

Estimativas de Depreciação de Capital Natural no Brasil*

Ronaldo Serôa da Motta**

Este estudo apresenta estimativas de depreciação de capital natural na economia brasileira, no que concerne ao uso de recursos minerais, florestais e hídricos.

A importância de uma mensuração desta depreciação está relacionada ao tratamento que o uso dos recursos naturais recebe nos sistemas de contabilidade social. Na medida em que o uso do meio ambiente não é normalmente valorado a preços de mercado, não são imputados nas contas nacionais valores para a utilização, exaustão ou degradação dos recursos naturais. Como a preocupação fundamental está centrada na produção, a degradação/exaustão dos recursos naturais só é considerada como ganho à economia: nenhuma perda é imputada.

O emprego de recursos ambientais na produção interfere de duas formas distintas nas relações econômicas:

a) A utilização dos recursos ambientais como insumos (*inputs*) pelo setor produtivo corresponde a *serviços ambientais* que o meio ambiente presta. No caso de não ocorrer o pagamento respectivo, transformam-se em subsídios que deveriam ter seu valor imputado (acrescido) aos custos de produção. Quando a comercialização deste serviço ocorre, o serviço resultante já está considerado na medida da renda como, por exemplo, a venda de minérios ou a extração de madeira.

* Neste estudo participaram diretamente Peter May (CPDA/UFRJ), Carlos Eduardo F. Young (FEA/UFRJ) e Francisco Eduardo Mendes (AIE/COPPE). O autor agradece a assistência dos seus bolsistas do CNPq (Projeto 502345/91-8).

** Do IPEA/DIPES.

b) Todavia, a utilização de recursos ambientais por agentes econômicos pode implicar *perdas ambientais*. Para os recursos renováveis, estas perdas, em termos intratemporais, podem ser imputadas como custos adicionais para solucionar problemas por elas desencadeados ou em perdas de produção em setores dependentes destes recursos ou, ainda, por sacrificar outros possíveis usos dos recursos naturais. Isso reduziria o nível de bem-estar dos agentes econômicos afetados. As perdas ambientais representam, assim, um custo externo negativo e, portanto, devem ser abatidas do produto. No caso de recursos exauríveis, a perda ambiental tem dimensão intertemporal e se resume ao custo de uso que as gerações presentes devem pagar, ou deduzir da sua renda, de forma a compensar as gerações futuras pelo esgotamento desses recursos.

Assim, é possível definir uma medida de *renda sustentável* como aquela em que a depreciação de capital natural é considerada ao incorporar:

a) a dimensão intertemporal do uso do meio ambiente, entendida como o custo de uso devido ao esgotamento de um recurso finito; e

b) a dimensão intratemporal, que reflete o decréscimo corrente do nível de utilidade ou de produção dos agentes econômicos devido às externalidades geradas pela degradação ambiental.

A proposta de um desenvolvimento econômico ambientalmente sustentável não somente diz respeito a *como* se devem utilizar os recursos naturais, mas também *em que nível* se deve aproveitá-los. E essa é uma questão essencialmente macroeconômica. Em outras palavras, a tentativa de estabelecer algum procedimento em nível de contabilidade social para estimar o impacto, em termos agregados, do uso dos recursos naturais deve, como conseqüência, resultar em novas formas de cálculo da renda e seus agregados.

Na seção seguinte, são abordados os princípios de sustentabilidade que permeiam as técnicas de mensuração das medidas de renda sustentável. Na Seção 20.2, são apresentadas estas técnicas e as estimativas obtidas para o Brasil. Por fim, na última seção, discutem-se os resultados obtidos à luz dos cenários propostos.

20.1 - A Sustentabilidade do Desenvolvimento

Crescimento econômico e preservação ambiental são frequentemente considerados objetivos antagônicos. Existem evidências suficientes para comprovar que industrialização e urbanização criam pressões significativas na base natural de uma economia, seja pela utilização acelerada de recursos naturais exauríveis nos processos produtivos, seja devido à geração de poluição que degrada a qualidade ambiental. Advoga-se, também, com evidências igualmente irrefutáveis, que as nações alcançaram níveis satisfatórios de crescimento à custa destas perdas ambientais. Portanto, tal padrão

de crescimento se torna inevitável para aquelas nações que hoje se encontram ainda em processo de desenvolvimento.

No entanto, a questão ambiental não deve ser necessariamente entendida dentro dessa contradição. Embora ainda carente de evidências igualmente fortes, existem argumentos teóricos consolidados que permitem refutar as posições extremas acima mencionadas. Esta alternativa tem sido denominada desenvolvimento sustentável. Nos últimos anos uma vasta literatura foi elaborada no sentido de construir as bases de um crescimento econômico dissociado da degradação ambiental [ver Pearce e Atkinson (1992) e Turner *et alii* (1992)].

