulo mostraram que o sistema de mercado assegura a produção e troca de bens e serviços de uma forma eficiente, desde que satisfeitas certas condições. Os consumidores revelam suas preferências através de lances no mercado, enquanto os produtores procuram produzir ao menor custo possível os bens e serviços que aqueles consumidores procuram adquirir. A competição assegura que o conjunto de bens e serviços produzidos corresponda às preferências dos consumidores. As condições para que o sistema de mercado tenha a performance antecipada pela teoria em termos de eficiência são as seguintes: todos os serviços, bens e recursos devem deter mercados próprios nos quais os preços são determinados pelas curvas de oferta e de demanda; o sistema de concorrência perfeita é predominante em todos os mercados; não há

interdependências relevantes entre funções de produção e de consumo; estão ausentes incertezas, irreversibilidades e falta de informação perfeita; os direitos de propriedade sobre os recursos estão perfeitamente definidos e assegurados, e não existem bens não-rival e/ou não-excludente. Esta situação teórica é, claramente, idealizada e a realidade tem mostrado que se perde recursos, no presente, em detrimento das possíveis utilizações futuras. E as políticas derivadas para o controle ambiental embora orientadas pelos principios teóricos não objetivam o alcance do ótimo mas sim aquelas soluções mais eficientes e\ou equânimes com base nos calculos dos custos e beneficios disponíveis. Embora abordando somente o lado dos custos acredita-se que os resultados aqui obtidos possam servir de subsidios à adoção de medidas mitigadoras.

O manejo inadequado e a utilização ineficiente dos recursos naturais e dos bens e serviços ambientais, em sua grande maioria, podem ter suas causas diagnosticadas através da ausencia de mercado ou do seu funcionamento inadequado e distorcido. Os preços refletidos em tais circunstâncias não expressam os benefícios e custos sociais propiciados pelos bens e serviços ambientais. Na realidade, tais preços trazem consigo informações errôneas sobre a escassez dos recursos, fornecem incentivo inadequado para o manejo do meio ambiente, e para utilização eficiente e melhoria da qualidade dos recursos ambientais.

Segundo Panayotou (1992) as fontes mais importantes de ineficiência ou de falhas no funcionamento do sistema de mercado que afetam o manejo e o uso dos recursos ambientais são as seguintes:

1. Direitos de propriedade indefinidos ou totalmente ausentes, essenciais para a operação eficiente do mercado.
2. Recursos e serviços ambientais sem preços ou mercados extremamente pequenos ou ausentes.
3. Externalidades ou interdependências entre setores mantidas fora do domínio do mercado.
4. Custos de transação elevados que obstam possíveis negociações que redundariam em melhoria do bem-estar e na conservação dos recursos.

5. Bens públicos, os quais não podem e/ou não devem ser fornecidos pelo sistema privado de mercado pela inabilidade em excluir os ***free riders*** e recuperar os custos da provisão de tal bem .

6. Imperfeições de mercado, particularmente a falta de competição na forma de monopólios locais, oligopólios e de mercados segmentados. As imperfeições do mercado de capitais são de importância crítica para a conservação e administração dos recursos ambientais.

7. Miopia no sentido de horizonte de planejamento "muito curto" ou de taxas de desconto "muito elevada" que surgem da impaciência, incerteza ou riscos que afetam os indivíduos mas não a sociedade como um todo.

8. Incerteza e aversão ao risco que podem levar não apenas a altas taxas de desconto, mas também, a falta de disposição em realizar investimentos na área de preservação e conservação ambiental.

9. Irreversibilidade: os mercados falham em alocar recursos quando as decisões de mercado sob incerteza conduzem a irreversibilidade nos resultados.

Para os propósitos do presente estudo, pode-se assumir que os problemas da qualidade da água devidos à erosão-sedimentação surgem primeiramente da externalidade negativa imposta nas esferas da produção e do consumo. Desta forma, pode ser entendido que a utilização do meio ambiente no processo de produção por vários agentes resulta em valores negativos nos processos de produção e de consumo de um número razoavelmente grande de agentes. Assim, o sistema de mercado não é capaz de resolver todos os problemas econômicos. Na presença de externalidades persistentes, como aquelas que envolvem o uso do meio ambiente, determinadas atividades econômicas implicam em custos para a sociedade que não podem ser cobrados (através dos mecanismos de mercado) dos agentes envolvidos.

Além do que, as questões relativas à qualidade da água suscitam a natureza do bem em questão, no que diz respeito aos atributos da não-rivalidade no consumo e da não-exclusão do uso. O sistema de mercado funciona de forma adequada, somente, se além de mantidas as demais condições, o princípio da

exclusão puder ser aplicado. Ou seja, o consumo por parte de um indivíduo, de um certo bem ou serviço ambiental - a capacidade de assimilação dos recursos hídricos, por exemplo - implica que ele tenha pago pelo uso do referido bem, enquanto quem não pagou é excluído. Este princípio faz com que os benefícios derivados do consumo de um certo bem fluam somente para os consumidores que por ele pagaram. Porém, as transações monetárias podem não se materializar sem que existam direitos de propriedade bem definidos que, por sua vez dependem da aplicação do princípio da exclusão. Outro atributo geralmente, associado ao consumo destes bens é o da rivalidade, implicando que o consumo por um indivíduo evita o consumo da mesma unidade do referido bem, simultaneamente, por outro. Os bens e serviços que possuem tais características são aqueles denominados de bens privados, os quais o sistema de mercado se encarrega de prover à sociedade.

A natureza não-rival e/ou não-excludente da maioria dos bens e serviços ambientais, a existência de externalidades relevantes envolvendo um grande número de agentes, a ausência de direitos de propriedade definidos e altos custos de transação provocam ineficiência no sistema de mercado, fazendo com que a provisão de tais bens possa ocorrer, somente, via um processo político através da participação de instâncias representativas da sociedade.

Conforme já mencionado e detalhadamente descrito no terceiro capítulo, a externalidade é a mais relevante das facetas associadas aos bens e serviços ambientais e a degradação dos recursos hídricos decorrente do processo de erosão-sedimentação é um bom exemplo.

Em resumo, Randall (1987) pondera afirmando que a existência de externalidade é um sintoma de mercados incompletos, o que em uma sociedade orientada pelo mecanismo de mercado sugere um sistema incompleto de direitos de propriedade. Isto impede a aplicação do princípio da exclusão e faz com que o sistema de mercado não consiga prover adequadamente o referido bem, sugerindo então, que políticas governamentais sejam responsáveis por tal suprimento. No que diz respeito as externalidades relevantes criadas pela erosão afirma ainda o mesmo autor que os solos erodidos entram nos cursos d'água na forma de sedimentos em

suspensão e de fundo e polui a água. Contudo, não há um mercado satisfatório que cuide deste problema - os efeitos externos associados ao processo de erosão-sedimentação do solo.

Por fim, cabe mencionar nestes parágrafos introdutórios sobre as fontes de ineficiência dos sistemas de mercado para os bens e serviços ambientais, que o sistema de mercado responde à demanda dos consumidores, que por sua vez é determinada por suas preferências e pelo padrão de distribuição de renda e riqueza existentes na sociedade. No entanto, alguns economistas responsabilizam o mercao pela desigual distribuição de renda e riqueza em algumas sociedades, o que faz com que esta seja apontada como uma falha adicional às já mencionadas. Não obstante, o presente trabalho centrará seus esforços nos efeitos alocativos resultantes da presença de fontes de ineficiência inerentes aos bens ambientais.

4.3.2. A Natureza Não-rival e Não-excludente dos Bens e Serviços Ambientais

A natureza não-rival dos bens públicos, em geral, e dos bens e serviços ambientais, em particular, é definida quando os bens consumidos por um indivíduo não implica em redução para os demais membros da sociedade. Ou seja, os mesmos benefícios (melhoria da qualidade ambiental) ou malefícios (a própria poluição) encontram-se ao alcance de todos e não existe uma interferência mútua entre os consumidores quando usufruem os benefícios ou quando sofrem os efeitos dos malefícios. Do lado da produção, este atributo pode ser visto como ***jointness of supply***, isto é, uma vez produzido ele torna-se disponível para todos os consumidores simultaneamente em quantidades iguais. Desta forma, o montante produzido é determinado pelo processo de produção e não se torna necessário dividir o total produzido entre os consumidores. Cada consumidor encontra disponível a quantidade total do bem ao mesmo tempo, ou seja, não importa quanto

um indivíduo consome do bem, não há redução no restante disponível para os demais. Diversos bens e serviços ambientais podem ser considerados nesta categoria. Se uma dada qualidade de água é provida para as pessoas e estas podem usá-la de forma não-consumptiva - natação, recreação, geração de energia elétrica em usinas a fio d'água - sem reduzir o montante para os demais, então, o consumo é não-rival.

Uma situação Pareto-eficiente requer, dentre outras condições, que cada indivíduo pague um preço igual ao valor marginal por ele dado ao bem. Porém, quando o bem é não-rival a avaliação marginal difere de consumidor para consumidor. Na realidade, cada indivíduo defronta-se na situação de não-rivalidade, com um preço pessoal, que para satisfazer as condições de que o valor marginal seja igual ao preço, torna-se necessária, a existência de um sistema de discriminação perfeita de preços. Para a obtenção de tal sistema, os consumidores teriam que revelar suas preferências, porém, dada a não-rivalidade somente o próprio indivíduo detém tal informação, e na eventual possibilidade de uso do bem, ele pode subavaliar o seu pagamento. Isto ocorre na expectativa de que outros consumidores possam assegurar através de suas avaliações que o bem não-rival seja provido para todos. Na medida em que todos os consumidores tenham esse mesmo comportamento tem-se, no extremo, uma avaliação marginal igual a zero. Como cada consumidor revela sua preferência subavaliada sua expectativa é a de que a avaliaçao de outros consumidores venha a assegurar a provisão do bem, dando origem ao surgimento do que se convencionou chamar de ***free rider effect.*** Para eliminar tal comportamento todos que não pagam a 'verdadeira' avaliação marginal pelo uso do bem deveriam ser excluídos dos benefícios. Exclusão esta infinitamente mais difícil (exige um sistema de discriminação perfeita de preços) e na realidade impraticável, se comparada a exclusão exercida pelo mercado no caso dos bens rivais, em que somente aqueles que não pagam o preço de mercado são eliminados. Na impossibilidade de auferir receita pela provisão do bem em questão nenhum agente econômico candidata-se à sua produção e desta forma o sistema de mercado não pode assegurar a sua oferta.

A outra fonte de ineficiência associada aos bens públicos é aquela definidora do princípio da exclusão- pré-condição para a determinação do direitos de propriedade. Há duas razões pelas quais alguns recursos permanecem detendo a natureza da não-exclusão mesmo em sociedades alicerçadas nas iniciativas individuais e privadas. A primeira, deve-se aos aspectos de ordem cultural e política. Sem exceção, todas as sociedades selecionam bens, serviços e recursos que devem permanecer fora do alcance das forças de mercado. Nos Estados Unidos, por exemplo, rios selvagens, sítios históricos, amenidades naturais dentre outros, são incluídos, com freqüência, nesta categoria. A segunda razão para a existência da não-aplicabilidade do princípio da exclusão repousa nas características físicas inerentes ao bem, ou seja, a sua-não adaptabilidade à especificação dos direitos não-atenuados de propriedade. Os custos de especificar, assegurar e fazer cumprir os diplomas legais que definem direitos de propriedade sobre tais recursos excedem os benefícios que podem advir da adoção de tal procedimento. Neste caso, em que a exclusão não é economicamente viável, a decisão de atribuir direitos de propriedade não deve ser implementada. Um número considerável de bens e serviços ambientais inclui-se nesta categoria: rios, lagos e oceanos; espécies raras de animas e vegetais; espécies de aves e animais migratórias: peixes nos rios, mares e lagos e as águas subterrâneas (situadas abaixo de terras pertencentes a diversos e diferentes indivíduos). Há também as ***desammenities***, que são malefícios e recursos valorados negativamente, para os quais a exclusão efetiva é inviável quer por razões técnicas quer por econômicas. Podem ser incluídos nesta categoria os poluentespresentes no ar ou em sistemas hídricos não-exclusivos (Randall,1987).

Na tradição de Samuelson (1954 e 1955) e outros economistas, os bens não-rivais detém, simultaneamente, o atributo da não-exclusão e são chamados de bens públicos puros. Randall (1987) mostrou ser útil conceituar a não-rivalidade e a não-excludibilidade como fenômenos distintos em virtude da possibilidade de ambos ocorrerem ou não simultaneamente. Além do que, sendo o princípio da exclusão também um fenômeno de ordem institucional, passível de alterações ao longo do tempo, a exeqüibilidade de sua aplicação deve ser

constantemente investigada. Em vista destas possibilidades, alguns autores identificam quatro categorias de acordo com a combinação dos atributos mais relevantes de cada bem: 1) bens rivais e excludentes - bens chamados privados; 2) bens rivais e não-excludentes; 3) bens não-rivais e excludentes, e por fim, 4) bens não-rivais e não-excludentes, também chamados de bens públicos puros.

A distinção dos bens em tais categorias implica que sua provisão pode ou não ocorrer via mercado de uma forma eficiente ou não.

Musgrave & Musgrave (1980) consideram que os atributos de não-rivalidade e de não-excludibilidade, com freqüência, aparecem juntos, embora isso não seja uma regra geral. Exemplificam apontando que nos casos de medidas contra a poluição, defesa nacional, iluminação pública, a exclusão não pode e não deve ser aplicada. Concluem afirmando que nestes casos não se torna necessário identificar a causa básica da ineficiência. Porém, pode-se assumir como mais relevante o atributo da não-rivalidade, pois torna ineficiente a exclusão mesmo quando tecnicamente viável. Por outro lado, Pearce (1976) ao analisar a alocação de recursos na presença de bens e serviços ambientais considera-os detendo os dois atributos.

Os bens rivais e excludentes são chamados bens privados por aqueles que utilizam-se do termo bem público para identificar aqueles bens e serviços que não detém aquelas características. São providos pelo sistema de mercado e desde que satisfeitas as condições necessárias e suficientes, o nível ótimo pode ser alcançado. Os bens rivais e não-excludentes, via de regra, não podem receber pagamento pela sua provisão o que faz com que o sistema de mercado fique ausente no seu suprimento. Nestes casos, entidades de cunho filantrópico e o próprio setor público (financiado pelas receitas gerais) têm-se encarregado do suprimento de tais bens para atender um desejo da sociedade. A maioria dos casos dos bens cujo consumo é rival a exclusão é praticável, contudo há exceções. Por exemplo a utilização de uma rua em uma hora de extremo movimento. O uso do espaço disponível é claramente rival e a exclusão seria eficiente, pois os espaços seriam utilizados por quem mais os valoriza e estão dispostos a pagar um preço

mais elevado. Entretanto, essa exclusão, na prática, seria inviável ou muito dispendiosa. Neste caso, a exclusão pode mas não deve ser aplicada por razões técnicas e econômicas. A fonte de ineficiência do sistema de mercado nesta situação é a não-aplicabilidade do princípio da exclusão. Se, por outro lado, a exclusão puder ser praticada - técnica e economicamente - pode-se desenvolver o mercado para tal produto. Desse modo, tanto o setor público como o privado poderiam assumir a responsabilidade de suprir o mercado. O primeiro cobraria uma taxa pelo uso do recurso e o segundo implicaria, ainda, na possibilidade de aplicação do direito de propriedade não-atenuado. Os bens não-rivais e excludentes podem ser supridos tanto pelo setor público quanto pelo setor privado, pois o princípio da exclusão implica no pagamento pelo uso. Porém, na falta de um sistema de discriminação perfeita de preços, a não-rivalidade obsta o alcance da eficiência pareteana. Os bens não-rivais e não-excludentes somente podem ser providos por entidades filantrópicas ou pelo setor público, financiados pelas receitas gerais sem que a condição de eficiência possa ser alcançada. Porém, se a exclusão for técnica e economicamente viável e politicamente aceitável pode-se especificar direitos exclusivos. Neste caso, os bens podem ser ofertados pelo mercado ou setor público através da cobrança de taxas pelo uso. Contudo, surgem situações em que dado o consumo não-rival, a exclusão pode mas não deve ser aplicada. O exemplo típico é o de uma ponte em que o uso por um indivíduo não interfere no uso dos demais. A implantação de pedágio para os usuários da ponte de pouco movimento seria viável, porém ineficiente, já que restringiria o uso, cujo custo marginal é zero. O uso eficiente do recurso requer que o preço se iguale ao custo marginal porém, na presente situação o custo marginal é zero e este, portanto, deveria ser o preço. Assim, neste caso o principio da exclusão pode mas não deve ser aplicado. Mas, sem a presença do principio da exclusão, como mostrado, o sistema de mercado não pode funcionar adequadamente, porque os consumidores não revelarão suas preferências na expectativa em usufruir os mesmos benefícios, comportando-se como caronas.

4.3.3. Externalidades

O conceito de externalidade remonta a Pigou (1950), o primeiro economista a identificar e tratar mais rigorosamente a falha potencial de mercado associada com as externalidades. A essência do argumento pigouviano pode ser descrito através de um modelo de equilíbrio parcial (Figura 4.1). A ausência de externalidade constitui-se uma de um conjunto de condições para o alcance da alocação eficiente dos recursos. Na Figura 4.1 é mostrada a situação em que o ofertante do produto não considera em seu cálculo econômico todos os custos de produção. Neste caso, o custo marginal privado é menor que o custo marginal social. Isto ocorre, por exemplo, quando, dada a interdependência entre os agentes, os direitos de propriedade estão ausentes ou impropriamente definidos; os custos de transação e a presença de um número elevado de ofertantes e demandantes inibem a negociação entre as partes envolvidas. A diferença entre os custos marginais - privado e social - a cada nível de produção representa o custo marginal externo ou custo marginal da externalidade. Uma das soluções apontadas pela teoria seria a imposição de um imposto pigouviano em cada unidade de produção, tal que o custo privado marginal seja aumentado até o ponto de equalização com o custo social marginal. Este modelo pigouviano foi generalizado para o caso de externalidades positivas onde a produção privada resulta em benefícios sociais adicionais. A solução neste caso, seria subsidiar a produção no sentido de reduzir o custo marginal privado pelo valor do custo marginal externo calculado com base nos danos ambientais.

A conceituação abrangente sobre externalidade não apresenta as características analíticas necessárias para o entendimento do fenômeno e nem possibilta uma aplicação mais efetiva na abordagem de questões complexas, como são as aquelas relativas ao meio ambiente. Por esta razão alguns autores preocupados com o desenvolvimento da economia do meio ambiente iniciaram por elaborar o conceito de externalidade propondo que para a sua existência duas

condições devem ser satisfeitas: a primeira que pode ser chamada de condição necessária,, contempla basicamente o aspecto físico, as atividades de um agente (produtor ou consumidor) afeta uma terceira parte (produtor ou consumidor); a segunda, condição de suficiência, implica em que as partes não efetuam compensação pelos efeitos causados. Buchanan & Stubblebine (1962) cunharam o termo externalidade relevante para referir-se àquelas externalidades em que há um manifesto desejo da parte afetada em ser compensada e externalidade irrelevante quando este desejo não é manifestado. Com relação às questões ambientais essa qualificação se torna de crescente importancia na medida em que a sociedade, paulatinamente, toma consciecia dos problemas da degradação ambiental causada pela atividade do próprio homem.

Randall (1987) conceituou externalidade quando o bem-estar de um indivíduo qualquer é afetado pelas atividades sob seu controle, mas também por alguma outra atividade fora do seu controle. Admite contudo, que este conceito é suficientemente amplo, pois desta forma qualquer atividade humana pode ser considerada geradora de externalidade. Considera também que o conceito de externalidade relevante - quando a parte afetada não é indiferente a ela - abriga uma série de atividades, comprometendo a precisão do conceito. Afirma a necessidade de um conceito que seja útil analiticamente e que abrigue somente as externalidades que resultem em ineficiência no sentido de Pareto. Tendo em vista estas considerações, uma externalidade é Pareto relevante quando for possível modificar a atividade produtora de externalidade de tal forma a colocar a parte afetada em melhores condições, sem trazer prejuízos à parte causadora. Nesse sentido, a existência de externalidade Pareto-relevante aponta na direção de um potencial não realizado para uma melhoria de Pareto. Desta forma, uma externalidade Pareto-relevante somente pode existir quando a economia encontrar-se em um estado definido como não-eficiente ou Pareto não-ótimo.

. A ineficiência devido a presença de externalidades foi apresentada na Figura 4.1 e analisada no começo desta seção. Portanto, pode-se estabelecer uma conclusão geral: na presença de externalidade (na produção) o preço do produto

associado com a deseconomia externa é baixo e a quantidade produzida elevada, se comparados a uma situação de eficiência. Desta forma, o problema de controle da poluição - uma externalidade negativa - não consiste em eliminá-la, mas sim, em reduzí-la a um nível eficiente, nível este no qual o custo marginal da produção (incluindo os custos da poluição - custos de limpeza e da degradação) não mais supere os benefícios derivados pelos consumidores dos produtos em questão. Alerta-se novamente para o fato de que o controle da erosão envolve custos e benefícios diferentemente distribuidos pela sociedade rebatendo nas questões distributivas não tratadas neste estudo. Porém, fica também claro que qualquer medida de combate e controle da erosão deve tomar por base as estimativas monetárias dos custos e beneficios envolvidos. O presente trabalho cuida de um dos aspectos desta questão, talvez o mais complexo, que é a mensuração dos custos externos impostos pela erosão-sedimentação nos demais setores, mas que para o presente estudo apoiou-se nos efeitos causados na geração de energia elétrica.

Com freqüência são analisados como externalidades associadas à questão ambiental: as emissões e efluentes dos processos industriais (fonte pontual de poluição); os sedimentos e resíduos de agroquímicos oriundos da produção agrícola (fonte não-pontual de poluição); os sedimentos de estradas e rodovias (fonte não-pontual); emissão de poluentes pelas atividades de consumo (gases expelidos pelos automóveis, por exemplo); e, qualquer outra atividade que impõe desconforto - barulho, sujeira, cheiro desagradável - em uma terceira parte.

A essência dos efeitos da presença da externalidade pode ser resumida na interdependência existente entre dois ou mais agentes econômicos. O mercado não define um preço para esta interdependência e, com isto, a solução ótima de Pareto não pode ser encontrada.

Os custos desta interdependência e sua conseqüência, a não-otimalidade, podem ser demonstrados. Assume-se a estrutura de mercado como sendo competição perfeita, um fator X com oferta fixa; dois produtos, Y_1 e Y_2 homogêneos, divisíveis e produzidos em uma escala de retornos não-crescentes; as funções de produção são :

$Y_1 = f_1 (X_1)$ e

$Y_2 = f_2 [(X_2 , f_1 (X1)]$, onde

$X_1 + X_2 = X$.

O produtor de Y_2 não exerce controle (não interfere nem física nem economicamente) na produção de Y_1.

Adicionalmente, os preços de Y_1 e Y_2 são P_1 e P_2, respectivamente, e o preço de X é W. A interdependência é representada pelo fato de que Y_1 entra na função de Y_2. Se cada produtor maximizar o lucro (L), individualmente, então, a externalidade não será internalizada. Porém, a solução eficiente de Pareto-ótimo surge da maximização conjunta do lucro (internalizando a externalidade).

$$L = L_1+L_2 = P_1 f_1 (X_1) + P_2 f_2 [X_2, f_1 (X_1)] - W (X_1+X_2) \qquad (1)$$

$$\partial L/\partial X_1 = P_1 . \partial f_1 / \partial X_1 + P_2 . \partial f_2 / f_1 . \partial f_1 / \partial X_1 = W \qquad (1a)$$

$$\partial L/\partial X_2 = P_2 . \partial f_2 / \partial X_2 = W \qquad (1b)$$

Sem internalização dos custos externos (não havendo maximização conjunta de lucros) o termo $\partial f_2/\partial f_1$ difere de zero, denotando, então, a existência de externalidade: positiva se $\partial f_2 / \partial f_1 > 0$ e negativa se $\partial f_2 / \partial f_1 < 0$.

Com as equações (1a) e (1b) foi alcançada a alocação ótima de Pareto. O valor social do produto marginal (VSPM) equalizou-se a W, o custo marginal do fator (CMF), X, isto é, as externalidades foram internalizadas. Esta condição implica na alocação eficiente do fator X entre a produção de Y_1 e Y_2. Ao fator de produção, X, é pago o valor social do seu produto marginal em cada uso alternativo.

Se os produtores maximizarem o lucro individualmente a solução de Pareto-ótimo não ocorrerá. O produtor de Y_1 empregará X tal que $P_1.\partial f_1/\partial X_1 = W$, ou quando o valor do produto marginal privado (VPMP) igual ao custo marginal do fator (CMF). Igualmente, para o produtor Y_2, $P_2.\partial f_2/\partial X_2 = W$.

A comparação da solução ótima de Pareto com as soluções de maximização individual do lucro mostra o seguinte:

$$P_1 . \partial f_1 / f \partial X_1 + P_2 . \partial f_2 / \partial f_1 . \partial f_1 / \partial X_1 \neq P_1 . \partial f_1 / \partial X_1 \text{ se } \partial f_2 / \partial f_1 \neq 0,$$

ou seja, o valor do produto social marginal de X em Y_1 não é igual ao valor do produto privado marginal de X em Y_1. Se $\partial f_2 / \partial f_1 < 0$ ($\partial f_2 / \partial f_1 > 0$), então, tem-se que: VPSM<VPPM e (VPSM>VPPM) muito e (pouco) X, é usado na produção de Y_1 resultado da solução individual dos agentes no processo de maximização de lucro. Dada uma externalidade negativa (positiva), realocar menos (mais) X em Y_1 aumentará o bem-estar social até o ponto que VPSM = CMF. Além do que, a comparação das duas soluções revela que os custos privados não são iguais aos custos sociais de produzir uma unidade adicional de Y_1, ao custo de oportunidade de deixar de produzir uma unidade de Y_2.

Desta forma, a taxa marginal de transformação privada não é igual a taxa marginal de transformação social e o custo marginal privado na produção de Y_1 não é igual ao custo marginal social (Bator, 1968). Dada uma externalidade negativa (positiva) muito (pouco) Y_1 é produzido comparado a Y_2.

4.3.4. Direitos de Propriedade

A partir do trabalho de Coase (1960) os economistas passaram a dar atenção à amplitude e limitações do conceito de direitos de propriedade já que aquele autor destacou a possibilidade das trocas ocorrerem não somente através de objetos mas através de direitos. Desta forma, o completo entendimento do significado de direitos de propriedade para os economistas preocupados com a questão ambiental passou a ser de fundamental importância, quer para advogar a favor ou contra o paradigma dos direitos de propriedade.

A obtenção do ótimo de Pareto, em uma economia de mercado, pressupõe direitos de propriedade claramente definidos para todos setores. A condição fundamental para uma eficiente operação do sistema de mercado é justamente que existam direitos de propriedade bem definidos, exclusivos, assegurados,

transferíveis e ***enforceable***[3] (obrigatório por força de lei e devidamente regulamentado, colocado em vigor para ser cumprido, executável, aplicável) sobre todos os bens, recursos e serviços da economia. Desta forma, os direitos de propriedade constituem-se em pré-condição para o uso, troca, investimento, conservação e manejo eficiente de recursos.

Os direitos devem ser inequivocamente definidos e completamente especificados juntamente com as restrições que se aplicam aos proprietários e os direitos e deveres correspondentes aos não-proprietários. Assim, uma precisa definição dos direitos de propriedade, posse e uso deve ter amparo legal também no sentido de evitar que terceiros danifiquem o bem ou do mesmo se beneficiem sem ter que arcar com devido ônus.

As pré-condições para a existência dos direitos de propriedade não-atenuados são as seguintes: completa especificação, propriedade exclusiva, direito assegurado, transferível e ***enforceable***.

A condição de completa especificação implica que a relação de posse domínio ou de propriedade seja claramente delineada, e que as restrições sobre esta relação bem como as penalidades pela violação destes direitos sejam especificados.

Os direitos de propriedade devem ser exclusivos no sentido de que os não-proprietários não tenham direitos semelhantes e competitivos em relação à mesma porção do recurso que os proprietários. Neste sentido deve-se definir sob quais condições e a quem se deve dar acesso ao uso do recurso. Não obstante, as remunerações e as penalidades no exercício do direito de uso devem ser especificadas junto aos proprietários e aos não-proprietátrios.

Os direitos de propriedade devem também deter as características de serem ***enforceable***. Se os direitos de propriedade forem claramente especificados e exclusivos, ainda assim, terão baixo impacto no manejo e uso dos recursos se os

---

[3] Braile (1992) define os termos correlatos: **enforce** como aplicar, por em execução, colocar em vigor; **enforcement** como execução, obrigação de cumprir a legislação antipoluição

mesmos não tiverem condições de ser devidamente executáveis e executados. Isto é, se não houver meios de fazer prevalecer o diploma legal do direito de propriedade. A execução efetiva implica não só na descoberta da violação e na apreensão dos violadores, mas também a imposição de penalidades (multas pecuniárias). Estas para se tornarem instrumentos efetivos têm que ter seus valores estabelecidos de forma a exceder os benefícios propiciados pelo ato da violação.

Por fim, os direitos de propriedade devem ser transferíveis por venda, troca, arrendamento, doação ou herança. Se os direitos de propriedade não forem transferíveis, os incentivos para os investimentos em conservação serão reduzidos e comprometida estará a alocação eficiente de recurso. Os proprietários dos recursos aos quais não é permitida a transferência são desencorajados a efetuar investimentos de longo prazo em conservação porque os mesmos não podem recuperar o montante aplicado em caso de necessidade de transferência para outros indivíduos. Para que o sistema de mercado possa funcionar de forma eficiente na alocação de recurso entre usos alternativos, os direitos de propriedade devem-se situar em torno de seu mais elevado valor de uso. Restrições ao atributo da transferência dos direitos de propriedade constituem-se em mais uma fonte de ineficiência. Sempre que houver justificativas para a imposição de restrições estas devem incidir sobre o uso do recurso e não sobre a possibilidade de transferência.

Contudo, é importante reconhecer que as transações de mercado que envolvem o mundo real não são desprovidas de custos relativos à obtenção e à disseminação de informações, a elaboração de contratos, a adoção de medidas de implementação; custos estes, necessários a transferência de propriedade. A presença de altos custos de transação nas questões relativas à qualidade ambiental pode levar à necessidade de intervenção governamental para assegurar uso eficiente com qualidade ambiental. Desta forma, pode-se afirmar que a falta de direitos de propriedade definidos segundo os atributos mencionados impede o surgimento de mercado. Por outro lado, regras bem definidas sobre os direitos de propriedades, conforme as anteriormente apresentadas, não asseguram o surgimento do mercado na presença de elevados custos de transação e de

negociação. Pode-se imaginar a implantação dos direitos de propriedade abrangendo os quatro aspectos relevantes para o seu completo exercício. Esta tarefa não é desprovida de custos, e se tais custos forem relativamente elevados em comparação aos benefícios de se assegurar direitos não-atenuados de propriedade, muito provavelmente não haverá a formação de um mercado para o bem em questão. Por exemplo, os custos da "divisão" de um determinado curso d'água em função da contribuição individual no processo de assoreamento e os custos para a implantação dos direitos de propriedade para uso do recurso como receptador de sedimentos seriam extremamente elevados (se fosse tecnicamente possível tal procedimento). A complexidade e os custos cresceriam enormemente se a identificação incluisse também as partes afetas pelo processo de assoreamento. Conforme mencionado, quanto maior for o número de agentes envolvidos, menor a possibilidade de solução via mercado, porque os custos de transação e negociação entre as partes e o custo de estabelecimento, implantação e especificação de direitos de propriedade tendem a exceder os benefícios que a adoção de tais medidas poderiam proporcionar, sem mencionar os conflitos de ordem distributiva.

Desta forma, no caso da poluição das águas e do ar caracteriza-se como uma externalidade associada à natureza não-rival e não-excludente, sendo, portanto, de extrema complexidade e quase impossivel aplicar o paradigma dos direitos de propriedade. Em outras palavras, a falta de direitos de propriedade não assegura a solução de mercado, porém, a definição de direitos em um ambiente dominado pela não-exclusão e não-rivalidade não apresenta as condições para o desenvolvimento de mercado.

4.3.5. O Efeito Combinado das Fontes de Ineficiência

Em um sistema econômico as externalidades são regras e não exceção. A persistência de externalidades relevantes, como os efeitos ***off farm***, provocados pela erosão do solo, constitui-se na expressão da indefinição dos

direitos de propriedade sobre o recurso natural que sofre o maior impacto, no caso, o recurso hídrico. Portanto, os arranjos institucionais alternativos visando o gerenciamento deste recurso mostram as tentativas engendradas pelo setor público em resolver os problemas gerados pelas externalidades negativas dentre estas as provocadas pelo uso da terra. Como visto, as externalidades ocorrem porque certas atividades econômicas geram poluição, em conjunto com os bens, no processo de produção. O subproduto poluição entra simultaneamente em outras funções de produção ou de utilidade, como um insumo negativamente valorado. Para diversos autores (Musgrave & Musgrave, 1980; Pearce,1976; Randall, 1980; Freeman III et al., 1973) a poluição e degradação do ar e da água podem ser consideradas um mal ou um malefício público. Um indivíduo que respira o ar poluído ou se utiliza dos serviços prestados pelas águas de um rio degradado ou poluído não reduz a quantidade de degradação ou de poluição para o uso de terceiros (exceto os usos consumptivos). Da mesma forma, as medidas de controle e redução da poluição e degradação desses recursos ambientais constituem-se em um tipo de bem publico, detendo todos os atributos inerentes àquele bem.

Portanto, os problemas associados à degradação dos recursos hídricos de superfície são de grande complexidade, devido as seguintes razões: o recurso natural água está inserido em um arranjo institucional corrente que provê o livre acesso ao uso da capacidade de assimilação tal que nenhum preço é associado ao uso deste serviço escasso; a produção agrícola, industrial e os dejetos urbanos e outras fontes geram externalidades negativas que afetam os diversos e diferentes usuários da água; além do que este recurso apresenta as características de uso consumptivo e não-consumptivo. A externalidade, neste caso, está associada a duas características pertinentes aos chamados bens públicos, que são, a não-rivalidade e a não-exclusão no uso ou consumo além disso ainda conta com a dificuldade de identificação da participação de cada agente poluidor no montante total de sedimentos gerados, principalmente, pela agricultura, fonte não-pontual de poluição.

Não obstante tamanha complexidade, resume-se o entendimento dos problemas associados ao uso da capacidade de assimilação dos recursos

hídricos de superfície, destacando-se as principais fontes de ineficiência do sistema de mercado, por meio da seguinte caracterização:

$Y_1 = F_1 (X_{11}, X_{21}, X_{31}, X_{41},.....,X_{n1}, X_{c1})$ e

$Y_2 = F_2 (X_{12}, X_{22}, X_{32}, X_{42},.....,X_{n2}, X_{c2})$, em que

Y_1 e Y_2 são produtos agrícolas, X_{ij} é o $i_{ésimo}$ fator privado de produção usado pelo $j_{ésimo}$ produtor e X_{cj} é um fator comum de produção consumido pelo $j_{ésimo}$ produtor. O direito de poluição, direito de uso dos serviços de assimilação dos recursos hídricos, $X_{c,}$, é tal que: $X_{c1} + X_{c2} = X_c$. Enquanto o sistema de mercado, explicitamente, define um preço para todos os fatores escassos X_{ij} o mesmo sistema falha ao não colocar um preço em $X_{cj,}$, indiferentemente de sua escassez. Na presente esquematização a poluição ou degradação dos recursos hídricos, Z é uma função da produção agropecuária e os resíduos por esta gerados excedem a capacidade assimilativa do ambiente (C_{AA}). Os recursos hídricos, portanto, são assoreados pelo aporte de montante de sedimentos e resíduos de agroquímicos acima de sua capacidade de reciclagem e regeneração:

$Z = F (Y_1, Y_2 / X_c > C_{AA})$

Adicionalmente, assume-se uma sociedade com dois indivíduos A e B, os quais dividem a bacia hidrográfica com os produtores agrícolas. As funções de utilidade individual de A e B valoram positivamente bens e serviços, incluindo Y_1 e Y_2 e valoram negativamente Z. A poluição, de forma geral, pode ser considerada um bem valorado negativamente (um malefício); isto é, uma vez existente no ambiente, o consumo de poluição por um indivíduo não reduz a oferta disponível para outros indivíduos, atributo da não-rivalidade, associado aos bens públicos. As funções representativas de tal situação podem ser :

$Y_a = F_a (Y_1, Y_2,..., Y_n, Z_a)$ e

$Y_b = F_b (Y_1, Y_2,..., Y_n, Z_b)$,

onde $Z_a = Z_b = Z$

Esta representação procura mostrar as principais ineficiências do sistema de mercado, associadas aos problemas de degradação da qualidade dos recursos hídricos: a externalidade entre os agentes econômicos, o atributo de não-

rivalidade e a ausência do mercado refletido pela inexistência de preços sobre os direitos de uso dos serviços de assimilação dos recurso hídricos.

A condição de não-rivalidade faz com que as condições de otimização sejam alteradas. Em função da não-rivalidade, a poluição dos recursos hídricos não pode ser consumida com exclusividade, pois o consumo por parte de um indivíduo não impede que os demais também o façam, isto é, $Z_a = Z_b = Z$ para o bem público. Também a condição de ótimo de Pareto que equaliza TMS e TMT para os bens privados, torna-se no caso de bens públicos TMT igual a somatória de TMS (Samuelson, 1954). Ou seja, para o bem privado (rival e excludente) a condição de eficiência requer que o benefício marginal obtido por cada indivíduo seja igual ao custo marginal, enquanto para o bem público (não-rival) os benefícios obtidos pelos consumidores diferem entre si e a soma dos benefícios marginais de cada consumidor individual deve-se igualar ao custo marginal.

A Figura 4.9 desenvolve o ótimo de Pareto para o bem privado BRE e o bem não-rival não-excludente BNR, na condição de produção e troca eficientes. Os painéis A e B representam o mapa das curvas de indiferença para consumidores A e B, respectivamente, com o bem privado BRE, no eixo vertical e o bem não-rival (abatimento da poluição), BNR, no eixo horizontal. Para fins de exposição, transforma-se a poluição negativa em abatimento de poluição, mantidas as características do bem público, não-rival e não-aplicável o princípio da exclusão. O painel C mostra a curva da TMT, F_1F_1 ou fronteira de possibilidade de produção de Pareto semelhante à apresentada pela Figura 4.3. Um Pareto-ótimo superior deve satisfazer os critérios de eficiência na troca e na produção, simultaneamente.

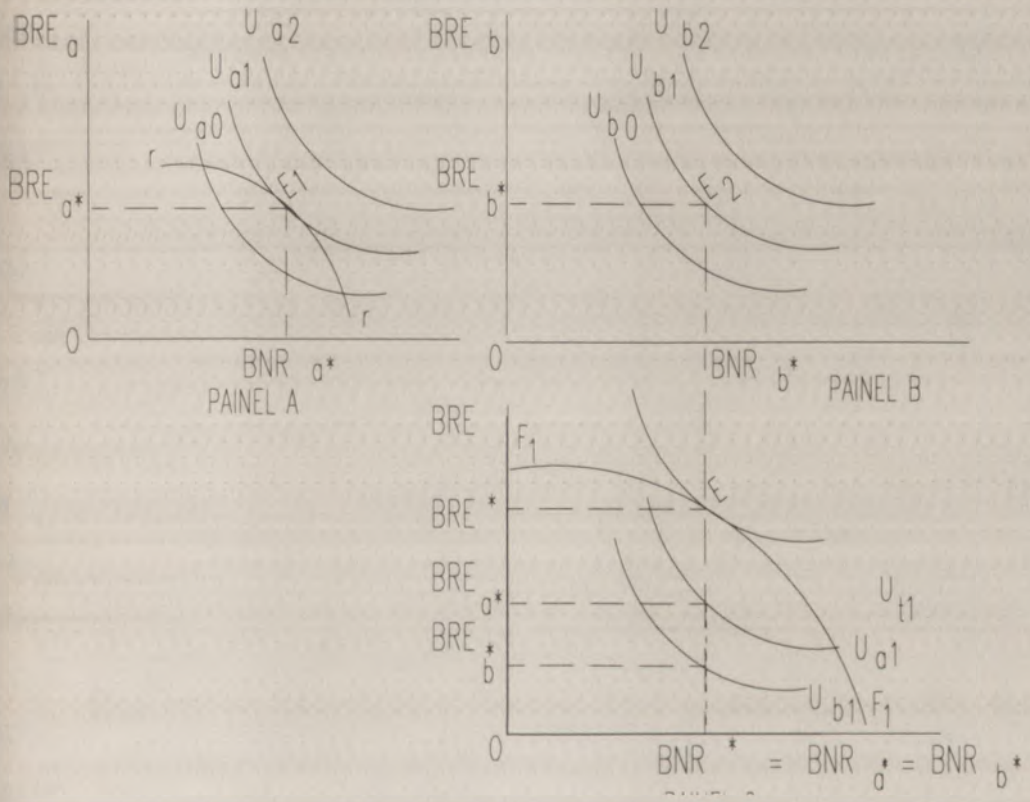


Figura 4.9. Bens públicos e privados em equilíbrio geral.

Para satisfazer Pareto-ótimo-superior coloca-se o consumidor B em um nível específico de utilidade U_{b1}, no painel B; transporte U_{b1} para o painel C. A distância vertical entre F_1F_1 e U_{b1} no painel C representa o montante de BRE e o de BNR disponível para o consumidor A. A oferta remanescente é mostrada como rr no painel A, e pode ser pensada como a curva de possibilidade de oferta para o consumidor A. A curva de indiferença mais alta tangente a rr maximizará a utilidade para o consumidor A, dado que o consumidor B permanece ao nível U_{b1} de satisfação. O ponto E_1, um ponto de tangência, define BNR_{A^*} como um nível ótimo de BNR e BRE_{A^*}, como o nível ótimo de consumo privado de BRE para o consumidor A. Isto implica que E_2 é a combinação ótima de produtos para o consumidor B, porque uma vez determinado BNR*, ele é consumido igualmente por ambos consumidores, então BNR_{A^*} é igual a BNR_{B^*}. Além disso, E_1 e E_2 otimizam o bem-estar social na troca entre A e B, porque partindo de U_{b1} fixo, U_{a1} representa o

nível máximo de satisfação para A. Não há possibilidade de trocas futuras entre A e B que possa aumentar o bem-estar social, dado que $BNR_{A^*} = BNR_{B^*} = BNR^*$ é o nível de poluição.