Dentro de uma perspectiva econômica,¹ no cerne deste novo paradigma do crescimento — desenvolvimento sustentável — observam-se dois aspectos:

a) A escassez dos recursos naturais e a dos serviços ambientais já se encontram em níveis suficientemente elevados para constituir uma ameaça à continuidade do padrão de crescimento até aqui observado.

b) Isso implica que um novo padrão deve ser incentivado através do estabelecimento de novos preços relativos destes recursos naturais e serviços ambientais.

Embora tais aspectos permeiem esta nova literatura e em grande parte as ações das ONG — Organizações Não-Governamentais, a dimensão em que estes são colocados diverge em substância e delimitação. Nos extremos estão duas correntes: uma que segue o padrão de “fraca sustentabilidade”, no qual se encontra a hipótese de que existe substituíbilidade perfeita entre capital natural e capital material. Ou seja, existe a possibilidade tecnológica de crescimento contínuo, desde que parte da renda econômica seja reinvestida de forma a manter o nível total de capital — natural e material — de uma economia. Desta forma, garante-se uma capacidade produtiva (e de acesso a recursos naturais de consumo direto) a gerações futuras equivalente ao que é disponível à geração presente.² No outro extremo, situa-se o padrão de “forte sustentabilidade”, no qual as duas formas de capital não são substituíveis e, portanto, o crescimento sustentável só se daria se o nível do estoque de capital natural fosse mantido constante. Ou seja, como seriam muito restritas as possibilidades tecnológicas de compensar perdas de capital natural por capital material, o bem-estar de gerações futuras somente estaria garantido se o estoque de capital natural fosse mantido intacto.³

1 Para uma visão mais associada à ciência política ou à sociologia, ver Colby (1990).

2 Esta é a premissa dos textos seminais de Solow (1978) e Hartwick (1977) sobre equidade intertemporal na alocação de recursos naturais.

3 Uma hipótese intermediária de sustentabilidade seria aquela em que determinaria que tipo de capital é substituível ou qual o nível de substituição possível.

É a partir destas hipóteses de sustentabilidade que se podem inserir as técnicas de valoração econômica atualmente disponíveis para mensuração de renda sustentável. Conforme se discutirá a seguir, a imputação de valores econômicos aos recursos naturais que são consumidos nos processos produtivo ou de consumo, além de não trivial, apresenta uma controvérsia metodológica que acaba por gerar valores bastante distintos, dependendo da abordagem adotada.

Os resultados aqui apresentados de medida de depreciação de capital natural para a economia brasileira serão, assim, estimados em dois cenários: o de fraca sustentabilidade e o de forte sustentabilidade.

20.2 - Estimativas de Depreciação de Capital Natural no Brasil

Esta seção discute as estimativas obtidas para as perdas dos recursos minerais, florestais e hídricos nas atividades de extração mineral, agropecuária, manufatureira e de consumo das famílias, respectivamente, no Brasil.

20.2.1 - Recursos Minerais e Florestais

No caso de recursos minerais e florestais estima-se, a seguir, a dimensão intertemporal da exaustão destes recursos. Ou seja, as perdas ambientais resultantes do esgotamento destes recursos e a sua não-disponibilidade para gerações futuras, de forma a manter constante o nível de geração de bens e serviços econômicos.⁴ Como veremos, o método de estimação adotado poderá levar a magnitudes bastante diferentes para estes custos de exaustão.

20.2.1.1 - Procedimentos Estimativos

Os trabalhos de caráter empírico de maior divulgação e, até recentemente, de maior aceitação na área de contas ambientais têm sido os que utilizam o enfoque do preço líquido. A metodologia mais divulgada é a adotada nos trabalhos empíricos realizados por pesquisadores do WRI — World Resources Institute. A sua execução é bastante simples: multiplica-se a variação física do estoque não-renovável pelo preço de mercado do recurso, líquido de custos de produção, acrescentando um fator de correção referente às variações dos preços e dos estoques ao longo do período observado.

Repetto *et alii* (1989) adotam este procedimento para avaliar as perdas de riqueza resultantes da extração de petróleo e madeira na Indonésia, adaptado

⁴ Os custos associados à poluição na exploração destes recursos podem ser debitados aos recursos do ar, da água e do solo.

com pequenas variações por Solóznano *et alii* (1992) para a Costa Rica. A contabilidade "econômica" dos recursos naturais é derivada diretamente das contas expressas em unidades físicas, imputando-se valores monetários aos níveis de estoque e suas variações. As variações líquidas no valor dos estoques são atribuídas a adições correntes das reservas no ano (descobertas, revisões líquidas, crescimento ou reproduções) menos deduções (exaustão, degradação ou desflorestamento) mais as variações de preços dos recursos durante o ano.

A renda sustentável ou "renda líquida ajustada" é determinada pela renda bruta no período mais a variação do estoque de capital natural. A simplicidade deste procedimento, que utiliza apenas variáveis *ex-post* medidas ao final do período, torna sua aplicação bastante atraente, particularmente para países com sistemas estatísticos deficientes. Contudo, esse procedimento pode levar a resultados de difícil interpretação, em que a renda sustentável é superior ao produto da atividade econômica ou alternativamente negativa.