A otimalidade de Pareto deve também satisfazer a eficiência na produção. O ponto E no painel C mostra a solução eficiente na produção. Dado - BNR*, há um único BRE* possível na curva de fronteira de possibilidade de produção. A produção ótima eficiente E, associada com a troca eficiente é alocada entre consumidores, tal que $BRE^* = BRE_{A^*} + BRE_{B^*}$ e $BNR^* = BNR_{A^*} = BNR_{B^*}$. Os pontos E_1, E_2, e E satisfazem os ótimos de produção e troca, definindo uma solução ótima de Pareto dentre um infinito conjunto de tais soluções. Partindo-se de um outro nível de utilidade que não U_{b1} resulta em uma diferente curva de possibilidade de oferta para A, define um diferente nível ótimo para BNR e corta outro ponto de produção ótimo sobre F_1F_1. A solução E pode ser derivada de uma outra abordagem. Partindo-se da situação predeterminada, U_{b1} na Figura 4.9, verticalmente, adiciona-se U_{b1} a cada curva de indiferença para A. Este procedimento gera uma família de curvas de indiferença verticalmente somadas. A curva mais alta U_{t1}, tangente a F_1F_1, é um ponto de ótimo de Pareto. Esta solução mostra que quando um dos bens é coletivo e outro é privado, a otimalidade requer que a somatória de TMS seja igual a TMT. A Figura 4.3 mostra que para dois bens privados o ponto sobre F_1F_1, Q, corresponde a uma única tangência na curva de contrato associado com Q, $Q_{\cdot}$, tal que tornam iguais TMS = TMT.

Em resumo, a diferença nas condições de ótimo de Pareto para os dois casos é: primeiro, na situação de bens privado-privado, dado um particular ponto sobre a curva de possibilidade de produção, a menos que $TMS_a = TMS_b$, A e B podem realocar as quantidades fixas entre si de modo a tornar uma pessoa melhor sem fazer com que outra fique em situação pior. Segundo, para o caso dos bens privado-público, dado um particular ponto sobre a fronteira de possibilidade de produção de Pareto, a quantidade ótima de bens públicos não pode ser trocada entre A e B; uma vez ofertado o bem público, o consumo por um indivíduo não reduz a quantidade ofertada e dele ninguém se apropria, os direitos de propriedade estão

atenuados. Ao contrário, uma troca ótima de Pareto é determinada pela adição de $TMS_a + TMS_b$ (Samuelson, 1954) para representar a disposição da sociedade em trocar o bem privado pelo público. Fazendo a somatória de TMS = TMT define-se um Pareto-ótimo superior.

Na seção 4.1 deste capítulo foi desenvolvido o ótimo de Pareto para a produção e troca , sob um conjunto de hipóteses restritivas. Porém, na presença de bens públicos algumas das condições necessárias para o alcance do ótimo de Pareto não são mais pertinentes, como mostrado anteriormente. Desta forma, dadas as condições de otimização de Pareto na presença de bens públicos obtém-se o seguinte:

- do lado da produção: $TMT_{BNR, BRE} = P_{BNR} \backslash P_{BRE} = CM_{BNR} \backslash CM_{BRE}$
- do lado da troca: $TMS^A_{BNR, BRE} = UM^A_{BNR} \backslash UM^B_{BRE} = P_{BNR} \backslash P_{BRE}$

$$TMS^B_{BNR, BRE} = UM^B_{BNR} \backslash UM^B_{BRE} = P_{BNR} \backslash P_{BRE}$$

Em virtude da presença dos bens públicos o resultado geral para a otimização individual é o seguinte:

$$TMS^A_{BNR, BRE} + TMS^B_{BNR, BRE} = 2.\ P_{BNR} \backslash P_{BRE} > TMT_{BNR, BRE}$$

Este resultado mostra que o montante ótimo de bens públicos é maior que aquele de fato proporcionado pelos produtores - a avaliação que os consumidores fazem de sua disposição em adquirir o bem público é maior que a disposição dos produtores em ofertar tal bem. Nesta caso, os bens públicos serão subofertados em qualquer economia que se apóie no sistema de mercado para prover bens à coletividade.

No entanto, algumas considerações adicionais devem ser feitas. As características inerentes aos bens não-rivais e não-excludentes conforme já observado tornam difícil a tarefa de desvendar qual a avaliação exata que as pessoas fazem destes bens. Estas dificuldades surgem pelo fato de que se o bem público é ofertado para uma pessoa as demais podem usufruir dos benefícios propiciados por ele independente de pagamento ou não. Há, desta forma, um claro incentivo para as pessoas subavaliar suas preferências pelos bens públicos em geral. Assim, aqueles que não revelam suas preferências pelo bem em questão - mesmo que o desejem - e que imaginam beneficiar-se da oferta disponível para os

outros são normalmente chamados de ***free riders.*** Considere, por exemplo, um programa visando redução nas taxas de erosão e sedimentação de uma determinada bacia hidrográfica, como um bem público: todos os segmentos rio-abaixo serão beneficiados, independente da manifestação da disposição a pagar pela implementação do programa. É por esta razão que programas desta natureza geralmente são providos pelo setor público. O mercado é incapaz de assegurar a oferta dos bens públicos.

Freeman III et al. (1973) ponderam que o meio ambiente é um recurso comunitariamente mantido, o que significa um capital natural de valor que não pode ou pode só imperfeitamente ser reduzido à condição de propriedade privada. São significativos os exemplos do ar ambiente, os cursos d'água, sistemas ecológicos, paisagens naturais. Quando estes recursos estão disponíveis a custo zero e não há restrições sobre o uso é fácil prever o resultado - uso excessivo e degradação. Como demonstrado, o sistema de mercado falha em alocar apropriadamente bens privados e abatimento da poluição - bem não-rival e não-excludente. Porém, para efeito de ilustração assume-se que um sistema qualquer defina um ponto, por exemplo, E de Pareto-ótimo na Figura 4.9. Uma vez estabelecido o ponto ótimo de Pareto, BNR*, cada indivíduo tem um incentivo para subestimar os valores do abatimento de poluição. Percebendo que BNR* não pode ser apropriado individualmente o consumidor faz toda a tentativa para limitar e/ou evitar sua participação na conta total para pagar os custos de controle da poluição BNR*. Além disso, uma vez que BNR* é ofertado livremente, o custo marginal para qualquer consumidor individual é zero. Então, o preço socialmente eficiente de BRN* para cada consumidor deve ser zero. Isto ainda deixa o problema de se arcar com os recursos para assegurar que a oferta total do BRN* seja colocado à disposição da sociedade. O sistema de mercado não consegue captar essa sutileza e o preço eficiente para cada indivíduo é zero e o preço coletivo para a sociedade não pode ser apropriadamente alocado entre os indivíduos. Conseqüentemente, o sistema de mercado não é capaz de resolver o problema da degradação e poluição dos recursos ambientais, dada a natureza não-rival e não-excludente, abrindo espaço,

portanto, para a introdução de princípios de gerenciamento desses recursos por alguma agencia governamental. Atuação esta que deve-se pautar na identificação das preferências individuais entendendo que estas incluem tanto bens privados quanto públicos. Isto, contudo, não implica que as preferências individuais estejam relacionadas apenas com a satisfação que uma pessoa deriva do seu próprio consumo. Outros fatores entram nessa escala de preferências, no caso dos bens ambientais, principalmente, os valores de existência, de opção e os demais derivados do uso indireto e intangíveis. Métodos para acessar essas preferências associadas aos bens e serviços ambientais tem se tornado nos últimos anos uma subárea de grande desenvolvimeto da teoria econômica do meio ambiente.

4.4. Instrumentos para o Controle da Degradação do Meio Ambiente

4.4.1. Aspectos Introdutórios

O capítulo dois ao tratar as inter-relações entre a erosão do solo e o meio ambiente procurou mostrar com clareza a complexidade das relações entre o subproduto da produção agrícola - os sedimentos - e os demais setores, apontando não somente as dificuldades para a obtenção de informações, o custo potencialmente elevado para conseguí-las, mas também a falta de conhecimentos básicos sobre o funcionamento dos ecossistemas e as incertezas inerentes a todo esse processo. À este conjunto de dificuldades de ordem prática e empírica somam-se as complexidades teóricas já mencionadas, e obtém-se uma idéia das limitações para a utilização prática, por exemplo do conceito de custo marginal externo. Margulis (1990) argumenta no mesmo sentido apontando a medição monetária de todos os impactos de ordem social e ecológica, como uma das mais sérias limitações da economia do meio ambiente. Indaga ainda o autor - se a medição dos custos totais são difíceis, o que dizer dos custos marginais? No entanto, argumenta, que este problema não é peculiar à economia do meio ambiente e que as próprias firmas individuais não conhecem suas curvas de custo marginal de produção, embora do ponto de vista teórico seja de fundamental importância seu conhecimento para a maximização do lucro. No entanto, as firmas podem estar operando no nível ótimo e auferindo lucro máximo; na pratica, há um conhecimento empírico que assegura este resultado. Transportando essas considerações para a questão da degradação do meio ambiente significa assumir que a agência reguladora detém um conhecimento que lhe permite com base na experiência acumulada através dos problemas do quotidiano e trabalhos empíricos, indicar qual o nível aproximado ótimo de degradação ambiental, dado o conhecimento técnico-cientifico disponível.

Além do que a economia do meio ambiente vem fazendo um grande esforço teórico e empírico no sentido de desenvolver métodos que possibilitem a valoração econômica dos danos e benefícios ambientais. Pode-se depreender do exposto que os arranjos institucionais disponíveis, na prática diferem das soluções de ótimo proposto pela teoria. Esta, por sua vez através de categorias mais ampla e gerais de análise facilita a compreensão do problema indicando as soluções idealizadas sob o manto de hipóteses às vezes restritivas. A realidade cuida de moldar as soluções, passando do desejável para o plausível.

Teoricamente, diversos arranjos institucionais são aplicáveis à correção dos problemas de externalidades, da existência de bens não-rivais e não-excludentes, da indefinição dos direitos de propriedade e dos recursos de livre acesso. Como procurou-se demonstrar nas seções anteriores, dada a presença das fontes de ineficiência, o sistema de mercado é incapaz de, por si só, prover a melhor alocação de recursos com vistas à manutenção da qualidade ambiental. Foi observado também que tanto por razões de ordem empírica quanto de ordem conceitual as soluções apontadas não objetivam o alcance do ótimo de Pareto. Porém, mesmo que isto fosse possível, este critério não permite optar entre alternativas quando envolve perdedores, evocando juizos de valor sobre as possibilidades distributivas.

Embora não seja objetivo do presente trabalho indicar os instrumentos de controle da qualidade ambiental mais adequado ao combate da erosão do solo e da sedimentação, julga-se importante analisar as alternativas apontadas pela literatura com respeito a viabilidade prática e a alocação de recursos. A literatura internacional tem apontado que as soluções potenciais para as falhas de mercado no que tange à questão do meio ambiente incluem três conjuntos de propostas. De de inspiração em Coase (1960), a primeira proposta advoga a solução voluntariamente negociada entre as partes envolvidas, passando do acordo mútuo até a fusão entre as partes. A segunda proposição é aquela que se baseia na aplicação de regulamentos controladores e punições para os infratores; neste caso um órgão detém o controle e o comando na fixação de padrões, no monitoramento,

na fiscalização e na aplicação de sanções. A terceira alternativa faz uso dos chamados incentivos econômicos e pode ser agrupada em três categorias: o imposto de inspiração pigouviana, o uso de taxas associadas ao alcance de um padrão de qualidade e as licenças comercializáveis para adquirir o direito de poluir até o limite estabelecido por um determinado padrão.

Antes de se deter nas soluções inspiradas em Coase (1960), principalmente a negociação voluntária entre as partes, parece esclarecedor tecer algumas considerações sobre as interpretações dadas ao trabalho desse autor.

Coase (1960) apontava que na hipótese da não-existência de custos de transação e de custos de implementação das normas relativas à propriedade dos direitos de poluição, a alocação de recursos é completamente neutra às regras de responsabilidade existentes. A solução, portanto, encontra-se ao igualar-se o benefício marginal pela redução da externalidade ao custo marginal do dano causado sobre a parte afetada

A interpretação das idéias de Coase pelos economistas que se dedicam aos assuntos do meio ambiente assumem diversas nuances. Passou-se a interpretar que dadas as condições acima, as questões ambientais seriam resolvidas pela redefinição dos direitos de propriedade. A partir daí, as partes voluntariamente negociariam e encontrariam a solução acima apontada. Advogam, ainda, que em uma economia em que os direitos de propriedade são claramente definidos e transferíveis, indivíduos e firmas têm todo incentivo para usar os recursos eficientemente, inclusive os recursos ambientais e naturais. Desta forma o mercado e os preços emergiriam do comportamento coletivo desde que a exclusão seja possível e os direitos de propriedade sejam claramente definidos, completamente especificados, transferíveis e passíveis de aplicação (Panayotou,1991). Interpretam que a poluição ambiental resulta de uma falha de mercado porque o recurso natural é um recurso de propriedade comum ou não existe o direito de propriedade do mesmo. Ainda nesta linha de pensamento apontam que se o mercado para tais bens ainda não emergiu é porque os custos de transação são muito elevados e não há beneficios no desenvolvimento de um mercado próprio, pois a solução já está dada

(Demsetz ,1964). Esta consideração é parcial na medida em que não investiga outras soluções cuja possibilidade de implantação pode apresentar menores custos de transação e, portanto, é melhor do que a falta de qualquer solução.

Alguns economistas (Baumol & Oates,1993; Randall,1983; Mishan, 1971) interpretam o teorema de Coase apontando que o mesmo só é aplicado em um número reduzido de casos envolvendo um número também muito pequeno de agentes, tanto de vítimas quanto de poluidores cuja maior preocupação é com os bens rivais. A troca voluntária entre as partes resulta em solução eficiente em situações muito restritas porém, a alocação dos recursos não é invariante à destinação inicial dos direitos de propriedade. Ponderam ainda que a hipótese de custos de transação desprezíveis não é realista. Randall (1983) afirma que, se "tudo" que a sociedade tem que fazer é estabelecer direitos de propriedade ou regras disciplinando a sua implementação e isto altera a distribuição de renda e a alocação resultantes, resta investigar quem detém o poder para definir os direitos de propriedade. Admitindo-se ainda, que a poluição é um problema universal e disseminado por todas as atividades de consumo e produção o poder de definir os direitos significa o poder de influenciar a alocação de recursos na economia, a produção e o consumo agregados e os preços relativos e agregados. Esta observação mostra que o problema é mais complexo do que a solução negociada entre somente duas partes envolvidas. Ou seja, em termos de otimalidade de Pareto há pelo menos um número infinito de soluções eficientes diferindo em suas implicações alocativas e de distribuição e cada solução eficiente está associada uma dotação inicial única incluindo nesta, os direitos de propriedade. Estas colocações encaminham o problema para a teoria da escolha social.

Outra possível interpretação dada ao trabalho de Coase inicia por entender a questão dos direitos e das externalidades envolvidas como um problema de escolha social mais ampla que a decisão entre as partes, ou seja, a solução não se encontra no âmbito das soluções de equilíbrio parcial, mas deve ser entendida do ponto de vista da teoria do bem-estar, envolvendo um problema de escolha social, como na abordagem anterior. Porém, esta abordagem encontra uma série de

complexidades envolvendo as dificuldades para se passar do campo de escolha individual para o coletivo. Isto porque mesmo que se possa proceder a um balanço entre custos e benefícios a solução defronta-se com complicadas questões distributivas.

Economistas da linha institucionalista entendem que Coase enfatiza que a solução dos conflitos entre as partes, decidida pelos tribunais e juizes é mais representativa do ponto de vista social. Os juízes, segundo Coase, têm uma visão mais ampla da sociedade e sua arbitragem procura fazer uma avaliação dos ganhos e perdas; do que é mais justo para a sociedade como um todo e não somente para as partes em conflito. Tais conflitos têm reflexos em outros grupos não diretamente envolvidos na questão. Fica implícito que a solução ocorre das interpretações que os tribunais dão às leis e às normas de convivência social, não sendo assim, desprovidos de juízos de valores.

Cabe, contudo, observar que a poluição dos rios e do ar tem-se mostrado ser um problema generalizado e que os ativos ambientais e os seus serviços de forma geral, detém os atributos da não-rivalidade e da não-excludibilidade. Já que o sistema de mercado é incapaz de arbitrar a solução socialmente desejável torna-se necessário a intervenção por parte do Estado. Surge, portanto, o problema da escolha social e da consistência entre as decisões individuais e coletivas bem como a complexa questão dos pesos distributivos. Novamente surge à tona a questão da eqüidade e, para tanto surge a necessidade de se efetuar também juízos de valor.

Porém, com o desenvolvimento da teoria do bem-estar e do aprofundamento do conhecimento das funções dos sistemas naturais e dos impactos da poluição na saúde humana e em outros setores, outros instrumentos e informações vão se tornando disponíveis. Desta forma, a mensuração econômica dos custos e benefícios ambientais vem apresentando uma certa sistematização, o que tem permitindo a estimativa de valores monetários baseados em sólidos fundamentos teóricos. Portanto, essas informações passam a compor o rol de conhecimentos necessários aos tomadores de decisão e também daqueles que vão

arbitrar as questões, e ainda, daqueles indivíduos que vão eleger os seus representantes que, em tese, vão traduzir em leis as preocupações da sociedade com a qualidade ambiental. Embora tais informações sejam úteis e necessárias à tomada de decisão, esta não prescinde de julgamentos a respeito da eqüidade inter e intra-gerações.

Retornando, pois, as soluções, de inspiração em Coase (1960) a fusão conduzida voluntariamente pela ação das partes envolvidas é capaz de corrigir certas externalidades. Esta solução implica na maximização conjunta dos lucros na forma de uma unidade econômica única, conforme demonstrado na seção 4.3.3. Este processo de maximização conjunta de lucros resultará em uma alocação de recursos ótimo de Pareto, ***ceteris paribus***. Porém, a viabilidade de aplicação desta solução se reduz dramaticamente ao avolumar o número de agentes econômicos interdependentes. Isto porque os altos custos de negociação envolvendo um elevado número de agentes associados à possibilidade de aparecimento de deseconomias de escala podem, praticamente, inviabilizar esta solução. Os elevados custos de transação aqui mencionados referem-se àqueles necessários para reunir as partes interessadas na negociação e organizar as vítimas freqüentemente dispersas e de difícil identificação. Esta solução toma por base a existência de externalidade produtor-produtor, porém, a degradação do ambiente que tem tornado fonte de preocupação envolvem um número exagerado de vítimas, principalmente na condição de consumidores, o que torna tanto o método de fusão como o de acordo mútuo pouco efetivos para a internalização das externalidades.

Independentemente de outros problemas e do grande número de agentes envolvidos (produtores agrícolas e receptores de sedimentos), a fusão, com certeza, não é uma solução viável. Neste caso, a agricultura - fonte-não pontual de poluição[4] - acresce algumas dificuldades como a identificação do agente individual, sua participação no montante de sedimentos gerados e sua contribuição direta nos impactos negativos potencialmente observáveis. Como visto nos capítulos anteriores, os sedimentos levados pelas águas vão atingir lugares distantes de sua

---

[4] Os confinamento de aves e de gado em geral são considerados fontes pontuais de poluição.

origem, situados, às vezes, em outras bacias hidrográficas; as interligações existentes entre diversos cursos d'água, na prática, constituem-se em obstáculos adicionais à identificação da fonte poluidora. A própria diversificação das vítimas em termos de suas atividades econômicas de produção e consumo, bem como o uso múltiplo e variado do recurso água, acrescenta um empecilho adicional à possibilidade de adoção desta solução. Assim, a agricultura envolve um grande número de produtores, consequentemente, geradores de poluição, e também um elevado número de vítimas, praticamente todos os agentes situados rio-abaixo, além daqueles indivíduos que extraem utilidade pela simples existência do bem ou serviço ambiental, sem contudo, fazer uso direto ou indireto do mesmo. Tudo isto sem levar em consideração os obstáculos impostos pelo tempo de deslocamento do sedimento que num momento posterior pode afetar outros agentes, a priori, não identificados. Ademais, a multiplicidade de impactos causados pela sedimentação, conforme descrito no segundo capítulo, e os usos múltiplos e variados a que a água se destina são outros fatores que praticamente inviabilizam a solução proposta.

Outra solução, ainda dentro do referencial proposto por Coase, que se pode discutir é o acordo mútuo entre as partes envolvidas, muito próxima àquela da fusão, em termos de semelhança de problemas e de inviabilidade de aplicação. Na situação de externalidade negativa, como é o caso da sedimentação, se o gerador da poluição (o produtor agrícola, por exemplo) detém os direitos sobre os recursos hídricos, a vítima da poluição pode abordar o agente poluidor com possibilidade de pagamento para que o mesmo venha reduzir o nível de atividade poluidora. Por outro lado, se o poluidor não detém os direitos de propriedade sobre o meio poluído ele pode oferecer uma compensação às vítimas em troca de uma permissão para continuar com o mesmo nível de atividade.

Sob a regra dos direitos de propriedade detidos pelo produtor, o potencial pagamento efetuado pelas vítimas torna-se um custo de oportunidade para o poluidor, se o pagamento for ignorado. Igualmente, se as vítimas detiverem o direito sob os recursos que estão sendo poluídos, as compensações potenciais dos poluidores tornam-se um custo de oportunidade para as vítimas, se ignorados. Na

hipótese da não-existência de custos de transação e de custos de implementação das normas relativas à propriedade dos direitos de poluição, a alocação de recursos é completamente neutra às regras de responsabilidades existentes (Coase,1960). A solução, portanto, encontra-se onde o benefício marginal pela redução do montante de sedimentos é igual ao custo marginal dos danos causados pela sedimentação de todas as partes envolvidas e todos os custos de oportunidade reconhecidos.

Porém, os problemas de sedimentação dos cursos d'água, conforme apontados em diversas passagens deste trabalho, normalmente, envolvem um grande número tanto de poluidores (produtores agrícolas e outros) quanto de vítimas (consumidores, produtores). O grande número de agentes envolvidos e a natureza dos bens públicos e de livre acesso dos recursos hídricos - receptores da sedimentação - indicam a possibilidade de existência de custos de transação elevados. Mesmo assim considere-se, a princípio, o processo de negociação que deve ocorrer no grupo vítima da poluição. Dado que não existe regra de responsabilidade definida entre as vítimas da sedimentação, estas devem decidir sobre o pagamento que estão dispostas a oferecer aos geradores de sedimentos (poluidores) para reduzir o montante de sedimentos (poluição). Cada vítima percebe que a solução conjunta a ser adotada afetará o nível e o consumo de poluição ou o consumo da água mais limpa resultante e que esta (o valor resultante da melhoria da qualidade da água) não poderá ser apropriada individualmente pelo usuário; não há exclusão, pois aquele que não paga para a obtenção de melhoria da qualidade da água também dela se beneficia. Então, cada indivíduo comportando-se estrategicamente procura subestimar sua participação monetária subestimando também, sua valoração negativa da poluição (sua valoração positiva da água de melhor qualidade). Isto ocorre porque os indivíduos procuram evitar sua parte no pagamento coletivo oferecido ao poluidor. Portanto, sem um arranjo institucional organizado, provavelmente, por parte do Estado para superar o problema do ***free rider effect*** (efeito carona, não paga mas usa) entre as vítimas, um pagamento, certamente, jamais será efetuado e o bem não será ofertado.

Os custos de transação variam em diferentes alternativas de arranjos institucionais. Por exemplo, os custos de transação para a obtenção de um acordo mútuo entre as partes onde as vítimas decidem o pagamento em uma estrutura de mercado descentralizada serão diferentes daqueles que resultarão de uma organização central, governamental ou criada pela própria comunidade envolvida, para representar suas preferências. Não obstante, se o custo global incluindo os custos da degradação e os custos da negociação para providenciar o pagamento coletivo exceder os benefícios totais propiciados pelo meio ambiente de melhor qualidade o oferecimento de um pagamento para reduzir a poluição resultará em uma alocação sub-ótima. O potencial para a redução dos custos de transação sob diferentes arranjos institucionais enfatiza a importância da análise institucional para se resolver os problemas da sedimentação e contaminação da água pela agricultura.

É importante reconhecer que ao passar de uma regra em que a característica fundamental é a detenção dos direitos de poluição pelo poluidor, para outra cujos direitos são detidos pelas vítimas, não se resolve o problema dos altos custos de transação. Sob a total responsabilidade do gerador da externalidade negativa, as vítimas devem decidir sobre a disposição em aceitar uma compensação. Este problema é analogamente inverso à situação em que as vítimas oferecem um pagamento coletivo ao poluidor. As vítimas, mesmo aquelas remotamente afetadas pela sedimentação, vão superestimar o valor negativo da água com sedimentos com vistas a obter uma parcela maior de compensação. O grande número de agentes envolvidos e a natureza não-rival e não-excludente da poluição das águas e as características da agricultura como fonte não-pontual de poluição das águas fazem com que os acordos voluntários mútuos em um mercado descentralizado não sejam uma solução viável para os problemas de sedimentação e poluição por resíduos de agroquímicos dos recursos hídricos.

Devido ao grande número de agentes envolvidos, poluidores e vítimas, os problemas relacionados à agricultura, como fonte não-pontual de poluição, prestam-se para soluções envolvendo formas mistas de regulamentação e

de incentivos econômicos, estabelecidas por algum órgão controlador. (Kneese, 1971). A natureza de bem público de muitos serviços ambientais impõe uma ação governamental com vistas a assegurar a provisão dos mesmos em quantidades apropriadas. Os sistemas privados de mercado falham em alocar suficientes recursos à provisão de tais bens (Freemam III, 1973). Contudo, os vários tipos de arranjos institucionais potenciais não são neutros em termos de alocação eficiente dos recursos e de distribuição de renda. Por esta razão, arranjos institucionais diferentes devem ser analisados e comparados para verificar qual o mais eficiente e/ou equânime antes de se tomar uma decisão. Tendo em vista os problemas já apontados, as soluções possíveis descolam-se daquelas idealizadas pela teoria uma vez que os pressupostos que a sustentam não encontram respaldo na realidade. E, também porque a economia normativa não apresenta um critério que independa de hipóteses iniciais sobre a distribuição da dotação inicial sobre a renda e riqueza.

Antes de prosseguir na discussão das possibilidades teóricas dos usos de instrumentos para controle de um tipo de poluição - a sedimentação dos recurso hídricos - torna-se necessário uma palavra adicional sobre os custos de transação, dada sua importância nas questões relativas ao meio ambiente. Randall (1987) ponderou que os custos de transação constituem-se em variável crucial na seleção dos mecanismos institucionais adequados para solucionar os problemas de externalidades ambientais. Pearce & Turner (1990) insistem que os custos de transação devem ser interpretados como custos reais que ocorrem em um sistema econômico, daí ser de fundamental importância determinar não somente sua verdadeira magnitude mas também definir regras para sua incorporação nas decisões relativas ao adequado manejo ambiental. É, portanto, neste sentido que os custos de transação devem, de certa forma, dar suporte à argumentação sobre a necessidade de intervenção governamental. As regras definidas pelos autores para a incorporação desta variável são as seguintes:

Considere

CT= Custos de Transação

GN= Ganhos oriundos da negociação

CG= Custos da intervenção governamental

as possibilidades são:

CT<GN, pode-se evidenciar um potencial para que a negociação entre as partes venha a ocorrer;

CT>GN, não se evidencia a possibilidade de negociação entre as partes e,

CT>CG<GN, pode-se evidenciar a possibilidade de intervenção governamental.

Em resumo, pode-se concluir que os custos de transação são considerados elevados quando os mesmos anularem quaisquer benefícios advindos do processo de negociação. Assim, se os custos de transação forem tão elevados que anulem os benefícios esperados da negociação, as partes interessadas desistem ou nem mesmo iniciam o processo de barganha. Neste sentido, abre-se a possibilidade de atuação de um órgão representativo dos interesses das partes envolvidas, muito provavelmente, por parte do governo. Alternativamente, à fusão entre as partes e aos acordos mútuos, a literatura tem mostrado que outros instrumentos podem ser acionados para tratar da qualidade do meio ambiente. O papel das negociações voluntárias entre os tomadores de decisão é de aplicação limitada no caso das políticas ambientais (Baumol & Oates, 1993).

Desta forma, a correção teórica das externalidades negativas pode se dar via taxação ou imposto, tipo pigouviano, quer por unidade de produto ou por unidade de degradação, com vistas a tornar o custo marginal privado igual ao custo marginal social da produção. Outra alternativa originalmente desenvolvida por Baumol & Oates (1993) consiste no estabelecimento, por uma agência responsável pela qualidade ambiental, de um padrão pré-definido de poluição e a partir daí efetuar uma taxação sobre os poluidores para que os mesmos não venham a exceder aquele padrão. Outro instrumento que vem merecendo atenção da economia do meio ambiente é o leilão de licenças para poluir. Os instrumentos tipo legalistas como imposição de padrões e normas e indicação de tecnologias mais "limpas" e a sujeição do poluidor a determinadas quotas e punições pelo

descumprimento, estão na categoria dos instrumentos chamados de comando e controle. Todas essas alternativas serão tratadas nas seções seguintes. Na prática, não existe um sistema único e teoricamente "puro". Tem-se observado, na realidade, uma combinação de vários instrumentos com certa tendência a dar ao agente econômico uma maior flexibilidade de decisão que aquela permitida pela política de comando e controle.

4.4.2. Métodos de Controle e Comando

Este método geralmente é organizado por meio de uma agência governamental reguladora ou controladora que estabelece quota máxima de poluição permitida por poluidor, ou então, exige-se do agente econômico que implemente tecnologias que deverão permitir a redução dos níveis de poluentes a um específico montante permitido. Caracteriza-se, desta forma, pelo controle direto, fonte-por-fonte emissora de poluente.

A evolução da aplicação do estabelecimento de padrões para o alcance do nível de qualidade do meio ambiente definido ou do montante de poluentes permitidos no ambiente pode ser resumidamente apresentada:

- os padrões foram estabelecidos subjetivamente em termos qualitativos, não-numéricos. Por exemplo, a qualidade da água apropriada para a natação;
- os padrões são definidos com base em critérios descritores dos efeitos causados por diferentes níveis de poluentes. Por exemplo, um curso d'água com mais de tantas partes por milhão de sólidos em suspensão não é adequado para a natação;
- os padrões são definidos utilizando-se uma combinação dos anteriores em nível específico de qualidade a ser aplicado a um determinado curso d'água. Por exemplo, não mais que tantas partes por milhão de sólidos em suspensão é permitido em um determinado rio;

- e finalmente, a definição de padrões de emissão de efluentes, para qualquer tipo de poluente, para uma determinada fonte de emissão. Por exemplo, nenhuma planta industrial pode despejar efluentes contendo mais que tantas partes por milhão de sólidos em suspensão em um determinado rio.

Desta forma, a agência reguladora tem por objetivo fazer com que as metas de qualidade ambiental sejam alcançadas por meio de fixação de padrões de emissão fonte-por-fonte e da determinação e utilização da melhor tecnologia de controle disponível (no conceito da agência) a ser adotada pelas fontes para a redução das emissões e o atingimento do montante total de poluição previamente definido. Neste sistema pode ocorrer também que a agencia controladora somente estabeleça a quantidade máxima de poluição permitida a cada fonte, e ao poluidor fica a escolha do método de redução das descargas poluentes. Em outras situações a agência também especifica os procedimentos necessários à redução das descargas de poluentes. Porém, em todos os casos a agência aplica multas àqueles que não cumprirem suas metas de redução de emissão de poluentes.

Segundo Cânepa (1991) a experiência americana relativa ao sistema de comando e controle mostrou-se ineficiente pelas seguintes razões:

- é altamente consumidor de tempo requerendo demoradas negociações entre a agência reguladora e os agentes econômicos, principalmente quando estas pretendem fazer alterações nas tecnologias de controle;
- devido a deficiências de informações por parte da agência de regulamentação, em geral a tecnologia para obter a redução da poluição resume-se a equipamentos antipoluição tipo: filtros, lavadores, caixas de contenção, perdendo-se possíveis economias de serem obtidas por alterações no processo, nas matérias-primas, nas especificações do produto;
- ainda por razões relativas às deficiências de informações por parte da agência, em geral, esta exige grau uniforme de abatimento nas várias fontes de uma área, e por sua vez este procedimento impede que as diferenças entre os custos marginais de abatimentos sejam eficientemente aproveitadas;

- a regulamentação, via de regra, impede que novas instalações possam ser construídas em regiões saturadas, mesmo que o agente disponha-se a pagar até pelo abatimento das firmas existentes (quando significar para ela economias com relação às localizações alternativas.

Por outro lado, Margulis (1990) argumenta que alguns problemas ambientais de difícil previsão exigem ações imediatas e nestas circunstâncias o sistema de comando e controle é mais ágil e com respostas mais rápidas que a taxação ou de licenças comercializáveis. Pondera, ainda, que os custos de monitoramento não são, em princípio, maiores que os de fiscalização exigidos pelos sistemas de taxação e de licenças. E que sob condições de incertezas relativas aos eventos catastróficos não-perfeitamente previsíveis, o sistema de taxação - funcionando como um seguro contra uma eventual catástrofe - é mais dispendioso que o controle direto. Isto porque em períodos normais a sociedade poderá estar incorrendo em custos desnecessários.

Outra possibilidade apresentada pelo autor é a referente ao banimento do uso e comercialização de um determinado produto, isto ocorre porque a capacidade de assimilação é zero ou porque os efeitos tóxicos para a saúde humana são extremamente elevados. Margulis considera ainda que nestes casos extremos os sistemas diretos de controle são superiores e com certeza menos dispendiosos para a sociedade. No entanto conclui que o sistema de controle direto deve ser apenas complementar aos demais.

Ainda sob a égide do conceito de intervenção direta por parte do órgão regulamentador pode-se destacar os investimentos diretos em projetos para reduzir, por exemplo, as cargas de sedimentos dos rios ou as taxas de erosão e, por conseguinte, a contaminação e a sedimentação dos recursos hídricos. A construção de lagoas de contenção e áreas de detenção de sedimentos, a reorientação das águas ricas em nutrientes para áreas com capacidade de assimilação desses nutrientes, controle da eutrofização dos lagos e de áreas com potencial de inundação; controle da profundidade dos corpos d'água e a dragagem freqüente são, dentre outros, exemplos de ação direta do poder público visando o controle da

qualidade da água. Geralmente, essas atividades são financiadas através de rubricas orçamentárias obtidas através de impostos gerais não específicos.

4.4.3. Métodos de Base Econômica

A correção da externalidade negativa pode ocorrer via impostos. Teóricamente um imposto por unidade de produto ou por unidade de poluição - imposto pigouviano - pode ser cobrado dos poluidores, com vistas a tornar o custo marginal privado igual ao custo marginal social da produção.

O imposto pigouviano é destinado à correção das externalidades negativas Pareto-relevantes que resultam em custos marginais privados diferentes dos custos marginais sociais. É de vital importância entender as causas das falhas de mercado na questão da qualidade dos recursos hídricos - deterioração dos serviços de assimilação de resíduos - antes que se possa indicar a solução de maior adequabilidade. Por exemplo, a Figura 4.10 considera a situação do custo marginal privado diferente do custo marginal social, no caso da água poluída, através da produção de Y. A diferença entre CM e CM' reflete um custo para a sociedade em externalidades ambientais de T por unidade de produto. Porém, a aplicação de um imposto T, por unidade de produto pode não resultar em um ótimo de Pareto. Os agentes ao perceberem que o direito de poluir um recurso de livre acesso, a capacidade de assimilação, não pode ser apropriado exclusivamente e que Y pode ser produzido em proporções variáveis (pode-se produzir a mesma quantidade de Y com diferentes montantes de poluição) provocam uma falha na adoção de tal solução. Um imposto, T, por unidade de produção, não colocará um preço no direito de poluir. Para que isto não ocorresse seria necessário além de todas as pressuposições assumidas que a única forma de redução de poluição passasse necessariamente pela redução na produção de Y, mantida a relação de proporção fixa entre ambas. Este imposto eleva o custo marginal de CM' para CM para o agente produtor. Dadas as proporções variáveis entre o montante produzido e

gerado de poluição, o produtor realocará os seus fatores tal que o $CMF_i = VPM_i$, permanecendo, então, a condição de maximização. Com o preço zero para os direitos de poluição não está claro se a carga de poluição aumenta, reduz-se ou permanece constante. Assumindo-se um resultado provável, a carga permanece constante, isto implica que CM' continua diferente de CMS, P_t e Y_t não determinam um ótimo de Pareto.

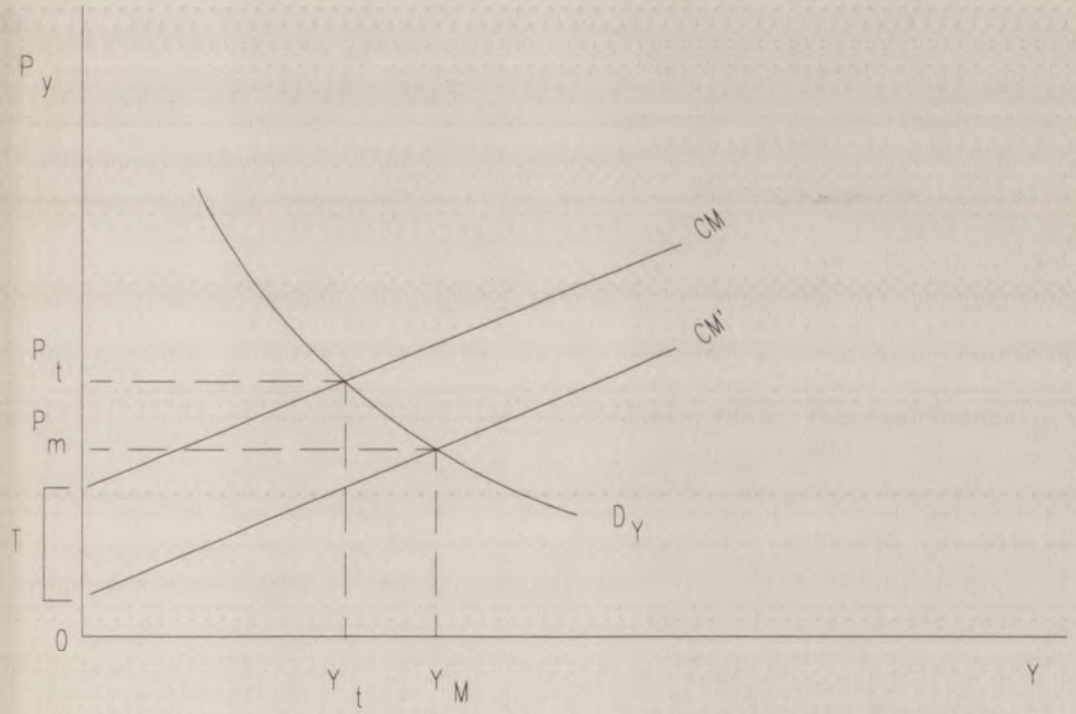


Figura 4.10. Imposto pigouviano para correção de externalidade negativa.

Deve-se evitar utilizações errôneas do imposto pigouviano, para tanto basta entender que é o direito de poluir que não tem preço, e por isso, permite a existência de uma externalidade negativa influir na qualidade da água e continuar sem correção. A Figura 4.11 retrata a situação de uma externalidade negativa. O ponto E reflete a alocação social ótima dos direitos de poluição, em que a demanda pelos direitos de poluição se iguala a oferta; embora a interdependência continue a existir a externalidade foi corrigida em E. Um imposto de OP^*_z assegura um Pareto-ótimo independente da parte que inicialmente detém os direitos de propriedade, isto é, OP^*_z é neutro com relação à regra de responsabilidade existente. Os custos da

externalidade são recíprocos à regra de responsabilidade existente. Dependendo da parte detentora dos direitos de propriedade tanto os poluidores quanto as vítimas podem ser taxados OP^*_z para assegurar que a disposição a aceitar a poluição seja igual a disposição a pagar pelos direitos de poluição. Resumindo, deve-se notar que a taxação unitária (imposto por unidade) deve incidir diretamente na atividade poluidora e não no montante produzido ou nos insumos, ou seja, aplica-se uma taxa por unidade de emissão de resíduo no ambiente.

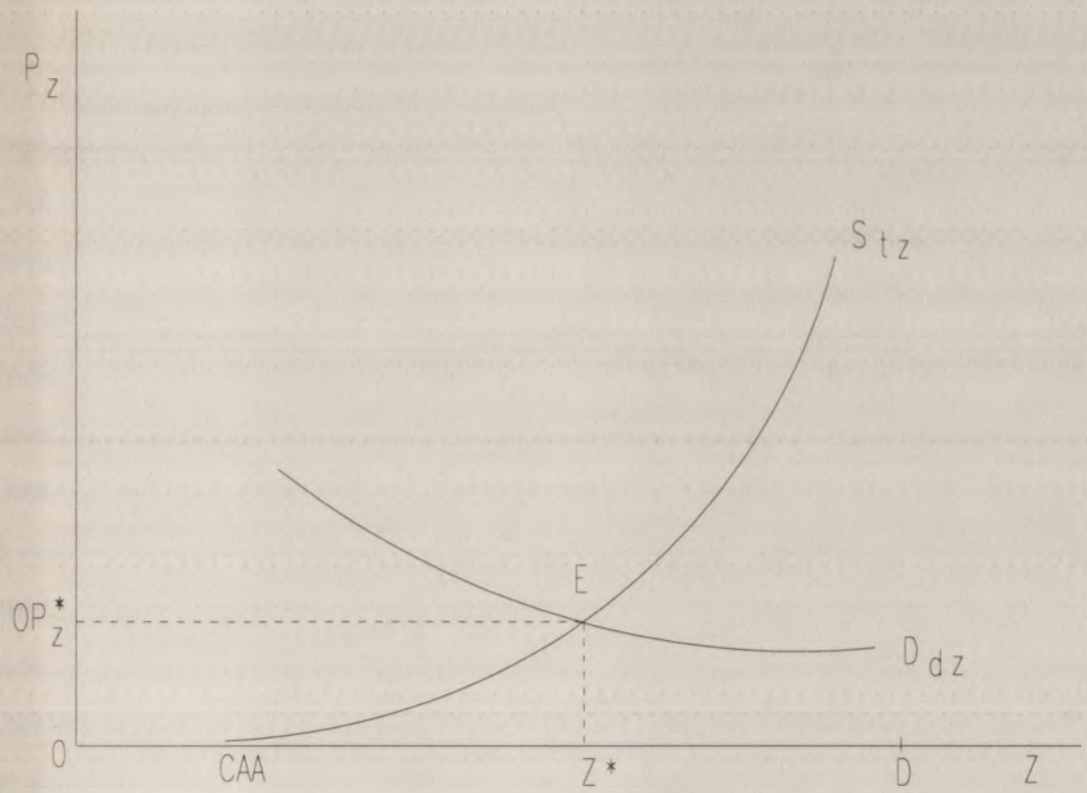


Figura 4.11. Alocação social ótima dos direitos de poluição.