O primeiro caso se dá quando as descobertas de novas reservas superam a exaustão ocorrida no período. Como o capital natural em cada instante é medido pelo total de reservas multiplicado pelo preço líquido, a renda sustentável poderá ser superior ao PIB devido à apreciação do capital natural. O ajuste proposto nesses casos considera o produto sustentável superior ao nível efetivo de atividade da economia, sem que os agentes tenham se apropriado de mais renda por causa disso.

O outro caso se dá quando, em função de uma redução significativa do preço líquido, a perda de capital natural supera o pagamento de fatores envolvidos na atividade extrativa. Isso implica uma renda sustentável negativa, ou seja, que a atividade extrativa está "retirando" valor agregado líquido da economia.

Estas distorções do método do preço líquido se originam da divergência entre *rent* e preço líquido. Este preço líquido de custos nada mais é do que uma aproximação do *rent* auferido pelo detentor do recurso e que representaria o valor da parcela do capital natural que estaria se reduzindo em função da extração. O objetivo é deduzir da renda bruta toda a receita líquida de exploração do recurso, na suposição de que esta receita reflete a depreciação (desinvestimento) do recurso em questão. Este é o lema de Hotelling (1931), no qual o *rent* dos recursos finitos se aprecia de acordo com a taxa de juros e, portanto, seu valor presente equivale à perda futura desse recurso, e assim corresponde à depreciação do capital consumido.⁵ Entretanto, a medida correta do *rent*, neste caso, seria o preço menos o custo marginal e

5 Ver Hartwick e Hageman (1991) para uma discussão detalhada e formal da equivalência entre *rent* de Hotelling e depreciação.

não o preço menos o custo médio, como somente os dados disponíveis permitem calcular. Dessa forma, é a receita líquida que se mede e, portanto, uma superestimativa do verdadeiro *rent*.⁶

Além do mais, o lema de Hotelling não se aplica diante de imperfeições de mercado, tais como as que levam às divergências entre as taxas privadas e sociais de desconto e a definição de direitos de propriedade.

A insatisfação com a abordagem do preço líquido levou El Serafy (1989) a estabelecer um procedimento alternativo, que busca separar a parcela de renda da parcela de capital envolvida na receita líquida obtida pelas atividades de extração de recursos exauríveis, de modo a calcular a renda verdadeira conforme definida por Hicks (1946). Para tal, ele lança mão do conceito de custo de uso definido por Keynes (1973).⁷

A proposta de El Serafy (1989) baseia-se, assim, no conceito de renda verdadeira (*true income*) de Hicks (1946) para definir a renda sustentável das atividades de extração de recursos exauríveis. Segundo Hicks, a receita que um indivíduo recebe em um determinado período pode ser separada em duas partes. A parcela de capital (*capital part*) corresponde à parte da receita que é originada pelo desinvestimento de um indivíduo no período. A parcela de renda (*income part*) corresponde à parte restante da receita, que pode ser considerada como a renda verdadeira do indivíduo no seguinte sentido:

“a person’s income is what he can consume during the week and still expect to be as well off at the end of the week as he was at the beginning” [Hicks (1946, p.176)].

Dessa forma, a perda de ativos não-produzidos decorrente do esgotamento de recursos exauríveis deve ser considerada como a parcela de capital da receita e que, portanto, não pode ser considerada como renda verdadeira. Daí a necessidade de se introduzirem correções nas medidas convencionais de produto e renda, expressos tanto em termos brutos como líquidos, que consideram como valor adicionado a parcela de capital embutida na receita.

No entanto, admite-se a possibilidade de que os recursos exauríveis, que são ativos não-produzidos, venham a ser substituídos por ativos produzidos, a fim de garantir rendimentos para as gerações futuras. Assim, o desinvestimento ocasionado pelo esgotamento pode ser compensado por investimentos em bens de capital que tenham a mesma capacidade esperada de gerar receitas no futuro. A parcela de capital deve corresponder, portanto, à parte da receita que deve ser convertida em um fundo de investimento capaz de gerar uma

6 Esta divergência não ocorre somente no caso especial, quando a curva de custo médio coincide com a de custo marginal de produção.

7 Ver Young (1992) para uma discussão detalhada do conceito keynesiano de custo de uso e sua utilização em contabilidade ambiental.

série infinita de renda verdadeira, de modo que o valor presente de ambos seja igual.

A valorização econômica dos recursos exauríveis é função do fluxo de rendimentos que se espera obter até a extinção do recurso, do período de vida útil desejada das reservas e da taxa de retorno dos investimentos na economia em questão. A exploração de um recurso exaurível gera uma receita líquida dos custos de operação e de capital. Parte da receita líquida total (R) deve ser investida de tal forma que assegure uma série infinita de renda sustentável (X). Assim, durante a exploração, ($R-X$) será a parcela de capital da receita da exploração do recurso — custo de uso — e que deve ser investida na economia de forma que X seja gerado infinitamente. É possível demonstrar⁸ que

$$(R_t - X) = \frac{1}{(1+r)^n}$$

onde, r é o custo de oportunidade do capital e n o período de esgotamento do recurso.