Neste caso, o direito de poluição passa a ser um fator cujo custo marginal é o imposto OP^*_z. Cada direito de poluição vale uma dada permissão para poluir por unidade de emissão de poluente, tal que, as permissões totais não excedam o nível de poluição impróprio para a vida humana ou para a degradação

irreversível dos ecossistemas em geral[5]. Então, os resíduos gerados pelo processo de produção passam a ter um custo, ou melhor, a utilização da capacidade de assimilação do meio ambiente passa a ser considerada um fator de produção com custo diferente de zero. O imposto assegura que os produtores contratarão cada fator de produção tal que o custo marginal do fator (CMF) seja igual ao valor social do produto marginal, mantidas as demais condições constantes. Tendo-se mercados perfeitos competitivos, o imposto ainda garante que P = CMS para todos os produtores de poluição e que um nível ótimo de Pareto é obtido.

A aplicação do imposto pigouviano requer informação completa sobre a disposição a aceitar e a disposição em produzir poluição. Na realidade, pode ser impossível quantificar S_{tz} e, na melhor das hipóteses, será difícil de quantificar D_{dz}. As dificuldades em obter uma estimativa do valor monetário líquido do dano ambiental (diferença entre o custo social e privado) referente às várias atividades geradoras de externalidades em um sistema econômico e o número elevado de atividades e de pessoas afetadas, na prática, dificultam o cálculo do imposto pigouviano ótimo. Baumol (1972) e Baumol & Oates (1993) apontam uma dificuldade de outra natureza: o nível ótimo de taxação sobre a atividade geradora de poluição não é igual ao dano líquido marginal gerado inicialmente por esta atividade, mas sim, ao dano (custo) que esta atividade causaria se o nível de atividade tivesse sido ajustado ao seu nível ótimo. Os autores apontam como alternativa o estabelecimento de padrões de poluição e a administração de taxas para induzir os poluidores a atingir estes padrões. Desta forma, uma agência reguladora pode estabelecer uma taxa pela poluição ou efetuar um leilão de quotas comercializáveis para a aquisição do direito de poluir, de acordo com um padrão pré-definido.

Sendo a poluição um bem valorado negativamente e detendo as características de não-rivalidade e não-exclusão a agência reguladora governamental pode estabelecer um padrão Z_s (Figura 4.12), que se julga

---

[5] Observar que de 0 a CAA não existe poluição, o ambiente regenera totalmente os resíduos. A alocação eficiente dos direitos de poluição ocorre entre CAA e D. Além deste último ponto pode-se dizer não haverá mais vida no planeta.

representar o nível ótimo de poluição. Um sistema de taxas pode ser estabelecido, embora esta tarefa seja muito difícil sem o conhecimento da demanda agregada para os direitos de poluição. Esta curva pode ser representada por qualquer uma das curvas D_{dz}, D_{dz}', D_{dz}'', na Figura 4.12. Suponha-se que OP_z seja a taxa inicialmente administrada. Se D_{dz}' é uma curva que corresponde a realidade o nível de degradação ambiental será baixo. Por outro lado, se D_{dz} for a derivação correspondente da realidade ocorrerá mais degradação. A unidade governamental de decisão necessitará fazer experimentações para estabelecer a taxa correta com vistas a alcançar o desejado nível Z_s. Neste exemplo, OP'_z será o imposto correto na medida medida em que $D_{dz'}$ corresponder a derivação correta da realidade.

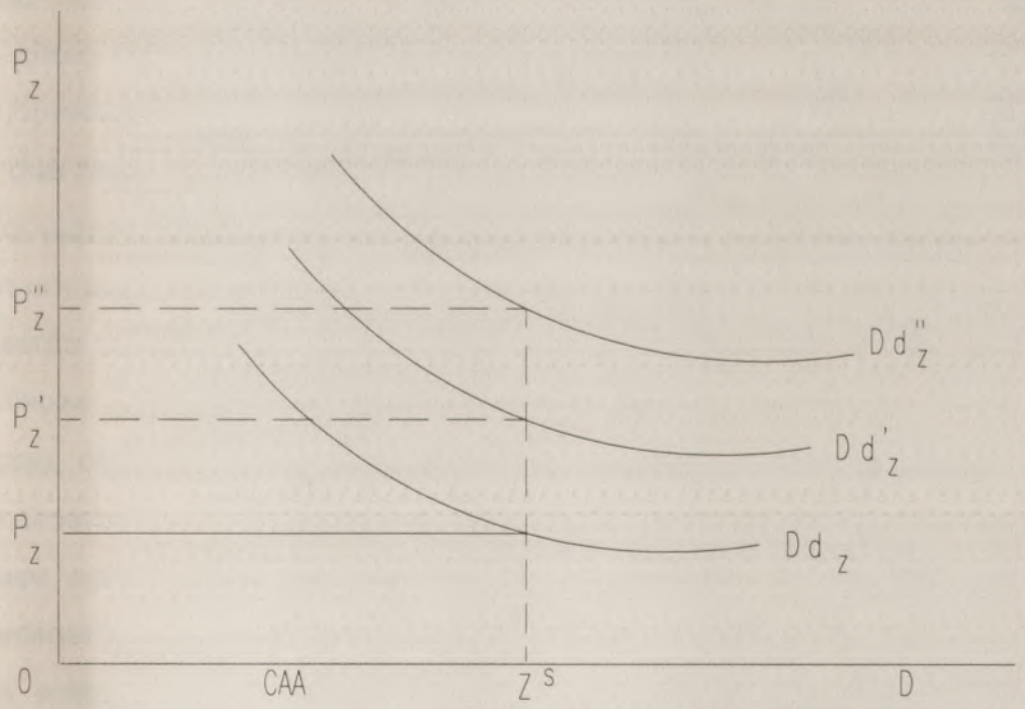


Figura 4.12. Padrão de qualidade: oferta e demanda de direitos de poluição.

Há, portanto, aspectos negativos e positivos ao se usar a cobrança de taxa pela poluição com respeito a um determinado padrão, ao invés do imposto pigouviano (Baumol, 1972). Os problemas acima mencionados mostraram as

dificuldades em tentar utilizar-se da solução pigouviana para as externalidades provocadas pelo processo de erosão-sedimentação. Nesta situação, o emprego do sistema de cobrança através de taxas pode indicar uma solução potencial, desde que o padrão de qualidade ambiental esteja estabelecido. Com relação aos sedimentos gerados pela agricultura, por exemplo, este padrão deveria apoiar-se no índice de tolerância de perdas de solo T, desde que adaptado para refletir os efeitos ***off farm***. Dada a influência determinante das características naturais e da variabilidade destas entre regiões, o índice de tolerância de perda de solo deve ser específico para cada região ou bacia hidrográfica ou qualquer ordenamento territorial que reflita a homogeneidade possível. Contudo, o estabelecimento do padrão sobre o qual as taxas são baseadas pode ser criticado por não refletir o socialmente ótimo, não obstante as dificuldades de ordem prática para determinar este ponto. O capítulo I procurou mostrar com clareza a complexidade das inter-relações entre o subproduto da produção agrícola, os sedimentos, e os demais setores econômicos, o que permite antever as dificuldades práticas para o cálculo do socialmente ótimo. Por outro lado, a solução apontado por Baumol (1972) procura estabelecer através de um processo político, administrado por meio de uma agência governamental, um padrão de qualidade ambiental à semelhança das metas fixadas para as taxas de inflação e de desemprego. A partir daí, a agência regulamentadora administraria taxas objetivando o alcance da meta estabelecida. Por exemplo, no caso da sedimentação, o imposto de inspiração pigouviana sugeriria um imposto ótimo com base no custo marginal social da degradação dos recursos provocados pelos sedimentos. Devido ás diversas dificuldades apontadas e a complexidade envolvida na mensuração necessária para o alcance do ótimo, a proposta de Baumol, interpretada para o caso da sedimentação, aponta no sentido do estabelecimento de um padrão de emissão de sedimentos a nível de bacia hidrográfica e procura determinar a solução de custo mínimo, visando o alcance desse padrão. Esta é na realidade uma solução de compromisso entre os níveis de degradação e os custos de controle. O instrumento de base econômica a ser ministrado é o imposto ou taxa com base na emissão por agente localizado na bacia hidrográfica para a qual foi

definido um padrão de qualidade ambiental. Ou, visto sob uma outra ótica, o agente adquire um recurso escasso, o direito de poluir (despejar um certo montante de sedimentos no rio), com preço fixado pelo órgão controlador, ou seja, paga-se uma taxa por unidade de emissão de sedimentos nos recursos hídricos.

As abordagens apoiadas nas decisões de uma agência controladora implicam na existência de direitos de poluir a água, direitos de despejar determinado montante de sedimentos por emissão. O órgão controlador pode adotar várias abordagens para alocar esses direitos entre os agentes geradores de externalidades. Essas incluem: emissões iguais para todos os produtores em uma determinada bacia hidrográfica, emissões proporcionais ao tamanho da unidade de produção ou emissões baseadas nos produtos produzidos visto que produtos diferentes geram diferentes taxas de perdas de solo (Quadro 2.1). As alternativas até o momento analisadas - a regulamentação direta, o imposto pigouviano e o sistema de padrão e taxação - implicam na aquisição do direito de poluir a água com sedimentos. Uma alternativa adicional explicita a aquisição dos direitos de poluição: o órgão controlador estabelece um mercado para os direitos de poluir, dada uma certa oferta. Credita-se a Dale (1968) a sugestão de que o controle da poluição possa ser estabelecido por um órgão regulamentador através da fixação de um padrão, e a partir deste efetuar leilões de direitos de poluição entre os diversos agentes causadores da poluição. Fisher & Peterson (1976) observaram, contudo, que se custos e benefícios da poluição e custos de controle são conhecidos o mercado de licenças para poluir pode resultar no mesmo (eficiente) nível de poluição que a taxação. Cropper & Oates (1992) e Margulis (1990) ponderam também que, em princípio, em uma situação desprovida de incerteza os sistemas - licenças comercializáveis e o de uso de taxas - são equivalentes no sentido de obtenção do ótimo. A agência pode inicialmente estabelecer um preço referente ao nível de taxação da carga de emissões desejada de poluentes e, então, promover ajustes até o ponto em que as emissões sejam reduzidas suficientemente para alcançar o padrão de qualidade ambiental pré-definido. Ou como alternativa, a agência pode

emitir um número de licenças para aquisição do direito de poluição e permitir que o leilão determine o preço de equilíbrio.

No entanto algumas diferenças fundamentais entre os dois sistemas podem influenciar a escolha. Porém antes de explorar este aspecto, algumas considerações adicionais devem ser feitas a respeito do sistema de leilão de quotas para poluir. A agência reguladora determina um certo padrão de aceitabilidade da qualidade ambiental com base no montante total de poluentes no ambiente. Estabelece também quotas que são vendidas ou leiloadas - vende-se direitos de poluir ou vende-se serviços de assimilação do meio ambiente. A distribuição inicial das quotas comercializáveis pode ser proporcional à poluição de cada agente e a comercialização das licenças assegurará a eficiência na geração de resíduos poluidores. O preço de equilíbrio das licenças comercializáveis para poluir será igual, em termos teóricos à taxação ótima da poluição, desde que haja conhecimento perfeito das variáveis relevantes. Os agentes econômicos adquirem quotas, através de leilões e somente, então, podem poluir até o montante permitido por sua quota. O órgão regulador pode atuar com flexibilidade na compra e venda das quotas, o mesmo podendo ocorrer com os agentes poluidores. O sistema de mercado de licenças comercializáveis define o preço de tal forma que o preço de cada quota corresponda ao custo marginal de controle. Desta forma, o preço de mercado das quotas para poluir o ambiente sinalizará aos poluidores o custo de oportunidade das emissões de poluição.

A vantagem apontada para este sistema consiste na flexibilidade tanto no sentido da agência recomprar e/ou emitir licenças adicionais, quanto no ajuste interno que os agentes poluidores podem fazer nos seus sistemas de produção e de controle da poluição, o que pode resultar em vendas ou aquisições de quotas no mercado.

De acordo com Margulis (1990) uma importante diferença entre a taxação e o sistema de licenças comercializáveis é que esta permite o alcance do nível de poluição estabelecido sem preocupações com os custos de controle ou abatimento da poluição. Isto permite à agência um controle direto sobre a qualidade

ambiental. Outra vantagem também pode ser expressa ao evitar o desgaste político decorrente de ajustes periódicos do valor das quotas ao longo do tempo para dar cabo aos processos de crescimento e de inflação . No sistema de licenças essa acomodação de valores verifica-se via mercado, através de um processo automático sem necessidade de intervenção por parte da agência. Ainda como vantagem deste sistema, Cropper & Oates (1990) apontam os menores custos de implantação e de implementação das medidas antipoluição quando comparados àqueles necessários à implantação da taxação.

Como em toda solução que envolve uma agência controladora, a hipótese subjacente é que esta representa um número grande de vítimas da poluição, incapazes de valorar adequadamente a poluição, e de geradores de poluição incapazes de definir a disposição agregada a pagar pelos direitos de poluição.

A literatura referente à economia do meio ambiente tem incorporado outras preocupações teóricas quanto a diferentes estruturas de mercado - monopólios e o imposto pigouviano - a não-convexidade nas funções de produção, as incertezas incorporadas à análise das técnicas controladoras de quantidade versus preço, a existência do equilíbrio na presença de externalidades dentre outros. Tópicos estes não revisados neste trabalho mas que são de fundamental importância no aprofundamento dos estudos teóricos sobre a economia do meio ambiente.

No entanto, toda a base para futuras análises foram apresentadas, indicando para as agências reguladoras mais que simples técnicas ou soluções únicas, as mesmas têm que adotar estratégias combinadas. Estas devem refletir não a escolha entre o método direto de controle e comando e os métodos de base econômica, mas sim uma escolha entre diversas combinações dos diversos métodos. Segundo Pearce & Turner (1990) a razão para a adoção de estratégias combinadas repousa na necessidade tanto de contemplar a captação de recursos para financiamento dos programas de qualidade ambiental, como utilizar-se dos incentivos propiciados pelos instrumentos econômicos para implementar padrões de

qualidade ambiental de forma mais eficiente possível e criar estímulos potenciais para mudanças técnicas que caminhem na direção de um meio ambiente de melhor qualidade.

5. VALOR ECONÔMICO TOTAL DO AMBIENTE

5.1. Considerações Introdutórias

A natureza não-rival e não-excludente, a impossibilidade de se atribuir direitos não-atenuados de propriedade, a presença de externalidades e o caráter de livre acesso `a capacidade de assimilação dos recursos hídricos - faz com que o sistema de mercado não esteja apto a produzir e suprir as quantidades socialmente demandadas deste recurso. Conseqüentemente, o Estado ou outras formas de organização social devem ocupar o espaço deixado pelo sistema de mercado. Isto torna a questão da valoração dos bens e recursos ambientais, em geral, e dos serviços de assimilação de resíduos pelos recursos hídricos, em particular, uma questão de permanente importância na formulação de medidas e de políticas que objetivem a qualidade ambiental, independentemente, do instrumental a ser utilizado.

Pode-se, inclusive, ponderar que a necessidade de estimar valores para os ativos ambientais atende às necessidades da adoção de medidas que visem a utilização sustentável[1]do recurso. Entendendo que o meio ambiente desempenha funções econômicas e tem valor econômico positivo, constitui-se em erro de interpretação tratá-lo como se tivesse valor zero, correndo o risco de uso excessivo.

---

[1]A noção de sustentável, neste contexto, refere-se à utilização do recurso ambiental ao longo do tempo sem riscos de degradação.

os defensores dessa corrente concordam sobre a necessidade de uma melhor avaliação dos serviços prestados pelos ecossistemas. Ressaltam ainda como importante objetivo a ser alcançado pela economia ecológica a definição de um completo sistema de valoração econômica dos recursos ambientais. Ponderam também que a afirmação de que não se pode atribuir valores econômicos à estética ambiental, à vida humana e aos benefícios ecológicos (Norton, 1986) não procede, visto que, diuturnamente, estamos valorando de forma consciente ou não os serviços ecológicos. Além do que, para preservar o capital natural é necessário realizar avaliações, muitas vezes difíceis, de forma direta, ao invés de negar sua existência (Constanza et al., 1994). Embora exerça a defesa da necessidade de se dar valores aos ecossistemas, a economia ecológica tece algumas críticas sobre os princípios em que se assenta a valoração econômica apoiada nos conceitos e hipóteses da teoria neoclássica. Essas críticas centram-se basicamente no princípio da soberania do consumidor e na revelação das preferências, adequadas segundo a economia ecológica, para avaliar os bens e serviços que produzem pouco ou nenhum impacto a longo prazo, mas inadequadas para se aplicar aos bens e serviços ecológicos que são, por natureza, de longo prazo. A outra crítica centra-se nos métodos desenvolvidos para valorar bens e serviços ambientais que não são transacionados no mercado, mas que procuram simular a existência de mercados para estes produtos. Este procedimento, segundo esta escola, introduz falhas relativas à qualidade da informação obtida, que depende do nível de conhecimento das pessoas sobre o objeto em análise, mas que também não incorporam de forma adequada os objetivos de longo prazo, já que exclui (por razões óbvias) as gerações futuras dos lances de mercado. Estudiosos da economia ecológica complementam a crítica enfatizando a dificuldade em induzir os indivíduos a revelarem sua verdadeira disposição a pagar pela conservação do recurso ambiental, dada a responsabilidade individual do respondente frente à questão e à possibilidade de aproveitamento coletivo advindo da conservação ambiental. Como alternativa, sugerem o referendo coletivo[3] a responsabilidade do grupo e a conscientização da comunidade frente a

---

[3] Trata-se da declaração de disposição coletiva em pagar impostos, taxas ou

questão ambiental, tendo em conta, tanto a geração presente quanto a futura, como forma de obter resultados superiores àqueles conseguidos através dos estudos sobre disposição individual a pagar. Como alternativa concreta ao método de valoração com base nas preferências individuais, os economistas da linha ecológica utilizam o que se convencionou chamar de método de base biofísica ou de análise de energia. Este método, segundo os seus defensores, avalia os objetos de acordo com o custo, que por sua vez é determinado em função de quão organizados estão em relação ao ambiente. O conteúdo do conceito organizado está intimamente ligado aos requerimentos de energia necessária, na forma direta de combustível e na indireta através de outras organizações que também utilizam energia na sua produção. Por exemplo, a quantidade de energia solar necessária para o crescimento das florestas pode, portanto, servir como medida do seu custo de energia, de sua organização e de seu valor. Em suma, este método pressupõe que todo o ecossistema seja avaliável direta ou indiretamente. O método proposto por esta corrente superestima algum serviço do ecossistema que ainda não tenha valor reconhecido pelos seres humanos (Constanza, 1989).

Esta abordagem abandona as hipóteses do principio da soberania do consumidor e das preferências (individuais através das quais obtêm-se as preferências da sociedade), para apoiar-se nos esquemas que privilegiam os insumos de energia direta ou indireta, necessários à produção e manutenção, ao longo do tempo, dos serviços ambientais. Pearce & Turner (1990) contra-argumentam que a busca de outras unidades de mensuração deve-se basear na possibilidade de aplicação tanto nos custos quanto nos benefícios, porém, ambos devem refletir as preferências individuais. A mensuração com base na energia, conforme proposta pela ecomomia ecológica, embora satisfaça a condição de uniformidade para custos e benefícios não apresenta significado algum em termos de revelação de preferências individuais.

---

qualquer outra forma de encargo financeiro como cidadãos, juntamente, com os demais membros da comunidade com vistas a contribuir para a solução especifica de um determinado problema ambiental.

Outra disputa no campo das teorias que procuram dar valores aos recursos ambientais situa-se na posição dos ecólogos frente aos economistas. Conforme Farnworth et al. (1981) e Farnworth et al. (1983), economistas e ecólogos têm se envolvido em discussões, às vezes infindáveis e pouco conclusivas, sobre os valores dos ecossistemas e o seu funcional papel como fornecedor de bens e serviços para a humanidade. Discussões sobre os valores das florestas tropicais e de outros recursos naturais têm resultado em freqüentes desentendimentos e ambigüidades, provavelmente, devido às interpretações das terminologias e aos jargões especializados usados por ambos os grupos de profissionais. Em suma, os economistas de tendência neoclássica, linha predominante nas investigações deste assunto, fazem freqüentemente, referência ao mercado com vistas a estabelecer valores para os recursos ambientais, mesmo na situação em que não exista mercado para os referidos bens. Por outro lado, os ecólogos embora aceitando os valores desta forma estimados fazem referência explícita a valores intangíveis, tais como os valores globais que um ecossistema presta ao planeta terra, por exemplo, os ciclos do carbono e da água ou o estoque de informações contidas em um conjunto de recursos genéticos. Contudo, é aceito por ambas as partes que o sistema de mercado não pode se responsabilizar por todos os valores atribuídos aos sistemas naturais. A demonstração do início de entendimento tem tido como objeto o esforço de ambas as partes no sentido de desvendar a natureza do valor de existência, com vistas a incorporar não só aqueles valores que possam ter expressão monetária através do mercado, mas também, aqueles valores intrínsecos ou intangíveis.

A proposta que deriva do entendimento entre economistas e ecólogos contempla, basicamente, valores referentes aos ecossistemas e seu papel como provedor de bens e serviços através de três conceitos: valor I que abrange todos os bens e serviços ambientais transacionados diretamente pelo mercado, sendo o valor, o preço de mercado do referido bem; valor II aqueles bens e serviços ambientais que, por não serem transacionados no mercado, não apresentam um preço explícito, porém, os seus valores são determinados através de um mecanismo

político de negociação e acordo; e por último, valor III, cujos componentes são excluídos do mecanismo institucional de determinação de valor, seja o mercado ou o processo político. Embora reconheçam a dificuldade conceitual em distinguir com evidente clareza os valores II e III economistas e ecólogos afirmam que este último é composto de itens da pauta dos intangíveis e de difícil atribuição de valor. Exemplificam no caso das florestas tropicais, a manutenção do equilíbrio global de carbono, a manutenção da estabilidade atmosférica, o hábitat e a sobrevivência da população nativa, o laboratório natural para estudo da evolução e seleção, o sistema de suporte à vida e o valor inerente aos sistemas naturais. Todos estes itens são intangíveis ou não passíveis de valores, mas que podem ter esse problema resolvido com o desenvolvimento das técnicas de mensuração econômica e um conhecimento mais amplo e profundo do funcionamento dos ecossistemas.

Sem ignorar as contribuições mostradas anteriormente pelos adeptos da economia ecológica e pelo trabalho conjunto dos economistas e dos ecólogos, a economia do meio ambiente que se alicerça nos fundamentos da teoria neoclássica desenvolveu e aprofundou não somente conceitos e métodos para a valoração do meio do ambiente como também derivou importantes instrumentos de política, que conforme visto nas últimas seções do capítulo anterior,vai do imposto pigouviano ao leilão de licenças para poluir, passando pelos subdsídios, quotas, taxas, regulamentos e padrões fixados para o gerenciamento ambiental[4]. Mais recentemente, tem-se a operacionalização dos conceitos de produção máxima sustentável e padrões mínimos de segurança como meios de atingir determinada qualidade ambiental e sustentabilidade dos recursos naturais, utilizando-se para tal, instrumentos de base econômica. Porém, provavelmente, em função do trabalho conjunto com ecólogos e do melhor entendimento das funções dos ecossistemas naturais, os conceitos de valor de opção e de valor de existência foram sendo incorporados ao arsenal da economia do meio ambiente, denotando com isto uma maior e melhor compreensão do fenômeno e dos problemas do meio ambiente.

---

[4] Incluem-se neste instrumento os estudos de custo efetividade, onde são estudadas diversas alternativas para alcançar o padrão de qualidade ambiental pré-estabelecido, procurando-se determinar aquela de custo mínimo.

Os próximos tópicos deste capítulo evidenciarão como a teoria econômica neoclássica da consistência às concepções sobre o valor econômico do meio ambiente e permite a operacionalização de tais conceitos nas investigações empíricas.

5.2. O Excedente do Consumidor e a Disposição a Pagar

Como mencionado, a justificativa do ponto de vista da teoria neoclássica para mensuração dos danos ambientais repousa, dentre outras, na necessidade de se conhecer a curva de custo externo, que possibilita, juntamente, com a curva de benefícios a determinação do nível ótimo de poluição ambiental em termos econômicos.

A valoração do dano ambiental, em termos monetários, permite a identificação de ganhos ou perdas na utilidade ou no bem-estar. A razão para traduzir em valores monetários os danos e benefícios ambientais se assenta no fato de que as preferências são expressas em termos dessa unidade. Ao comprar bens e serviços, o indivíduo revela sua disposição a pagar, trocando dinheiro por mercadoria, refletindo, assim, as suas preferências (Pearce & Turner, 1990).

Pode-se mencionar que um dos mais relevantes usos dado à mensuração econômica dos danos ambientais é a identificação ou a aproximação do nível ótimo de poluição que pode se dar tanto ex-ante, como ex-post. No primeiro caso, a análise é conduzida antes de se decidir sobre a adoção de uma medida de melhoria da qualidade ambiental; no segundo, após a adoção e implementação de tal medida, faz-se o monitoramento para verificar se a mesma produz resultados que se aproximem do ótimo.

É importante entender que os benefícios proporcionados por uma política ambiental, através de medidas mitigadoras ou de prevenção de um dano ambiental são expressos pelas preferências individuais. Toda a base de mensuração dos benefícios está apoiada naquilo que as pessoas desejam, ou seja, na escolha que

fazem para satisfazer suas necessidades. A identificação dessas preferências se dá ao observar o comportamento dos indivíduos na escolha de bens e serviços.

A tarefa do economista é a de procurar identificar os valores monetários que os indivíduos revelam ao incluir em sua escolha os bens e serviços providos pelo meio ambiente (Motta, 1991). Como conceituado nos capítulos anteriores, o meio ambiente é um fornecedor de bens e serviços à população. Procura-se, pois, revelar os valores monetários que os individuos atribuem ou estão dispostos a pagar por esses bens e serviços. Pode-se assumir que as preferências das pessoas apresentam-se na forma de disposição a pagar pelos bens e serviços que desejam, incluindo nessa escolha aqueles derivados do meio ambiente, constituídos pelas amenidades, recursos naturais, serviços de asssimilação e outros, conforme conceituados no capítulo três. É importante entender que a base de mensuração dos benefícios derivados dos ativos ambientais assume como princípio a relevância das preferências individuais. A economia é uma ciência antropocêntrica e comportamental e para trazer à tona as preferências dos indivíduos basta observá-los no processo de escolha dos bens e serviços, incluindo aqueles derivados do meio ambiente. Assume-se, portanto, que a preferência pela preservação dos recursos naturais ou pela qualidade ambiental apresenta-se na forma de disposição a pagar por esses bens e serviços. Obviamente, os indivíduos revelam a disposição a pagar de modo diferente entre si, mas para se ter a disposição total a pagar, agrega-se a disposição individual a pagar, tendo-se em mente que se deseja o socialmente ótimo - aquilo que expressa o ótimo para a sociedade como um todo. A teoria econômica conceitua a disposição a pagar como a soma monetária que os indivíduos estão dispostos a sacrificar em benefício do consumo de um bem ou serviço. Desta forma, a disposição a pagar, se revelada pela sociedade, fornece um indicador automático monetário das preferências. Semelhantemente, o conceito associado de disposição a aceitar uma compensação por um benefício perdido (não ter acesso ao consumo) pode ser mensurado por uma soma em dinheiro (Pearce & Turner, 1990). Estes conceitos, bem como suas derivações serão detalhados ainda neste capítulo. Terão destaque os conceitos de disposição a pagar e a receber em suas diversas interpretações.

A disposição dos consumidores a pagar para a obtenção de um serviço ou a aceitar uma recompensa pela renúncia de um bem ou serviço é o que define as curvas de demanda de uma economia.

Enquanto pode-se afirmar com segurança que as pessoas não estão dispostas a pagar por bens e serviços que não desejam, não se pode ter a mesma certeza que a disposição a pagar, expressa pelos preços de mercado, mede com precisão o benefício total para o consumidor individual ou para a sociedade. Isto ocorre quando há mercado para o bem em questão, e como conseqüência, o benefício recebido é maior que aquele indicado pelo preço de mercado (Pearce et al. 1992). O valor acima do preço de mercado é chamado de excedente do consumidor, medido através da curva de demanda por um ativo ambiental, por exemplo. Portanto, os indivíduos estão dispostos a pagar preços mais elevados pelos bens e serviços que aqueles revelados pelos preços de mercado. Esta diferença entre o que os indivíduos estão dispostos a pagar e o preço de mercado é conhecido como o excedente do consumidor.

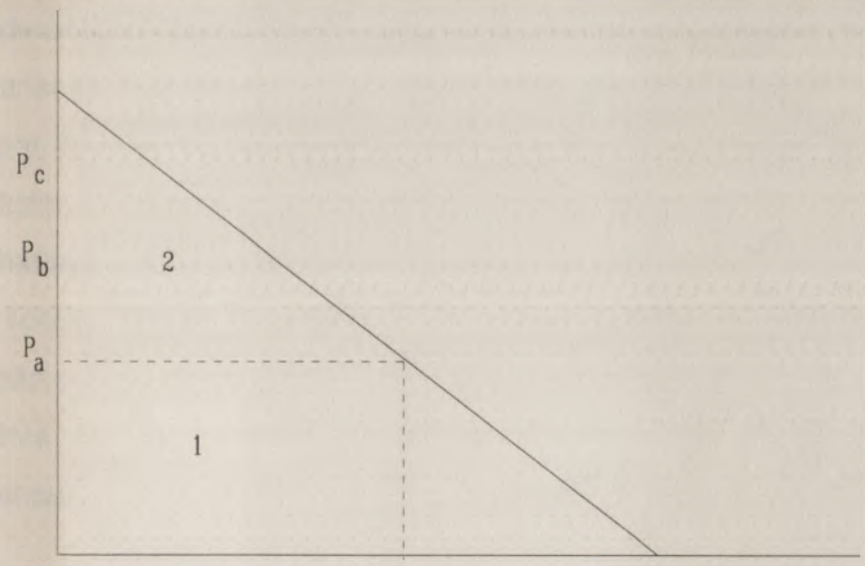


Figura 5.1. Curva de demanda e o excedente do consumidor (Marshalliano).

Pode-se assumir que o serviço ambiental em questão tem seu preço determinado pelas forças de mercado, sendo no caso Pa, o preço de mercado para todos os consumidores. Como não é possível ter preços diferentes para cada indivíduo que adquire o bem, Pa se torna o preço de mercado para todos, indistintamente. Porém, o indivíduo B está disposto a pagar preços mais elevados, Pb; igualmente o indivíduo C está disposto a pagar também um preço mais alto Pc. A curva de demanda Marshalliana (Figura 5.1.) indica que há indivíduos dispostos a pagar preços acima de Pa, ocupando toda a área (2). A área (1) é o retângulo que representa a despesa total dos indivíduos por esse bem particular; a área (2) é o excedente do consumidor (Marshalliano), e mede o máximo de disposição a pagar acima das despesas efetivas de consumo de qualquer serviço ambiental. O excedente do consumidor deve sempre ser somado ao valor de mercado dos bens e serviços consumidos, proporcionando a obtenção de uma estimativa apropriada do benefício econômico total. Há que se ressaltar o caráter restritivo das hipóteses que suportam tal interpretação apoiada na curva de demanda do consumidor, não levando em consideração as variações compensadas na renda. Assume-se que o nível de renda permanece constante ao mover-se a curva de demanda para cima ou para baixo e também ao movimentar-se ao longo da curva de demanda. Assume-se, ainda, que introduzindo alterações em torno de um ponto qualquer da curva de demanda Marshalliana, o preço refletirá as alterações nas preferências, na utilidade ou no bem-estar social. Para grandes variações, a área sob a curva de demanda não refletirá com precisão os efeitos na utilidade, pois, em tais situações, ajustamentos compensatórios da curva de demanda são necessários, proposta esta, feita por Hicks (1943) através de mensurações utilizando-se da curva de demanda compensada.

Em resumo, as pessoas revelam suas preferências pelos bens e serviços ao mostrarem sua disposição a pagar por esses mesmos bens e serviços. Desta forma, os preços de mercado são os primeiros indicadores daquilo que as pessoas estão dispostas a pagar, consequentemente, a despesa total é uma primeira indicação do benefício recebido. Porém, há pessoas dispostas a pagar mais que o preço de mercado, consequentemente, asseguram um excesso do benefício sobre as

despesas, isto é, a disposição bruta a pagar excederá a despesa total. A mensuração dos benefícios procura uma medida que reflita as áreas sobre a curva de demanda e para maior precisão deve-se ter em consideração as variações na renda.

Em uma curva de demanda, a redução no preço do bem demandado faz com que o consumidor fique em uma situação melhor que a anterior à queda verificada nos preços, e o excedente do consumidor, uma das medidas do nível de bem-estar, será maior. Em termos hipotéticos, pode-se perguntar ao consumidor o que ele estaria disposto a pagar para que a queda no preço o deixe tão bem nesta situação quanto estava na anterior. Esta medida, conhecida como variação compensada dos benefícios, baseia-se na renda e no preço relativo correspondente ao nível inicial de preço. Se, por outro lado, for perguntado ao consumidor quanto estaria ele disposto a aceitar para renunciar a queda ocorrida nos preços (benefício), o ponto básico relevante de comparação seria o novo nível de preço. Isto é, o consumidor desejará uma soma monetária que o tornará tão bem quanto ele estaria se a queda de preço tivesse de fato ocorrido, ou seja, tão bem quanto estaria no novo nível de preço (nível após a queda). Esta medida é conhecida como variação equivalente .

O excedente do consumidor ajustado às variações no nível de renda é revelador de dois conceitos básicos de benefícios: a disposição a pagar e a disposição a receber. No conceito de disposição a pagar os indivíduos revelam suas preferências por um ganho ambiental, expressando estas preferências através da disposição a pagar por esse bem, disposição esta captada pelos preços de mercado. No caso em que os bens não são transacionados no mercado, como a maioria dos bens e serviços ambientais, foram desenvolvidos métodos que procuram desvendar estes valores e que serão tratados na próxima seção. O outro conceito básico refere-se à situação em que se defronta com o problema de como atribuir valores aos danos ou perdas ambientais. Neste caso, procura-se encontrar os valores que as pessoas estão dispostas a aceitar como forma de compensação por essas perdas ou por esses danos ambientais. Em resumo, há duas medidas de benefícios obtidos de uma melhoria ambiental e duas medidas de perdas ou de danos de uma deterioração ambiental. Estas são: disposição a pagar para assegurar o benefício, disposição a

pagar para evitar uma perda, disposição a aceitar compensação para renunciar a um benefício e disposição a aceitar compensação para aceitar uma perda.

5.3. Valor de Uso, de Existência e de Opção

Os valores de bens e serviços ambientais caracterizam-se pela natureza diferenciada das fontes que lhe dão origem. Boyle & Bishop (1985) apontam quatro distintos valores associados aos bens e serviços ambientais que a natureza provê ao homem: 1) os valores de uso consumptivo_ exemplificado através da caça e da pesca; 2) alguns recursos ambientais propiciam o que se adotou chamar de valor de uso não-consumptivo, tendo como exemplo, a admiração de uma paisagem ou a natação em um rio; 3) o recurso pode fornecer um serviço indireto através de livros, filmes, programas de televisão; 4) as pessoas podem obter satisfação pelo simples fato de que uma determinada espécie e ecossistema existem e estão sendo preservados. Quaisquer alterações no ambiente natural, isto é, na qualidade ambiental, devido a poluição do ar e da água, afetam o valor derivado de cada um deste conjunto de bens e serviços acima mencionados.

Assumindo-se a existência de uma curva de demanda pelos bens e serviços ambientais, torna-se necessário explorar a natureza dos valores incorporados nesta curva. Embora não exista um consenso sobre a terminologia usada para caracterizar o valor de bens e serviços ambientais, não se pode negar

que avanços foram obtidos na direção de uma taxonomia mais adequada aos valores econômicos dos bens e serviços providos ao homem, pela natureza.

A distinção entre os valores que o ambiente detém por si próprio pode ser dividida em dois grandes grupos que incorporam os chamados valores de uso e valores intrínsecos. Os valores de uso referem-se ao uso efetivo ou potencial que o recurso pode prover, enquanto que os valores intrínsecos não estão associados nem com uso efetivo presente do recurso e nem com as possibilidades de uso futuro. O valor intrínseco reflete o valor que reside nos recursos ambientais, independentemente de uma relação com os seres humanos. Este valor é captado pelas pessoas através de suas preferências na forma de não-uso do recurso. Esta consideração inclui simpatia e/ou respeito aos direitos ou ao bem-estar de seres que não o homem, incluindo espécies, ecossistemas, áreas florestais e outros recursos naturais, cujos valores são devidos à simples existência do bem e do serviço ambiental, e não estão relacionados ao seu uso. Tais valores encontram um certo grau de dificuldade de conceituação, embora os economistas ambientais vêm procurando desenvolver os motivos que levam as pessoas a dar valor a um bem ou recurso ambiental, independentemente, do uso presente ou futuro.

Os valores de existência são aqueles expressos pelos indivíduos, de tal forma que não são relacionados ao uso presente ou futuro dos recursos ambientais pela geração presente e nem pelo possível uso que se possa atribuir em nome da geração futura. Não é, contudo, uma conceituação desprovida de controvérsias e de tentativas de captar os valores de não-uso que um recurso ambiental possa conter. Porém, não resta dúvida que o conceito de valor de existência aproxima economistas e ecólogos, o que deverá proporcionar melhor e mais profundo entendimento da questão ambiental.

Além do valor de uso efetivo e do valor de existência, o valor econômico total do ambiente é composto também do que se convencionou chamar de valor de opção, definido como a obtenção de um benefício ambiental potencial - expressão das preferências e da disposição a pagar pela preservação ou manutenção daquele recurso ambiental contra a possibilidade de uso presente.

Pode-se assumir que a existência de uma curva de demanda pelos bens e serviços ambientais reflete a natureza desses três valores a saber: valor de uso, valor de opção e valor de existência[5].

Considerações adicionais sobre o valor econômico do ambiente são necessárias para um melhor entendimento, principalmente, da natureza dos valores de opção e de existência, que se constituem nos aspectos mais discutidos sobre a mensuração econômica dos impactos ambientais, antes, porém, é útil destacar o contexto no qual procura-se desvendar tais valores.

Sem preocupação com a inaplicabilidade das generalizações sobre temas e questões relativas à classificação dos recursos ambientais, pode-se admitir que uma grande variedade destes contém as seguintes características: irreversibilidade, incerteza quanto ao futuro e singularidade. A irreversibilidade ocorre quando o ativo ambiental, dada a sua degradação em função da intensidade de uso, apresenta pouca ou nenhuma capacidade de regeneração e os benefícios derivados são perdidos para sempre. A incerteza está associada, muito provavelmente, à ignorância quanto ao funcionamento do ecossistema. Sendo o futuro desconhecido, este traz consigo custos potenciais se o ativo ambiental é eliminado e a oportunidade futura é perdida. A singularidade diz respeito a não possibilidade de substituição dos ativos ambientais no caso de sua extinção. A sua eliminação impede que todo tipo de valor seja a ele associado. Esta característica está associada às espécies e ecossistemas únicos e/ou em extinção e ao valor de existência. (já que a preferência é revelada pela preservação de um recurso natural ou pela qualidade ambiental, sem uma associação direta com uso presente ou futuro).

---

[5]Embora distintos teoricamente, na prática, os valores de existência e de opção são de difícil particularização. De acordo com Tisdel (1991), ao perguntar-se a um indivíduo qual o montante máximo que estaria disposto a pagar pelo preservação ambiental de um sistema natural ou pela manutenção da qualidade ambiental, aquele montante, incluiria um misto correspondendo conjuntamente aos valores de opção e de existência.

Retornando, pois, às condicionantes e justificativas econômicas para o desenvolvimento e utilização do conceito de valor econômico total do ambiente, tornam-se necessárias algumas considerações adicionais.

A literatura econômica ambiental mostrou um relativo progresso em direção à taxonomia referente ao valor econômico do meio ambiente como apresentado na primeira parte deste capítulo. Preocupações expressas pelos ecólogos foram incorporadas à teoria econômica ambiental: ao conceito de uso direto e indireto, juntaram-se o de existência e o de opção, representando um avanço no sentido de atender aos aspectos diferenciadores do meio ambiente como um bem ou serviço econômico.

O desenvolvimento do conceito sobre valoração ambiental iniciou-se por distinguir entre os valores de uso e valores de não-uso. O primeiro refere-se ao benefício obtido a partir da utilização efetiva do ambiente, de forma direta ou indireta; o segundo não implica em utilização imediata ou futura do recurso ambiental. Esses valores assim definidos são valores econômicos, pois ao fazer uma escolha esta traz satisfação, ou seja, revela uma preferência. Assim conceituado, o valor de uso atribuído aos bens e serviços ambientais é revelado pelas pessoas que realmente destes usufruem.

Incorporado à valoração ambiental, tem-se o valor de opção, expresso pelo benefício potencial que dele pode ser derivado. Constitui-se, também, uma expressão das preferências e da disposição a pagar pela preservação ambiental, contra a possibilidade de uso pela geração presente ou futura.