Logo, para cada recurso exaurível é possível estimar no período t a relação (R_t-X) e, conseqüentemente, determinar o custo de uso que corresponde à parcela da receita líquida que deve ser entendida como depreciação de capital natural.

Colocando de lado as disputas teóricas e metodológicas acima apresentadas, é possível compreender as divergências expressivas entre os resultados apresentados na seção anterior como decorrentes das premissas implicitamente adotadas sobre sustentabilidade.

O método do preço líquido, ao entender que o ajuste a ser introduzido nas medidas de renda equivale a toda a receita líquida da exploração do recurso, pressupõe que qualquer depreciação de capital natural representa uma perda ambiental de definitiva. Ou seja, a depreciação de uma unidade de capital natural hoje representa menos uma unidade deste capital à disposição de gerações futuras. Dessa forma, o método do preço líquido reflete implicitamente a premissa de que o estoque de todo e qualquer tipo de capital natural deve ser mantido constante e, portanto, a sua redução é uma perda a ser totalmente debitada à geração que a realiza. Por princípio, tal premissa não admite que haja possibilidade de substituição entre capital natural e capital material. Observando a expressão acima do custo de uso, seria o equivalente a assumir

8 Ver Motta (1991) para a demonstração desta expressão. A diferença nas apresentações de El Serafy (1989) e Motta (1991) está em que o primeiro considera que o retorno do investimento é dado por uma taxa de desconto intertemporal, enquanto para o segundo o retorno é dado pelo custo de oportunidade do capital. Contudo, ambos chegam ao mesmo resultado em termos de expressão do fator de exaustão.

que o custo de oportunidade do capital (r), no caso de substituição de capital natural, é nulo ou que o nível de esgotamento aceitável, representado por n , também seria nulo. Esta seria a hipótese de forte sustentabilidade acima mencionada.

No caso do método do custo de uso postula-se que parte da receita de exploração do recurso natural pode ser reinvestida para garantir fluxos de rendimentos perpétuos, quando o estoque deste capital natural estiver esgotado. Ou seja, é possível formar estoques de outros tipos de capital (material ou, mesmo, natural renovável) que substituam o estoque exaurido e mantenham a capacidade produtiva da economia. Assim, a depreciação de um capital natural pode ser compensada por investimentos economicamente equivalentes. Tal premissa admite implicitamente que há substituíbilidade entre capital natural e capital material sempre que for economicamente desejável. Neste caso, adota-se a hipótese de fraca sustentabilidade.

20.2.1.2 - Resultados

a) Recursos minerais⁹

Conforme já discutido, o custo de exaustão medido pelo método do preço líquido é estimado pelo preço líquido de venda de cada recurso naquele ano, multiplicado pelo volume vendido mais as variações de reservas estimadas. No caso do método de custo de uso, adotaram-se as mesmas estimativas de reservas e receita líquida para avaliar estes custos.¹⁰ As estimativas do custo de oportunidade do capital elaboradas para os anos 70 e 80 na economia brasileira são elevadas e em torno de 12 a 20%.¹¹ Dessa forma, utilizou-se neste estudo um percentual de 12% constante para todo o período de análise.

Conforme se observa na Tabela 20.1, a comparação entre as séries de renda convencional e custo de exaustão obtidas de acordo com as diversas abordagens antes discutidas mostra disparidades significativas entre os resultados de cada uma delas. Em primeiro lugar, percebe-se nitidamente a diferença entre as magnitudes dos valores alcançados. Observando os valores dos fatores de exaustão que relacionam custos de exaustão com as medidas de renda convencional, constata-se que os valores calculados segundo o método do preço líquido oscilam entre -8954,1 e 15815,7% da renda convencionalmente calculada para o conjunto de minérios selecionados,

9 Ver Motta e Young (1991) e Young (1992) para uma descrição completa dos procedimentos adotados para obter as estimativas dos recursos minerais.

10 Para o petróleo, empregou-se o preço internacional para evitar a contabilização de preços adotados pela Petrobrás, os quais estão fortemente influenciados pela política de formação de preços de derivados. Dessa forma, as medidas de valor agregado utilizadas diferem daquelas das contas nacionais.

11 Ver Motta (1988) para uma resenha destes estudos.

TABELA 20.1
Custos de Exaustão dos Recursos Minerais no Brasil - 1980
 (Em US\$ 000,000)