O valor de existência, um valor adicional atribuído ao ambiente, não está associado ao uso presente ou futuro do recurso ambiental, mas é atribuído à sua simples existência e captado pelos indivíduos através de suas preferências na forma de não-uso. Esses valores são entidades que refletem as preferências das pessoas, incluindo preocupações com simpatia, direitos e bem-estar dos seres não-humanos. Muitas pessoas por obterem satisfação, por exemplo, dão valor aos remanescentes das espécies de mico-leão-dourado, pelo simples desejo preservacionista, e não para que elas próprias possam admirá-los, pois em muitos

casos os sítios onde estão localizados os animais são distantes e inacessíveis . Dá-se valor pelo simples conhecimento de que os animais possam existir e não pelo uso que deste conhecimento ou da existência dos mesmos possam fazê-lo.

Em resumo, a literatura econômica atual distingüe, basicamente, três valores que compõem o valor econômico total do ambiente obtido a partir da seguinte expressão:

VALOR ECONÔMICO DO AMBIENTE = VALOR DE USO +
VALOR DE OPÇÃO + VALOR DE EXISTÊNCIA

Como pôde ser observado, os valores de existência e de opção são de difícil conceituação. Em termos gerais, o valor de existência pode ser entendido como valor que os indivíduos conferem a certos serviços ambientais, como espécies em extinção ou raras, santuários ecológicos ou algum ecossistema raro ou único, mesmo quando não há intenção de apreciá-los ou usá-los de alguma forma. O valor de opção expressa uma preocupação com a geração futura, mas também, com a geração presente na medida em que procura manter a possibilidade de uso futuro e sustentável do recurso ambiental.

Tendo em vista a especificidade destes valores com respeito às questões ambientais e à importância que tais conceitos vêm assumindo, tanto nas questões teóricas quanto na aplicabilidade do conceito, julga-se oportuno tecer algumas considerações adicionais sobre os mesmos, antes de abordar questões relativas aos métodos de valoração ambiental.

O valor de existência retira da valoração o carácter utilitarista, na medida em que considera que um indivíduo mesmo não consumindo os serviços e bens ambientais, pode manter-se preocupado com a qualidade ou existência do ativo ambiental, derivando daí satisfação. Da mesma forma, um indivíduo pode assumir a posição de que cada hábitat, espécies, ecossistemas, ou qualquer outro ativo ambiental tem o direito de existir e somente por essa razão, pode obter daí satisfação e estar disposto a pagar por medidas que objetivem a preservação ou a manutenção da qualidade(Johansson, 1990).

Por outro lado, Pearce & Turner (1990) assumem enfaticamente que o valor de existência é valor colocado nos bens e serviços ambientais que não estão associados, de forma alguma, com qualquer uso do mesmo, seja no presente ou futuro.

Boyle & Bishop (1985) e Bishop & Heberlein (1984) sugerem cinco motivos que se reduzem de uma forma ou outra em altruísmo - cuidados com outras pessoas ou outros seres - e que podem auxiliar na explicação da origem do valor de existência. São eles: motivo herança, motivo doação, motivo simpatia pelos animais ou pessoas, motivo interdependência e motivo responsabilidade.

Pearce & Turner (1990) reconhecem a aplicabilidade dos três primeiros motivos, porém, ressaltam que de relevante para a determinação do valor de existência é o motivo simpatia, consistente com as razões pelas quais as pessoas estão dispostas a preservar os recursos ambientais, devido ao apreço pelos seres humanos e não-humanos e aos ecossistemas naturais. Entendem aqueles autores que o motivo herança e o motivo doação estão mais associados ao uso que deverá ser feito do objeto doado. Isto porque os mesmos conceituam o valor de existência como desprovido do motivo uso, e sugerem que estes motivos explicam ou estão mais associados ao valor de opção.

Não obstante o desentendimento quanto aos motivos que dão origem ao valor de um ativo ambiental, principalmente o valor de existência, há uma certa concordância no que se refere à conceituação individual dos componentes internos de cada motivo, mostrados a seguir:

- motivo herança - refere-se à idéia da disposição em oferecer aos herdeiros ou às gerações futuras em geral os bens e serviços ambientais sobre os quais se dispõe de conhecimento. O fato de que as gerações futuras são citadas com freqüência em associação às questões do meio ambiente e dos recursos naturais é uma prova de que o bem-estar (incluindo a dotação de recursos naturais e ambientais) das gerações futuras está se tornando uma crescente preocupação da sociedade, no presente; Boyle & Bishop (1985), Bishop & Heberlein (1984) e Krutilla (1967) consideram tal motivo como relevante para o conceito de valor de existência.

Pearce & Turner (1990), por outro lado, preferem enquadrar o motivo herança como parte do valor de uso, sendo os herdeiros diretos ou as gerações futuras os usuários. Ponderam, contudo, que os herdeiros derivarão satisfação da mera existência do ativo ambiental, mas a noção de herança implica que o herdeiro fará algum uso do ativo herdado;

- motivo doação também chamado de benevolência - presentear amigos, parentes e instituições ligadas à proteção ambiental sendo que o objeto da doação, presente ou benevolência constitui-se da disponibilidade de bens e serviços ambientais. Pearce & Turner (1990) não consideram este motivo como explicativo do valor de existência; é um valor de uso adicional, com as mesmas justificativas, dadas ao motivo-herança;

- motivo simpatia pelos animais ou pessoas - mesmo que não se esteja planejando fazer uso direto do recurso ambiental, pode-se simpatizar com pessoas e animais que estão sendo adversamente afetados pela deterioração ambiental e desejar ajudá-los. A simpatia pelos seres vivos pode variar de país para país e entre culturas diferentes, mas é norma e não exceção, a disposição a pagar para preservar hábitats, populações de aves, animais e ecossistemas em processo de extinção;

- motivo inter-relação ambiental - neste motivo o que se pretende enfatizar é, por exemplo, os danos ambientais enquanto específicos, como degradação da camada de ozônio parece não afetar a vida dos seres vivos diretamente, porém esta degradação é sintomática das forças poluentes mais amplas que devem ser interrompidas antes que todo o sistema de suporte à vida terrestre seja irreversivelmente afetado.

- motivo responsabilidade ambiental - qualquer atividade humana causadora de dano ao ambiente deve ser responsabilizada e simultaneamente deve-se induzir o responsável a uma conscientização crescenrte do problema, fazendo-o assumir a responsabilidade pelo pagamento do dano causado e com vistas a reduzir o mesmo, às proporções requeridas por um manejo sustentável do meio ambiente.

Algumas considerações adicionais devem ser feitas sobre o valor de existência, uma vez que este pretende ser uma ligação entre ecológos e economistas, além de não ser prontamente explicado pelos motivos convencionais.

Os motivos altruístas são familiares às anàlises econômicas, uma vez assumido que se pode integrá-los no comportamento econômico racional dos indivíduos. Isto porque na maximização da utilidade ou bem-estar, o altruísmo confere satisfação ao doador, que por sua vez depende da satisfação de outras pessoas ou de outros seres. Esta interpretação é, não só, coerente com o pressuposto do comportamento racional econômico do indivíduo, mas também, evita encarar a existência de outros motivos que podem ser relevantes na explicação do valor de existência. Porém, são estes que colocam em suspeita a interpretação do comportamento econômico racional, pois alguns indivíduos afirmam que os seres não-humanos têm direitos e ao expressar o valor de existência, as pessoas expressam um valor de não-uso, pois, estas somente estão vocalizando aqueles direitos uma vez que os detentores dos mesmos não podem fazê-lo. Isto significa que as ações são movidas por fatores outros, que não a maximização de utilidade, e os direitos dos seres não-humanos têm que ser respeitados por questões éticas e morais. Mas, não se constitui em surpresa, a idéia de que o comportamento é freqüentemente motivado pelo respeito ao direito dos outros. Afinal de contas, as pessoas estão acostumadas à idéia de que a busca da sua própria satisfação somente pode se dar dentro dos limites estabelecidos pela sociedade. Limites estes que tentam incorporar aqueles direitos afetos aos seres não-humanos. Portanto, o problema em questão trata-se de quando não é apropriado levar em conta os valores de existência. Se o objetivo da sociedade é alocar recursos, tanto quanto possível, com base na utilidade para os indivíduos, então será correto levar em consideração os valores de existência, baseados nos motivos altruístas. Se por outro lado, os valores de existência referem-se aos motivos afetos aos "direitos" e se a sociedade considera tal motivo como relevante para a prescrição de medidas e políticas, será então, apropriado levar em conta tal motivo. Em resumo, não parece haver inconsistência ao se ter em conta o valor de existência, qualquer que seja a

pelos recursos ambientais quanto a dúvida sobre a disponibilidade e em que condições no futuro o ativo ambiental estará disponível é que introduz a necessidade de se ter em conta o valor de opção como medida dos benefícios ambientais. Em suma, a idéia básica é que, dadas as incertezas do lado da oferta e do fato de que a maioria das pessoas tem aversão a correr riscos e não gosta de incertezas, o indivíduo está disposto a pagar mais que o valor esperado do excedente do consumidor, com vistas a assegurar que se possa fazer uso do ambiente no futuro. Com isto, introduz-se o conceito de preço de opção, que é o montante monetário máximo que o consumidor está disposto a pagar para assegurar a disponibilidade futura de um recurso ambiental.

Assim entendido, a disposição total a pagar compreende o valor esperado do excedente do consumidor mais o valor de opção; sendo o primeiro, o valor esperado em efetivamente consumir o bem ou recurso ambiental, e o segundo, o valor em reter uma opção para consumir no futuro, mesmo que isto não venha a ocorrer. Espera-se que o valor de opção tenha um sinal positivo, implicando em que o excedente esperado do consumidor subestime o benefício de preservar um determinado ecossistema, por exemplo.

A segunda interpretação dada ao valor de opção, não excluindo obviamente a anterior é a que se convencionou chamar de quase-valor de opção, desenvolvida por Arrow & Fisher (1974) e Henry (1974), independentemente. Esta conceituação enfoca os aspectos intertemporais e a irreversibilidade de qualquer decisão que possa afetar os bens e recursos ambientais no sentido de sua possível utilização para fins alternativos. Ao retardar qualquer decisão sobre o possível uso dos serviços e bens ambientais pode-se obter mais e melhores informações sobre as incertas conseqüências que um dano ambiental pode proporcionar ao sistema natural como um todo. Como exemplo, tem-se a derrubada de uma área florestal que contém várias espécies nativas de valor futuro para fins medicinais, farmacêuticos, agrícolas e outros. Não resta dúvida de que há incertezas sobre os possíveis benefícios futuros que a preservação de uma floresta natural pode proporcionar, mas também, não resta dúvida que com o passar do tempo aumenta a possibilidade de

expandir e aprofundar os conhecimentos sobre o uso e o valor que as espécies possam deter. O conceito de quase-valor de opção representa o valor de preservar opções para o futuro uso das espécies da área florestal, dada a hipótese de uma expectativa crescente sobre o conhecimento das possibilidades futuras do recurso em estudo. Na hipótese de que o aprofundamento dos conhecimentos é independente da derrubada da área florestal, no exemplo acima citado, é razoável pressupor que o quase-valor de opção é positivo, o que implica em preservar o recurso com vistas a tomar decisões mais adequadas no futuro.

5.4. Métodos de Valoração do Meio Ambiente

A maioria dos bens e serviços ambientais apresenta a característica própria dos recursos naturais de propriedade comum e/ou de livre acesso cujos direitos de propriedade não são claramente definidos. Esta característica faz com que o seu uso seja geralmente livre e sem pagamento, ou seja, esses bens e serviços não são transacionados no mercado. Outra característica associada à maioria dos bens providos pelo meio ambiente refere-se às externalidades geradas pelos processos de produção e consumo não internalizadas pelas partes envolvidas, e por conseguinte, não refletidas pelos preços de mercado. Ademais esses recursos não detém os atributos de exclusividade e rivalidade, inerentes aos bens e serviços privados e imprescindíveis à uma definição clara de direitos de propriedade.

Desta forma, o valor econômico total do meio ambiente não pode ser revelado pelas relações de mercado e na ausência deste, algumas técnicas foram desenvolvidas no sentido de se encontrar valores apropriados aos bens e serviços oferecidos pelo ambiente natural, com vistas a subsidiar a adoção de medidas e a formulação de políticas.

Essas técnicas procuram estimar os valores econômicos do meio ambiente, embora na maior parte das vezes, não seja possível estimar, separadamente, as parcelas correspondentes ao valor de uso, valor de opção e valor de existência; isto porque uma característica típica de muitos recursos naturais é que eles ensejam valores diferentes derivados de diferentes serviços que o mesmo ativo proporciona, e também porque em muitas circunstâncias, não é possível operacionalizar os conceitos de modo a identificá-los em separadado.

A impossibilidade de atribuir exclusividade e/ou direito de propriedade aos bens e serviços ambientais associadas a outras falhas de merdcado fizeram com que o custo do uso do meio ambiente ou dos serviços ambientais não seja fixado em mercado próprio. Suponha-se que a produção de uma determinada cultura agrícola qualquer, independentemente das contribuições de cada produtor, polui as águas com resíduos de agroquímicos e com sedimentos, afetando todos aqueles indivíduos que se situam rio-abaixo, e que utilizam esse recurso natural. Isto mostra que os impactos sobre os serviços ambientais geram custos externos não refletidos pelos preços de mercado. Induzida por esta peculiar circunstância, a teoria econômica do meio ambiente desenvolveu técnicas e procedimentos estimativos visando encontrar o valor econômico do meio ambiente.

Uma outra forma de enfocar a mensuração dos danos ambientais, segundo Pearce & Turner (1990), é a de observar que danos e benefícios são lados opostos de um mesmo conceito: isto é, um dano causado aos serviços ambientais é um benefício perdido; por outro lado, um benefício obtido pela conservação ambiental é um dano ambiental evitado.

Geralmente, os métodos de valoração dos benefícios ambientais são classificados em três grandes grupos, tendo como critério básico a relação entre o ativo ambiental e o mercado.

Diferentes autores classificam os métodos de valoração ambiental de diversas formas, porém, em termos gerais a divisão não foge muito às seguintes categorias:

(a) métodos que se utilizam de informações de mercado, obtidas direta ou indiretamente e os mais empregados nas questões ambientais, são eles: apreçamento hedônico ou valor de propriedade, salários e despesas com produtos semelhantes ou substitutos;

(b) métodos que se baseiam no estado das preferências, que na ausência de mercado é averiguado através de questionários ou das contribuições financeiras individuais ou institucionais feitas aos órgãos responsáveis pela preservação ambiental;

(c) métodos que procuram identificar as alterações na qualidade ambiental, devido aos danos observados no ambiente natural ou construído pelo homem e na própria saúde humana, são chamados de dose-resposta.

Em todos estes métodos o objetivo é trazer à tona os valores expressos pelos indivíduos, em termos da disposição a pagar pela melhoria da qualidade ambiental ou em termos da compensação em aceitar uma deterioração na qualidade ambiental. Contudo, em relação aos métodos (a) e (b) mencionados, em que se procura desvendar as informações de mercado ou o estado das preferências na ausência de mercado, a ligação entre a disposição a pagar ou a aceitar um pagamento e o valor mensurado é mais evidente que no caso (c) em que o método repousa mais nos dados e informações técnicas e científicas.

Os métodos diretos usados com maior freqüência para estimar os valores dos bens e serviços ambientais pertencentes aos grupos (a) e (b), baseiam-se em informação de mercados existentes ou hipoteticamente criados e são os seguintes: valoração contingencial, custo de viagem e mercado substituto ou preço hedônico. O grupo (c) é chamado também de método indireto, porque os procedimentos estimativos não procuram medir o estado das preferências diretamente, mas sim, estabelecer em primeiro lugar, a relação entre a alteração ambiental e algum efeito na saúde, nos ecossistemas naturais ou construídos pelo homem. Posteriormente aplica-se algum método como o do custo dr reposição, da produção sacrificada, da redução da produtividade, dentre outros, para se obter os valores econômicos daquele efeito.

O método do preço hedônico traz a idéia de que as diferenças nas variáveis responsáveis pela qualidade ambiental são refletidas no preço de venda de algum ativo econômico como as residências, por exemplo. Este método aplica-se a um mercado no qual bens ou fatores de produção são comprados e vendidos e observa-se então quais fatores ambientais são, com freqüência, atributos daqueles bens ou fatores. Isto é, procura-se identificar a qualidade ambiental com fator determinante do diferencial de preço de dois ou mais ativos similares.

Desta forma, uma paisagem agradável ou o nível de qualidade do ar é um atributo ou uma característica de uma residência, por exemplo. A abordagem do valor de propriedade na mensuração das estimativas dos benefícios tem por base a hipótese de que locais diferentes têm atributos ambientais variados, e tais variações resultarão em diferenças no valor da propriedade.

Tomando-se duas residências e supondo que ambas são idênticas em todos os atributos - localização, tamanho, qualidade construtiva e outros -, exceto que uma é afetada pela poluição do ar e a outra não, a diferença de preço deve refletir a disposição a pagar pela melhor qualidade ambiental, neste caso, a qualidade do ar. Generalizando, o preço de uma unidade de moradia pode ser visto como função de um certo número de atributos, tais como: variáveis intrínsecas à propriedade, variáveis caracterizadoras do local, variáveis de acesso e variáveis ambientais. Os preços hedônicos ou preços implícitos para cada atributo podem ser determinados ao se observar os preços das residências e os níveis dos atributos. A partir desta identificação pode ser estimado o excedente do consumidor associado, por exemplo, à qualidade ambiental.

A identificação dos efeitos no preço de um determinada propriedade devido a diferença nas condições ambientais é, geralmente, feita através da técnica de regressão múltipla, utilizando-se os dados que são coletados em pequena amostra de propriedades residenciais ao longo de um período de tempo (série temporal), ou em número grande de propriedades diferentes em um ponto no tempo (corte seccional), ou ainda, através da combinação de ambos os métodos. Na prática, o que se tem observado é que a maioria dos estudos tem usado dados de

análise de corte seccional porque o controle das outras variáveis influenciadoras do preço ao longo do tempo é muito mais difícil.

Em resumo, o método do preço hedônico utiliza técnicas econométricas que permitem identificar até que ponto o diferencial de preços entre ativos imobiliários se deve a uma diferença ambiental específica e inferir o quanto as pessoas estariam dispostas a pagar pela melhor qualidade ambiental e qual o valor social deste benefício.

Quanto aos resultados empíricos obtidos através deste método, alguns autores afirmam que seus resultados têm superestimado os benefícios, porém, argumentam que não existe evidência clara que demonstre serem as estimativas consistentemente maiores que as obtidas por outros métodos (Markandya, 1993; Johansson, 1990).

Algumas restrições, ao uso deste método, apoiam-se no argumento de que o mesmo somente deve ser aplicado quando houver plena consciência dos atributos ambientais responsáveis pelos custos e benefícios, ou seja, quando as pessoas forem aptas para ajustar suas à combinação dos atributos que desejam. Este método tem sido usado com razoável sucesso nos países do primeiro mundo, objetivando estimar os custos da poluição do ar, poluição sonora e alterações nas amenidades ambientais. No entanto, para os países do terceiro mundo, o seu uso tem sido muito limitado, apenas recentemente alguns estudos de custo de poluição do ar, em países como Korea, Tailândia, México têm utilizado este método (Markandya, 1993). Uma outra limitação, freqüentemente apontada, é que os valores de propriedade não têm relevância para muitos tipos de bens e serviços ambientais - parques nacionais, espécies em extinção, ecossistemas únicos, bem como os efeitos, a nível nacional, da chuva ácida e outros (Johansson, 1990).

Quanto à sua utilização nas questões relativas ao setor agrícola este método apresenta um potencial de uso para diferenciar propriedades afetadas, por exemplo, pela erosão ou pela contaminação do curso d'água que passa pela propriedade ou pela recepção de sedimentos associados às partículas de solos não

férteis e/ou contaminadas, além de outras possibilidades. Porém, aplicações importantes na área agrícola não foram ainda identificadas na literatura revisada.

Não obstante esta potencialidade de uso, a aplicação deste método nos países do terceiro mundo na tentativa de avaliar os custos oriundos da poluição produzida pelo setor agrícola, a princípio, deve apresentar alguns problemas: os principais efeitos da poluição agrícola verificam-se nos recursos hídricos, recursos de livre acesso; ainda não há um entendimento generalizado de que as terras agrícolas possam ter seu preço afetado por problemas ambientais, exceto nas questões relativas à erosão; não há disponibilidade de dados que possa fornecer uma indicação segura dos atributos das terras agrícolas, da qualidade ambiental e de variação dos preços das terras, todo este cenário agrava-se ainda mais pelos elevados custos de coleta de dados.

Outro método que procura acessar as preferências é o da valoração contingencial, baseado em informações de mercados existentes ou mercados hipoteticamente construídos. Este método utiliza-se de uma abordagem direta: pergunta-se às pessoas quanto estão dispostas a pagar por um benefício e/ou quanto estão dispostas a receber na forma de compensação para tolerar os danos da degradação ambiental. O que se procura evidenciar são as avaliações pessoais dos respondentes por acréscimos ou decréscimos na quantidade de algum bem contingenciado a um mercado hipoteticamente criado. Os respondentes informam qual o máximo que estariam dispostos a pagar por uma melhoria ambiental ou o mínimo que estariam dispostos a aceitar por um declínio na qualidade ambiental, se o mercado para o bem em questão existisse. O método da valoração contingencial procura trazer à tona as avaliações mais próximas possíveis daquelas que seriam reveladas se o mercado dos bens e serviços ambientais efetivamente existisse.

O mercado artificialmente criado, o entrevistador, o questionário e o respondente devem simular uma situação o mais próximo possível do real. O respondente deve, por exemplo, estar familiazado com o serviço ambiental, com os efeitos da degradação e também com os benefícios da preservação. Diversas formas têm sido utilizadas para se conseguir tal nível de informação. Ao se investigar

as condições de visibilidade, por exemplo, pode-se mostrar ao respondente fotografias com e sem os efeitos da poluição. Se o bem ambiental sob investigação é a qualidade da água, o inquirido deve ser argüido nos termos que lhe são familiares no tocante ao que ele entende por qualidade da água.

O desenvolvimento e a aplicação do método de valoração contingencial é uma atividade bastante especializada, pois, a eloboração de questionários próprios e a condução das entrevistas e interpretação dos dados constituem-se em tarefas altamente especializadas e conduzidas por profissionais treinados para tal (Mitchell e Carson, 1990).

Para a obtenção de resultados próximos da realidade alguns pontos devem ser considerados antes de se empreender a tarefa de utilizar a valoração contingencial aplicada aos bens e serviços ambientais. Deve-se escolher antecipadamente e com critério, se a entrevista será pessoal, por telefone ou enviada pelo correio, pois cada caso exige diferente tipo de questionários e de abordagem do problema. O segundo tipo de problema refere-se aos cuidados com a condução e aplicação do questionário, justificando a necessidade de treinamento específico para a execução de tal tarefa.. A terceira e importante decisão é verificar o que se está querendo revelar: a disposição a pagar ou a disposição a aceitar uma compensação pela aceitação de um dano. O planejamento prossegue no sentido, agora, da escolha dos procedimentos, os quais podem ser: 1) identificação da disposição máxima a pagar ou a disposição mínima a receber; 2) uso de um método iterativo onde o entrevistador começa com um dado valor e indaga-se se a disposição a pagar é menor ou maior que o valor sugerido; se maior o entrevistador eleva o valor, se menor ele reduz o valor, prosseguindo até que a resposta desejada seja encontrada; 3) o entrevistador apresenta ao respondente um único valor referente à disposição a pagar ou a receber, a resposta, sim ou não será registrada e nenhuma questão adicional será feita ao respondente. Esta última forma de conduzir a valoração contingencial, naturalmente, resulta em um número menor de informações, mas que podem ser utilizadas através das técnicas de análises de dados discretos.

O método de valoração contingencial, após um início de muitas críticas e dúvidas quanto a sua utilidade, desenvolveu-se e chegou a atingir elevado grau de credibilidade nos países do primeiro mundo. Ao longo dos trabalhos de desenvolvimento deste método foram sendo detectados viéses ou erros nas estimativas, que podem ser classificados nas seguintes categorias: viés sobre o contexto hipotético, viés sobre as informações e viés sobre a forma de pagamento[6].

O viés do contexto hipotético pode surgir, simplesmente, porque a situação descrita é hipotética e os valores da disposição a pagar ou a receber não são, efetivamente, pagos ou recebidos. Na tentativa de medir esse viés tem-se feito comparações dos resultados obtidos pelo método de valoração contingencial com aqueles experimentos em que pagamentos ou recebimentos efetivos tiveram que ser feitos. Os resultados, no que se refere a disposição à pagar, tanto os hipotéticos quantos os efetivos foram muito próximos, porém, quanto à disposição a aceitar, as diferenças apresentadas foram significativas.

O viés hipotético, em experimentos cuidadosamente planejados e executados, pode ser mantido nos limites aceitáveis, se certas condições são satisfeitas: as escolhas devem ser o mais próximo possível das escolhas efetivas, incluindo as políticas a serem adotadas; as informações complexas relativas à escolha têm que ser apresentadas cuidadosamente e de forma compreensível aos respondentes; os respondentes têm que ter tempo suficiente para elaborar suas respostas.

O viés de informação surge por razões similares ao viés hipotético, mas a literatura refere-se mais à forma que ao contexto das escolhas efetivas envolvidas. O viés pode surgir quando o montante a pagar pelo respondente é influenciado por um valor introduzido pelo cenário que lhe está sendo exposto pelo entrevistador. O procedimento em que é apresentado um valor ao respondente, aumentando ou reduzindo este até encontrar o valor procurado, e a técnica do sim ou não por um valor sugerido, confrontam diretamente o respondente com o montante proposto. A

---

[6]Para uma discussão mais detalhada e apresentação de outros viéses ver Mitchel & Carson (1990).

resposta final tem sido influenciada pelo valor inicial mostrado ao respondente - é o chamado de viés do ponto inicial. Uma forma de evitar ou minimizar tal efeito é procurar um ajustamento do valor inicial através da realização de pré-testes dos questionários, em que tais problemas possam ser melhor avaliados e resolvidos. Outra fonte de viés referente à informação surge porque os respondentes são sensíveis ao método de pagamento pela melhoria ambiental, por exemplo, impostos, taxas, cobranças pelo uso e a credibilidade do órgão executor da medida. A maioria dos viéses associados com a forma pode ser eliminada ao se utilizar o método discreto, sim ou não; com este procedimento não há necessidade de realizar questões subseqüentes que são baseadas nas anteriormente realizadas.

Por fim, o viés estratégico surge do desejo do indivíduo em influenciar o resultado da investigação para o seu próprio benefício. Neste caso, os respondentes pensam que subavaliando sua disposição a pagar esta decisão não afeta a provisão do bem sob investigação. Se o pagamento tiver que ser feito em função de sua declarada disposição, os respondentes podem tentar dissimular sua verdadeira disposição a pagar com vistas procurar pagar valores inferiores. Por outro lado, se os respondentes acreditam que o preço a ser cobrado não será afetado pela sua resposta, eles podem ter um incentivo para superestimar sua disposição a pagar com vistas a assegurar uma ampla oferta dos bens e serviços ambientais. Acreditava-se, no início que o viés estratégico constituir-se-ia em um dos maiores obstáculos a aplicação do método de valoração contingencial, porém, experimentos cuidadosamente desenhados propiciaram incentivos para os respondentes revelarem a verdadeira disposição o que possibilitou superar o problema do comportamento estratégico.

Outra questão ainda muito discutida e inconclusiva diz respeito às divergências mostradas pelos resultados empíricos referentes à disposição a pagar e à disposição a receber. Pondera-se que essa divergência pode ter por origem o incompleto entendimento do assunto sob investigação, associado ao item disposição a aceitar. Argumenta-se também que a diferença entre as duas disposições (a maior

para a aceitar) reside na possibilidade de substituição entre o ativo ambiental e outro ativo comercializado no mercado.

Quanto mais difícil for a reposição de uma perda ambiental por outro bem, maiores compensações serão necessárias para compensar a referida perda. Por sua vez, isto tende a criar uma enorme diferença entre a compensação ou medida de perda e a disposição a pagar por mais bens e serviços ambientais. Por outro lado, se houver alta possibilidade de substituição entre o bem ambiental e outro produzido pelo homem e comercializado no mercado, então, a medida de compensação e a disposição a pagar devem ser próximas em valor (Johansson, 1990).

Os ensinamentos da psicologia também procuram dar sua contribuição ao debate, contudo, não mostram surpresas com a diferença obtida pelos resultados empíricos. Os psicólogos argumentam que essa diferença é significativa porque as pessoas necessitam "mais" na forma de compensação pelo que vão perder do que elas estão dispostos a pagar pelo que vão obter. A perda se dá em função de algum ponto de referência, eleito pelas pessoas como o ***status quo,*** cuja perda representa um valor maior do que os ganhos expressos com a manutenção do ***status***. O debate sobre essa questão tem tomado considerável atenção tanto do ponto de vista teórico quanto do prático, contudo, não tem invalidado o uso do método de valoração contingencial - o único capaz de medir diretamente a disposição a pagar e a disposição a receber.

O método de valoração contingencial tem sido usado para avaliar a melhoria na qualidade da água, os benefícios de uma redução na poluição e os valores de opção e de existência de espécies e áreas ecológicas. Estimativas de valores para áreas ecológicas e/ou de recreação têm sido encontrados em estudos conduzidos nos Estados Unidos, Alemanha e países escandinavos. Com referência a alguns países do terceiro mundo, - Brasil, Nigéria, Paquistão, Tanzânia, Zimbabwe - estudos foram conduzidos sobre avaliação da qualidade e disponibilidade de água, a disposição do lixo e possibilidades do eco-turismo.

Uma das vantagens deste método tem sido sua versatilidade, de uso em diversas circunstâncias. Possivelmente, seu uso se estenderá a mensuração de benefícios ambientais, até então, não-valorados.

Outros métodos que se utilizam de informações obtidas através do mercado são: o mercado de produtos substitutos, o método do custo de reposição e o método das despesas preventivas, que são os mais comumente utilizados em função da disponibilidade de informações[7].

Dos métodos apresentados, os três primeiros - contingencial, custo de viagem e preço hedônico - tencionam captar diretamente valores que são próximos da disposição dos consumidores a pagarem por um bem e serviço ambiental. Os demais, - produção sacrificada, custo de reposição, dose-resposta- procuram medir somente parte do efeito da poluição ou dano ambiental, a partir de uma relação física e somente, então, procura-se desvendar a disposição a pagar ou a receber.

O terceiro grupo de métodos que procura dar valores aos bens e serviços ambientais utiliza procedimentos de valoração que têm por base o que se convencionou chamar de dose-resposta. Neste caso, este método não objetiva diretamente medir a preferência revelada pelos bens e serviços ambientais. Ao invés desse procedimento, o método procura calcular as relações de dose-resposta entre a poluição e algum efeito ou impacto, e somente então, aplica-se alguma medida de valor econômico daquele efeito. Os exemplos mais usuais de utilização do método de dose-resposta incluem os efeitos da poluição na saúde, na depreciação física dos ativos materiais (metais, prédios, pontes), nos sistemas aquáticos e efeitos da erosão-sedimentação nos sistemas naturais e construídos pelo homem.

O estabelecimento de uma relação entre causa e efeito de um dano ambiental é o que se chama de dose-resposta. Uma vez estabelecidas as ligações de dose-resposta, então, a abordagem indireta utiliza valores que são aplicados às respostas, resumindo-se segundo Markandya (1993) nos seguintes passos:

1) estimar a função de danos físicos da forma seguinte:

---

[7]Para maiores detalhes sobre estes métodos ver Hufschmidt et al.(1990), e para exemplos de aplicação de diversos métodos ver Dixon & Hufschmidt (1990).

Df = f (P,outras variáveis), onde, Df é o dano físico (resposta), e P é a poluição;

2) calcular o coeficiente de Df em P através da técnica de análise de regressão, isto é, calcular $\Delta Df/\Delta P$; variação do dano físico que é função da variação na poluição;

3) calcular as alterações na poluição, ou seja, calcular ΔP;

4) calcular $V.\Delta P(\Delta Df\backslash\Delta P)=V.\Delta Df=\Delta D$, onde ΔD é o dano evitado por uma medida ambiental, que é igual aos benefícios proporcionados por aquela medida.

O método dose-resposta não se constitui em um procedimento direto para encontrar a disposição a pagar ou a aceitar uma recompensa por um dano ambiental sofrido. O ponto essencial a apontar é que o passo entre as estimativas de dose-resposta e a valoração não é tão simples como tem se assumido. Freqüentemente, é necessário fazer a ligação entre as estimativas de dose-resposta dos danos a um modelo comportamental de demanda dos produtos que estão sendo afetados. No entanto, este procedimento raramente é obedecido, pois com freqüencia os dados existentes não permitem a elaboração de um modelo desta natureza, geralmente não há séries históricas disponíveis e confiaveis e as análises de dados ***cross section*** são de custo muito elevado em função da necessidade de levantamentos diretos e toda a manipulação posterior. Apesar das limitações e da não-aplicação do modelo completo e ideal as estimativas econômicas sobre a qualidade ambiental conduzidas sob tal procedimento não podem ser condenadas, dada a escassez de valores sistemáticamente calculados e o rigor com que são efetuados os calculos mesmo que parcias além do caracter indicativo dos valores obtidos. As evidências mostradas pela realidade provam que, no momento, mais que requintes e precisões de ordem teórica o meio ambiente está necessitando de decisões que possam presevá-lo de modo racional. Portanto, as estimativas se não ideais constituem-se, no mais das vezes, nas únicas disponíveis e passíveis de serem utilizadas para motivar decisões que envolvam a variavel qualidade ambiental.

O método de dose-resposta, após a especificação da relação existente entre a poluição e o efeito no ambiente natural ou construído pelo homem, sugere a

aplicação de outros métodos, normalmente chamados de custo de reposição, receita e/ou produção sacrificada. A literatura econômica mostra que os impactos na qualidade ou na oferta de bens e serviços ambientais são frequentememte refletidos na produtividade dos sistemas impactados; estes, por sua vez, são usados para atribuir valor econômico ao dano ambiental. É o caso dos sedimentos que são levados pelo escoamento superficial até os rios, podendo reduzir, por exemplo, a produção de uma determinada espécie em uma bacia hidrográfica. Os preços de mercado dessa espécie são utilizados na valoração da perda da qualidade ambiental, expressa através do valor monetário da redução do estoque de peixes (produtividade do sistema) afetado pelo sedimento. A hipótese relevante, neste caso, assume que os preços refletem a escassez econômica do produto, e por consegüinte, preços economicamente eficientes. Se houver distorções em função de taxas e subsídios oriundos de qualquer natureza, ou mercados não-competitivos ajustamentos nos preços serão necessários. Este método apoia-se no entendimento de que a qualidade ambiental é um fator de produção, cuja alteração provoca queda na produtividade e eleva os custos dos processos produtivos (Dixon & Hufschmidt, 1990). Quando os efeitos são localizados ou específicos é possível medir diretamente seus impactos negativos em termos de produção sacrificada (Motta, 1991). Estas alterações podem ou não induzir mudanças nos preços e nos níveis de produção do mercado. Porém, antes que os preços de mercado possam ser usados para se estimar o valor monetário das alterações na produtividade, algumas hipóteses devem ser levantadas sobre as curvas de demanda e de oferta dos fatores e produto. Primeiramente, os preços dos fatores e dos produtos permanecem constantes após as alterações na produção, isto porque essas alterações tanto nos fatores como nos produtos são pequenas em relação ao mercado total. Se por outro lado, as alteraçoes são suficientemente grandes ao ponto de afetarem o preço dos fatores e/ou dos produtos, serão necessárias informações adicionais sobre as curvas de demanda e oferta, e só posteriormente os ajustamentos poderão ser feitos (Hufschmidt et al., 1990).

Finalmente, alguns autores utilizam-se do custo de oportunidade, que se apóia no conceito do uso alternativo dos recursos. Para situações onde não existe mercado, e portanto, preço, a preservação de uma reserva ecológica, por exemplo, ao invés de sua exploração e ocupação para fins econômicos, o seu valor pode ser estimado ao se usar a renda deixada de ser auferida através de usos produtivos - agricultura, floresta ou outras atividades. Observa-se que esta abordagem mensura o que é perdido (ou não ganho) devido a preservação ambiental e não os benefícios da preservação para usos onde não se tem mercado e preços explícitos. Para estimar os beneficios, outras técnicas como as apontadas anteriormente devem ser usadas, pois procuram medir a disposição da sociedade em pagar pela manutenção da área em seu estado natural. A mensuração do valor econômico do ambiente através do custo de oportunidade pode ser enfocada pelo ângulo da preservação, isto é, pode ser entendida como uma forma de mensurar o custo da preservação dos recursos naturais (Dixon & Hufscmidt, 1990).

6 . ESTIMATIVAS DO CUSTO AMBIENTAL

6.1. Modelo Empírico

Os capítulos anteriores procuraram demonstrar os efeitos da produção agrícola sobre sistemas naturais e construídos pelo homem, através do impacto dos sedimentos levados pelos fluxos d'água. Dada a multiplicidade de impactos produzidos, e na impossibilidade de quantificá-los na sua totalidade, restringiu-se as estimativas econômicas apenas daqueles danos ambientais observados nos sistemas geradores de energia elétrica. Tal aspecto remete, obviamente, à conclusão inevitável de que esta restrição subestima os custos ambientais (custos externos) impostos pelo processo erosão-sedimentação em outros setores de atividade. As dificuldades para uma mensuração ampla, principalmente no caso do Brasil, estão refletidas nas considerações de diversos autores. Menck (1993) ao efetuar a análise econômica de uma microbacia no Estado de São Paulo afirma que outras externalidades, - efeitos danosos à fauna, à saúde humana, às criações, às turbinas das usinas hidrelétricas e ao tratamento de água - que não os custos de dragagem, não foram calculadas por serem de difícil mensuração. Sorrenson & Montoya (1989) efetuaram a valoração monetária da erosão do solo para o Estado do Paraná, unicamente, através das perdas de macronutrientes na produção de soja. Montoya et al. (1994) ao analisarem o impacto da atividade agrícola nos recursos naturais no Estado do Paraná afirmam que alguns custos de difícil mensuração abrangem desde as alterações ambientais e reduções das atividades de pesca até custos de recreação e saúde. Estudos conduzidos pelo Instituto de Economia Agrícola (1991) indicam que a erosão representa sérios riscos aos vultuosos empreendimentos destinados à produção de energia elétrica, provocando a poluição das águas e o assoreamento das represas.

Contudo, o mesmo trabalho ao efetuar estimativas dos valores monetários dos danos ambientais o faz com base somente no valor das perdas dos nutrientes (N, P, K) levados pelo escoamento superficial.

Segundo Crowder (1987), quatro abordagens práticas podem ser adotadas ao tentar calcular a repercussão econômica que o montante de sedimentos poderá provocar na geração de energia elétrica:

- previsão para a construção nos reservatórios de uma capacidade extra destinada aos sedimentos, calculada a partir da relação de liberação de sedimentos;
- medidas de retenção de sedimentos na bacia hidrográfica de contribuição, com vistas a controlar o montante de aporte de sedimentos nos reservatórios;
- estabelecimento de um programa de dragagem e retirada dos sedimentos dos reservatórios de forma sistemática;
- reposição da capacidade perdida, devido ao assoreamento através da construção de novos reservatórios.

Aponta, ainda, o autor que um programa de conservação do solo que permita a redução da produção de sedimentos na bacia hidrográfica de contribuição de uma determinada hidrelétrica resultando em danos evitados (benefícios obtidos) na geração de energia é uma indicação dos custos incorridos na ausência de tal programa.

À esta lista, pode-se acrescentar a queda no fluxo de receita e o acréscimo nos custos de geração, devido tanto ao aumento nas atividades de manutenção quanto à necessidade de uma maior reposição dos equipamentos, principalmente daqueles que mantém um contato direto com a água com maior intensidade e freqüência. Dentre os métodos apontados no capítulo precedente esta abordagem é coerente com os conceitos de produção sacrificada e custos de reposição, ambos, mensurados a partir de uma deterioração na qualidade ambiental, no caso em foco, a qualidade dos recursos hídricos.

Southgate & Macke (1989) ao efetuarem uma revisão sobre custos dos danos ambientais observaram que há uma severa limitação na disponibilidade de dados que visem a mensuração econômica dos efeitos ambientais, principalmente, nos países do terceiro mundo. Brooks et al. (1982) propuseram que o valor econômico da

conservação da capacidade do reservatório poderia ser obtido multiplicando-se o volume do mesmo pelo valor presente do fluxo de serviço que produz. Porém, este procedimento falha em não reconhecer que o assoreamento pode reduzir efetivamente a vida útil do reservatório. Veloz et al. (1985) calcularam os benefícios através do valor presente da energia produzida, ao longo do período adicional de vida útil, obtidos pela redução do aporte de sedimentos no reservatório. O trabalho de Quesada-Mateo (1979) reflete os impactos da sedimentação na vida útil do reservatório e no fluxo de serviço, pois considera tanto os benefícios descritos por Brooks et al. (1982) quanto aqueles mencionados por Veloz et al. (1985). Southgate & Macke (1989) desenvolveram um modelo que levou em consideração a vida útil do reservatório, o fluxo de serviço ao longo do período relevante de operação da hidrelétrica e as despesas de dragagem do reservatório. O modelo, contudo, não considerou os danos que o assoreamento causa às turbinas e a outros equipamentos, danos esses de decisiva importância quando o processo de geração de energia verifica-se a partir de reservatórios a fio d'água.

O modelo aqui utilizado considera todos os fatores relevantes: vida útil, fluxo de serviços, custos operacionais e redução nas receitas. Contudo, é provável que na verificação do caso empírico aqui considerado, algumas dessas variáveis terão valor zero. Isto se deve, por exemplo, ao fato de que o conjunto de pequenas centrais hidrelétricas em análise, do tipo a fio d'água, por não possuir reservatório de acumulação, não pode, por conseguinte, ter sua capacidade geradora reduzida ou mesmo inviabilizada em função da redução do volume d'água. A inviabilização da geração de energia elétrica dar-se-á na medida em que a corrente d'água, fonte primária da geração de energia, tornar-se totalmente assoreada. Porém, antes que isto venha a ocorrer, danos de outra natureza manifestam-se no complexo gerador de energia elétrica.

Portanto, os custos externos aqui chamados de custos ambientais são obtidos através do cálculo da diferença entre duas situações: 1) os custos de geração de energia elétrica sem os efeitos do assoreamento; 2) os custos de geração considerando-se os efeitos do assoreamento. A vida útil, em ambos os casos,

permaneceu a mesma para todo o conjunto gerador de energia, devido ao fato de que não havia o risco de inviabilização total da produção de energia, em função do acúmulo de sedimentos, mas apenas, interrupções periódicas para que fosse efetuada limpeza, manutenção e troca de equipamentos danificados pela abrasão.

Os custos operacionais foram obtidos através do estudo de viabilidade de implantação de pequenas centrais hidrelétricas no Rio Sapucaí, na hipótese de não haver sido computado a previsão extra para os danos devido à erosão-sedimentação da referida bacia hidrográfica (CESP, 1987).

Os custos de manutenção definidos pelos engenheiros da Companhia Paulista de Força e Luz - CPFL - sediada em Campinas, SP, foram estimados em função do esquema de intervenção nas usinas para se efetuar a manutenção periódica. Este esquema envolve tanto a situação normal, isto é, sem previsões para o assoreamento, quanto situações em que o assoreamento está presente. Os dados básicos com referência aos danos nas turbinas e em outros equipamentos (com e sem os efeitos da sedimentação), bem como as informações sobre a situação de reposição dos equipamentos ou partes dos mesmos e a previsão das perdas de receitas foram obtidos através de entrevistas diretas com os engenheiros responsáveis pela operação e pelo sistema de manutenção das usinas. O sistema de manutenção extra imposto pelo assoreamento implica não somente uma elevação nos custos de geração, mas também uma redução nas receitas, uma vez que o assoreamento provoca paralisações. As substituições de parte das turbinas, das comportas, das grades dos tubos de adução e de outros equipamentos, devido ao assoreamento, também foram computadas ao longo do período de vida útil projetada para o complexo gerador de energia elétrica.

Os valores residuais dos investimentos não foram tidos nem como positivos nem como negativos no final do período. Esta consideração parece razoável na medida em que há uma depreciação total ao longo da vida econômica do empreendimento, tornando o valor da sucata para revenda, em ambos os casos, negligenciável, ao se ter em conta os valores iniciais. Experiências históricas têm mostrado essa ocorrência para outros países, atestam Southgate & Macke (1989).

O esquema de intervenções de manutenção definido por ano, ao longo da vida útil projetada para o investimento, em ambas as situações (com e sem os efeitos da sedimentação), bem como os demais dados necessários à presente análise encontram-se detalhados na seção Coleta de Dados e Informações, deste capítulo. Assumindo-se, então, a situação descrita, pode-se definir o valor presente dos danos ambientais provocados pelo assoreamento das águas que geram energia elétrica como sendo:

$$CGEE_{CA} = \sum_{t=1}^{m} (M_t + RP_t + LD_t + RS_t + RE_t) / (1+r)^t \qquad (1)$$

$$CGEE_{SA} = \sum_{t=1}^{m} (M_t) / (1+r)^t \qquad (2)$$

$CA_A = CGEE_{CA} - CGEE_{SA}$ (1 - 2)

CA_A = Valor Presente do Custo Ambiental ou Custo Ambiental Atualizado, em US$

$CGEE_{CA}$ = Valor presente do Custo de Geração de Energia Elétrica com assoreamento, em US$

$CGEE_{SA}$ = Valor Presente do Custo de Geração de Energia Elétrica sem assoreamento, em US$

t = tempo medido em anos; onde t= 1, ..., m; onde m = 50

r = taxa de desconto, medida em % por ano

M_t = Custo de Manutenção, em US$, no período t

RP_t = Receita Perdida, em US$, no período t

RS_t = Custo de Reparos nos Equipamentos, em US$

$RS_t \neq 0$ para t = 4j, onde j = 1,2,.....,12 e

$RS_t = 0$ para os demais casos

LD_t = Custo de Limpeza e Dragagem, em US$, no período t

RE_t = Custo de Reposição dos Equipamentos

$RE_t \neq 0$ para t = 25

$RE_t = 0$ para os demais casos

A expressão (1) implica na estimativa do custo de geração de energia elétrica tendo-se em conta os efeitos do assoreamento em usinas a fio d'água, onde o período de residência da água é extremamente pequeno, como já descrito no capítulo I. Esta expressão representa o valor presente dos custos de geração em uma usina hidrelétrica durante sua vida útil, ao se ter em conta os efeitos do assoreamento na produção de energia, na manutenção, na limpeza e dragagem dos sedimentos e na reposição dos equipamentos, principalmente, das turbinas.

A expressão (2) mostra o valor presente dos custos de geração, ao não se considerar os efeitos do assoreamento no complexo gerador de energia elétrica.

A diferença entre as expressões (1) e (2) resulta no valor presente do custo ambiental ou custo ambiental atualizado, custo este imposto pelo processo de erosão-sedimentação sobre a atividade de geração de energia elétrica.

6.2 A Abordagem da Produção Sacrificada

Quando os efeitos ambientais são específicos e localizados é possível medí-los diretamente em termos da produção sacrificada ou perdida (Motta, 1991). No presente estudo, justifica-se o uso deste conceito tendo em vista a perda da produção de energia devido ao aporte de sedimentos no rio e aos custos adicionais dos reparos e trocas dos equipamentos ocasionados pela abrasão. Portanto, o conceito de produção sacrificada é o fundamento que norteará as estimativas do custo ambiental que se desenvolverão neste estudo.

Entende-se, desta forma, que as taxas de erosão-sedimentação impõem custos à sociedade através da produção potencial reduzida de energia elétrica e das perdas associadas aos custos extras, impostos no processo de geração de energia, tais como: investimentos, manutenção e reparos adicionais nos equipamentos, dentre outros. Desta forma, o valor da produção sacrificada devido ao assoreamento passa a representar o custo de oportunidade de uso do meio ambiente para a sociedade como um todo. Os custos da produção sacrificada ou da produção não-realizada estendem-

se para toda a sociedade, mesmo não considerando os efeitos sobre a saúde humana e sobre os demais componentes dos sistemas naturais. Refletem em conseqüência, apenas parcela do valor econômico total do ambiente.

Os efeitos econômicos da sedimentação na geração de energia elétrica estão distribuídos entre períodos distintos ao longo do tempo. Isto implica que a produção sacrificada no período presente, ou mais próximo deste, deve representar para a sociedade uma importância maior à atribuída a esta mesma produção sacrificada em período distante no futuro. Ou seja, o custo ambiental amparado no conceito de produção sacrificada e na taxa de desconto positiva implica que um dano ambiental - produção sacrificada no presente - representa um custo maior para sociedade do que se a mesma produção sacrificada viesse a ocorrer em períodos mais distantes no futuro.

Como visto, este método associa diretamente as alterações na qualidade do ambiente com alterações ocorridas na produtividade dos fatores, no produto físico final da atividade econômica, resultando em alterações nos custos de produção e nas receitas ou benefícios obtidos das unidades econômicas que recebem os impactos ambientais. Comune (1994) pondera que os danos físicos ocasionados por alterações na qualidade do meio ambiente constituem os danosambientais que, uma vez traduzidos em termos monetários, representam os prejuízos ou os custos que a sociedade está suportando. No caso em foco, o assoreamento do Rio Sapucaí causa danos materiais nas turbinas e nos equipamentos que estão em contato com a água, devido à abrasão. Estes danos são reparados mais freqüentemente através de esquemas de manutenção e reposição do material danificado. Isto, de outra forma, não ocorreria se o montante dos sólidos - em suspensão na água e de fundo - não excedesse a capacidade natural de transporte de sólido das correntes d'água (Carvalho, 1989). Este aporte de sedimentos aos reservatórios traz conseqüências monetárias, cujos valores podem ser estimados através do sacrifício da produção e dos custos adicionais. Desta forma, o sacrifício da produção pelos dias sem geração de energia, alteração na produtividade e custos extras de manutenção e aquisição de equipamentos, devidos aos danos físicos resultantes das alterações na qualidade

ambiental, podem ser expressos em unidades monetárias. A somatória desses valores monetários representa, conservadoramente, o valor dos benefícios que se pode obter ao se evitar este tipo de alteração na qualidade ambiental, procurando reduzir o nível de sedimentação a um ponto que não interfira na capacidade de assimilação do meio. Obviamente, o valor do benefício total será de magnitude muito superior a este, uma vez que os impactos ***on site*** e os demais ***off site*** da erosão não foram computados neste cálculo. Em resumo, este método, geralmente, utiliza-se das alterações físicas na produção, que são valoradas através dos preços de mercado de fatores e de produto, ajustados sempre que os mesmos não refletirem preços eficientes, sociais ou econômicos, quando se pretende abordar, o problema do ponto de vista da sociedade.

No presente estudo de caso e sem considerações de outra natureza, os efeitos ***off site*** da erosão vão afetar a geração de energia elétrica ao longo de 50 anos, período estimado para o funcionamento do complexo gerador de energia, formado por oito usinas a fio d'água, previsto para o aproveitamento do Rio Sapucaí, com capacidade de 98,6 Mw de potência instalada, correspondendo a 0,96% do total do Estado de São Paulo (10.105 Mw).

A utilização do método da produção sacrificada para estimativa do custo ambiental implica não somente no conhecimento dos efeitos físicos na produção, mas também, o conhecimento dos preços relevantes dos fatores intervenientes no cálculo. Portanto, como a economia não opera nas condições ideais de concorrência perfeita e pleno emprego, os preços de mercado não refletem os preços idealizados pelos modelos teóricos. Ou seja, os preços de mercado não refletem os preços sociais.

Por definição, o preço social é aquele que ocorre no equilíbrio em condições de concorrência perfeita, e como este preço não é observável, na prática, existe a necessidade de se obter um valor para o preço social. A estimativa - o preço-sombra - não necessariamente reflete com exatidão os preços que ocorreriam nas condições assumidas pela teoria. Desta forma, o preço social de um bem qualquer seria uma média do preço vigente no mercado e do custo social dos fatores ponderado pela elasticidade-preço da demanda e da oferta. O preço social somente seria igual ao preço-sombra em condições muito especiais de formato das curvas de oferta e de

demanda (Contador, 1981). A literatura sobre o assunto é vasta, indicando uma grande variedade de métodos utilizados para estimativas dos preços sociais.

Contudo, é oportuno observar que Motta (1988) faz a distinção entre os conceitos de preços sociais e preços econômicos, sendo que os primeiros devem incorporar os efeitos distributivos. Porém, as estimativas conduzidas pelo autor referem-se, somente, aos preços econômicos. Como o presente trabalho não objetiva estimar preços sociais ou econômicos para a economia brasileira, utilizou-se das estimativas disponíveis para efetuar os cálculos do custo ambiental. Ademais, como o fazem diversos autores, utilizou-se os termos preços sociais, preços econômicos ou preços eficientes, indistintamente, ao se referir aos preços ajustados para o cálculo dos custos ambientais.

Desta forma, para o cálculo da receita sacrificada foram ajustados os custos marginais de expansão de longo prazo definidos pela Eletrobrás (1993) em US$ 44,00 MwH até o ano 2005, em US$ 58,00 MwH até o ano 2010, e em US$ 70,00 após esse período. Isto, porque as tarifas de energia elétrica são diferenciadas por classes de consumidores (industrial, residencial, e outros) e são baseadas em critérios que não levam em conta os custos marginais de expansão (Eletrobrás, 1993). Por isto, os custos marginais de expansão acima indicados, após os ajustes através do fator de correção estimado por Silva Neto (1993), para refletir o preço social da energia elétrica, foram utilizados para o cálculo da receita perdida devido ao assoreamento.

Os custos de manutenção, calculados com base no custo de geração de energia elétrica para o conjunto de oito usinas na bacia hidrográfica do Rio Sapucaí, foram ajustados para refletir o mais próximo possível o custo social da manutenção. Após efetuar a redução pelo valor correspondente aos encargos sociais da mão-de-obra envolvida nas tarefas de manutenção, aplicou-se o coeficiente de ajuste estimado por Silva Neto (1993) para o setor gerador de eletricidade, com o intuito de refletir o preço econômico dos serviços de manutenção nas usinas hidrelétricas.

Os demais custos adicionais provocados pela sedimentação do Rio Sapucaí, referentes a limpeza, dragagem e reparos nos equipamentos também tiveram o valor

da mão-de-obra ajustado da mesma forma que os custos de manutenção, procurando, portanto, refletir o mais próximo possível os valores sociais correspondentes.

Este procedimento permitiu que os ajustes efetuados através dos fatores de correção que expressam a relação entre custo social de oportunidade e preços de mercado do fator "mão-de-obra" e do produto "energia elétrica" possibilitassem avaliar os custos ambientais ao seu correspondente preço econômico ou ao custo de oportunidade para a economia como um todo.

Tendo em vista a ocorrência dos fenômenos ao longo do tempo, utilizou-se a técnica do desconto para o cálculo do custo ambiental, e para tanto foi necessário aplicar uma taxa social de desconto ajustada às questões ambientais. Diversos autores (Contador, 1981; Motta, 1988; Coelho, 1989) estimaram as taxas sociais de desconto para a economia brasileira. No tópico subsequente serão feitas breves considerações sobre o papel da taxa de desconto com relação aos custos e benefícios ambientais.

Em virtude destas considerações os custos adicionais de geração de energia elétrica -manutenção, limpeza, reparos - devido ao processo de erosão-sedimentação, entram no fluxo de custos de cada período, medidos a seus correspondentes preços sociais e descontados às taxas sociais de desconto relevantes, obedecido o esquema de manutenção, reparos e limpeza definido pela equipe de engenheiros da CPFL, para as usinas localizadas no Rio Sapucaí.

6.3. A Técnica do Desconto e as Análises de Sensibilidade e de Risco

As etapas necessárias à realização dos estudos de valoração ambiental foram apresentadas nos capítulos anteriores, em que, a partir de um subproduto indesejável do processo de produção agrícola - a sedimentação - e dos seus impactos no ambiente, foi possível identificar monetariamente alguns desses efeitos.

Após a coleta dos dados, conforme descrito na seção anterior, foi possível trazer à tona os valores monetários dos componentes do custo ambiental. O procedimento para se determinar o valor presente é conhecido como desconto, e a taxa à qual os custos e/ou benefícios são atualizados denomina-se taxa de desconto. Assim, o valor presente consiste basicamente da somatória dos valores, custos e/ou benefícios anuais descontados a uma taxa relevante para o assunto em questão. Este procedimento é amplamente utilizado como guia para a eficiência econômica e para a formulação e avaliação tanto de custos e benefícios ambientais, quanto das políticas de melhoria da qualidade ambiental (Hufschmidt et al. 1990). Como os custos impostos pela sedimentação sobre a operação das usinas geradoras de energia elétrica são avaliados monetariamente e ocorrem ao longo de um determinado período de tempo, a condução do trabalho empírico impôs uma série de escolha referente: à época, início ou final do período para proceder o desconto; ao horizonte de tempo relevante para a análise dos custos ambientais; à unidade monetária utilizada para avaliar os diversos custos envolvidos no processo de sedimentação das usinas; à agnitude da taxa de desconto, tópico este rapidamente abordado, mas que será objeto de novas e breves ponderações.

Portanto, torna-se necessário tecer algumas considerações sucintas sobre os itens mencionados, pois os mesmos estão mais associados à sua aplicabilidade e ao desenvolvimento do trabalho empírico que aos fundamentos de ordem teórica.

Primeiramente, assume-se que os custos que ocorrem ao longo de um ano sejam descontados somente ao final. Este procedimento introduz pequenos erros, pois os eventos deveriam ser descontados à época de sua ocorrência, porém, esta simplificação contrabalança as dificuldades impostas por uma precisão maior, exigida por cálculos diários. Além do que, informações neste nível de detalhamento dificilmente estão disponíveis.

O estudo de viabilidade prevê três anos para a construção e posta em marcha das usinas, por sua vez, os danos causados pela sedimentação começam a gerar seus efeitos somente após o início de operação. Portanto, é a partir dessa fase de

funcionamento da usina que se aplica o desconto na composição do fluxo referente ao custo ambiental durante um período de cinqüenta anos.

Desconto é o mecanismo pelo qual custos e benefícios que ocorrem em diferentes pontos no tempo podem ser comparados e agregados. Pelo menos duas condições são necessárias para se usar a técnica de desconto no cálculo dos valores: 1) todas as variáveis devem ser medidas em uma única unidade durante todo o período relevante de análise; 2) uma unidade de custo ou benefício no presente apresenta-se com maior valor que uma unidade no futuro.

Ao se tratar a questão ambiental na forma aqui proposta e dada a complexidade das interações existentes, somente alguns efeitos provocados pela sedimentação puderam ser apropriadamente quantificados e monetarizados, porém, o foram em uma única unidade monetária ao longo de todo o período de análise. Isto não significa dizer que os demais impactos não possam ser mensurados, ao contrário, as técnicas para dar valor àqueles recursos naturais que não são transacionados no mercado foram apresentadas no capítulo IV.

Outra questão que sempre aparece quando se está considerando a questão ambiental é a referente a importância das preferências entre o presente e o futuro, ou seja, a questão da eqüidade intergerações. No entanto, este assunto é mais pronunciado quando envolve efeitos incertos e irreversíveis ou quando os substanciais danos futuros mesmo quando conhecidos com certeza, fazem com que as opções pelo presente eliminem as possibilidades de uso futuro. Isto é especialmente verdade para ações com resultados irreversíveis onde um ambiente natural único é destruído com pouco ou quase nenhuma possibilidade de recuperação. Nestas situações, medidas que assegurem a sustentabilidade dos recursos, como o estabelecimento de ***safe minimum standard*** (padrões mínimos de segurança) ou considerar expressivos acréscimos ao valor do dano ao longo do tempo se, potencialmente, o recurso aproximar-se da completa exaustão ou da irreversibilidade são alternativas propostas (Ciriacy- Wantrup, 1962; Bishop 1978; Randall, 1994). Ainda neste capítulo serão feitas considerações adicionais sobre o papel da taxa de desconto nas questões ambientais.

A escolha do horizonte de tempo relevante para a análise é outra situação com que se defronta o analista, uma vez que esta escolha desempenha um papel importante no cálculo dos custos ambientais que se espalham por um período prolongado de tempo. Não obstante tal situação, a questão do horizonte de tempo é pouco considerada na literatura econômica (Pomeranz, 1985) e, tradicionalmente, os economistas apresentam a tendência em apoiar suas análises temporais nas especificações dos engenheiros sobre a vida física útil do empreendimento (Pearce & Turner, 1990). No entanto, o bom senso recomenda que na análise empírica a definição do horizonte de tempo deva utilizar como parâmetros de referência a magnitude da taxa de desconto e o período para o qual se admite a obtenção de projeções sobre custos e benefícios com o nível de precisão requerido pela análise. A utilização da taxa de desconto mostra que, além de um determinado período de tempo, todas as conseqüências monetárias de um projeto serão ignoradas, fazendo com que custos e benefícios distantes no futuro aproximem-se de zero. Desta forma, as considerações utilizadas para a adoção de cinqüenta anos como horizonte de tempo para o cálculo do custo ambiental implica em assumir que todos os custos relevantes (incluindo os custos ambientais) e benefícios oriundos de uma usina geradora de energia elétrica ocorrerão neste período. A previsão efetuada pelos engenheiros para a vida útil das unidades geradoras de energia elétrica consideradas nesta análise também foi de cinqüenta anos. Isto implica assumir que neste período não haverá taxa de sedimentação que venha inviabilizar totalmente a operação da usina. No caso em foco as usinas a fio d'água terão um funcionamento normal, não passando por um processo de sedimentação que inviabilize total e definitivamente sua operação, como pode ocorrer nos reservatórios de acumulação. Quanto à taxa de desconto - outra variável importante para determinação do horizonte de tempo -, utilizou-se um espectro de variação de 3 a 12% a.a. em que os valores presentes dos fluxos ainda são de considerável magnitude para a análise. A magnitude das taxas de desconto relevantes para o estudo em questão será objeto das considerações a seguir.

Geralmente, os economistas apresentam três importantes razões teóricas para o uso da taxa de desconto nas análises econômicas: preferência intertemporal, produtividade do capital e instrumento de política econômica. O primeiro enfoque significa dizer que as pessoas dão valores menores ao consumo futuro que ao consumo presente, isto é, os indivíduos descontam os valores futuros em favor do presente. A taxa, à qual eles expressam esse conceito, é chamada de taxa de preferência intertemporal, e a taxa social de desconto reflete a soma das preferências individuais. A segunda explicação repousa na teoria da produtividade do capital, ou seja, o valor do benefício líquido de um recurso no tempo futuro deve render juros compostos. Este resultado mostra a semelhança entre o papel da taxa de desconto nas decisões sobre investimentos públicos e a taxa de juros de mercado em que os indivíduos são compensados e induzidos a abandonar o consumo corrente com vistas a fornecer recursos para a formação de capital. A terceira interpretação coloca a taxa de desconto como um instrumento de política governamental que orienta as decisões do sistema econômico. A magnitude da taxa de desconto vis a vis a taxa de juros de mercado é um importante determinante do nível de investimento.

A taxa de desconto, pela sua complexidade, não pode neste momento receber um tratamento exaustivo, por não ser objeto do presente estudo. Contudo, dado o fato de que a magnitude da taxa influencia diretamente os resultados e dada a considerável controvérsia sobre o seu conceito e uso, especialmente em situações envolvendo os efeitos de longo prazo no ambiente, julga-se oportuno pontuar um pouco mais o problema, enfocando os princípios teóricos, as estimativas das taxas sociais de desconto disponíveis para o Brasil e alguns tópicos da controvérsia relevantes para as decisões que envolvem o meio ambiente.

Na hipótese de que o mercado de capitais opere em condições de concorrência perfeita, o retorno social de uma unidade de poupança presente seria igual, na margem, ao valor social de uma unidade de consumo presente. Assim, a produtividade marginal social do investimento - a possibilidade de transformar uma unidade de consumo sacrificado no presente em um fluxo futuro de maior consumo - tenderia a igualar a taxa social de preferência temporal, ou seja, quanto a sociedade

poupança seja baixa ou nula. As evidências empíricas para o caso do Brasil, analisadas pelos autores que efetuaram estimativas para o custo de oportunidade do capital indicam que estas condições estão presentes na economia brasileira (Contador, 1981).

As estimativas para a taxa de retorno social do capital para o Brasil apresentam algumas divergências nas magnitudes estimadas ao se comparar os resultados obtidos por diversos autores. Isto ocorre em função da heterogeneidade de dados, alternativas metodológicas empregadas e hipóteses implícitas nas diferentes fundamentações teóricas utilizadas. Porém, segundo Motta (1988), apesar destas divergências de procedimento e de dados utilizados, a taxa social de desconto para o Brasil deve apresentar uma certa convergência para um intervalo entre 15 e 18%. Motta recomenda inclusive que em torno destes valores, análises de sensibilidade devem ser realizadas sempre que possível.

Contador (1981) ao estimar, sob condições de risco, o custo de oportunidade do capital para o Brasil para diversos setores da economia encontrou para o setor de utilidade pública para o ano de 1973 taxas que ficam em torno de 12%.

Diversos outros autores amparados em justificativas teóricas diferenciadas reportam diferentes magnitudes de taxas de desconto, mesmo quando calculadas para os mesmos países. As taxas internacionais para projetos de longo prazo têm também apresentado uma ampla variação, porém Schwartz & Berney (1977) reportaram uma taxa de 3% de longo prazo para projetos de desenvolvimento de recurso hídricos. O Banco Mundial, para projetos de investimento de longo prazo, tem estipulado uma taxa de 10%, em termos médios. O BNDES, através do Programa de Conservação do Meio Ambiente, cobra uma taxa de 9% quando o empréstimo é feito direto com o usuário final e fixa um máximo de 12%, a ser cobrado pelo agente financeiro intermediário, quando o empréstimo é objeto de repasse. A CETESB dentro do Programa de Controle da Poluição - PROCOP tem feito empréstimos à taxa de 9%.

Pearce & Turner (1990) afirmam que na prática as considerações sobre as preferências sociais temporais e o custo social de oportunidade do capital tendem a

estabelecer-se nos limites de 5 a12% a. a., embora taxas mais elevadas possam ser encontradas para países em desenvolvimento.

Azzoni & Isai (1992) ao estimarem o custo da proteção de áreas com interesse ambiental no Estado de São Paulo utilizaram uma taxa referencial de 12%, que segundo os autores está de acordo com a tradição estabelecida pelos órgãos de planejamento no Brasil. Ponderam, contudo, que as taxas de desconto para a utilização em questões que envolvem decisões ambientais devem ser menores. Para a análise de sensibilidade os autores utilizaram incrementos de cinqüenta por cento acima e abaixo da taxa de 12%.

Como se pode perceber as disponíveis estimativas e indicações sobre a magnitude da taxa de desconto, mesmo que analisadas estritamente sobre o enfoque da taxa social de desconto apresentam diversos valores.

Embora revestido de uma certa complexidade, o tema taxa de desconto aplicada nas estimativas de custos e benefícios ambientais impõe a necessidade de tecer algumas considerações sem, contudo, pretender exaurir o assunto.

A afirmação corrente é que taxas de desconto elevadas não consideram as gerações futuras ou as ignoram completamente. Assim, quanto maior for a taxa de desconto utilizada maior será a discriminação contra as gerações futuras. Neste sentido, as políticas, projetos ou ações que impliquem em danos ambientais em um futuro distante, mas que produzam benefícios líquidos no curto prazo, são mais rentáveis economicamente quanto maior for a taxa de desconto. Neste caso, as gerações futuras estarão arcando com um ônus maior e desproporcional ao se comparar com aqueles auferidos pela geração presente. Por outro lado, políticas que objetivem proporcionar benefícios ambientais de longo prazo, bem distante no futuro (despoluição de um rio altamente poluído ou regeneração de um mata natural) têm pouca probabilidade de serem favorecidas se as taxas de desconto forem elevadas. Emerge, portanto, destes argumentos que as taxas de desconto devem ser reduzidas para que as gerações futuras não sejam discriminadas. Essa discussão aponta no sentido da aplicação de um redutor para as taxas sociais ou privadas objetivando refletir com maior precisão as preocupações com a qualidade ambiental e com as

gerações futuras. Porém, a determinação de um redutor carece de uma sistematização teórica consistente. Ademais, a definição de uma taxa de desconto ambiental reveste-se de uma certa complexidade. Neste sentido, Azzoni & Isai (1994) argumentam a necessidade de novos desenvolvimentos teóricos e empíricos, pois as preocupações ambientais trazem problemas de comparações intergeracionais. A despeito destas considerações pode-se observar que não existe uma única relação entre a taxa de desconto e a degradação da qualidade ambiental. Como foi apresentado, uma alta taxa de desconto pode colocar o peso da degradação sobre as futuras gerações, por outro lado, se existe uma relação entre investimento e taxa de desconto, parece razoável assumir que quanto maior for esta taxa menor será o nível de investimento e, por conseguinte, o de crescimento econômico. Esse efeito pode redundar na redução da demanda por recursos naturais e ambientais. A "poupança" de recursos naturais e ambientais é, portanto, menor com altas taxas do que com taxas de desconto mais baixas. Poder-se-ia também imaginar que altas taxas farão com que investimentos que iriam propiciar uma degradação ambiental sejam evitados em benefício, por exemplo, da preservação vis a vis a exploração de uma determinada área. Pode-se, desta forma, perceber que o exato efeito de uma determinada taxa de desconto sobre o perfil global dos recursos naturais e ambientais é de certa forma pouco evidente. Este ponto coloca a problemática da taxa de desconto sob o enfoque de cada ação isoladamente, ou seja, a taxa de desconto "ambiental" amparada analiticamente na taxa de desconto relevante para cada situação específica deve ser ajustada para considerar os efeitos ambientais daquela política, ação, projeto ou programa que interfira nas funções ou serviços prestados pelo ambiente. Nesta linha de raciocínio Azzoni & Isai (1994) ponderam que nas decisões ambientais, torna-se necessário considerar cuidadosamente, em cada caso, a taxa de desconto a ser empregada.

Além das alternativas mencionadas, a literatura recente (Randall, 1994; Hitzhusen, 1994) tem apresentado com certa freqüência a imposição de limites ou restrições ao uso dos recursos naturais ou ambientais incorporados ao cálculo dos benefícios e custos. Outra possibilidade apresentada por Weitzman (1994) mostra a necessidade não só de se ter taxas de desconto sociais corrigidas por um fator

ambiental que as tornem inferiores às taxas privadas (nos países do primeiro mundo as taxas privadas são maiores que as sociais), mas também declinantes ao longo do tempo. Pearce (1983) também explora algumas possibilidades procurando alterar os juízos de valor implícitos na escolha da taxa e procura observar a sensibilidade dos resultados a tais alterações.

No presente estudo em que se tomou os efeitos da erosão-sedimentação na geração de energia elétrica como uma ***proxy*** para a determinação do custo ambiental: considerando um período de tempo de cinqüenta anos (os danos futuros não podem ser minimizados se, se quer ter em conta o binômio geração futura e qualidade ambiental); considerando somente uma parte do valor total do ambiente - fração do valor de uso, não incluindo os valores de opção e de existência, parece razoável admitir que os valores assumidos pela taxa de desconto possam refletir as taxas sociais relevantes para o setor em estudo, reduzidos de "algum" percentual que incorpore as preocupações ambientais. Em função destes argumentos e das ponderações já mencionadas por diversos autores (Weitzman, 1994; Azzoni & Isai, 1994; Pearce & Turner, 1990) optou-se pelos limites de 3% e 12% como inferiores e superiores respectivamente, na elaboração da análise de sensibilidade. O limite inferior de 3% foi utilizado por referir-se a projetos que tem seus efeitos observados no longo prazo, conforme mencionado anteriormente. A taxa de 12% reflete a taxa social de desconto para os serviços de utilidade pública no Brasil. Obviamente, tais taxas escolhidas são inferiores à taxa social de desconto média para a economia brasileira, contudo, as mesmas procuram refletir não só os custos sociais de oportunidade mas também as preocupações de ordem ambiental.

As estimativas dos custos externos impostos pela sedimentação no processo de geração de energia elétrica, como pode-se depreender do que foi apresentado até o momento, implicam em alinhar de uma forma consistente um conjunto de informações que em sua maioria refere-se a eventos, relativos às variáveis econômicas e aos efeitos específicos concernentes à questão ambiental, que ocorrerão no futuro.

Uma forma de considerar os riscos na tomada de decisões é variar numa certa faixa as estimativas daquelas variáveis sujeitas à incerteza e observar o que ocorre com o valor presente. Este método de simulação é conhecido como análise de sensibilidade e tem sido o mais empregado na prática (Contador, 1981).

A análise de sensibilidade consiste em verificar quais modificações processar-se-iam nos resultados da análise econômica, caso se alterassem os valores das variáveis relevantes, por efeito de erros eventualmente incorridos em sua estimação. Estas variáveis são, em geral, as mais importantes para a obtenção dos resultados, em outras palavras, são aquelas às quais os resultados são mais sensíveis (Pomeranz, 1985).

Contador (1981) pondera ainda que a experiência com o uso da análise de sensibilidade funciona satisfatoriamente quando poucas, três ou quatro, são as variáveis sujeitas a amplas flutuações. Porém, a análise de sensibilidade torna-se mais complexa e quase intratável quando as flutuações afligem um número maior de parâmetros e, principalmente, quando as flutuações não são independentes entre si.

A incorporação de previsões na análise econômica do custo ambiental significa incluir incerteza nas estimativas dos custos ambientais, na medida em que tais previsões incorporam juízos de valor do analista sobre situações cujos fatores e circunstâncias podem estar sob seu controle, mas também, estão sujeitas a fatores não controláveis que podem eventualmente ocorrer.

Embora a questão do risco não seja recente na teoria econômica, uma extensa literatura sobre o assunto vem se desenvolvendo no âmbito da teoria da decisão (Cruz, 1986). Porém, aqui não cabe discutir a teoria de decisão, o que se pretende é somente assinalar que o seu desenvolvimento metodológico permite incorporar nos cálculos estimativos um conjunto de técnicas de análise para tratamento das incertezas inerentes às previsões e estimativas.

Não é possível assegurar, por exemplo, que as expectativas formadas sobre as variáveis determinantes do custo ambiental, e que em algumas hipóteses, os erros cometidos nas estimativas, serão perfeitamente concretizadas. Portanto, na presença de risco não é prudente basear as decisões simplesmente no valor presente dos

custos ambientais, mas sim nos elementos formadores deste, ponderado pela probabilidade de sua realização. Randall (1987) aponta que nem sempre uma análise intertemporal como o valor presente, pode ser tomada de maneira absoluta, pois, quando se trata de recursos naturais devem ser consideradas, em alguns casos, incerteza, aversão ao risco e restrições inerentes a uma abordagem conservacionista.

Embora para fins práticos do cálculo dos custos ambientais, os conceitos de risco e incerteza sejam considerados semelhantes, é oportuno destacar a diferença conceitual apontada por alguns autores.

Do ponto de vista estritamente conceitual o risco associa-se a eventos aleatórios sobre os quais se tem conhecimento e cujo comportamento pode-se prever com alguma margem de erro, associando-o a uma lei de probabilidades; a incerteza, por sua vez, se associa a eventos imprevisíveis sobre cujo comportamento não se tem informação suficiente ou se desconhece. Do ponto de vista prático, o tratamento de ambas as situações - as que pressupõem eventos incertos e as que pressupõem eventos aleatórios - se faz utilizando a teoria das probabilidades e os problemas para a sua utilização são idênticos. Com isto, confundem-se os conceitos de tal forma que eles passam a ser usados indiferentemente ou complementarmente (Pomeranz, 1985).

Em diversas passagens deste trabalho, os conceitos de risco e incerteza confundem-se, pois nas estimativas das variáveis relevantes para o custo ambiental as imprecisões estão tanto associadas a fenômenos cujo comportamento se desconhece quanto a imprecisões associadas a fenômenos aleatórios. Desta forma, a razão para se adotar tal procedimento deve-se também à própria natureza das questões relativas ao problema ambiental. A incerteza associada à problemática ambiental pode também ser entendida quando se observa que os custos dependem de decisões tomadas por terceiros e passíveis de maior ou menor grau de controle sobre o mercado de fatores e sobre a política econômica (Pomeranz, 1985).

A inclusão do risco na análise econômica do custo ambiental envolveu os seguintes passos:

1) identificação das variáveis sujeitas à incerteza e cuja variação afeta os resultados, significativamente. Esta etapa em termos práticos é conduzida através da análise de sensibilidade, conforme descrita no início desta seção; no presente estudo de caso, as variáveis determinantes são aquelas formadoras do custo ambiental;

2) identificação da distribuição de probabilidade de cada variável tida como relevante;

3) obtenção dos valores necessários das variáveis para o cálculo do valor presente do custo ambiental (este processo se repete diversas vezes) e

4) divisão dos valores do custo ambiental atualizado em intervalos de classe, para os quais, após o processo de simulação, obtém-se a probabilidade de ocorrência de cada intervalo.

Na etapa (1) procura-se identificar as variáveis que estão sob controle daquelas que podem ser consideradas aleatórias e também define-se o grau de agregação que será considerado. Dada a natureza das questões ambientais, sempre há elementos de incerteza envolvidos em cada uma das variáveis determinantes do dano ambiental e fica impossível, no presente caso, definir as variáveis que estejam totalmente sob o controle do agente, vítima da poluição e até mesmo do agente causador da poluição. A questão se resumiu em identificar as variáveis que na composição do custo total de geração são mais sensíveis aos danos ambientais e definir o nível de agregação que se quer tratá-las. Considerando que o custo ambiental, conforme definido no presente caso, é composto de custos de manutenção, de reposição e reparos de equipamentos e de receita perdida, a incerteza relativa ao custo ambiental pode estar associada a maiores ou menores modificações que as previstas no comportamento futuro dessas variáveis.

Identificadas as variáveis sujeitas à incerteza, o próximo passo é a associação de probabilidades às variações no comportamento dessas variáveis. Essa passagem é muito importante à medida em que se torna necessário fazer juízos de valores, ou seja, introduzir elementos de natureza subjetiva que condicionarão a análise quantitativa. Geralmente, estes juízos de valores são formulados por especialistas da área e estarão tanto mais próximos da realidade, quanto maior for sua experiência e

vivência da situação, bem como seu conhecimento teórico sobre a área de atuação. Além desta técnica, Pomeranz (1985) ressalta outras de igual valor, mas pondera que o importante para a boa aplicação de qualquer método é que os previsores sejam conhecedores experientes da questão que se pretende analisar. Azevedo Filho (1988) também pondera que a definição de probabilidades associada às variáveis que compõem o fluxo de caixa é, em muitos casos, um processo subjetivo, influenciado pelo nível de informação disponível ao especialista e/ou tomador de decisão. O mesmo autor conclui afirmando que essas probabilidades subjetivas estão associadas à convicção que se tem acerca da ocorrência de uma situação específica. Ainda sobre esta questão, Reutlinger (1979) manifesta-se afirmando que a utilização de probabilidades subjetivas melhora o nível das informações disponíveis, pois nem sempre é possível determinar objetivamente a distribuição da variável aleatória.

As próximas etapas que correspondem a agregação das probabilidades associadas a cada variável podem ser realizadas através de vários métodos disponíveis. Como o que se deseja no cálculo do custo ambiental é uma avaliação das alterações no valor presente de cada alternativa considerada de assoreamento e, uma vez introduzida a incerteza na análise do comportamento das variáveis significativas, a questão da agregação das probabilidades pode ser expressa em como obter uma distribuição de probabilidades do custo ambiental, medido pelo valor presente.

O método utilizado para este procedimento foi o de simulação ou amostra simulada, conhecido como método de Monte Carlo, desenvolvido por Von Neumann, Ulam e Fermi durante a Segunda Guerra Mundial (Agarwal & Heady, 1972). Em condições de risco, os benefícios e custos ***ex-ante*** poderiam ser representados por funções densidades probabilísticas, as quais podem ser conhecidas através da técnica de simulação, partindo-se das variáveis que compõem esses fluxos, que também podem ser de natureza aleatória (Azevedo Filho, 1988).

O método de Monte Carlo consiste em construir e simular modelos matemáticos através dos recursos estatísticos. Baseia-se no fato de que a freqüência relativa de ocorrência de certo fenômeno aproxima-se da probabilidade matemática de

ocorrência do fenômeno, quando a experiência é repetida um grande número de vezes (Noronha, 1983).

Em resumo, este método de simulação consiste em escolher as variáveis representativas para a análise que se pretende, juntamente com as probabilidades estimadas que são acumuladas e selecionadas ao acaso; dada a restrição de independência entre elas, calcula-se, então, o custo ambiental expresso pelo valor presente. Este processo é repetido inúmeras vezes até que uma amostra suficientemente grande permite obter uma distribuição de probabilidade do valor presente. Esta amostra é considerada suficientemente grande quando a distribuição de freqüência do valor presente não é alterada significativamente com o aumento da amostra.

No que se refere a distribuição de probabilidades das variáveis relevantes, utilizou-se a distribuição triangular, em vista da disponibilidade de dados. Este procedimento é usado por diversos autores (Almeida et al. 1985; Hertz, 1964; Azevedo Filho, 1988 e Corvalár Latapia, 1988). Os valores assumidos pelas variáveis e sua provável distribuição tomaram por base as experiências dos engenheiros da CPFL e foram captados através de entrevistas diretas que permitiram que fosse identificada a distribuição de probabilidades triangular, para a grande maioria dos componentes diretos do custo ambiental. As entrevistas diretas captaram os valores mínimo, modal e máximo assumidos pelas variáveis nas diversas hipóteses de assoreamento assumidas.

Almeida et al. (1985) resumem da forma a seguir, as principais características da distribuição triangular:

- a distribuição de probabilidade triangular é definida pelos valores máximos e mínimos e por uma medida de tendência central mais provável de ocorrer.

se a, b e m definem os valores mínimos, máximos e modal para uma variável qualquer x, tem-se que:

$$\text{Prob}\ (a < x < b) = 1$$

Uma distribuição triangular pode ser assim representada:

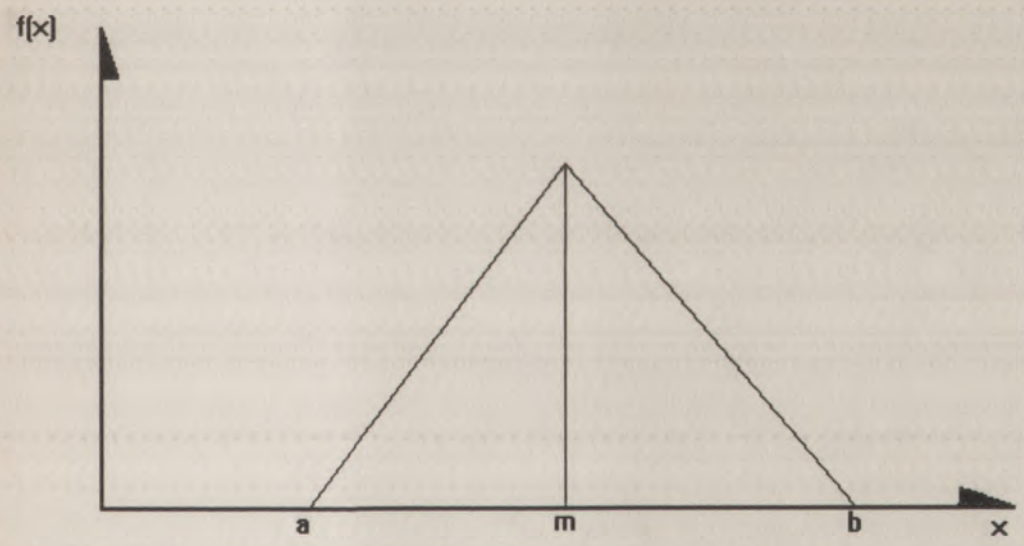


Figura 6.1. Distribuição Triangular

em que: a = valor mínimo,

b = valor máximo e,

m = valor modal.

Os mesmos autores definem as principais características da distribuição retangular:

> a distribuição de probabilidade retangular é definida pelos valores máximos e mínimos mais prováveis de ocorrer.