ANO	VALOR AGREGADO DO SETOR MINERAL (A)	CUSTOS DE EXAUSTÃO		FATORES DE EXAUSTÃO	
		CUSTO DE USO (R=12%) (B)	PREÇO LÍQUIDO (C)	CUSTO DE USO (B/A) (%)	PREÇO LÍQUIDO (C/A) (%)
1970	2462,1	234,7	—	9,5	—
1971	2497,1	358,0	62971,6	14,3	2521,8
1972	2591,1	361,5	-232007,7	13,9	-8954,1
1973	2616,3	329,2	-166673,3	12,6	-6370,5
1974	2890,6	519,8	457161,4	18,0	15815,7
1975	2895,0	322,3	-95958,7	11,1	-3314,6
1976	2920,9	253,6	14394,6	8,7	492,8
1977	2746,1	168,4	-3021,9	6,1	-110,0
1978	2998,8	141,5	-60201,6	4,7	-2007,5
1979	2971,8	114,5	48855,1	3,9	1644,0
1980	3050,7	103,2	-10218,3	3,4	-335,0
1981	3299,9	151,6	32541,1	4,6	986,1
1982	3699,5	130,0	-59960,5	3,5	-1620,8
1983	4477,7	221,2	-28899,6	4,9	-645,4
1984	6018,9	625,6	24189,6	10,4	401,9
1985	7062,1	911,7	55835,8	12,9	790,6
1986	7543,5	653,7	-84091,6	8,7	-1114,8
1987	7772,4	481,5	9668,0	6,2	124,4
1988	8343,2	270,6	-28212,2	3,2	-338,1

Fontes: Motta e Young (1991) e Young (1992).

enquanto os valores estimados segundo o método do custo de uso se situam em uma faixa bem mais estreita, entre 18 e 3,2% da renda convencional.

Essa discrepância se deve à propriedade da abordagem do preço líquido de corrigir a renda convencionalmente calculada pelas variações líquidas das reservas, valoradas pelo preço líquido dos minérios em questão, conforme já foi discutido anteriormente. Isso permite que a renda corrigida assuma valores negativos ou, então, superiores à própria renda convencional, sempre que a variação das reservas exceder, em módulo, o esgotamento ocasionado pela atividade extrativa.

Já a renda sustentável calculada através da subtração do custo de uso não pode ser nem menor que a soma do retorno do capital, mais os salários e os encargos pagos, nem maior que a renda convencionalmente calculada. Isso porque o custo de uso, que reflete o valor presente da perda esperada de rendimentos futuros, em função da extração corrente, varia entre o total da receita líquida auferida (quando a extração atual implica a exaustão imediata do recurso) e zero (quando a extração não implica riscos de exaustão em um horizonte de tempo consideravelmente amplo). No caso brasileiro, por exemplo, as reservas de ferro, chumbo, manganês são suficientemente

elevadas, de forma que seu esgotamento só se daria em períodos sempre superiores a 50 anos, ao se considerar o nível de exploração da década de 80. Tal fato reduz praticamente a zero o custo de uso associado a estes minerais.

As séries apresentam sinais divergentes também no que se refere ao sinal das variações entre anos consecutivos. A renda sustentável calculada pela abordagem da depreciação oscila de forma mais abrupta e cíclica, de tal modo que valores fortemente negativos normalmente são acompanhados, simetricamente, por valores positivos também bastante altos nos anos posteriores. Isto é justificado pelo comportamento errático das avaliações das reservas minerais, em que muitas vezes subestimativas ou superestimativas são corrigidas nos períodos seguintes e que, por serem significativamente maiores que a produção física, acabam criando uma gangorra na qual os valores da renda sustentável sobem e descem continuamente.

b) Recursos florestais¹²

Na medida em que a conversão de áreas florestais para atividades agropecuárias não permite a regeneração da vegetação primária, o caso do desmatamento para fins agropecuários se assemelha ao da exploração de um recurso finito como, por exemplo, os recursos minerais.¹³

Vale, todavia, mencionar que as estimativas aqui realizadas só abrangem os produtos florestais atualmente comercializáveis e economicamente expressivos. É plenamente reconhecido que os serviços florestais de regulação hidrológica e climática, como também os de manutenção de patrimônio genético, sejam, talvez, em termos de sustentabilidade, mais importantes que a exploração de produtos florestais. Contudo, a mensuração econômica destes serviços é teórica e operacionalmente bastante complexa e foi evitada no escopo deste trabalho. Poderá observar-se, entretanto, que as medidas restritas aos produtos florestais, por si só, impõem pesadas perdas ambientais ao avanço da fronteira agrícola no país.

Para a aplicação do método de custo de uso no caso dos recursos florestais, admitiu-se que o valor de X no caso do desmatamento seria o valor agregado da produção florestal (madeira e outros produtos extrativos) que poderia ser removida de forma sustentável. Este valor seria resultante do crescimento natural da floresta, caso não fosse desmatada, que gera um incremento anual de volume que, extraído, manteria a floresta no seu volume inicial.

Os valores deste incremento anual foram determinados através de estudos específicos da região florística ou do próprio produto.

12 Ver Motta e May (1992) e May (1993) para uma descrição completa dos procedimentos adotados para obter estas estimativas dos recursos florestais e a expansão agropecuária.

13 Uma variante do lema de Hotelling para recursos não-exauríveis seria que o *rent* destes recursos cresce em proporção à diferença entre a taxa de juros e a taxa de reposição. No caso da conversão agropecuária, a taxa de reposição é zero.