Assim, a distribuição retangular ou uniforme é adotada quando se torna mais difícil estabelecer o valor mais freqüente, porém, tem-se os valores mínimos e máximos. A representação gráfica da distribuição retangular é a seguinte:

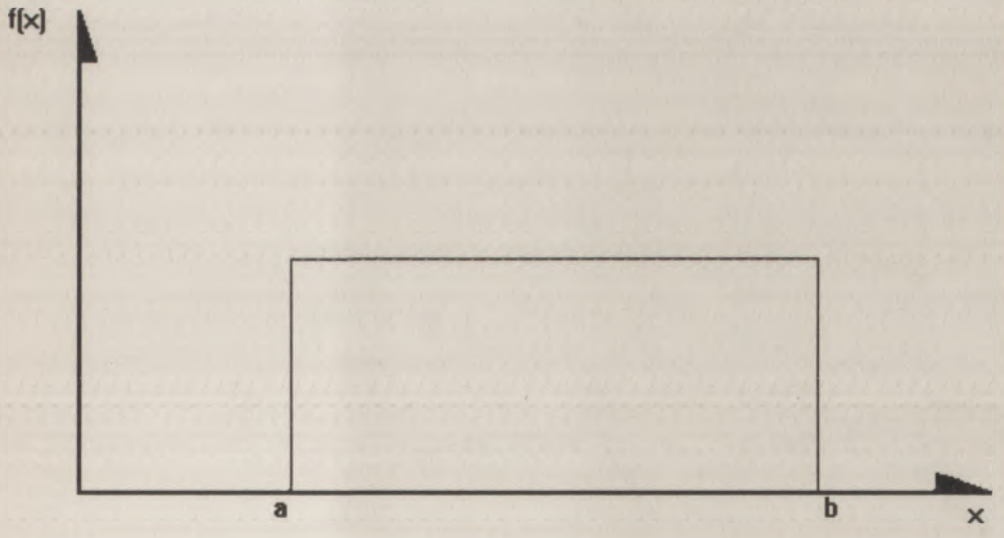


Figura 6.2 Distribuição Retangular

em que, a = valor mínimo e b = valor máximo.

6.4. A Coleta de Dados e Informações

Conforme já observado em diversas passagens desta pesquisa, não existe um acompanhamento sistemático, no Brasil, das taxas de assoreamento dos reservatórios de água e dos seus efeitos, tanto na vida útil quanto no fluxo de geração de serviços dos mesmos. Isto dificulta, sobremaneira, as análises que objetivam estudar os impactos dos processos de erosão-sedimentação no meio físico, biológico e social, e também as estimativas econômicas destes efeitos ambientais. Não obstante as dificuldades, foi possível obter estimativas e dados numéricos, bem como, informações qualitativas referentes aos efeitos da sedimentação em usinas geradoras de energia que operam a fio d'água. As fontes de dados mais relevantes para consecução das tarefas de estimar os custos ambientais foram: as fichas de controle de operação e manutenção das usinas pertencentes à Companhia Paulista de Força e Luz (CPFL); o relatório final referente ao aproveitamento do Rio Sapucaí - Estudos de Viabilidade[2] (CESP,1987); e as entrevistas diretas junto ao corpo de engenheiros da CPFL, responsável pela operação e manutenção das usinas geradoras de energia elétrica. Estas entrevistas diretas junto aos engenheiros foram de fundamental importância para o levantamento dos esquemas de manutenção, das necessidades de limpeza e, de reparos e reposição dos equipamentos das usinas nas hipóteses de operação com e sem os efeitos do assoreamento bem como, o grau de severidade do impacto. Claramente, tais estimativas tomaram por base a longa experiência dos engenheiros do setor de operação e manutenção em planejar e executar as tarefas de manutenção em mais de dezenove usinas hidrelétricas de médio e pequeno porte no Estado de São Paulo (Quadro 6.1).

---

[2]A Eletrobrás condiciona a aprovação do aproveitamento dos recursos hídricos para fins energéticos à seguinte seqüência de estudos: 1) estimativa do potencial hidrelétrico; 2) inventário do recurso; 3) estudos de viabilidade; 4) Projeto básico e 5) Projeto executivo/construção(Eletrobrás, 1986).

Quadro 6.1. Localização e Potência das Usinas Hidrelétricas da CPFL.

USINAS HIDRELÉTRICAS	*POTÊNCIA EFETIVA (KW)*	*RIO*	*MUNICÍPIO*
AMERICANA (USAM)	33600	ATIBAIA	AMERICANA
BURITIS (USBU)	950	BANDEIRA	BURITIZAL
CAPÃO PRETO (USCP)	5520	QUILOMBO	SÃO CARLOS
CARIOBINHA (USCR)	1200	RIB. QUILOMBO	AMERICANA
CHIBARRO (USCH)	1800	RIB. CHIBARRO	ARARAQUARA
DOURADOS (USDO)	7000	SAPUCAÍ	NUPORANGA
ELOY CHAVES (USEC)	8800	MOGI-GUAÇU	ESPIRITO SANTO DO PINHAL
ESMERIL (USES)	2100	RIB. ESMERIL	PATROCINIO PAULISTA
GAVIÃO PEIXOTO (USPE)	4200	JACARÉ-GUAÇU	ARARAQUARA
JAGUARI (USJA)	14400	JAGUARI	PEDREIRA
LENÇOIS (USLE)	1680	LENÇOIS	MACATUBA
MONJOLINHO (USMO)	530	RIB. MONJOLINHO	SÃO CARLOS
PINHAL (USPI)	----	MOGI-GUAÇU	ESPIRITO SANTO DO PINHAL
SALTO GRANDE (USSA)	3900	ATIBAIA	CAMPINAS
SANTANA (USNA)	4100	JACARÉ-GUAÇU	RIBEIRÃO BONITO
SÃO JOAQUIM (USJO)	5200	SAPUCAÍ	GUARÁ
SOCORRO (USSO)	-----	PEIXE	SOCORRO
TRÊS SALTOS (USTR)	800	PINHEIRINHO	TORRINHA
SALTO PINHAL (USST)	700	MOGI-GUAÇU	ESPIRITO SANTO DO PINHAL

Fonte: CPFL.(1992).

Obs: Além destas a CPFL opera a Usina termoelétrica de Carioba (USCA) com potência efetiva de 30.000 KW.

Com base nesta experiência é opinião consensual na equipe de operação e manutenção que o mais grave problema causado pela sedimentação nas usinas a fio d'água pertencentes à CPFL, é a abrasão nos equipamentos que impõe gastos maiores com reposição e reparo e exige um esquema de manutenção diferenciado e mais freqüente.

Para o cálculo do custo ambiental atualizado foram definidas duas grandes hipóteses com base nas informações obtidas junto à CPFL e através do estudo sobre aproveitamento do Rio Sapucaí. Na primeira hipótese, as usinas operariam durante o horizonte de planejamento sem os efeitos do assoreamento. Na segunda, as usinas receberiam os impactos da sedimentação em três graus: brando,

médio e severo[3]. Desta forma, todos os custos oriundos dos desgastes e demais efeitos devidos ao assoreamento foram estimados para estas três situações previstas pela análise. Além desse fato, as despesas relativas ao esquema de manutenção adotado e todos os demais componentes do custo ambiental em cada uma das situações, brando, médio e severo, tiveram seus valores calculados em função dos valores mínimos, médios e máximos.O valor total do investimento no conjunto gerador de energia das oitos usinas no Rio Sapucaí, foi estimado em torno de US$189 milhões, calculados ao preço do dólar de junho de 1985, sendo necessário três anos para a implantação e posta em marcha das unidades, obedecendo uma média de desembolso anual de 39, 30 e 31% no primeiro, segundo e terceiro ano, respectivamente (Quadros 6.2 e 6.3).

Quadro 6.2. Investimento Previsto nas Hidrelétricas do Rio Sapucaí, em US$

USINAS	*VALOR*
UHE SAPUCAÍ	24.043.694,00
UHE PALMEIRAS	20.776.534,00
UHE RETIRO	20.300.797,00
UHE SÃO SEBASTIÃO	26.172.298,00
UHE SANTA RITA	24.307.791,00
UHE ANHANGÜERA	21.570.696,00
UHE MONJOLINHO	29.270.408,00
UHE SÃO DOMINGOS	22.186.000,00
TOTAL	188.628.400,00

Fonte: CESP (1987).

[3]Os cenários, brando, médio e severo não representam uma expressão quantitativa das taxas de assoreamento associadas a uma quantificação física dos danos na geração de energia elétrica. Isto porque os dados necessários ao estabelecimento desta relação não estão disponíveis porque não são coletados sistematicamente. Estes cenários representam as diversas situações captadas pelos engenheiros da CPFL no que se refere às conseqüências do assoreamento no esquema de manutenção, reposição e reparo dos equipamentos e atividades de limpeza e dragagem.

Quadro 6.3. Valor Presente do Investimento Previsto nas Hidrelétricas do Rio Sapucaí, em US$

ANO	*INVESTIMENTO*	*TAXA DE DESCONTO*	*VALOR PRESENTE*
1	88.655.348,00	(CONSTRUÇÃO)	**********
2	47.157.100,00	(CONSTRUÇÃO)	**********
3	52.815.952,00	(CONSTRUÇÃO)	**********
		3	178.857.321,00
		6	169.952.064,00
		9	161.809.975,00
		12	154.343.264,00

Os custos básicos de produção de energia elétrica, por unidade geradora, foram obtidos junto ao estudo de viabilidade de implantação do conjunto gerador (Quadro 6.4). Estes custos foram corrigidos para refletir o preço social da mão-de-obra envolvida nas tafefas de manutenção.

Do custo total de manutenção referente ao pagamento da mão-de-obra foram retirados os valores correspondentes aos encargos sociais por não refletirem custos reais para a economia mas sim transferências. Ao resultado assim obtido foi aplicado o fator de conversão de 0,573 estimado por Silva Neto (1993) para o setor de energia elétrica para o Brasil.

Quadro 6.4. Custo Anual de Geração de Energia Elétrica no Conjunto Gerador do Rio Sapucaí, em US$

USINAS	*POTÊNCIA (MW)*	*MÍNIMO*	*MÉDIO*	*MÁXIMO*
SÃO DOMINGOS	10,00	3.651.168,00	3.974.412,00	4.203.048,00
SÃO SEBASTIÃO	13,50	4.929.076,00	5.107.649,00	5.674.114,00
MONJOLINHO	15,00	5.476.752,00	5.609.466,00	6.304.572,00
RETIRO	12,75	4.655.239,00	4.655.239,00	5.358.886,00
ANHANGÜERA	14,10	5.148.146,00	5.396.414,00	5.926.297,00
PALMEIRAS	11,25	4.107.564,00	4.174.607,00	4.728.429,00
SANTA RITA	10,00	3.651.168,00	4.203.048,00	4.203.048,00
SAPUCAÍ	12,00	4.381.401,00	4.997.405,00	5.043.657,00
TOTAL	98,60	36.000.514,00	38.116.240,00	41.442.051,00
TOTAL(ajustado)		31.719.282.00	33.422.099,71	35.962.915,00

Fonte: (CESP) 1987.

Obs: O total anual de horas de geração é de 8.760. Os custos de US$ 41,68 MwH e US$47,98 Mwh referem-se aos mínimos e máximos estimados para as Usinas de Retiro e Santa Rita, respectivamente, ao passo que o médio corresponde a média ponderada de todas as usinas. Os custos foram ajustados para refletir os preços sociais da mão-de-obra.

O esquema de manutenção em que os efeitos da sedimentação eram nulos obedeceu a seguinte rotina: do primeiro ao quinto ano não há acréscimo nocustos de geração; no sexto ano há um acréscimo de 10%, retornando logo em seguida, ao custo original. Este procedimento com acréscimos de 10% e volta ao custo inicial se repete até o vigésimo quarto ano, quando há um acréscimo de 20%, retornando logo no ano seguinte ao custo inicial. No próximo ano e a partir deste passa a haver acréscimos anuais da ordem de 5% até o final do período, sendo que, a cada cinco anos completos, há um acréscimo adicional de 12% (Quadro 6.5).

Quadro 6.5. Esquema de Manutenção Sem Assoreamento - Custos (mínimo, médio e máximo), emUS$

SEM ASSOREAMETO				
ANO	**ESQUEMA DE MANUT.**	**MÍNIMO**	**MÉDIO**	**MÁXIMO**
1	(X)	31719282	33422100	35962915
2	(X)	31719282	33422100	35962915
3	(X)	31719282	33422100	35962915
4	(X)	31719282	33422100	35962915
5	(X)	31719282	33422100	35962915
6	(X) x 1.1	34891210	36764310	39559207
7	(X)	31719282	33422100	35962915
8	(X)	31719282	33422100	35962915
9	(X)	31719282	33422100	35962915
10	(X)	31719282	33422100	35962915
11	(X)	31719282	33422100	35962915
12	(X) x 1.1	34891210	36764310	39559207
13	(X)	31719282	33422100	35962915
14	(X)	31719282	33422100	35962915
15	(X)	31719282	33422100	35962915
16	(X)	31719282	33422100	35962915
17	(X)	31719282	33422100	35962915
18	(X) x 1.1	34891210	36764310	39559207
19	(X)	31719282	33422100	35962915
20	(X)	31719282	33422100	35962915
21	(X)	31719282	33422100	35962915
22	(X)	31719282	33422100	35962915
23	(X)	31719282	33422100	35962915
24	(X) x 1.2	38063138	40106520	43155498
25	(X)	31719282	33422100	35962915
26	(X)	31719282	33422100	35962915
27	(X) x 1.05[1]	33305246	35093205	37761061

ANO	ESQUEMA DE MANUT.	MÍNIMO	MÉDIO	MÁXIMO
28	$(X) \times 1.05^{2}$	34970508	36847865	39649114
29	$(X) \times 1.05^{3}$	36719034	38690259	41631569
30	$(X) \times 1.0^{4}$	38554986	40624771	43713148
31	$(X) \times 1.05^{5} + (X) \times 1.2 \times 0.1$	44289049	46666662	50214355
32	$(X) \times 1.05$	42506872	44788811	48193746
33	$(X) \times 1.05^{7}$	44632215	47028251	50603433
34	$(X) \times 1.05^{8}$	46863826	49379664	53133605
35	$(X) \times 1.05^{9}$	49207017	51848647	55790285
36	$(X) \times 1.05^{10}$	51667368	54441079	58579799
37	$(X) \times 1.05^{11} + (X) \times 1.2 \times 0.1$	58057050	61173785	65824339
38	$(X) \times 1.05^{12}$	56963273	60021290	64584228
39	$(X) \times 1.05^{13}$	59811437	63022354	67813440
40	$(X) \times 1.05^{14}$	62802009	66173472	71204112
41	$(X) \times 1.05^{15}$	65942109	69482146	74764317
42	$(X) \times 1.05^{16}$	69239215	72956253	78502533
43	$(X) \times 1.05^{17} + (X) \times 1.2 \times 0.1$	76507489	80614717	86743210
44	$(X) \times 1.05^{18}$	76336234	80434269	86549043
45	$(X) \times 1.05^{19}$	80153046	84455982	90876495
46	$(X) \times 1.05^{20}$	84160698	88678781	95420320
47	$(X) \times 1.05^{21}$	88368733	93112720	100191336
48	$(X) \times 1.05^{22}$	92787170	97768356	105200903
49	$(X) \times 1.05^{23} + (X) \times 1.2 \times 0.1$	101232842	106667426	114776498
50	$(X) \times 1.05^{24}$	102297855	107789613	115983995

Fontes: (1) Esquema de manutenção obtido pelo autor junto ao engenheiro Dr. Newton Roberto Barbosa Oppermann, gerente do Setor de Conservação de Usinas, Divisão de Apoio Técnico e Comissionamento, Departamento de Manutenção e de Geração, Diretoria da CPFL.

(2) X corresponde aos custos (mínimo, médio e máximo) de geração de energia elétrica obtidos em CESP (1987) ajustados para refletir os preços sociais correspondentes.

O esquema de manutenção com taxas de assoreamento consideradas severas obedece a seguinte lógica: a cada quatro anos é realizada uma intervenção para a manutenção da unidade geradora de energia que eleva pontualmente os custos totais em torno de dez por cento. Logo após, retorna ao valor do custo inicial até o décimo sexto ano, voltando ao nível inicial e permanecendo até o vigésimo ano, quando então, há um acréscimo de vinte por cento, novamente retornando ao

nível inicial e permanecendo até o vigésimo terceiro. A partir de então, há acréscimos anuais da ordem de cinco por cento até o último ano. Além destes, também ocorrem seis acréscimos de doze por cento, a partir do vigésimo sétimo ano, encerrando no quadragésimo sétimo (Quadro 6.6). As demais hipóteses, assoreamento médio e brando e os custos associados devidos às atividades de manutenção obedecem a mesma lógica das hipóteses anteriores, diferindo somente nos percentuais e nos intervalos de aplicação dos acréscimos (Quadros 6.7 e 6.8)

Quadro 6.6. Esquema de Manutenção, Nível de Assoreamento Severo - Custos (mínimo, médio e máximo), emUS$

ASSOREAMENTO SEVERO				
ANO	**ESQUEMA DE MANUT.**	**MÍNIMO**	**MÉDIO**	**MÁXIMO**
1	(X)	31719282	33422100	35962915
2	(X)	31719282	33422100	35962915
3	(X)	31719282	33422100	35962915
4	(X) x 1.1	34891210	36764310	39559207
	(X)	31719282	33422100	35962915
6	(X)	31719282	33422100	35962915
7	(X)	31719282	33422100	35962915
8	(X) x 1.1	34891210	36764310	39559207
9	(X)	31719282	33422100	35962915
10	(X)	31719282	33422100	35962915
11	(X)	31719282	33422100	35962915
12	(X) x 1.1	34891210	36764310	39559207
13	(X)	31719282	33422100	35962915
14	(X)	31719282	33422100	35962915
15	(X)	31719282	33422100	35962915
16	(X) x 1.1	34891210	36764310	39559207
17	(X)	31719282	33422100	35962915
18	(X)	31719282	33422100	35962915
19	(X)	31719282	33422100	35962915
20	(X) x 1.2	38063138	40106520	43155498

ANO	ESQUEMA DE MANUT.	MÍNIMO	MÉDIO	MÁXIMO
21	(X)	31719282	33422100	35962915
22	(X)	31719282	33422100	35962915
23	(X)	31719282	33422100	35962915
24	$(X) \times 1.05^{1}$	33305246	35093205	37761061
25	$(X) \times 1.05^{2}$	34970508	36847865	39649114
26	$(X) \times 1.05^{3}$	36719034	38690259	41631569
27	$(X) \times 1.05^{4} + (X) \times 1.2 \times 0.1$	42361299	44635423	48028698
28	$(X) \times 1.05^{5}$	40482735	42656010	45898805
29	$(X) \times 1.05^{6}$	42506872	44788811	48193746
30	$(X) \times 1.05^{7}$	44632215	47028251	50603433
31	$(X) \times 1.05^{8} + (X) \times 1.2 \times 0.1$	50670140	53390316	57449154
32	$(X) \times 1.05^{9}$	49207017	51848647	55790285
33	$(X) \times 1.05^{10}$	51667368	54441079	58579799
34	$(X) \times 1.05^{11}$	54250736	57163133	61508789
35	$(X) \times 1.05^{12} + (X) \times 1.2 \times 0.1$	60769587	64031942	68899778
36	$(X) \times 1.05^{13}$	59811437	63022354	67813440
37	$(X) \times 1.05^{14}$	62802009	66173472	71204112
38	$(X) \times 1.05^{15}$	65942109	69482146	74764317
39	$(X) \times 1.05^{16} + (X) \times 1.2 \times 0.1$	73045528	76966905	82818083
40	$(X) \times 1.05^{17}$	72701175	76604065	82427660
41	$(X) \times 1.05^{18}$	76336234	80434269	86549043
42	$(X) \times 1.05^{19}$	80153046	84455982	90876495
43	$(X) \times 1.05^{20} + (X) \times 1.2 \times 0.1$	87967012	92689433	99735870
44	$(X) \times 1.05^{21}$	88368733	93112720	100191336
45	$(X) \times 1.05^{22}$	92787170	97768356	105200903
46	$(X) \times 1.05^{23}$	97426528	102656774	110460948
47	$(X) \times 1.05^{24} + (X) \times 1.2 \times 0.1$	106104168	111800265	120299545
48	$(X) \times 1.05^{25}$	107412747	113179093	121783195
49	$(X) \times 1.05^{26}$	112783385	118838048	127872355
50	$(X) \times 1.05^{27}$	118422554	124779951	134265972

Fontes: (1) Esquema de manutenção obtido pelo autor junto ao engenheiro Dr. Newton Roberto Barbosa Oppermann, gerente do Setor de Conservação de Usinas, Divisão de Apoio Técnico e Comissionamento, Departamento de Manutenção e de Geração, Diretoria da CPFL

(2) X corresponde aos custos (mínimo, médio e máximo) de geração de energia elétrica obtidos em CESP (1987) ajustados para refletir os preços sociais correspondentes.

Quadro 6.7. Esquema de Manutenção, Nível de Assoreamento Médio - Custos (mínimo, médio e máximo), emUS$

	ASSOREAMENTO	*MÉDIO*		
ANO	ESQUEMA DE MANUT.	MÍNIMO	MÉDIO	MÁXIMO
1	(X)	31719282	33422100	35962915
2	(X)	31719282	33422100	35962915
3	(X)	31719282	33422100	35962915
4	(X)	31719282	33422100	35962915
5	(X) x 1.1	34891210	36764310	39559207
6	(X)	31719282	33422100	35962915
7	(X)	31719282	33422100	35962915
8	(X)	31719282	33422100	35962915
9	(X)	31719282	33422100	35962915
10	(X) x 1.1	34891210	36764310	39559207
11	(X)	31719282	33422100	35962915
12	(X)	31719282	33422100	35962915
13	(X)	31719282	33422100	35962915
14	(X)	31719282	33422100	35962915
15	(X) x 1.1	34891210	36764310	39559207
16	(X)	31719282	33422100	35962915
17	(X)	31719282	33422100	35962915
18	(X)	31719282	33422100	35962915
19	(X)	31719282	33422100	35962915
20	(X) x 1.2	38063138	40106520	43155498
21	(X)	31719282	33422100	35962915
22	(X)	31719282	33422100	35962915
23	(X)	31719282	33422100	35962915
24	(X)	31719282	33422100	35962915
25	(X) x 1.05^1	33305246	35093205	37761061
26	(X) x 1.05^2	34970508	36847865	39649114
27	(X) x 1.05^3	36719034	38690259	41631569
28	(X) x 1.05^4	38554986	40624771	43713148
29	(X) x 1.05^5 + (X) x 1.2 x 0.1	44289049	46666662	50214355
30	(X) x 1.05^6	42506872	44788811	48193746

ASSOREAMENTO MÉDIO				
ANO	ESQUEMA DE MANUT.	MÍNIMO	MÉDIO	MÁXIMO
31	$(X) \times 1.05^{7}$	44632215	47028251	50603433
32	$(X) \times 1.05^{8}$	46863826	49379664	53133605
33	$(X) \times 1.05^{9}$	49207017	51848647	55790285
34	$(X) \times 1.05^{10} + (X) \times 1.2 \times 0.1$	55473682	58451731	62895349
35	$(X) \times 1.05^{11}$	54250736	57163133	61508789
36	$(X) \times 1.05^{12}$	56963273	60021290	64584228
37	$(X) \times 1.05^{13}$	59811437	63022354	67813440
38	$(X) \times 1.05^{14}$	62802009	66173472	71204112
39	$(X) \times 1.05^{15} + (X) \times 1.2 \times 0.1$	69748423	73492798	79079867
40	$(X) \times 1.05^{16}$	69239215	72956253	78502533
41	$(X) \times 1.05^{17}$	72701175	76604065	82427660
42	$(X) \times 1.05^{18}$	76336234	80434269	86549043
43	$(X) \times 1.05^{19}$	80153046	84455982	90876495
44	$(X) \times 1.05^{20} + (X) \times 1.2 \times 0.1$	87967012	92689433	99735870
45	$(X) \times 1.05^{21}$	88368733	93112720	100191336
46	$(X) \times 1.05^{22}$	92787170	97768356	105200903
47	$(X) \times 1.05^{23}$	97426528	102656774	110460948
48	$(X) \times 1.05^{24}$	102297855	107789613	115983995
49	$(X) \times 1.05^{25} + (X) \times 1.2 \times 0.1$	111219061	117189745	126098745
50	$(X) \times 1.05^{26}$	112783385	118838048	127872355

Fontes: (1) Esquema de manutenção obtido pelo autor junto ao engenheiro Dr. Newton Roberto Barbosa Oppermann, gerente do Setor de Conservação de Usinas, Divisão de Apoio Técnico e Comissionamento, Departamento de Manutenção e de Geração, Diretoria da CPFL.

(2) X corresponde aos custos (mínimo, médio e máximo) de geração de energia elétrica obtidos em CESP (1987) ajustados para refletir os preços sociais correspondentes.

Quadro 6.8. Esquema de Manutenção, Nível de Assoreamento Brando - Custos (mínimo, médio e máximo), emUS$

ASSOREAMENTO BRANDO				
ANO	**ESQUEMA DE MANUT.**	**MÍNIMO**	**MÉDIO**	**MÁXIMO**
1	(X)	31719282	33422100	35962915
2	(X)	31719282	33422100	35962915
3	(X)	31719282	33422100	35962915
4	(X)	31719282	33422100	35962915
5	(X)	31719282	33422100	35962915
6	(X) x 1.1	34891210	36764310	39559207
7	(X)	31719282	33422100	35962915
8	(X)	31719282	33422100	35962915
9	(X)	31719282	33422100	35962915
10	(X)	31719282	33422100	35962915
11	(X) x 1.1	34891210	36764310	39559207
12	(X)	31719282	33422100	35962915
13	(X)	31719282	33422100	35962915
14	(X)	31719282	33422100	35962915
15	(X)	31719282	33422100	35962915
16	(X)	31719282	33422100	35962915
17	(X) x 1.1	34891210	36764310	39559207
18	(X)	31719282	33422100	35962915
19	(X)	31719282	33422100	35962915
20	(X)	31719282	33422100	35962915
21	(X)	31719282	33422100	35962915
22	(X) x 1.2	38063138	40106520	43155498
23	(X)	31719282	33422100	35962915
24	(X)	31719282	33422100	35962915
25	(X)	31719282	33422100	35962915
26	(X) x 1.05^1	33305246	35093205	37761061
27	(X) x 1.05^2	34970508	36847865	39649114
28	(X) x 1.05^3	36719034	38690259	41631569
29	(X) x 1.05^4	38554986	40624771	43713148
30	(X) x 1.05^5 + (X) x 1.2 x 0.1	44289049	46666662	50214355

ASSOREAMENTO BRANDO				
ANO	ESQUEMA DE MANUT.	MÍNIMO	MÉDIO	MÁXIMO
31	$(X) \times 1.05^{6}$	42506872	44788811	48193746
32	$(X) \times 1.05^{7}$	44632215	47028251	50603433
33	$(X) \times 1.05^{8}$	46863826	49379664	53133605
34	$(X) \times 1.05^{9}$	49207017	51848647	55790285
35	$(X) \times 1.05^{10} + (X) \times 1.2 \times 0.1$	55473682	58451731	62895349
36	$(X) \times 1.05^{11}$	54250736	57163133	61508789
37	$(X) \times 1.05^{12}$	56963273	60021290	64584228
38	$(X) \times 1.05^{13}$	59811437	63022354	67813440
39	$(X) \times 1.05^{14}$	62802009	66173472	71204112
40	$(X) \times 1.05^{15} + (X) \times 1.2 \times 0.1$	69748423	73492798	79079867
41	$(X) \times 1.05^{16}$	69239215	72956253	78502533
42	$(X) \times 1.05^{18}$	72701175	76604065	82427660
43	$(X) \times 1.05^{19}$	76336234	80434269	86549043
44	$(X) \times 1.05^{20}$	80153046	84455982	90876495
45	$(X) \times 1.05^{21} + (X) \times 1.2 \times 0.1$	87967012	92689433	99735870
46	$(X) \times 1.05^{21}$	88368733	93112720	100191336
47	$(X) \times 1.05^{22}$	92787170	97768356	105200903
48	$(X) \times 1.05^{23}$	97426528	102656774	110460948
49	$(X) \times 1.05^{24}$	102297855	107789613	115983995
50	$(X) \times 1.05^{25} + (X) \times 1.2 \times 0.1$	111219061	117189745	126098745

Fontes: (1) Esquema de manutenção obtido pelo autor junto ao engenheiro Dr. Newton Roberto Barbosa Oppermann, gerente do Setor de Conservação de Usinas, Divisão de Apoio Técnico e Comissionamento, Departamento de Manutenção e de Geração, Diretoria da CPFL.

(2) X corresponde aos custos (mínimo, médio e máximo) de geração de energia elétrica obtidos em CESP (1987) ajustados para refletir os preços sociais correspondentes.

Outro componente associado ao custo ambiental está ligado à perda de receitas que, dada a capacidade instalada de geração de energia, depende basicamente de dois itens: o número de dias sem geração de energia e o preço social da energia elétrica. O preço social da energia elétrica tomou por base os custos marginais de expansão calculdaos pela Eletrobrás (1993) ajustados pelo fator de conversão estimado por Silva Neto (1993) para o setor de energia elétrica do Brasil. Quanto aos dias paralisados, para a sua quantificação foram utilizados o histórico dos

registros das fichas de controle das usinas de São Joaquim e de Dourados, ambas no Rio Sapucaí, cotejado com a experiência dos engenheiros. Essas paralisações ocorrem, na prática, em função dos reparos nas turbinas, da operação de limpeza para a retirada dos sedimentos nas tomadas d'água e, eventualmente, no canal de adução e também em função das chamadas descargas de fundo, pois esta provoca uma redução no volume d'água destinado a geração de energia (Quadro 6.9).

Quadro 6.9. Receita Anual Perdida causada pelo Assoreamento no Rio Sapucaí, em US$

HIPÓTESES	*DIAS PARADOS(1)*	*Período 01 ao 11(2)* US$ 25,20/MW/h	*Período 12 ao 16(2)* US$ 33,20/MW/h	*Período 17 ao 50(2)* US$ 41,10/MW/h
BRANDO	3	178899,8	235693,4	284677,9
	2	119266,6	157129,0	189785,3
	0	0,0	0,0	0,0
MÉDIO	5	298166,4	392822,4	474463,2
	3	178899,8	235693,4	284677,9
	2	119266,6	157129,0	189785,3
SEVERO	10	596332,8	785644,8	948926,4
	7	417433,0	549951,4	664248,5
	3	178899,8	235693,4	284677,9

Fontes: (1) Dados obtidos através de entrevista concedida ao autor pelo engenheiro Dr. Newton Roberto Barbosa Oppermann, Gerente do Setor de Conservação de Usinas, Divisão de Apoio Técnico e Comissionamento, Departamento de Manutenção e de Geração, Diretoria de Operações e pelo engenheiro Dr. Célio Alfredo Bráz Chaves do Setor de Operação e Controle de Usinas, Divisão de Operações e Administração de Usinas, Departamento de Manutenção e de Geração, Diretoria de Operação da CPFL.

(2) Preços obtidos em Eletrobrás (1993) foram ajustados para refletir os preços sociais corespondentes.

Os adicionais de custo de geração devido as atividades de limpeza e dragagem dos sedimentos contidos nos canais de adução, nos adutores e na altura da tomada d'água, foram calculados para cada hipótese em termos mínimos, médios e máximos (Quadro 6.10).

Quadro 6.10. Despesas Anuais de Limpeza e Dragagem devido ao Assoreamento no Rio Sapucaí, em US$

HIPÓTESE	*%*	*MÍNIMO*	*MÉDIO*	*MÁXIMO*
BRANDO	0	0	0	0
	2	634386	668442	668442
	3	951578	1002663	1002663
MÉDIO	3	951578	1002663	1002663
	5	1585964	1671105	1671105
	6	1903157	2005326	2005326
SEVERO	7	2220350	2339547	2339547
	10	3171928	3342210	3342210
	13	4123507	4344873	4344873

Fonte: (1) Dados obtidos através de entrevista concedida ao autor pelo engenheiro Dr. Newton Roberto Barbosa Oppermann Gerente do Setor de Conservação de Usinas, Divisão de Apoio Técnico e Comissionamento, Departamento de Manutenção e de Geração, Diretoria de Operação da CPFL.

Obs: Os valores mínimos, médios e máximos para o custo total ajustado de geração de energia elétrica sobre os quais foram aplicados os percentuais acima mencionados estão apresentados no Quadro 6.4.

Os custos extras devidos ao assoreamento das águas para a geração de energia elétrica, constituem-se nas atividades de reparo envolvendo soldagem e concertos específicos dos equipamentos danificados pela abrasão. Este item componente do custo ambiental total foi calculado através de percentuais aplicados ao preço social de geração de energia, conforme anteriormente descrito para cada hipótese, nas variações de mínimo, médio e máximo (Quadro 6.11).

Quadro 6.11. Despesas com Reparos dos Equipamentos Danificados pelo Assoreamento no Rio Sapucaí , em US$.

HIPÓTESES	*%*	*MÍNIMO*	*MÉDIO*	*MÁXIMO*
	1	317193	334221	359629
BRANDO	1,5	475789	501332	539444
	2	634386	668442	719258
	2	634386	668442	719258
MÉDIO	2,5	792982	835553	899073
	4	1268771	1336884	1438517
	3	951578	1002663	1078887
SEVERO	5	1585964	1671105	1798146
	7	2220350	2339547	2517404

Fonte: Dados obtidos através de entrevistas concedidas ao autor pelo engenheiro Dr. Newton Barbosa Oppermann gerente do Setor de Conservação de Usinas, Divisão de Apoio Técnico e do Comissionamento, Departamento de Manutenção e de Geração, Diretoria de Operações e pelo engenheiro Dr. Célio Alfredo Bráz Chaves, Setor de Operação e Controle de Usinas, Divisão de Operação e Administração, Usinas do Departamento de Manutenção e Geração, Diretoria de Operações da CPFL

Obs: Estas despesas somente ocorrem a cada quatro anos. Os valores mínimo, médio e máximo referentes ao custo ajustado de geração de energia elétrica, sobre os quais foram aplicados os percentuais acima estão apresentados no Quadro 6.4.

Outro item referente aos custos adicionais que compõem o valor total do custo de reposição baseou-se na substituição precoce dos equipamentos, principalmente as aletas, partes das turbinas mais afetadas pela sedimentação. Para outros equipamentos como comportas do tubo de sucção, grades, e outros, que pelo contato direto com a água também sofrem o processo de abrasão, a previsão de substituição é de vinte e cinco anos. Os valores obtidos decorrem da aplicação de percentuais atribuídos a cada hipótese, aos valores dos investimentos em turbinas, canais de adução, adutores, comportas, grades e outros (Quadro 6.12). Na hipótese da não-existência de sedimentação não se verifica a necessidade de reposição dos equipamentos, portanto, não resultando em custos adicionais ao longo do período de funcionamento das unidades geradoras.

Quadro 6.12. Despesas com Reposição dos Equipamentos Danificados pelo Assoreamento no Rio Sapucaí, em US$

HIPÓTESE	*%*	*US$*
	15	3.649.690,00
BRANDO	10	2.433.127,00
	7	1.703.000,00
	25	6.082.817,00
MÉDIO	20	4.866.254,00
	15	3.649.690,00
	35	8.515.944,00
SEVERO	25	6.082.817,00
	20	4.866.254,00

Fonte: Dados obtidos através de entrevistas concedidas ao autor pelo engenheiro Dr. Newton Barbosa Oppermann gerente do Setor de Conservação de Usinas, Divisão de Apoio Técnico e do Comissionamento, Departamento de Manutenção e de Geração, Diretoria de Operações e pelo engenheiro Dr. Célio Alfredo Bráz Chaves, Setor de Operação e Controle de Usinas, Divisão de Operação e Administração, Usinas do Departamento de Manutenção e Geração, Diretoria de Operações da CPFL

Obs: Esta despesa somente ocorre no vigésimo quinto ano como porcentagem do valor do investimento em turbinas, canais de adução, adutoras e outros equipamentos (US$ 24.331.269,00).

Outra informação relevante coletada junto ao corpo de engenheiros da CPFL diz respeito a situação geral em que se encontram as usinas da companhia no Estado de São Paulo, no que se refere ao estágio atual de assoreamento.

Quadro 6.13. Grau de Assoreamento das Usinas da CPFL Estado de São Paulo

ASSOREAMENTO	*Nº. de Usinas*	*%*
BRANDO	4	21
MÉDIO	5	26
SEVERO	10	53
TOTAL	19	100

FONTE: Dados obtidos através de entrevistas concedidas ao autor pelo engenheiro Dr. Newton Roberto Barbosa Oppermann, Gerente do Setor de Usinas, Divisão de Apoio Técnico e Comissionamento, Departamento de Manutenção e Geração, Diretoria de Operação da CPFL.

Obs: As usinas estão classificadas em função dos níveis de assoreamento em: Brando: USJA,USSA,USAM e USSO; Médio USNA, USCP, USCH e USTR; Severo: USCR, USST, USPI, USEC, USPE, USLAE, USGO, USDO, USES e USMO.

Com relação às cinco usinas localizadas na Bacia Hidrográfica do Pardo-Mogi e Sapucaí a situação encontra-se descrita no Quadro 6.14.

Quadro 6.14. Grau de Assoreamento das Usinas da CPFL na Bacia do Rio Sapucaí e Região

ASSOREAMENTO	*Número de Usinas*	*%*
BRANDO	0	0
MÉDIO	1	20
SEVERO	4	80
TOTAL	5	100

FONTE: Dados obtidos através de entrevistas concedidas ao autor pelo engenheiro Dr. Newton Roberto Barbosa Opermann, Gerente do Setor de Usinas, Divisão de Apoio Técnico e Comissionamento, Departamento de Manutenção e Geração, Diretoria de Operação da CPFL.
Obs: Médio USBU; Severo: USJO, USDO, USES e USMO.

Estas informações são relevantes na medida em que se procurará incorporar na presente análise alguns fatores de incerteza e de risco que estão associados ao valor presente estimado para o custo do dano ambiental causado pelo processo de erosão-sedimentação.

Embora já explicado anteriormente, neste ponto torna-se necessário incluir alguns comentários adicionais voltados, praticamente, à adoção das magnitudes de algumas variáveis utilizadas para as estimativas do valor presente que são: a taxa de desconto e o preço da energia elétrica.

Está claro que este não é um trabalho que procura calcular os preços-sombras para estes itens, mas sim, utilizar as estimativas existentes para o cálculo dos custos causados pela erosão-sedimentação nas unidades geradoras de energia elétrica a serem implantadas no Rio Sapucaí.

Quanto à taxa de desconto utilizada, e tendo em conta as razões de ordem teórica e as considerações sobre o meio ambiente, já discutidas, optou-se por utilizar várias taxas, sendo a menor correspondente a 3% a.a., representando em termos empíricos uma taxa de longo prazo para investimentos em projetos de desenvolvimento de recursos hídricos (Schwartz & Berney, 1977) , e a maior em 12% a. a. representando o custo social de oportunidade para o setor elétrico estimada por Contador (1981). Também pelas razões já explicadas estes valores representam estimativas inferiores ao valor estimado para a taxa social de desconto para a economia brasileira.

6.5. A Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Sapucaí

O conjunto de oito pequenas e médias centrais hidrelétricas, classificadas como usinas a fio d'água estão projetadas para o aproveitamento no Rio Sapucaí (Figura 6.3).

O Rio Sapucaí é tributário do Rio Grande ao qual aflui pela sua margem esquerda. A bacia hidrográfica do Sapucaí cuja forma alonga-se em direção predominante SE-NW, possui cerca de 300 Km de comprimento.

Esta bacia está situada na parte Norte do Estado de São Paulo, estendendo-se geometricamente entre os paralelos 20°10' e 21°10' de latitude sul e os meridianos 47°10' e 48°20' de longitude oeste. Sua área fica limitada ao norte pela bacia do Rio Grande e ao sul pela bacia do Rio Pardo. O Rio Sapucaí é formado pela união do Ribeirão Pinheirinho com o córrego Tomba Perna, os quais têm suas nascentes em território mineiro numa altitude da ordem de 1000 metros sobre o nível do mar, desenvolvendo-se por 337 km até a sua foz no Rio Grande, na cota 450,00. Os tributários mais significativos do Rio Sapucaí são os Rios Esmeril e Santa Barbara e os ribeirões dos Bagres, Salgados, Bocaina, Batatais, Pimenta, Estiva, Paraíso e Jardim.

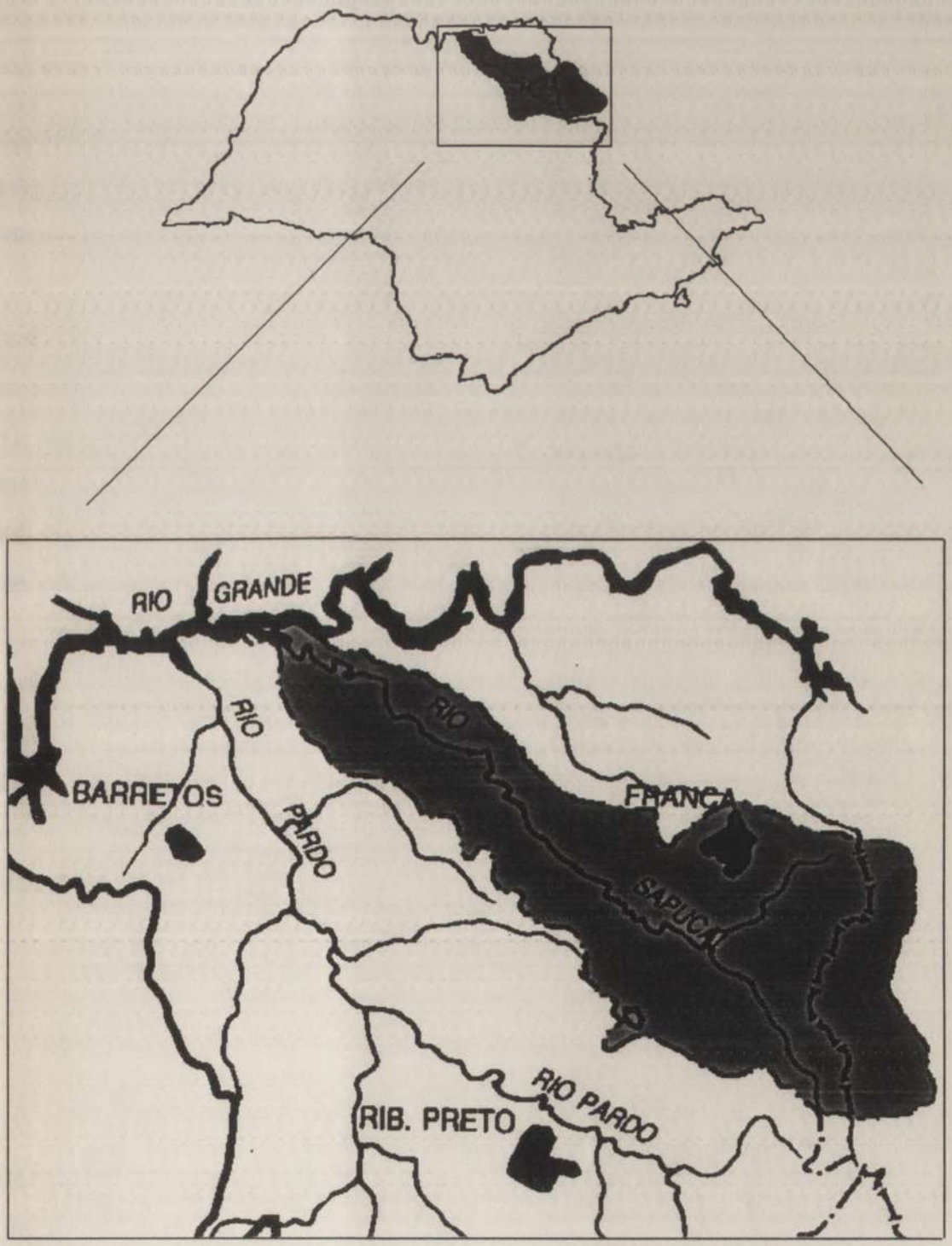


Figura 6.3: Localização da bacia hidrográfica do rio Sapucaí.