O valor de n — período de exaustão — é dado pela razão entre o estoque de cada zona florística em t pelo total de área desmatada desta zona no mesmo período. Assim, obtém-se o custo de uso (U_t) da perda de produção florestal por conversão de florestas para fins agrícolas da seguinte forma:

$$U_t = \frac{X_t}{(1+r)^n}$$

As estimativas elaboradas de acordo com o método do preço líquido obedeceram aos mesmos procedimentos adotados na seção anterior, em que os estoques iniciais e finais são as áreas de cada tipo de vegetação existente no início e no fim do período. Os preços são os mesmos adotados no método do custo de uso para cada tipo de produto.

Os resultados apresentados na Tabela 20.2 mostram que o desflorestamento implica consideráveis perdas econômicas em certos períodos, seja qual for o método empregado. Durante a primeira metade da década de 70 a taxa de conversão de florestas em áreas agropecuárias cresceu de forma relativamente lenta. Contudo, a taxa de desflorestamento cresceu dramaticamente na segunda metade da década. Isso fez com que as perdas decorrentes do desflorestamento alcançassem valores significativos neste período.

Na mesma tabela observa-se que a comparação entre os resultados alcançados pela abordagem do preço líquido e os do método do custo de uso também mostra grandes discrepâncias. Se o procedimento sugerido pela abordagem da depreciação fosse levado em consideração, a necessidade de ajuste do produto agropecuário seria bem maior, chegando em alguns anos a se aproximar do total do produto. No ano de 1975, por exemplo, este percentual seria de 89,5%. De acordo com os resultados do método do preço líquido, neste período teria sido economicamente melhor para a nação evitar a expansão da fronteira agrícola, de modo a garantir a preservação da maioria das áreas de floresta. Esta é, certamente, uma conclusão bastante polêmica. Já no caso do custo de uso, embora os percentuais cresçam também à medida que a taxa de desmatamento se acelera, o valor máximo alcançado foi de 4,8% em 1980. Observe-se que as variações líquidas de reservas no caso das florestas não geram valores negativos no método do preço líquido, tendo em vista que, no caso brasileiro, o reflorestamento é pouco significativo em relação à área total de florestas.

20.2.2 - Recursos Hídricos

Diferentemente dos recursos minerais e florestais, nos quais se discutem os custos associados à exaustão, os custos ambientais relativos aos recursos hídricos serão estimados na sua dimensão intratemporal referentes aos efeitos da sua degradação. Ou seja, as perdas de bem-estar entre contemporâneos, na medida em que se pressupõe que sejam recursos renováveis. Os custos

TABELA 20.2
Custos de Exaustão dos Recursos Florestais na Expansão Agropecuária - 1980
 (Em US\$ 000,000)

ANO	VALOR AGREGADO DA ÁREA CONVERTIDA (1) (A)	VALOR AGREGADO DA AGROPECUÁRIA (B)	CUSTO DE USO (12%)			PREÇO LÍQUIDO			(C/A) (%)	(D/B) (%)
			MADEIRA	OUTROS (2)	TOTAL (C)	MADEIRA	OUTROS (2)	TOTAL (D)		
1971	135,9	10.753	0,31	0,47	0,78	6.036	4,6	6.041	0,6	56,2
1972	155,0	12.530	0,38	—	0,38	6.582	—	6.582	0,2	52,5
1973	174,0	15.441	0,50	1,07	1,56	8.167	8,2	8.175	0,9	52,9
1974	193,0	16.949	0,86	1,57	2,43	13.082	10,9	13.093	1,3	77,2
1975	250,0	18.200	1,15	1,58	2,72	16.277	10,0	16.287	1,1	89,5
1976	300,3	20.025	4,07	5,84	9,91	15.944	21,0	15.965	3,3	79,7
1977	339,9	25.292	4,75	6,29	11,04	16.780	21,7	16.802	3,2	66,4
1978	353,9	21.599	4,43	8,08	12,50	14.370	26,6	14.397	3,5	66,7
1979	368,0	22.607	4,55	11,67	16,22	13.717	36,8	13.754	4,4	60,8
1980	311,1	24.060	3,97	10,94	14,90	11.258	33,1	11.291	4,8	46,9
1981	249,4	20.591	0,07	0,27	0,34	9.084	2,3	9.086	0,1	44,1
1982	175,8	17.577	0,04	0,30	0,35	6.525	2,7	6.528	0,2	37,1
1983	182,3	22.009	0,04	0,35	0,38	6.300	3,0	6.303	0,2	28,6
1984	188,8	23.645	0,03	0,44	0,47	6.042	3,6	6.046	0,2	25,6
1985	195,3	25.473	0,02	0,42	0,43	5.136	2,7	5.139	0,2	20,2

Fontes: Motta e May (1992) e May (1993).

(1) Valor agregado da área florestal convertida para agropecuária em cada ano.

(2) Produtos extrativos: látex, castanha, babaçu, palmito e camaúba. Para 1972, os dados não estavam disponíveis.

externos negativos da degradação (uso do recurso para disposição de resíduos) afetam diretamente a geração presente, através da redução do nível de utilidade gerada pelo consumo direto do recurso e da redução do nível de elaboração das atividades produtivas que dependem deste recurso.

A mensuração das perdas ambientais neste caso estima os custos associados à poluição hídrica. Estes seriam, por exemplo, a elevação da incidência de mortalidade e morbidade de certas doenças, as atividades recreativas e turísticas que foram prejudicadas e a adução de água para irrigação e consumo das famílias.

Uma alternativa seria estimar quanto a economia deveria investir para que as perdas acima mencionadas fossem evitadas. No caso da poluição hídrica estes investimentos seriam, por exemplo, as inversões em tratamento de esgotos domésticos e industriais deficitários no país. Assim, a estimação necessária pode ser relativamente fácil com base em dados de engenharia ambiental. Esta tem sido, na verdade, a abordagem mais utilizada nos estudos realizados para estimar estas perdas em outros países, como, por exemplo, nos trabalhos coordenados pelo escritório estatístico da ONU para o México e Nova Guiné [ver Tongeren *et alii* (1991) e Bartelmus *et alii* (1992)].

Neste estudo estimaram-se as inversões deficitárias de acordo com o nível atual de emissão das fontes domésticas e industriais e os níveis de eficiência das tecnologias de controle. Dessa forma, estas inversões deficitárias para tratamento de esgotos industriais e domésticos foram calculadas considerando dois cenários. Um, com o uso de tecnologias com os maiores níveis de eficiência disponíveis no mercado, que consiste na hipótese de forte sustentabilidade. Outro, em que níveis menos ambiciosos são determinados, para caracterizar a hipótese de fraca sustentabilidade: assume-se que um nível de poluição remanescente se justifica no curto prazo¹⁴ e não reduz a capacidade de crescimento futuro da economia.

Devido à restrita disponibilidade de dados sobre emissão de poluição industrial e tratamento de esgoto doméstico, as estimativas aqui apresentadas referem-se apenas a 1988, ano para o qual todas as informações necessárias estão disponíveis.

20.2.2.1 - Procedimentos Estimativos

a) Esgoto doméstico

Conforme já discutido, uma aproximação das perdas ambientais relativas à poluição hídrica doméstica consiste nos gastos em coleta e tratamento que

¹⁴ Isso quer dizer que o custo ("desbenefício") marginal da poluição seria equivalente ao seu benefício marginal (perdas de excedente econômico ao reduzir consumo para financiar inversões em controle ambiental).

poderiam ser obtidos pelo custo de capital necessário para que a carga de despejos domésticos, potencialmente poluidora dos corpos d'água, fosse ligada à rede e tratada adequadamente.

Como medida das quantidades de esgoto produzidas empregou-se o número de habitantes das regiões urbanas, classificados de acordo com o serviço de esgoto a que têm acesso. As estatísticas relativas a estes serviços diferenciam as formas de serviço de esgoto em rede geral, fossa séptica, precárias ou inexistentes. Como rede geral entende-se a coleta unitária de esgoto, mas isso não significa necessariamente o tratamento deste despejo.

Além disso, de acordo com o nível de tratamento utilizado, o esgoto lançado aos recursos hídricos gera externalidades ou não. O tratamento primário consiste em combinações de operações físicas e químicas que têm como objetivo a eliminação de sólidos suspensos, coloidais, voláteis e graxas, bem como a remoção de odores e a desinfecção das águas residuais. O tratamento secundário/terciário compreende adicionalmente processos biológicos que convertem a matéria orgânica em sólidos sedimentáveis flocculentos, que podem ser eliminados em tanques de sedimentação. Já as fossas sépticas são tanques subterrâneos onde a digestão dos sólidos faz-se anaerobiamente [Silveira e Sant'Anna (1990)]. As fossas sépticas podem ser comparadas a um tratamento primário, em certos casos, no qual condições de permeabilidade do solo e as soluções de depósito da sua depuração não são satisfatórias.

A população urbana foi classificada em:

ET: população urbana que tem seu esgoto coletado e tratado por rede geral;

EN: população urbana que tem seu esgoto coletado mas não tratado por rede geral;

FS: população urbana que dispõe de fossa séptica no domicílio;

OU: população urbana que dispõe de instalações sanitárias precárias ou não dispõe de nenhuma.

Observe-se que ($ET + EN$) é o total da população com esgoto coletado, aqui denominado EC . As séries de EC , FS e OU foram estimadas a partir dos dados sobre condições sanitárias dos domicílios divulgados pelo IBGE, na PNAD — Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios.

A série ET foi determinada como uma proporção de EC estimada com dados que informam volume de esgoto coletado e tratado por estado, declarados pelas companhias estaduais de saneamento básico na Pesquisa de Esgotamento Doméstico do IBGE para o ano de 1988. Nesta pesquisa também foi possível estimar que aproximadamente 1/3 do esgoto tratado no país recebe tratamento equivalente ao nível secundário/terciário.

Para estimar os investimentos totais necessários para que atendam toda a população urbana com serviço adequado de esgoto, foram utilizados três tipos de custos de investimento:

e: custo de coleta por habitante (US\$ 120/hab.);

tp: custo de tratamento primário (US\$ 32,50/hab.);

ts: custo de tratamento secundário/terciário adicional a *tp* (US\$ 97,50/hab.).