Desde sua nascente, o Rio Sapucaí atravessa os municípios de Altinópolis, Patrocínio Paulista, Franca, Batatais, Nuporanga, São Joaquim da Barra, Guará, Guaíra, Ituverava e Miguelópolis, desembocando no Rio Grande entre os municípios de Guaíra e Miguelópolis.

A Bacia do Sapucaí tem uma área de drenagem de 6570 km^2, dos quais 6000 km^2 em território paulista, com clima predominante do tipo subtropical, muito úmido, com estiagem no inverno. A temperatura média anual é da ordem de 21° C, sendo julho o mês mais frio e janeiro o mais quente. O mês mais chuvoso é dezembro (230 a 290 mm) e o mais seco julho (4 a 15 mm). A precipitação anual média é de 1400 mm de acordo com os dados pluviométricos instalados nas três usinas da CPFL existentes na região: Dourados, São Joaquim e Esmeril.

Quanto ao aspecto geológico, a bacia do Rio Sapucaí assenta-se sobre rochas de idade triássica pertencentes às Formações Bauru e Serra Geral. Os arenitos de formação Baurú são encontrados nas suas partes mais elevadas e nas bordas da bacia hidrográfica e os derrames basálticos da Formação Serra Geral nas partes mais baixas. Os sedimentos aluvionares recentes ocupam as várzeas do Sapucaí e de seus afluentes.

6.6 . As Hidrelétricas a Fio D'água do Rio Sapucaí

O Estado de São Paulo apresenta uma capacidade instalada total de 10105 Mw; 3906 Mw encontram-se em construção e 14 Mw de capacidade desativada, totalizando 14025 Mw. As usinas de concessionárias privadas contam com potência instalada de 31 Mw, as usinas pertencentes a autoprodutores somam um total de 384 Mw (PLANO... , 1990).

A entrada em funcionamento das usinas hidrelétricas de Porto Primavera (1814 Mw), Rosana (320 Mw), Taquaruçú (504 Mw) e Três Irmãos (1292 Mw), encerra o ciclo de construção dos grandes aproveitamentos no Estado de São Paulo. O potencial hidrelétrico remanescente é estimado atualmente em cerca de 2800 Mw. Este potencial constitui-se em sua grande parte por aproveitamento de médio (10 a 50 Mw) e pequeno porte (menores de 10 Mw), também chamadas de PCH, pequenas centrais hidrelétricas. Com o desenvolvimento de equipamentos eletromecânicos e aplicação de novos critérios de projeto para o aproveitamento de pequeno e médio porte tem-se conseguido obter custos competitivos de Kw/h gerado (PLANO..., 1990).

O Rio Sapucaí detém um potencial gerador de energia elétrica em torno de 148,8 Mw, sendo que 12,2 Mw são produzidos por duas usinas em funcionamento, 50 Mw estão em fase de elaboração do projeto básico e 84,5 Mw em fase de estudo de viabilidade. Os aproveitamentos existentes no Rio Sapucaí, e aqueles em estudo, classificam-se como de pequeno porte (CESP, 1987).

A Companhia Paulista de Força e Luz, administra a operação de duas centrais elétricas de pequeno porte localizadas no Rio Sapucaí, as usinas de Dourados (7 Mw) e de São Joaquim (5,2 Mw) (CPFL, 1992).

Primeiramente a CESP, e depois a CPFL assumiu a responsabilidade dando encaminhamento aos estudos de viabilidade da implantação de oito usinas com potencial de produção de energia elétrica, em torno de 98,6 Mw, no Rio Sapucaí.

O histórico sobre o funcionamento e manutenção das duas usinas existentes no Rio Sapucaí serviu de base para a quantificação dos efeitos do assoreamento no funcionamento e na geração de energia elétrica para o conjunto das oito unidades a ser implantado. Através de entrevistas junto aos engenheiros do Departamento de Manutenção da CPFL, foi possível investigar e separar os custos que eram devidos ao assoreamento daqueles que ocorreriam em uma situação onde este fenômeno não estava presente.

De posse dos estudos de viabilidade de implantação de novas usinas, semelhantes àquelas em funcionamento, ou seja, de pequeno porte, foi possível projetar duas situações sobre as mesmas. Na primeira, considerou-se as informações e dados extraídos do projeto de viabilidade em que os custos operacionais não contemplam aqueles custos extras, devido à manutenção e à reposição mais freqüentes de peças, motivadas pelo desgaste mais acelerado provocado pela erosão-sedimentação. Na segunda, foram projetados sobre os dados do estudo de viabilidade os custos extras causados pelo assoreamento, obtidos com base na experiência dos engenheiros da CPFL na operação das pequenas hidrelétricas da mesma Companhia, no Estado de São Paulo em geral, e as do Rio Sapucaí, em particular.

As experiências dos engenheiros e os registros do histórico de funcionamento das usinas contemplaram o esquema de manutenção, as paralisações, a substituição e a reposição de peças e equipamentos, bem como suas causas, o que permitiu estimar os custos extras que somente ocorreram em decorrência do assoreamento do Rio Sapucaí.

O estudo de viabilidade contemplou a implantação das seguintes usinas no Rio Sapucaí: UHE de São Domingos (10 Mw), UHE São Sebastião (13,5 Mw), UHE Monjolinho (15 Mw), UHE Retiro (12,75 Mw), UHE Anhangüera (14,10 Mw), UHE Palmeiras (11,25 Mw), UHE Santa Rita (10,00 Mw) e UHE Sapucaí (12,00 Mw), totalizando um potencial de 98,6 Mw, todas de pequeno e médio porte. Este potencial instalado corresponde a 0,97% e 0,25% do total instalado no estado e país, respectivamente.

6.7. Os Sedimentos no Rio Sapucaí

Os sólidos em suspensão no Rio Sapucaí, medidos durante mais de 55 anos, indicam que para uma vazão média mensal de 103,5 m^3/s e para uma

suspensão média anual de 61 g/m^3, o transporte total dos sedimentos em suspensão, por ano hidrológico deve ficar em torno de 180.000m^3. Não existem dados sobre os sedimentos carregados ao longo do Rio Sapucaí pelo arraste de fundo. Contudo, com base em Linsley & Franzini (1978), uma estimativa não muito precisa pode dar uma indicação do montante de sedimentos de fundo que ficam em torno de 5 a 20% dos sólidos em suspensão. Sheppard (1965), por outro lado, indica uma amplitude maior, ou seja, os sedimentos de fundo podem chegar até 100% da quantidade de partículas em suspensão. Portanto, com base nestes autores, os sedimentos de fundo no Rio Sapucaí, poderiam variar de 180.000 m^3/ano a 360.000 m^3.

6.8. Resultados Empíricos

Pode-se interpretar as estimativas do custo ambiental de acordo com os procedimentos adotados, como resultado que seria propiciado pela redução nas taxas de erosão e sedimentação na bacia hidrográfica do Rio Sapucaí que geraria um benefício da magnitude não-desprezível, de aproximadamente 250 milhões de dólares, na hipótese de se considerar uma taxa de desconto de 3% a.a., um nível de assoreamento em que as variáveis relevantes assumiram os seus valores máximos. Este valor, como já mencionado em diversas partes desse trabalho, não contempla a totalidade dos efeitos externos causados pela erosão nos diversos segmentos econômicos e ambientais, compreende somente os custos adicionais imposto ao sistema de geração de elétrica. Esta constatação permite afirmar que os custos ambientais decorrentes do processo erosão-sedimentação considerando somente os efeitos na geração de energia elétrica estão, consideravelmente, subestimados.

Por outro lado, seria necessário obter uma estimativa dos custos de um programa de redução na erosão, e por conseguinte, da sedimentação e dos seus efeitos, na bacia hidrográfica do Rio Sapucaí. Naturalmente, o modelo presentemente utilizado não reflete todos os danos ambientais, o que impede que as estimativas dos valores econômicos totais sejam conduzidas. Portanto, a comparação entre custos e benefícios de um programa de conservação do solo para a bacia hidrográfica do Rio Sapucaí, visando a redução da relação de liberação de sedimentos, fica inviabilizada. Pesquisas adicionais são necessárias, tanto para desvendar os valores monetários necessários a um programa de conservação, quanto para identificação e quantificação mais amplas dos danos que um processo de erosão-sedimentação impõe em setores localizados rio abaixo.

Como em Azzoni & Isai (1992) a preocupação deste trabalho centrou-se em apenas um dos aspectos da relação custo/benefício ambiental não perdendo contudo, a perspectiva de que um mais amplo entendimento do problema envolve uma análise dos dois lados. A despeito das limitações apontadas ao longo de todo o

trabalho, crê-se que os resultados obtidos, mesmo que parciais, apresentam um avanço no sentido de dar maior objetividade às discussões sobre às questões relativas à degradação ambiental, em geral, e ao respectivo custo, em particular.

Conforme explicitado desde o início, o presente trabalho pretende estimar os custos ambientais decorrentes dos efeitos do assoreamento do Rio Sapucaí na geração de energia elétrica, no conjunto de oito usinas a fio d'água previsto para ser implantado naquela bacia hidrográfica.

Dadas as restrições já apontadas, este estudo limitou-se a valorar os efeitos da sedimentação na geração de energia elétrica em usinas que operam a fio d'água. O que implica assumir que os valores assim obtidos reflitam de forma parcial os impactos provocados pelos sedimentos, desde o momento que deixam as áreas agrícolas até o seu destino final. A totalidade dos sedimentos que aportam aos rios não tem por origem somente as perdas de terras do setor agrícola, outras fontes também contribuem, como o caso das estradas. O Quadro 2.1 mostra esta situação.

O Quadro 6.15 mostra os diversos valores presentes obtidos nas hipóteses consideradas de assoreamento brando, médio e severo, com as variações internas à cada hipótese em que as variáveis determinantes assumiram os valores mínimo, médio e máximo.

Quadro 6.15. Valor Presente do Custo Ambiental em US$1000,00

TAXA DESC. %	BRANDO MÍNIMO	BRANDO MÉDIO	BRANDO MÁXIMO	MÉDIO MÍNIMO	MÉDIO MÉDIO	MÉDIO MÁXIMO	SEVERO MÍNIMO	SEVERO MÉDIO	SEVERO MÁXIMO
3	27602	51712	68209	84981	110065	134990	153578	200017	253329
4	19457	39292	52701	63727	84213	104320	117114	155082	198503
5	13903	30530	41647	48845	65907	82462	91331	122980	159048
6	10076	24255	33639	38275	52743	66631	72822	99674	130179
7	7411	19688	27741	30655	43123	54975	59325	82471	108695
8	5535	16311	23324	25076	35976	46247	49322	69558	92432
9	4200	13772	19959	20927	30578	39600	41788	59700	79910
10	3238	11831	17351	17791	26432	34452	36017	52048	70105
11	2538	10322	15297	15383	23194	30398	31525	46009	62302
12	2023	9130	13653	13502	20623	27155	27970	41166	55994

Dadas as condições de assoreamento assumidas, tanto referentes às variáveis de custo, e aos valores econômicos, os resultados monetários apresentaram uma grande amplitude de variação tanto inter quanto intra hipóteses. Na hipótese de assoreamento brando e para as taxas de descontos utilizadas houve uma variação de US$ 2.023.000,00 (taxa de desconto de 12% aplicada a valores mínimos), para um máximo de US$ 68.209.000,00 a uma taxa de desconto de 3% aplicada na condição em que as variáveis relevantes assumam os seus valores máximos. Na hipótese de assoreamento severo, o mínimo atingiu o valor de US$ 27.970.000,00 e o máximo valor estimado alcançou a cifra de US$ 253.329.000,00. Na hipótese intermediária o mínimo ocorre com o valor de US$ 13.502.000,00, ao passo que o valor máximo atinge US$ 153.578.000,00.

Através da análise de sensibilidade e como previsto pela literatura econômica ambiental aplicada (Dixon & Hufschmidt, 1990) os valores do custo ambiental mostraram-se sensíveis às variações nas taxas de desconto. Portanto, ao se considerar as preocupações com as gerações futuras, taxas menores de desconto mostram, obviamente, custos ambientais atualizados mais elevados. A utilização, neste caso, de taxas menores mostra que a sociedade dá maior peso aos danos futuros, à capacidade de assimilação dos recurso hídricos. Ou seja, os benefícios que se pode proporcionar para as gerações futuras em função de um dano evitado tem maior valor no presente ao se utilizar taxas de desconto inferiores. Para as diversas taxas de desconto utilizadas pode-se observar que, internamente, à cada hipótese, o previsto pela literatura empírica ocorre para o cálculo do valor presente do custo ambiental, isto é, uma alta sensibilidade deste valor às variações nas taxas de desconto. Por exemplo, no caso do assoreamento brando com as variáveis assumindo os valores máximos, os valores presentes estimados vão desde US$ 13.653.000,00 a uma taxa de 12%, passando para o dobro desse valor a uma taxa de 7%, e culminando com US$ 68.209.000,00 a uma taxa de 3%.

Observa-se que este mesmo padrão de comportamento do custo ambiental atualizado ocorre para todas as demais hipóteses analisadas nas diversas variações consideradas.

Como discutido anteriormente, as situações criadas pelo uso de magnitudes diferentes para as taxas de desconto não é um problema de fácil solução e traz consigo interpretações subjetivas e juízos de valor que, no mais das vezes, têm remetido a discussão para a arena das decisões políticas.

Não obstante a situação imposta pela taxa de desconto apropriada à análise das questões ambientais, a obtenção de valores para os danos ao ambiente, em uma sociedade que toma suas decisões com base nos valores monetários, é de relevante importância, tanto nas decisões sobre investimentos e políticas ambientais econômicas, agrícolas, bem como, na formação e tomada de consciência de que a depredação ambiental e dos recursos naturais impõem custos às gerações presentes e futuras.

Resta, porém, entender que além da factibilidade de se efetuar o cálculo para a obtenção dos custos ambientais, torna-se necessário desvendar o significado das magnitudes obtidas em um contexto de adoção de medidas de melhoria da qualidade ambiental. Como o presente trabalho não objetivou o levantamento do custo de medidas de conservação do solo, de construção de lagoas de contenção de sedimentos e outros, julga-se conveniente e esclarecedor recorrer a alguns valores monetários reportados pela literatura e através dos mesmos pode-se, ainda, fazer algumas comparações. Obviamente, as limitações de tal procedimento devem sempre ser lembradas nas interpretações, mas é melhor ter em mente essas ordens de grandezas do que não se ter parâmetros algum de comparação.

Portanto, asseguradas as devidas e necessárias ressalvas e com o objetivo de relativizar o valor do custo ambiental causado pela erosão do solo, no conjunto das oito usinas do Rio Spaucaí, e ainda na falta de estudos dos recursos necessários à implantação de um programa que permitisse a redução das taxas de sedimentação naquela bacia hidrográfica, recorreu-se a alguns estudos que de certa

forma efetuaram estimativas do valor do dano ambiental e/ou de medidas de prevenção. Sorrenson & Montoya (1989) em estudo sobre a conservação do solo no Estado do Paraná concluíram que apenas para reposição dos macronutrientes perdidos com a erosão laminar, os custos estimados variaram de US$ 121 milhões a US$ 242 milhões ao ano. Ainda segundo os mesmos autores, a hidrelétrica de Itaipu recebe ao ano em macronutrientes, somente oriundos das terras paranaenses, o correspondente a US$ 420 milhões. Indicam, iclusive, a necessidade de investimentos da ordem de US$ 19 milhões/ano em um horizonte de 20 anos para a implantação de um amplo programa de conservação do solo.

Para o Estado de São Paulo, considerando-se somente os nutrientes perdidos do solo, estimou-se que o valor monetário destes, arrastados pela erosão atingiu cerca de US$ 200 milhões (Instituto de Economia Agrícola, 1991).

Todos estes estudos, na realidade, não estão procurando calcular os valores das externalidades geradas pelo processo de produção agrícola, mas sim, estão indicando os custos de reposição dos nutrientes arrastados pelo processo de erosão. Este método apoia-se na premissa de que os custos de reposição dos ativos produtivos que foram danificados devido à erosão possam ser mensurados (Dixon & Hufschmidt, 1990). Contudo, são valores estimativos mínimos decorrentes das possíveis medidas alternativas que possibilitarão repor a produtividade inicial do recurso danificado. Este valor mínimo é, então, comparado aos custos das propostas medidas de conservação e/ou redução das taxas de sedimentos produzidos.

O Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Piracicaba e Capivari prevê juntamente com o BIRD um programa de recuperação das Bacias da ordem de US$ 500 milhões para as atividades de tratamento da água, construção de barragens de contenção, proteção dos mananciais e controle dos pontos de poluição, dentre outras medidas (Técnicos do BIRD, 1994).

Como pode ser observado, os valores acima apontados estão mais voltados para os gastos necessários à recuperação dos danos causados pela poluição, de modo geral, e pela sedimentação, em particular.

É evidente que todos os valores aqui apresentados para regiões e Estados diferentes e com problemas de natureza e magnitude diversos não objetivam levar a uma comparação direta com os custos ambientais estimados por este estudo, dado um conjunto de razões óbvias que dispensa a necessidade de tecer comentários adicionais. Porém, permite ressaltar que as magnitudes das estimativas obtidas dos danos causados pela sedimentação do Rio Sapucaí não são desprezíveis em seus valores monetários, mesmo considerando-se apenas um único efeito em uma bacia hidrográfica, que somente permite o aproveitamento hidrelétrico para usinas de pequeno a médio portes. Por exemplo, as magnitudes referentes à hipótese de assoreamento severo à uma taxa de desconto de 3% a. a. atingem cifras de US$ 153.578.000,00, US$ 200.017.000,00 e US$ 253.329.000,00, valores estes comparáveis aos mencionados anteriormente.

Pelos cálculos monetários, dentro do horizonte relevante a uma taxa de desconto de 3% ao ano, perde-se com problemas de erosão-sedimentação na bacia do Rio Sapucaí, o correspondente a um valor maior que o necessário ao investimento em um conjunto gerador de energia de 100 MW, semelhante ao aqui estudado, na hipótese de assoreamento severo, exceto nas condições mínimas. Na hipótese de que as usinas possam operar sem os efeitos do assoreamento ocorrerá, em termos de redução de custos, um montante correspondente ao necessário para o investimento total em um conjunto gerador da mesma capacidade instalada que aquele estudado para a implantação no Rio Sapucaí. O que se pretende salientar é que os benefícios obtidos, ao se evitar os sedimentos e seus efeitos na bacia hidrográfica do Rio Sapucaí, nas hipóteses consideradas, permitem uma economia suficiente para fazer face às necessidades financeiras para a implantação de um complexo gerador de energia semelhante àquele previsto pelo estudo de viabilidade. Ou seja, à taxa de 3% nas condições de assoreameto severo, o valor dos danos ambientais excedem em quarenta por cento o valor correspondente ao investimento para a construção do conjunto de oito usinas.

As comparações e projeções que serão feitas a seguir exigem alguns esclarecimentos, pois implicam em aceitar que o estudo de caso aqui tratado possa servir de amostra representativa para as demais regiões do país, e o resultado numérico possa ser extrapolado dentro uma margem de erro aceitável. Como esta hipótese é passível de refutação, o resultado das comparações e projeções deve ser interpretado levando-se em conta o seu caráter preliminar e limitante. A primeira comparação admite que somente os custos da sedimentação ocorridos na bacia hidrográfica do Sapucaí têm efeito na produção agrícola do país, ignorando os efeitos do assoreamento das demais usinas hidrelétricas. No entanto, o que se objetivou foi dar uma ordem de grandeza relativo ao setor que produz e recebe o impacto dos sedimentos. Isto, também implica assumir que todo o sedimento que vai impactar o funcionamento das usinas tem por única origem o setor agrícola. A segunda comparação implica admitir que a escala de operação, a tecnologia e as condições de manutenção das demais usinas no país são as mesmas que aquelas da região do Sapucaí. Além do que, as condicionantes físicas, relevo, solo, cobertura vegetal, declividade dos terrenos, velocidade das águas e condições hidrológicas em geral, dentre outras devem ser as mesmas. Quanto a composição da produção agrícola fica implícito que o padrão regional é representativo do país e que os agricultores usam tecnologias semelhantes. Em suma, as condições assumidas para efeito das generalizações implicam que as condições da região estudada prevalecem para as demais regiões do país e que os preços assumidos para energia elétrica, para efeito de comparação, não sofrerão alterações significativas, mesmo quando os efeitos da sedimentação forem devidamente dimensionados e conhecidos. Desta forma, sempre que as variáveis prevalecentes na região puderem ser extrapoladas para o Brasil, pode-se assumir que o assoreamento total das hidrelétricas brasileiras gera valores em torno de 4 a 9% do valor do produto interno da agricultura

Mantendo-se o rol das condições acima descrito pode-se fazer algumas referências adicionais. Variando-se os preços da energia elétrica em função do preço

internacional, do custo marginal privado de expansão de longo prazo e do custo marginal social de expansão de longo prazo, os danos causados pelo assoreamento correspondem a 30, 27, e 24% dos preços anteriormente mencionados, respectivamente, na hipótese de se assumir uma taxa de desconto de 3%. Assumem os seguintes percentuais de 25, 22 e 20, respectivamente, à taxa de desconto de 6%; e, 21, 18 e 16% à taxa de 12%. Ainda mantendo as mesmas condicionantes mencionadas, os valores estimados do custo ambiental comparados ao produto interno bruto da agricultura brasileira, utilizando-se do preço internacional da energia, do custo marginal privado de expansão de longo prazo e do custo marginal social de expansão de longo prazo para a taxa de desconto de 3%, a participação do assoreamento no produto interno da agricultura foi de 0,0246%, 0,0196 e 0,0185%, respectivamente; à taxa de 6% tem-se 0,016%, 0,0211 e 0.053% e à taxa de 12% obteve-se; 0,0135%, 0,0177% e 0,0124%, respectivamente. Contudo, torna-se necessário reprisar que tais números devem ser vistos com extrema cautela, dadas as hipóteses assumidas. Porém, o objetivo da utilização destas comparações foi o de indicar algum referencial da magnitude dos danos ambientais provocados pelo assoreamento. E por tratar-se da primeira tentativa de mensurar tais efeitos, no Brasil, e como não existem outras estimativas disponíveis para comparações, as acima mencionadas são esclarecedoras desde que sejam resguardados os devidos limites.

Até o presente momento, as análises não incorporaram nas estimativas os componentes de incerteza e risco a que estão sujeitas as variáveis econômicas e ambientais. Através dos dados apresentados no Quadro 6.15 procedeu-se à análise de sensibilidade em que se procurou dentro das hipóteses assumidas variar a taxa de desconto. Porém, quando a análise se torna muito complexa em função do elevado número de variáveis e de variações correspondentes às situações específicas, utiliza-se de procedimentos mais elaborados, como por exemplo, o Método de Simulação de Monte Carlo.

O tratamento empírico das questões relativas ao risco e incerteza no cálculo do custo ambiental fez-se através de duas grandes hipóteses relativas ao assoreamento observado nas usinas da CPFL: 1) no Estado de São Paulo como um todo, e; 2) na região onde está projetada a implantação das oito usinas hidrelétricas a fio d'água. Ambas as situações estão descritas nos quadros 6.13 e 6.14. As variáveis relevantes para as estimativas do custo ambiental atualizado e que se destacaram no conjunto como responsáveis pelos custos extras associados aos danos causados pelo assoreamento do Rio Sapucaí, conforme destacadas na seção anterior, foram as seguintes: custos extras de manutenção; receita perdida; custos de limpeza e dragagem e custos de reposição dos equipamentos. À cada um desses componentes do custo ambiental associou-se a probabilidade de ocorrência dos valores mínimo, modal e máximo nas condições reais dos efeitos do processo de erosão-sedimentação nas usinas a fio d'água da CPFL no Estado de São Paulo geradoras de energia elétrica (Quadro 6.16).

Quadro 6.16. Variáveis utilizadas na Análise de Risco, Distribuição de Probabilidade e Valores Mínimo, Modal e Máximo

NOME	*UNIDADE*	*DISTRIBUIÇÃO*	*VALORES*
RECEITA PERDIDA			
BRANDO	DIAS/PARADO/ANO	TRIANGULAR	(O; 2; 3)
MÉDIO	DIAS/PARADO/ANO	TRIANGULAR	(2: 3; 5)
SEVERO	DIAS/PARADO/ANO	TRIANGULAR	(3; 7; 10)
LIMP. E DRAGAGEM			
BRANDO	%CUSTO GERAÇÃO	TRIANGULAR	(0; 2; 3)
MÉDIO	%CUSTO GERAÇÃO	TRIANGULAR	(3; 5; 6)
SEVERO	%CUSTO GERAÇÃO	TRIANGULAR	(7; 10; 13)
RERAROS EQUIP.			
BRANDO	% CUSTOGERAÇÃO	TRIANGULAR	(1; 1,5; 2)
MÉDIO	%CUSTOGERAÇÃO	TRIANGULAR	(2; 2,5; 4)
SEVERO	%CUSTOGERAÇÃO	TRIANGULAR	(3; 5; 6)
REPOSIÇÃO. EQUIP.			
BRANDO	% INVEST. PARCIAL	TRIANGULAR	(7; 10; 15)
MÉDIO	% INVEST. PARCIAL	TRIANGULAR	(15; 20; 25)
SEVERO	% INVEST. PARCIAL	TRIANGULAR	(20; 25; 35)

Para o componente custo social de manutenção adotou-se a distribuição triangular em que o custo mínimo, médio e máximo assumiram os valores ajustados definidos no Quadro 6.4.

Para o cálculo da receita perdida em função do assoreamento é de fundamental importância não só o preço social da energia, mas também o número de dias em que se deixou de produzir energia elétrica e para tal foi utilizado a distribuição triangular em todas as hipóteses de assoreamento consideradas. As variáveis, limpeza e dragagem e reposição dos equipamentos assumiram, também, em cada hipótese de assoreamento, o perfil definido por uma distribuição triangular de probabilidades.

Considerados os valores assumidos pelas variáveis relevantes, juntamente com os valores definidos pela análise de sensibilidade para os intervalos de classe em que estavam contidos os valores presentes, foi executada a simulação. Os resultados gerados consideraram as diversas distribuições de probabilidades assumidas pelas variáveis determinantes do custo ambiental, além das condições de assoreamento das usinas da CPFL, localizadas na região do Rio Sapucaí e no Estado de São Paulo. Para efetuar todos os procedimentos necessários à simulação foi adotada as taxas de desconto de 3%, 6% e 12% que correspondem, a grosso modo uma taxa de desconto "ambiental", conforme discussões anteriores.

Quadro 6.17. Simulação do Custo Ambiental Atualizado para a bacia do Rio Sapucaí e região, à taxa de desconto de 3%, em US$

INTERVALOS DE CLASSE			FREQÜÊNCIAS		
MÍNIMO	/--------	MÁXIMO	ABSOLUTA SIMPLES	RELATIVA SIMPLES	RELATIVA ACUMULADA
84981041	/--------	101815823	98	0,033	0,033
101815823	/--------	118650606	462	0,154	0,187
118650606	/--------	135485388	23	0,008	0,194
135485388	/--------	152320171		0,000	0,194
152320171	/--------	169154954	4	0,001	0,196
169154954	/--------	185989736	325	0,108	0,304
185989736	/--------	202824519	1141	0,380	0,684
202824519	/--------	219659301	811	0,270	0,955
219659301	/--------	236494084	135	0,045	1,000
236494084	/--------	253328867	1	0,000	1,000
		TOTAL	**3000**	**1,000**	

Quadro 6.18. Simulação do Custo Ambiental Atualizado para o Estado de São Paulo, à taxa de desconto de 3%, em US$

INTERVALOS DE CLASSE			FREQÜÊNCIAS		
MÍNIMO	/--------	MÁXIMO	ABSOLUTA SIMPLES	RELATIVA SIMPLES	RELATIVA ACUMULADA
27601700	/--------	50174417	423	0,141	0,141
50174417	/--------	72747134	200	0,067	0,208
72747134	/--------	95319850	13	0,004	0,212
95319850	/--------	117892567	671	0,224	0,436
117892567	/--------	140465283	34	0,011	0,447
140465283	/--------	163038000		0,000	0,447
163038000	/--------	185610717	208	0,069	0,516
185610717	/--------	208183433	1050	0,350	0,866
208183433	/--------	230756150	396	0,132	0,998
230756150	/--------	253328867	5	0,002	1,000
		TOTAL	**3000**	**1,000**	

Quadro 6.19. Simulação do Custo Ambiental Atualizado para a bacia do Rio Sapucaí e região, à taxa de desconto de 6%, em US$

INTERVALOS DE CLASSE			FREQÜÊNCIAS		
MÍNIMO	/--------	MÁXIMO	ABSOLUTA SIMPLES	RELATIVA SIMPLES	RELATIVA ACUMULADA
38274944	/--------	47465359	92	0,031	0,031
47465359	/--------	56655773	468	0,156	0,187
56655773	/--------	65846187	54	0,018	0,205
65846187	/--------	75036602		0,000	0,205
75036602	/--------	84227016	25	0,008	0,213
84227016	/--------	93417431	488	0,163	0,376
93417431	/--------	102607845	1083	0,361	0,737
102607845	/--------	111798259	674	0,225	0,961
111798259	/--------	120988674	115	0,038	1,000
120988674	/--------	130179088	1	0,000	1,000
		TOTAL	**3000**	**1,000**	

Quadro 6.20. Simulação do Custo Ambiental Atualizado para o Estado de São Paulo, à taxa de desconto de 6%, em US$

INTERVALOS DE CLASSE			FREQÜÊNCIAS		
MÍNIMO	/--------	MÁXIMO	ABSOLUTA SIMPLES	RELATIVA SIMPLES	RELATIVA ACUMULADA
10075942	/--------	22086256	321	0,107	0,107
22086256	/--------	34096571	317	0,106	0,213
34096571	/--------	46106886	61	0,020	0,233
46106886	/--------	58117200	620	0,207	0,440
58117200	/--------	70127515	14	0,005	0,444
70127515	/--------	82137830	9	0,003	0,447
82137830	/--------	94148144	372	0,124	0,571
94148144	/--------	106158459	958	0,319	0,891
106158459	/--------	118168773	323	0,108	0,998
118168773	/--------	130179088	5	0,002	1,000
		TOTAL	**3000**	**1,000**	

Quadro 6.21. Simulação do Custo Ambiental Atualizado para a bacia do Rio Sapucaí e região, à taxa de desconto de 9%, em US$

INTERVALOS DE CLASSE			FREQÜÊNCIAS		
MÍNIMO	/--------	MÁXIMO	ABSOLUTA SIMPLES	RELATIVA SIMPLES	RELATIVA ACUMULADA
20926985	/--------	26825247	80	0,027	0,027
26825247	/--------	32723509	427	0,142	0,169
32723509	/--------	38621771	80	0,027	0,196
38621771	/--------	44520034		0,000	0,196
44520034	/--------	50418296	64	0,021	0,217
50418296	/--------	56316558	556	0,185	0,402
56316558	/--------	62214821	1035	0,345	0,747
62214821	/--------	68113083	655	0,218	0,966
68113083	/--------	74011345	102	0,034	1,000
74011345	/--------	79909608	1	0,000	1,000
		TOTAL	**3000**	**1,000**	

Quadro 6.22. Simulação do Custo Ambiental Atualizado para o Estado de São Paulo, à taxa de desconto de 9%, em US$

INTERVALOS DE CLASSE			FREQÜÊNCIAS		
MÍNIMO	/--------	MÁXIMO	ABSOLUTA SIMPLES	RELATIVA SIMPLES	RELATIVA ACUMULADA
4199721	/--------	11770710	288	0,096	0,096
11770710	/--------	19341698	346	0,115	0,211
19341698	/--------	26912687	104	0,035	0,246
26912687	/--------	34483676	568	0,189	0,435
34483676	/--------	42054664	12	0,004	0,439
42054664	/--------	49625653	27	0,009	0,448
49625653	/--------	57196642	499	0,166	0,615
57196642	/--------	64767630	915	0,305	0,920
64767630	/--------	72338619	238	0,079	0,999
72338619	/--------	79909608	3	0,001	1,000
		TOTAL	**3000**	**1,000**	

Quadro 6.23. Simulação do Custo Ambiental Atualizado para a bacia do Rio Sapucaí e região, à taxa de desconto de 12%, em US$

INTERVALOS DE CLASSE			FREQÜÊNCIAS		
MÍNIMO	/--------	MÁXIMO	ABSOLUTA SIMPLES	RELATIVA SIMPLES	RELATIVA ACUMULADA
13502080	/--------	17751322	89	0,030	0,030
17751322	/--------	22000563	449	0,150	0,179
22000563	/--------	26249805	65	0,022	0,201
26249805	/--------	30499047		0,000	0,201
30499047	/--------	34748288	104	0,035	0,236
34748288	/--------	38997530	620	0,207	0,442
38997530	/--------	43246771	1020	0,340	0,782
43246771	/--------	47496013	556	0,185	0,968
47496013	/--------	51745254	95	0,032	0,999
51745254	/--------	55994496	2	0,001	1,000
		TOTAL	**3000**	**1,000**	

Quadro 6.24. Simulação do Custo Ambiental Atualizado para o Estado de São Paulo, à taxa de desconto de 12%, em US$

INTERVALOS DE CLASSE			FREQÜÊNCIAS		
MÍNIMO	/--------	MÁXIMO	ABSOLUTA SIMPLES	RELATIVA SIMPLES	RELATIVA ACUMULADA
2022551	/--------	7419746	263	0,088	0,088
7419746	/--------	12816940	380	0,127	0,214
12816940	/--------	18214135	127	0,042	0,257
18214135	/--------	23611329	536	0,179	0,435
23611329	/--------	29008524	8	0,003	0,438
29008524	/--------	34405718	64	0,021	0,459
34405718	/--------	39802913	587	0,196	0,655
39802913	/--------	45200107	794	0,265	0,920
45200107	/--------	50597301	238	0,079	0,999
50597301	/--------	55994496	3	0,001	1,000
		TOTAL	**3000**	**1,000**	

Os resultados demonstram que existem mais de cinqüenta por cento de probabilidade de ocorrer valores em torno de US$ 100.000.000,00, em ambas as hipóteses, para o Estado como um todo e para a região do Rio Sapucaí, descontando os fluxos às taxas de 3 e 6%. Para a situação em que a taxa de desconto é fixada em 3% a probabilidade de ocorrer valores entre US$ 165 e US$ 230 milhões é de cinqüenta e cinco para o Estado de São Paulo. Por outro lado, se se consideradas as condições existentes na bacia do Rio Sapucaí a probabilidade de ocorrerem valores mais elevados é também maior, ou seja, valores entre US$ 186 e US$ 220 milhões podem ter a chance de ocorrer em sessenta e cinco por cento das vezes. A probabilidade de se obter valores por volta de US$ 50.000.000,00 é de aproximadamente cinqüenta por cento, se prevalecidas as condições assumidas para o cálculo do custo ambiental em ambas as hipóteses, referente a bacia hidrográfica do Rio Sapucaí e ao Estado de São Paulo, descontando os fluxos dos valores correspondentes ao custo ambiental às taxas de 6, 9 e 12%

A diferença básica nas considerações sobre as duas hipóteses é que a ocorrência de probabilidades mais elevadas para os intervalos de classe dos custos ambientais atualizados, correspondendo a valores monetários maiores reflete a ocorrência de assoreamento médio e severo mais freqüente, e a falta da ocorrência de assoreamento brando na bacia hidrográfica do Rio Sapucaí.

Em resumo, pode-se afirmar que o resultado da simulação mostrou que dadas as condições assumidas de assoreamento na bacia do Rio Sapucaí e no Estado de São Paulo, os valores monetários dos benefícios propiciados por um programa de redução das taxas de assoreamento têm uma grande probabilidade de ocorrer- 65% - na faixa entre US$ 186 milhões e US$ 220 milhões, tendo-se em conta somente aqueles benefícios propiciados às unidades de geração de energia elétrica, descontados à taxa de 3%.

7. CONCLUSÕES

Praticamente não existem, no Brasil, trabalhos dedicados à quantificação e mensuração monetária dos efeitos ***off farm*** ou ***off site*** da erosão do solo. Os trabalhos analisados nos capítulos anteriores procuram, basicamente, enfatizar os efeitos ***on site*** ou ***on farm*** da erosão do solo e, muito timidamente, tentam quantificar o valor monetário das externalidades provocadas.

A agricultura, nas suas práticas atuais, é uma atividade econômica que além de produzir bens e serviços demandados pela sociedade, também gera efeitos indesejáveis - custos externos ou externalidades, como os sedimentos oriundos da erosão do solo e os resíduos de pesticidas e fertilizantes.

O presente trabalho identifica os danos que os sedimentos provocam na oferta de bens e serviços ambientais, discute os métodos de valoração econômica para os recursos que não são transacionados no mercado, com vistas a efetuar estimativas monetárias dos danos ambientais e resume as proposições teóricas tradicionais que objetivam a redução das taxas de poluição. Através de análise da literatura sobre o assunto foi possível concluir que os problemas fundamentais[1] causados pela poluição agrícola, no conceito ***off farm,*** podem ser resumidos na degradação da qualidade da água. Portanto, esta degradação causada pelo acúmulo de sedimentos excedendo a capacidade assimilativa dos recursos hídricos, desdobra-se em impactos negativos sobre os bens e serviços ambientais que aquele recurso provê ao homem.

---

[1] A literatura mostra outros efeitos de fundamental importância como aqueles que associam os resíduos de pesticidas à saúde humana, contudo, as conclusões até então obtidas não são desprovidas de controvérsias. Este tópico, como deve ter ficado claro, não se constitui objeto de análise do presente estudo.

O presente trabalho permite concluir, primeiramente, que o assoreamento em usinas a fio d'água interfere na produção de energia, através da redução da produção, dos custos de manutenção, das despesas de limpeza e dragagem e nos gastos com reposição e reparos nos equipamentos que mantém contato com a água. No entanto, esta interferência ao longo da vida útil verifica-se com maior evidência em alguns componentes dos custos de geração de uma forma mais pronunciada, do que na redução da capacidade geradora do conjunto. Desta forma, pode-se concluir que os efeitos do assoreamento nas pequenas centrais hidrelétricas são mensuráveis monetariamente e a partir dos mesmos foi possível inferir valores para o dano ambiental causado pelo processo de sedimentação dos cursos d'água. Os resultados obtidos possibilitaram observar que, dadas as hipóteses assumidas no presente trabalho, o custo ambiental atualizado apresenta valores significativos de US$ 153 a US$ 253 milhões nas hipóteses de assoreamento severo e tendo o fluxo de valores sido descontado à taxa de 3% a. a. Assim, o valor econômico da energia elétrica sacrificada ao longo do período de análise representa valores entre US$ 153 e US$ 253 milhões (hipótese acima considerada) de benefícios que podem ser obtidos pela sociedade, caso a sedimentação do Rio Sapucaí seja reduzida a um limite que não interfira com a geração de energia elétrica. Este fato torna-se ainda mais relevante na medida em que os demais impactos - que não aqueles observados no sistema de geração de energia - provocados pela sedimentação no Rio Sapucaí não fizeram parte da presente análise de custo. Portanto, os impactos potenciais da sedimentação, como evidenciados nos primeiros capítulos e os valores estimados no sexto capítulo (apenas para os efeitos na geração de energia) dão uma indicação da ordem de grandeza que o valor econômico total pode assumir na presença do todos os impactos. Desta maneira, a melhoria (danos evitados ou benefícios) e a degradação ambiental (custos) podem ser mostradas na forma de efeitos nos sistemas naturais e construídos pelo homem e têm valores monetários diretos e expressivos.

Os custos extras impostos pelo processo de sedimentação nas oito usinas a fio d'água a serem implantadas no Rio Sapucaí parecem autorizar a

afirmação de que são suficientemente elevados para compensar um programa de controle da erosão, mesmo sem considerar os efeitos intrínsecos da erosão e os demais efeitos extrínsecos à área agrícola. Ou seja, o controle da produção de sedimentos poderia ser viabilizado levando-se em conta apenas os custos adicionais decorrentes dos efeitos da sedimentação na geração de energia elétrica sem considerar os demais danos ambientais.

Pode-se também compreender que os impactos sobre o montante de energia gerada e sobre os seus custos, causados pelo assoreamento das águas dos rios, vão além dos efeitos nos reservatórios e na geração propriamente ditos, isto porque a energia afeta direta ou indiretamente toda a sociedade, Assim compreendido, os valores encontrados podem fornecer estimativas sob o ângulo do custo ambiental, como medidas indiretas da demanda por qualidade ambiental.

O método da produção sacrificada através das estimativas da receita sacrificada e do custo de manutenção e reposição dos equipamentos mostraram-se adequados para as estimativas do custo ambiental, através dos efeitos do assoreamento em pequenas centrais hidrelétricas ou em usinas a fio d'água. Neste tipo de unidades geradoras de energia elétrica a redução na capacidade de geração de energia não é a variável mais significativamente afetada, outras relativas à reposição do material danificado pela sedimentação e à manutenção do conjunto gerador são mais expressivas na composição final do custo.

O exemplo trabalhado neste estudo indica alguns caminhos que se pode abordar para se obter uma avaliação monetária dos ganhos no bem-estar por meio de uma possível melhoria ambiental. Isto porque, subsidiariamente, pode-se concluir que os valores encontrados para os custos ambientais provocados pelo assoreamento estão aquém dos verdadeiros valores. A primeira razão prende-se ao fato de que foi mensurado somente um dos impactos dos sedimentos no ambiente, no rol de um conjunto bastante grande e variado. A segunda refere-se aos componentes do valor total do ambiente e que não foram objeto de pesquisa deste trabalho - os valores de existência e os de opção. Neste último caso, a literatura tem mostrado valores positivos para estes componentes estimados para outros

ecossistemas, sem contar ainda com os demais valores de uso, que também não compuseram o cálculo do valor presente do custo ambiental.

Em vista das múltiplas finalidades e usos que são feitos deste recurso, uma gama muito ampla de bens e serviços é afetada negativamente pela ação de uma única atividade poluente, que é a geração de sedimentos, o que faz com que o cálculo da totalidade dos impactos sofridos seja uma tarefa de extrema complexidade. Portanto, isto impõe alguma cautela quando procura-se estimar o valor econômico total do recurso hídrico, tendo-se em vista as dificuldades de ordem conceitual, operacional e de obtenção de dados e informações confiáveis. Enquanto a atribuição de valores para o uso direto do recurso em termos de bens ambientais e amenidades de benefício direto para o ser humano tem sido objeto de estudos e estimativas, principalmente nos países do primeiro mundo, os valores de uso indireto têm sido de difícil quantificação mesmo naqueles países. À guisa de conclusão geral, observa-se: a) ainda não se tem conhecimento suficiente sobre algumas funções dos recursos hídricos em termos de suporte a vida, de forma geral, e para os seres não-aquáticos mas dependentes do sistema, em particular; b) a capacidade de assimilação - função de extrema importância e complexidade, carece também de uma investigação maior. Na prática, a capacidade de assimilação exerce uma função intermediária, pois, quando comprometida pelo acúmulo de sedimentos, afeta também as demais funções. Pelas mesmas razões, os valores de não-uso dos recursos hídricos ainda não foram devidamente quantificados e mensurados em toda a sua extensão, mas como apontado anteriormente, a literatura com base em estudos sobre outros ecossistemas sugere valores positivos para valores de opção e existência.

Em função de fatores de risco e incertezas que acompanham o processo de identificação e quantificação física, química ou biológica dos impactos ambientais, bem como dos fenômenos de natureza econômica envolvidos nas estimativas, é adequado ponderar o custo ambiental atualizado pela probabilidade de sua ocorrência. Os resultados obtidos no presente trabalho mostram que os custos ambientais descontados à taxa de 3% apresentam a probabilidade de

ocorrência de sessenta e cinco por cento no intervalo entre US$ 186 e 220 milhões para a bacia do Rio Sapucaí e região.

A análise de sensibilidade possibilita concluir que alguns itens utilizados para o cálculo do custo ambiental atualizado, dadas as suas variações ao longo do tempo constituem-se em informações importantes para os administradores, pois permitem identificar com clareza quais itens do custo devem ser manejados mais apropriadamente ao longo de cada período do horizonte econômico relevante para a análise.

Os recursos hídricos representam um ativo ambiental que detém valores expressivos de uso, de existência e de opção, e a despeito deste fato, as evidências indicam que os mesmos não estão sendo manejados de forma economicamente ótima. Isto porque, os usuários da água (enquanto recurso em si e como recipiente de resíduos e dejetos) não estão tendo os sinais de mercado apropriados que possam refletir o custo social de sua utilização. Os resultados empíricos obtidos pelo presente trabalho possibilitaram concluir que independentemente da hipótese sobre o grau de assoreamento adotada para o cálculo do custo externo, os agentes envolvidos não levam em consideração sua existência, não obstante os valores encontrados mostrarem ser significativos, sinalizando a necessidade de adoção de medidas para fazer frente ao problema.

Para um completo entendimento da questão relativa à degradação dos recursos hídricos, torna-se necessária a interpretação dos mesmos à luz dos conceitos sobre: externalidades, direitos de propriedade, falhas de mercado e bens públicos e seus atributos. Este recurso é, potencialmente, um dos principais receptores dos sedimentos originados da produção agrícola. Porém, não somente este setor econômico vai causar impactos neste recurso, e não somente a capacidade de assimilação está sendo degradada, mas também outros serviços prestados pela água. Portanto, em função das características detidas pelo recurso - não-rival e não-excludente -, tanto entre indivíduos no presente, como entre esses e a geração futura a ação isolada do mercado propicia uma superutilização do recurso ou uma suboferta da qualidade desses bens. Ao longo do desenvolvimento do

presente estudo foi consolidando-se a convicção de que em função das características do recurso em questão, não se visualiza outra solução que não a intervenção do Estado com vistas a reduzir a degradação causada pelo processo de erosão-sedimentação. O grande número de agentes envolvidos, tanto do lado do poluidor quanto do lado das vítimas da poluição, mais os elevados custos de transação, a impossibilidade de identificação da contribuição individual de cada agente, as interconexões existentes entre os diversos cursos d'água são aspectos que contribuem para evidenciar de forma cabal que o sistema de mercado é incapaz de resolver o problema da degradação. Arrola-se, ainda, o fato de que o uso excessivo da capacidade de assimilação do recurso pode envolver perdas irreversíveis, como a extinção de espécies de peixes, de plantas, de algas, dentre outros. Todo este conjunto vem corroborar o argumento de que o Estado não somente deve fazer intervenção para preservar a qualidade do recurso para a sociedade como um todo, mas deve fazê-lo de forma eficiente. Tal situação impõe às políticas públicas específicas e tradicionais (agrícolas, industriais, urbanas) e aos esquemas institucionais a necessidade de levar em consideração as múltiplas funções prestadas pelos recursos hídricos. Uma avaliação de custos e benefícios, cuidadosa e ampla, que incorpore os valores ambientais deve orientar a tomada de decisões. As taxas de desconto relevantes para a análise das questões ambientais têm sido motivo de amplo debate e controvérsias, cuja conclusão definitiva (se é que existe!) está por vir. No entanto, as taxas relevantes sociais e privadas devem ser cuidadosamente ajustadas no sentido de refletir cada ação, projeto ou programa relativo ao meio ambiente.

A complexidade que envolve a solução para os problemas da degradação da qualidade da água extrapola os limites circunscritos pelo presente trabalho, porém, do ponto de vista da atividade agrícola, geradora de sedimentos, há necessidade de compatibilização das políticas agrícolas, em geral, e das de conservação do solo e das práticas conservacionistas, em particular, com as políticas de manejo e conservação da qualidade dos recursos hídricos.

De forma geral, pode-se imaginar que o índice de tolerância de perda de solo parece ser um indicador importante para o controle da produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica, desde que nos seus cálculos sejam levados em consideração os efeitos ***off site,*** que como visto, assumem valores de importância fundamental na valoração global dos danos ambientais.

Um instrumento que parece ser adequado quando da existência do potencial de perdas irreversíveis em uma bacia hidrográfica (como o caso de espécie de peixes, algas, hábitat natural e outras funções ou serviços) é a adoção de padrões mínimos de segurança de qualidade do recurso hídrico em questão, no que se refere ao montante de sedimentos. O objetivo, neste caso, seria minimizar a perda de terra tolerável ou a relação de liberação de sedimentos, tendo-se em conta os efeitos ***off site*** em determinada bacia hidrográfica e mostrar também uma certa preocupação com a sustentabilidade do recurso e com as gerações futuras. A adoção de tal medida deve ocorrer ao nível de cada bacia hidrográfica, e devendo ser evitada quando o custo social de sua implantação mostrar ser inaceitavelmente elevado. Medidas desta natureza, que entendem que o mercado não é capaz de resolver os problemas da degradação da qualidade da água, podem também ser uma solução para o potencial problema da irreversibilidade, desde que a bacia hidrográfica específica apresente tal problema.

Ao longo do presente trabalho formou-se a convicção de que o mercado não pode prover os serviços ambientais, quer em quantidade, quer em qualidade, pois esta é uma função que compete ao Estado. A forma mais específica desta provisão deve ser estudada em cada situação, como é o caso da sedimentação, em que há necessidade de compatibilizar as políticas de conservação do solo e aquelas que procuram manter a qualidade da água. A formação de consórcios de bacias hidrográficas integrando poder público e representantes dos diversos segmentos interessados tem sido a solução encontrada em diversos estados brasileiros. Contudo, ressente-se ainda da necessidade de estudos mais sistematizados e freqüentes sobre os custos e benefícios da degradação e das medidas de controle dos agentes de degradação.

Este estudo identificou algumas áreas em que seria possível obter ganhos através de futuras pesquisas. Estas são: pesquisas que visem ampliar a disponibilidade de dados e informações para que estudos mais abrangentes e proffundos possam ser realizados; pesquisas que dêem seqüência aos resultados encontrados neste estudo; pesquisas sobre problemas correlatos ao tema, presentemente tratado.

Primeiramente, as necessidades de dados para um exercício mais completo do modelo conceitual aqui exposto, incluem: 1) melhor conhecimento das atuais condições de erosão do solo e das taxas efetivas de sedimentação dos rios, lagos, reservatórios e seus efeitos nos diversos sistemas; 2) quantificação e mensuração dos danos físicos, químicos e biológicos; 3) regionalizar ou efetuar os levantamentos por bacias hidrográficas ou outro ordenamento espacial que espelhe certa homogeneidade entre os fatores naturais ou sócioeconômicos.

A continuação deste estudo requererá uma avaliação dos custos referentes a implementação, transação e monitoramento de medidas necessárias à redução das taxas de sedimentação de uma determinada bacia hidrográfica. Estes custos devem ser avaliados antes que qualquer medida para a contenção da erosão do solo e a sedimentação ocorram. Além do que, um completo balanço de ganhos e perdas permitiria identificar uma melhoria potencial de Pareto envolvendo também considerações a respeito dos demais benefícios, medidos em termos de valor de existência e de opção, além dos demais benefícios diretos que não foram objeto desta pesquisa.

Estudos paralelos necessitam também ser desenvolvidos do ponto de vista da agricultura enquanto fonte não-pontual de poluição, caso específico dos resíduos de agroquímicos, que juntamente com as partículas do solo vão impactar de forma diferente que a sedimentação todos os setores e serviços ambientais identificados nos capítulos 1 e 2. Possivelmente, as medidas necessárias para reduzir e/ou minimizar os impactos desse tipo de poluição serão de natureza diferente daquelas necessárias à contenção do processo de erosão do solo, embora

a redução deste possa trazer benefícios relativos à redução dos resíduos de agroquímicos no ambiente.

No Brasil poucos são os estudos que têm procurado documentar sistematicamente os danos que os sedimentos, nutrientes e outros poluentes agrícolas associados ao solo erodido causam à saúde humana, aos cursos d'água, lagos, reservatórios; destes, raros procuraram estimar os custos econômicos. Qualquer tentativa de mensuração global defronta-se com inúmeros problemas; os danos são timidamente pesquisados e documentados. E, mesmo quando se encontra relatos sobre os mesmos, a relação de causa e efeito é pouco conhecida, daí tornar-se raro encontrar estudos que também contemplem os valores econômicos desses danos. As estimativas conduzidas no presente trabalho são indicativas e não definitivas, pois refletem uma ordem de grandeza que procura dar uma idéia da magnitude do problema. Desta forma, destaca-se a necessidade de novas pesquisas e de aprofundamento nos estudos que venham permitir o conhecimento sistemático das relações e uma mensuração mais ampla dos danos.

Ao longo deste trabalho diversas limitações foram apontadas, indicando os gargalos onde futuras pesquisas são necessárias. Especificamente, os seguintes tópicos para pesquisas devem ser abordados com vistas a melhorar não somente a metodologia empregada no presente estudo, mas também propiciar um entendimento mais adequado e profundo das questões relacionadas à agricultura e o meio ambiente:

- obter estimativas mais precisas das perdas de solo e dos montantes de sedimentos gerados por bacias hidrográficas;

- obter o montante de sedimentos em suspensão e de fundo por bacia hidrográfica;

- obter estimativas dos efeitos da sedimentação nos diversos compartimentos ambientais enfocados dentro dos limites das bacias hidrográficas;

- todos os itens acima devem ser devidamente quantificados para que possam fazer as associações necessárias;

- conduzir estudos e experimentos que permitam uma análise comparativa de diferentes práticas agrícolas com respeito a produção de sedimentos e sua rentabilidade privada e social;

- associar estes estudos com as implicações ***off farm*** da produção de sedimentos;

- avaliar social e economicamente a possibilidade de implantação de diferentes estruturas de incentivos, tanto no que se refere a renda dos agricultores em vista da adoção de diferentes práticas conservacionistas, bem como seus efeitos na distribuição da renda;

- conduzir estudos específicos, através do monitoramento sistemático das condições de assoreamento dos reservatórios e das repercussões no fluxo de produção de energia elétrica, nas estações de tratamento de água, na vida útil dos reservatórios, na manutenção e na reposição dos equipamentos.

8. BIBLIOGRAFIA

AGARWAL, R.C.; HEADY, E.O. *Operations research methods for agricultural decisions.* Ames: Iowa State University, 1972. 303p.

ALMEIDA, L.A.S.B. de; VIEIRA, M.C.; GASPARINO FILHO, J.; MORETTI, V.A.; BICUDO NETO, L. de C. Factibilidade econômica sob condições de riscos: Análise de moinhos de milho para a suplementação de farinha de trigo. *Revista de Economia Rural*, v.23, n.2, p.251-270, abr./jun. 1985.

ALMEIDA, S. B. de; CARVALHO, N. de O. Efeito do assoreamento de reservatórios na geração de energia elétrica: análise da UHE Mascarenhas, ES. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 10., 1993, Gramado. *Anais.* Rio de Janeiro: ABRH, 1993.

ALQUÉRES, J.L. Perfil do setor elétrico. *Informe SENN,* São Paulo, p.8-13, 1993.

ARMOUR, C.L. *Effects of deteriorate range streams on trout.* Boise: Idaho State Office-Bureau of Land Management, 1978.

ARROW, K.J. *Social choice and individual values.* New York: John Wiley, 1963. 124p.

ARROW, K.J.; FISHER, A.C. Environmental, preservation, uncertainty and irreversibility. *Quarterly Journal of Economics*, v.88, p.312-319, 1974.

AZEVEDO FILHO, A.J. de B.V. de. *Análise econômica de projetos*: "software" para situações determinísticas e de risco envolvendo simulação. Piracicaba: ESALQ, 1988. 127p. Tese Mestrado.

AZZONI, C.R. ; ISAI, J.Y. Custo da proteção de áreas com interesse ambiental no Estado de São Paulo. *Estudos Econômicos*, São Paulo, v.22, n.2, p. 253-271, maio/ago. 1992.

AZZONI, C.R. ; ISAI, J.Y. Estimating the costs of environmental protection in Brazil. *Ecological Economics,* v.11, n.2, p.127-133, Nov. 1994.

BATOR, F.M. The anatomy of market failure. *Quarterly Journal of Economics*, v.72, p.351-379, 1968.

BATOR, F.M. The simply analytics of welfare maximization. *American Economic Review*, v.47, p.22-59, 1957.

BAUMOL, W.J. On taxation and the control of externalities. *The American Economic Review*, v.62, p.307-322, 1972.

BAUMOL, W.J.; OATES, W.E. *The theory of environmental policy*. 2.ed. New York: Cambridge University, 1993. 299p.

BELINAZZI JUNIOR, R., et al. A ocorrência de erosão rural no Estado de São Paulo. In: SIMPÓSIO SOBRE O CONTROLE DA EROSÃO, 2., 1981. São Paulo: ABGE, 1981.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. *Conservação do solo*. Piracicaba: Livroceres, 1985 392p.

BISHOP, R.C.; Endangered species and uncertaity: the economics of a safe minimum standard. *American Journal of Agricultural Economics*, n.2, february, 1978.

BISHOP, R.C.; HEBERLEIN, T.A. *Contingent valuation methods and ecosystem damages from acid rain*. Madison: University of Wisconsin-Department of Agricultural Economics, 1984. (University of Wisconsin. Staff Paper, 217).

BOYLE, K.J.; BISHOP, R.C. The total value of wildlife resources: conceptual and empirical issues. In: WORKSHOP ON RECRETIONAL DEMAND MODELING, 1985, Boulder, Colorado, USA. Boulder: Association of Environmental and Resource Economists, 1985. p.17-18.

BRAGAGNOLO, N.; PARCHEN, C.A. *Efeito de conservação do solo e água em microbacias hidrográficas na qualidade da água para consumo humano.* Curitiba: [Secretaria de Estado de Agricultura e do Abastecimento/EMATER, 1991]. 1v.

BRAILE, P.M. *Dicionário inglês/português de termos técnicos de ciências ambientais.* Rio de Janeiro:CNI/SESI, 1992. 470p.

BROOKS, N.H.; GREGERSEN, H.M.; GERGLUND, E.R.; TAYAA, M. Economic evaluation of watershed projects: an overview methodology and application. *Water Resources Bulletin*, v.18, p.245-250, Apr. 1982.

BUCHANAN, J.M. External diseconomies, corrective taxes and market structure. *The American Economic Review*, v.59, p.174-177, 1969.

BUCHANAN, J.M.; STUBBLEBINE, W.C. Externality. *Economica*, v.29, p.371-384, Nov. 1962.

BUCHANAN, J.M.; TULLOCK, G. Polluters' profits and political response: direct control versus taxes. *The American Economic Review*, v.65, n.1, p.139-147, Mar. 1975.

CÁNEPA, E.M. A problemática ambiental e a função do Estado numa economia mista moderna. *Ensaios FEE,* Porto Alegre, v.11, n.2, p.253-279, 1991.

CARVALHO, N. de O. Cálculo do assoreamento e da vida útil de um reservatório na fase de estudos de inventário. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 9., 1991, Rio de Janeiro. *Anais.* Rio de Janeiro: ABRH, 1991.

CARVALHO, N. de O. *Curso sobre transporte de sedimentos e cálculo da vida útil de reservatórios.* Florianópolis: ELETROSUL, 1989. 1v.

CESP (São Paulo, SP). *Aproveitamento hidroelétrico do Rio Sapucaí*: estudos de viabilidade das Usinas São Domingos, São Sebastião, Monjolinho, Retiro, Anhanguera, Palmeiras, Santa Rita, Sapucaí (relatório final). São Paulo, 1987. v.1. (CESP. Pesquisa e Desenvolvimento, 35).

CIFRIACY-WANTRUP, S.V. *Resource of conservation economics and policies.* Berkeley: University of California, 1962.

CLARK II, E.H.; HAVERKAMP, J.A.; CHAPMAN, W. *Eroding soils*: the off farm impacts. Washington: The Conservation Foundation, 1985. 252p.

COASE, R. The problem of social cost. *Journal of Law and Economics*, v.3, p.1-44, 1960.

COASE, R. The problem of social cost. In: DORFMAN, R.; DORFMAN, N. *Economics of the environment*: selected readings. 2.ed. New York: W.W. Norton, 1972. p.142-171.

COELHO, A.C.D. *Análise crítica da avaliação de projetos no nordeste do Brasil.* Fortaleza: BNB, 1989. 132p.

COIADO, E.M.; COSTA, J.L.A.T. da. Carga total de sedimentos erodidos numa microbacia agrícola e transportada para a calha do rio. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 9., 1991, Rio de Janeiro. *Anais.* Rio de Janeiro: ABRH, 1991. v.3, p.465-474.

COMUNE, A. E. Meio ambiente, economia e ecomomistas: uma breve discussão. In: MAY, P. H.; MOTTA, R.S. da, org. *Valorando a natureza:* análise econômica para o desenvolvimento sustentável. Rio de Janeiro: Campus, 1994. p.45-59.

CONSTANZA, R.; DAY, H.E.; BARTHOLOMEW, J.A. Goals, agenda and policy recommendations for ecological economics. In: CONSTANZA, R., ed. *Ecological economics:* the science and management of sustainabiltiy. New York: Columbia University Press, 1994. p.1-20.

CONSTANZA, R.; FARBER, S.C.; MAXWELL, J. Valuation and management of wetland ecosystems. *Ecological Economics*, v.1, p.335-361, 1989.

CONTADOR, C.R. *Avaliação social de projetos.* São Paulo: Atlas, 1981. 301p.

CORVALÁR LATAPIA, M.X.I. *Custos de produção agrícola sob condições de risco no Estado de São Paulo.* Piracicaba: ESALQ, 1988. 93p. Tese Mestrado.

CPFL (Campinas, SP). *Localização das usinas da CPFL - OMTT - 00-12-47.* Campinas, 1992.

CROPPER, M.L.; OATES, W.E. Environmental economics: a survey. *Journal of Economic Literature*, v.30, p.675-740, June, 1992.

CROSSON, P. Impacts of erosion on land productivity and water quality in the United States. In: EL-SWAIFY, S.A; MOLDENHAUER, W.C; LO, A. , eds. *Soil erosion and conservation.* Ankeny: Soil Conservation Society of American, 1985. p.217-236.

CROWDER, B.M. Economic costs of reservoir sedimentation: a regional approach to estimating cropland erosion damages. *Journal of Soil and Water Conservation*, v.42, n.3, p.194-197, May/June, 1987.

CRUZ, E.R. da. Aspectos teóricos sobre incorporação de riscos em modelos de decisão. In: CONTINI, E.; ARAÚJO, J.D. de; OLIVEIRA, A.J. de; ESPINOZA GARRIDO, W., ed. *Planejamento da propriedade agrícola:* modelos de decisão. Brasília; EMBRAPA-DDT, 1986. 300p.

CUNHA, A., coord. A alocação de recursos naturais na agricultura e a restrição ecológica: fundamentos teóricos. In:_____., coord. *Uma avaliação da sustentabilidade da agricultura nos cerrados.* Brasília: IPEA, 1994. p.19-44. (IPEA. Estudos de Política Agrícola, 1. Relatórios de Pesquisas, 11).

CUNHA, A.S. Agricultura, recursos naturais e meio ambiente. *Agricultura em São Paulo,* São Paulo, v.39, n.2, p.5-15, 1992.

DALE, J.H. *Pollution, property and prices.* Toronto: University of Toronto Press, 1968. 111p.

DANCE, K.W.; HYNES, H.B. Some effects of agricultural land use on stream insect communities. *Environmental Pollution*, v.22, p.19-28, 1980.

DEDECK, R.A. Efeito das perdas de deposições de camadas do solo na produtividade de um latossolo vermelho-escuro no cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo,* Campinas, v.11, n.3, p.323-328, set./dez. 1987.

DEMSETZ, H. The exchange and enforcement of property rights. *Journal of Law and Economics,* v.7, p.11-26, 1964.

DEMSETZ, H. Toward a theory of property rights. *American Economic Review*, v.57, p.347-352, 1967.

DIEBEL, P.L.; TAYLOR, D.B.; BATIE, S.S.; HEATWOLE, C. *An economic analysis of soil erosion control and low-input agriculture.* Manhattan: Kansas State University, 1992. 16p. (Kansas State University. Departament of Agricultural Economics. Staff Paper, 93-3).

DIXON, J.A.; HUFSCHMIDT, M.M., eds. *Economic valuation techniques for the environment*: a case study workbook. Baltimore: The Johns Hopkins University, 1990. 203p.

ELETROBRÁS (Rio de Janeiro, RJ). *Manual de estudos de efeitos ambientais dos sistemas elétricos.* [Rio de Janeiro], 1986. 91p.

ELETROBRÁS (Rio de Janeiro, RJ). *Plano 2010 - relatório geral*: Plano Nacional de Energia Elétrica 1987/2010. Rio de Janeiro, 1987. 269p.

ELETROBRÁS (Rio de Janeiro, RJ). *Plano 2015 - Estudo da oferta e demanda:* expansao do sistema. Rio de Janeiro, 1993.

ELLY, A. *Ecomomia do meio ambiente*: uma apreciação introdutória interdisciplinar da poluição, ecologia e qualidade ambiental. 4.ed. Porto Alegre: Fundação de Economia e Estatística Siegfried Emanuel Henser, 1990. 180p.

FARIA, B.; OLIVEIRA, A.M. dos S. *O papel da drenagem no assoreamento de reservatórios - projeto piloto Capivara.* [São Paulo: IPT, 1990?]. 8p.

FARNWORTH, E.G.; TIDRICK, T.H.; JORDAN, C.F.; SMATHERS JUNIOR, W.M. The value of natural ecosystems: an economic and ecological framework. *Environmental Conservation*, v.8, n.4, p.275-282, Winter, 1981.

FARNWORTH, E.G.; TIDRICK, T.H.; SMATHERS JUNIOR, W.M.; JORDAN, C.F. A synthesis of ecological and economic theory toward more complete valuation of tropical moist forests. *International Journal of Environmental Studies*, v.21, p.11-28, 1983.

FISHER, A.C.; KRUTILLA, J.V. Resource conservation, environmental preservation and the rate of discount. *Quarterly Journal of Economics,* v.89, p.358-370, 1975.

FISHER, A. C.; PETERSON, F. M. The environment in economics: a survey. *Journal of Economic Literature*, v.1, n. 14, p.1-33, Mar.1976.

FOLLET, R.F.; STEWART, B.A, eds. *Soil erosion and crop productivity.* Palo Alto: American Society of Agronomy/Crop Science Society of American/Soil Science of American, 1985. 533p.

FREEMAN III, A.M. *The benefits of environmental improvement*: theory and practice. Baltimore: Resource for the Future/The Johns Hopkins University , 1981. 272p.

FREEMAN III, A.M.; HAVEMAN, R.H.; KNEESE, A.V.. *The economics of environmental policy*. New York: John Wiley, 1973. 184 p.

GUNTERMANN, K.L.; LEE, M.T.; SWANSON, E.R. The off-site sediment damage function in selected Illinois watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation*, v.30, n.5, p.219-224, Sep./Oct. 1975.

GUTIERREZ, M.B.S. Estimating the environmental benefits of Amazon forest an intertemporal valuation exercise. XXII ENCONTRO NACIONAL DE ECONOMIA, 1994, Florianópolis. Anais. São Paulo: ANPEC, 1994. v.2,p.526-547.

HAUCKS, F.W. Soil eosion and its control in developing countries. In: EL-SWAIFY, S.A.; MOLDENHAUER, W.C.; LO, A., eds. *Soil erosion and conservation.* Ankeny: Soil Conservation Society of American, 1985. p.718-728.

HARRIS, J.M. *World agriculture and the environment.* New York: Garland, 1990. 227p.

HEINEMANN, H.G.; RAUSCH, D.L. Distribution of reservoir sediment - Iowa and Missouri deep loess hills. In: FEDERAL INTERAGENCY SEDIMENTATION CONFERENCES, 3., 1975, Denver, Colorado, USA. Denver: Water Research Council, 1976. p.4/144-4/145.

HENDERSON, J.M.; QUANDT, R.E. *Microeconomic theory*: a mathematical approach. 2.ed. New York: Mc Graw Hill, 1971. 431p.

HENRY, C. Option values in the economics of irreplaceable assets. *Review of Economics Studies, Symposium on Economics of Exhaustible Resources*, p.89-104, 1974.

HEERTZ, O.B. Risk analysis in capital investiment. *Harvard Business Review*, v.42, n.1, p.95-106, Jan./Feb. 1964.

HICKS, J. The four consumer surpluses. *Review of Economics Studies*, v. 11, p.31-41, 1943.

HICKS, J.R. Foundations of welfare economics. *Economic Journal*, v.49, n.146, p.696-700, 1939.

HICKS, J.R. The valuation of social income. *Economica*, v.7, p.105-124, 1940.

HITTZHUSEN, F.J. *Agriculture and sustainable development in Brazil:* an environment, social, and economic perspective - discussion paper prepared for CNPMA-EMBRAPA. [Jaguariúna: EMBRAPA-CNPMA, 1994]. 22p. (não publicado).

HITTZHUSEN, F.J. Land degradation and sustainability of agricultural growth: some economics concepts and evidence from selected developing countries. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.46, n.1-4, p.69-79, Sep. 1993.

HUFSCHMIDT, M.M.; JAMES, D.E.; MEISTER, A.D.; BOWER, B.T.; DIXON, J.A. *Environment, natural systems and development*: an economic valuation guide. Baltimore: The Johns Hopkins University, 1990. 338p.

INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLA (São Paulo, SP). Economia agrícola paulista: características e potencialidades. *Informações Econômicas*, São Paulo, v.21, p.1-201, 1991. Suplemento.

JOHANSSON, P.-O. *The economic theory and measurement of environmental benefits.* New York: Cambridge University, 1991. 223p.

JOHANSSON, P.-O. Valuing environmental damage. *Oxford Review of Economic Policy*, v.6, n.1, p.34-50, Spring, 1990. (Economic policy towards the environment).

KALDOR, N. Welfare propositions of economics and intertemporal comparisons of utility. *The Economic Journal*, v.49, p.549-552, Sep. 1939.

KITAMURA, P.C. *Desenvolvimento sustentável:* uma abordagem para as questões ambientais da Amazônia. Campinas: UNICAMP-Instituto de Economia, 1994. 331p. Tese Doutorado.

KNEESE, A.V. Environmental pollution: economics and policy. *American Economic Review*, v.61, p.153-166, 1971.

KRUTILA, J.V. Conservation reconsidered. *American Economic Review*, v.57, p.777-786, 1967.

LAL, R. Effects of soil erosion on crop productivity. *Critical Reviews in Plant Science,* v.5, n.4, p.303-367, 1987.

LEPSCH, I. *Solo:* formação e conservação. Sao Paulo: EDUSP/Melhoramentos, 1977. 160p.

LINSLEY, R.K.; FRANZINI, J.B. *Engenharia de recursos hídricos.* São Paulo, EDUSP/Mac Graw Hill do Brasil, 1978. 798p.

MALE, K.G.; WYSGA, R.E. *Economic measurement of environmental damage.* Paris: OCDE, 1976. 151p.

MANSFIELD, E. *Microeconomics:* theory and applications. 2.ed. New York: W.W. Norton, 1975. 534p.

MARGULIS, S. Economia de meio ambiente. In: MARGULIS, S. , ed. *Meio ambiente:* aspectos técnicos e ecônomicos. Rio de Janeiro: IPEA, 1990. cap. 6, p. 135-155.

MARGULIS, S. *The economy of the environmental impact of the use of pesticides in Brazil.* London: Centre for Environmental Technology-Imperial College-University of London, 1988. 288p. Tese Doutorado.

MARKANDYA, A. The value of the environment: *a state of the art survey.* In: MARKANDYA, A.; RICHARDSON, J., eds. *Environment economics*: a reader. New York: St. Martin's, 1992. p.143-165.

MCNEELY, J.A.; MILLER, K.R.; REID, W.V.; MITTERMEIERM, R.A.; VERNER, T.B. Conserving the worlds biological diversity. In: BID (Washington, D.C.,USA) *Amazonia sin mitos.* Washington, D.C.: BID/PNUD/TCA, 1992.

MEINCK, P.C.M. *Avaliação econômica do controle de erosão na microbacia do Ribeirão Iperó, em Araçoiaba da Serra, Estado de São Paulo.* Piracicaba: ESALQ, 1993. 181p. Tese Mestrado.

MISHAN, E. J. The post-war literature on externalities: an interpretative essay. *J. of Economic Literature* v. 9, p. 1-29, Mar, 1971.

MISHAN, E.J. The relationship between joint products, collective goals, and external effects. *Journal of Political Economy*, v.77, p.329-348, 1969.

MITCHELL, R.C.; CARSON, R.T. *Using surveys to value public goods*: the contingent valuation method. Washington: Resources for the Future, 1990. 463p.

MONTOYA, L.J.; MASCHIO, L.M. de A.; RODIGHERI, H.R. *Impactos da atividade agrícola nos recursos naturais e sua valoração no Estado do Paraná.* [Colombo: EMBRAPA-CNPF, 1994]. 1v.

MOTTA, R.S. da. Análise de custo benefício do meio ambiente. In: MARGULIS, S., ed. *Meio ambiente:* aspectos técnicos e econômicos. Rio de Janeiro: PNUD/IPEA, 1991. p.109-134.

MOTTA, R.S. da. *Estimativas de preços econômicos no Brasil.* [S.l.]: IPEA, 1988. 18p. (IPEA. Textos para Discussão Interna, 143).

MOTTA, R. S.; MENDES, A.P.F.; MENDES, F.E.; YOUNG, C.E.F. da. Perdas e serviços ambientais do recurso água para uso doméstico. *Pesquisa e Planejamento Econômico*, v.1, p. 35-72, abr. 1994.

MUNCY, R.J., et al. *Effects of suspended solids and sediment on reproduction and early life of warm water fishes:* a review. Corvallis: U.S. Environmental Protection Agency, 1979. p.35-36. (EPA 600/3-79-042).

MUSGRAVE, R. A.; MUSGRAVE, P. B. *Finanças públicas*: teoria e prática. São Paulo: Campus, 1980. 673p.

NAKAZAWA, V.A; FREITAS, C.G.L. de; DINIZ, N.C. *Carta geotécnica do Estado de São Paulo*: escala 1:500.000. São Paulo: IPT, 1994. 2v. (IPT. Publicação, 2089).

NICOLAISEN, J.; DEAN, A.; HOELLER, P. Economics and the environment: a survey of issues and policy options. *OECD Economics Studies*, n.16, p.7-43, Spring, 1991.

NORONHA, J.F. de. Eficiência econômica envolvendo risco: maximização de lucro versus maximização da utilidade na agricultura. *Revista de Economia Rural*, v.21, n.3, p.323-339, jul./set. 1983.

NORTON, B.G. On the inherent danger of undervaluing species. In: NORTON, B.G., ed. *The preservation of species*. Princeton: Princeton University, 1986. p.110-134.

OLIVEIRA, A.M. dos S. *Análise de depósitos tecnogênicos como contribuição ao estudo de assoreamento de reservatórios: exemplo do Reservatório de Capivara, Rio Paranapanema*. São Paulo: IPT, 1993. v.1. (IPT. Relatório, 31577).

PANAYOTOU, T. The economics of environment degradation: problems, causes and responses. In: MARKANDYA, A. ; RICHARDSON, J., eds.. *Environment economics*: a reader. New York: St. Martin's, 1992. p.316-363.

PANAYOTOU, T. Is economic growth sustanable? Roundtable discussion with Lester Brown. In: WORLD BANK ANNUAL CONFERENCE ON DEVELOPMENT ECONOMICS, 1991. *Proceedings.* Washington, D.C., World Bank, 1992. p.353-362. Supplement to the World Bank Economic Review and the World Bank Research Observer.

PEARCE, D. Ethics, irreversibility, future generations and the social rate of discount. *Intern. J. Environmental Studies,* v.21, p.67-86, 1983.

PEARCE, D.; MARKANDYA, A.; BARBIER, E.B. *Blue print for a green economy.* London: Earthscan, 1992. 192p.

PEARCE, D.W. *Environmental economics.* London: Longman, 1976. 202p.

PEARCE, D.W.; TURNER, R.K. *Economics of natural resources and the environment.* Baltimore: The Johns Hopkins University, 1990. 378p.

PIGOU, A.C. *The economics of welfare.* 4.ed. London: MacMillan, 1950. 837p.

PLANO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS (São Paulo, SP). *Primeiro plano do Estado de São Paulo - 1990 - síntese.* São Paulo: DAEE, 1990. 97p.

POMERANZ, L. *Elaboração e análise de projetos.* São Paulo: HUCITEC, 1985. 246p.

POWER, G. Siltation is threat to whole world's storage dams. *World Water,* p.17-18, June, 1988.

QUESADA-MATEO, C.A. *Effect of reservoir sedimentation and stream flow modification on firm power generation.* Fort Collins: Colorado State University, 1979. 214p. Tese Doutorado.

RANDALL, A. *Making sense of sustainability.* Columbus: The Ohio State University-Departament of Agricultural Economics and Rural Technology, 1994. 15p. (Draft Paper, 3).

RANDALL, A. Market solutions to externality problems: theory and practice. *American Journal of Agricultural Economics*, v.54, p.175-183, May, 1972.

RANDALL, A. The problem of the market failure. *Natural Resource Journal*, v. 23, p. 132-148, 1983.

RANDALL, A. *Resource economics*: an economic approach to natural resource and environmental policy. 2.ed. New York: John Wiley, 1987. 434p.

REUTLINGER, S. *Techniques for project appraisal under uncertainty.* Baltimore: John Hopkins University, 1979. 95p.

REIBAUDO, M.O. *Water quality benefits from Conservation Reserve Program.* Washington, D.C.: USDA,1989, 30p. (USDA. Resources and Technology Division. Economic Research Service. Agricultural Economic Research Service. Agricultural Economic Report, 606).

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria de Agricultura. *Manual de conservação de solo e água:* uso adequado e preservação dos recursos naturais renováveis. 2.ed. Porto Alegre, 1983. 227p.

ROMEIRO, A.R.; ABRANTES, F.J. Meio ambiente e modernização agrícola. *Revista Brasileira de Geografia*, Rio de Janeiro, v.43, n.1, p.3-45, jan./mar. 1981.

SAMUELSON, P. Diagramatic exposition of a theory public expenditure. *Review of Economics and Statistics*, v.37, p.350-356, 1955.

SAMUELSON, P. The pure theory of public expenditure. *Review of Economics and Statistics*, v.36, p.387-389, 1954.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Energia e Saneamento. Departamento de Águas e Energia Elétrica. *Controle de erosão*: bases conceituais e técnicas; diretrizes para o planejamento urbano e regional; orientações para o controle de voçorocas urbanas. São Paulo: DAEE/IPT, 1989. 92p.

SCCHWARTZ, H.; BERNEY, R., ed. *Social and economic dimensions of project evaluation.* Washington: Inter-American Development Bank, 1977. 338p.

SCCHWEITZER, J. Economics, conservation and development: a perspective from USAID. In: VINCENT, J.R.; CRAWFORD, E.W.; HOEHN, J.P., ed. *Valuing environmental benefits in developing countries*: proceedings. East Lansing, Michigan State University, [1990?]. p.1-10.

SCCITOVSKY, T. A note on welfare propositions in economics. *Review of Economic Studies*, v.9, p.77-88, 1941-1942.

SHHEPARD, J.R. Methods and their suitability for determining total sediment quantities. In: FEDERAL INTER-AGENCY SEDIMENTATION CONFERENCE, 1963. *Proceedings*. Washington, D.C., USDA,1965.

SCORRENSON, W.J.; MONTOYA, L.J. *Implicações econômicas da erosão do solo e do uso de algumas práticas conservacionistas no Paraná.* Londrina: IAPAR, 1989. 110p. (IAPAR. Boletim Técnico, 21).

SCOUTHGATE, D.; MACKE, R. The downstream benefits of soil conservation in third world hydroeletric watersheds. *Land Economics*, v.65, n.1, p.38-48, Feb. 1989.

SCOUZA, M.P. de; PIRES, J.M. A cobrança sobre o uso dos recursos públicos. *Ambiente:* Rev. CETESB de Tecnologia, São Paulo, v.6, n.1, p.25-36, 1992.

SHPAROVEK, G.; VAN LIER, Q. de J.; ALOISI, R.R.; VIDAL-TORRADO, P. Previsão de rendimento de uma cultura em solos de Piracicaba em função da erosão. *Revista Brasileira de Ciência do Solo,* Campinas, v.17, n.3, p.465-470, set./dez. 1993.

SHILVA NETO, A.L.da Estimates of national parameters for the economic analysis of projects in Brazil. *Project Appraisal*, v.8, n.4, p.231-239, Dec. 1993.

SHTIGLITZ, J.E. *Economics of the public sector.* New York: Norton, 1986.

TAULOIS, L. *Proteção de reservatórios:* erosão e assoreamento. Rio de Janeiro: ELETROBRÁS, 1976. 16p.

TÉCNICOS do BIRD vêm discutir programa de US$ 550 milhões. *Água Viva*, Americana, v.4, p.7, maio/jul. 1994.

TIETENBERG, T. H. Economic Instruments for environment degradation. In: MARKANDYA, A. ; RICHARDSON, J. eds. *Environment economics*: a reader. New York: St. Martin's 1992. p.267-286

TIETENBERG, T. H. *Environmental and natural resource economics.* 2.ed. Glenview: Scott, Foresman, 1990. 550p.

TISDEL, C.A. *Economics of environmental conservation:* economics for environmental & ecological management. New York: Elsevier, 1991. 233p. (Development in environmental economics, v.1).

TURVEY, R. On divergences between social cost and private cost. *Economica*, v.30, p.309-313, Aug. 1963.

VATN, A.; BROMLEY, D.W. Choices without prices without apologies. *Journal of Environmental Economics and Management,* v.26, n.2, p.129-148, Mar. 1994.

VEIGA, J.E. da. Políticas ambientais para o agroalimentar: subsídio ao Programa Agrícola de Lula, 1993. In: _____. *Corrigir o foco da política agrícola.* [S.l.: s.n., 1994]. p.7-13.

VEIGA FILHO, A. de A.; SOUZA, M.C.M. de; MARTIN, N.B.; TAKAGAKI, C.; MATSUNAGA, M. Análise de investimento em adoção de tecnologias e conservação do solo no Estado de São Paulo. *Agricultura em São Paulo*, São Paulo, v.39, t.1, p.133-154, 1992.

VEELOZ, J.A.; SOUTHGATE, D.D.; HITZHUSEN, F.J.; MACGREGOR, R.D. The economics of erosion control in Republican Domenican case. *Land Economics*, v.61, p.145-155, May, 1985.

WARFORD, J.J. Natural resources and economic policy in developing countries. *Ann. Reg. Sci.*, v.21, n.3, p.245-251, 1987.

WEISBROD, B.A. Colective - consumption services of individual consumption goods. *Quarterly Journal of Economics,* v.78, p.471-477, Aug. 1964.

WEITZMAN, M.L. On the "environmental" discount rate. *Journal of Environmental Economics and Management,* v.26, n.2, p.200-209, Mar. 1994.

WILLIAM, J.R.; JONES, C.A.; DYKE, P.T. A modeling approach to determining the relationships between erosion and soil productivity. *Transaction of the ASAE,* v.27, n.1, p.129-144, 1989.