Os valores destes custos foram obtidos em Motta *et alii* (1991) com base nos custos de obras de saneamento realizadas no Brasil.

O custo total (*K*), déficit do estoque de capital necessário para atender com serviços de esgoto adequados, é então calculado em dois cenários. Um no qual todo o esgoto coletado é tratado com tecnologia secundária/terciária, inclusive aquele de domicílios com fossa séptica. No outro cenário considera-se o nível de fossa séptica aceitável, estende-se o serviço de coleta e tratamento primário para os que não dispõem de qualquer serviço e amplia-se o tratamento secundário/terciário para toda população que atualmente tem esgoto coletado. Este cenário significaria ampliar os serviços de coleta e tratamento primário para metade da população urbana e garantir tratamento secundário/terciário para a outra metade.

Observe-se que a capacidade de assimilação de certos recursos hídricos pode ser suficientemente elevada para que os danos ambientais sejam reduzidos e, portanto, não se justificaria economicamente um tratamento mais sofisticado. Por outro lado, optar por tratamento secundário/terciário em todos os casos asseguraria que estes danos fossem praticamente eliminados.

Sendo assim, no primeiro cenário está-se propondo o nível mais sofisticado de remoção do esgoto doméstico, o qual reflete uma hipótese de forte sustentabilidade. No segundo cenário somente parte desta remoção é considerada, apresentando, então, uma hipótese de fraca sustentabilidade.

Finalmente, o custo ambiental analisado da poluição hídrica doméstica é obtido aplicando o custo de oportunidade de capital de 12% aos valores dos estoques totais *K* estimados para um período de depreciação de 25 anos, acrescidos de um percentual de 5% para considerar custos de operação.

b) Esgoto industrial

Os dados sobre níveis de emissão estão disponíveis somente para 13 estados brasileiros: São Paulo, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Espírito Santo, Rio Grande do Sul, Paraná, Santa Catarina, Goiás, Bahia, Pernambuco, Ceará, Maranhão e Pará.

Os dados relativos ao Estado de São Paulo foram fornecidos diretamente pela Cetesb, enquanto os dos outros estados foram obtidos junto ao banco de

dados do Pronacop — Programa Nacional de Controle da Poluição. Ambas as bases de dados fornecem informações sobre a atividade principal e as descargas potenciais e remanescentes de carga orgânica (medidas em DBO — Demanda Bioquímica de Oxigênio) e metais pesados dos principais estabelecimentos da indústria de transformação, constantes dos cadastros dos órgãos ambientais estaduais (ver, Parte 4, Indicadores de Poluição no Brasil).

A base de dados fornecida pela Cetesb é relativa a dados cadastrais da companhia das bacias hidrográficas do estado no ano de 1988. Estes dados estão agregados a partir da classificação de atividades industriais dos Censos Econômicos do IBGE a quatro dígitos.

Os dados do Pronacop referem-se a uma pesquisa conduzida em 1988 junto aos cadastros dos diversos órgãos ambientais estaduais. Os estabelecimentos estão, com algumas modificações, classificados de acordo com a lista de atividades constante do documento *Rapid Assessment of Sources of Air, Water and Land Pollution* [OMS (1992)].

Os dados sobre custo unitário de tratamento foram obtidos a partir do trabalho *Cost-effective pollution control in Brazil* [Jantzen (1992)]. Neste trabalho são apresentadas seqüências de tecnologia de tratamento adequadas para os diversos setores da indústria com os respectivos custos anualizados de controle de carga orgânica e metais pesados com base em preços internacionais. Estes custos representam custos de investimentos unitários anualizados, à taxa de 12% para um período de depreciação de 25 anos, e também custos operacionais. A adoção de preços internacionais pode significar vieses nos cálculos realizados. Todavia, é de se esperar que a médio prazo os custos domésticos se aproximem dos custos internacionais, principalmente porque são empresas multinacionais que dominam este setor. Os custos de tratamento são dados por faixas de volume de efluentes a serem tratados, o que permitiu contornar problemas relacionados com economia de escala.

O custo total de remoção de poluentes hídricos industriais (CC) por planta industrial pode ser estimado a partir do produto entre as cargas a serem removidas e o custo unitário de remoção de poluentes.

Os valores dos custos unitários variam com a eficiência da tecnologia de tratamento empregado. Assim, para o cenário de forte sustentabilidade adotou-se o nível de remoção de quase 100%, onde as tecnologias mais avançadas são adotadas. No outro, de fraca sustentabilidade, adotou-se um nível de 85% de remoção com base em observações de custos marginais, conforme será discutido na subseção seguinte.

20.2.2.2 - Resultados

a) Esgoto doméstico

Os valores das necessidades de investimentos para ampliar os serviços de esgotamento doméstico são apresentados na Tabela 20.3 com os seus respectivos valores anualizados. Conforme discutido anteriormente, estes valores serão considerados como uma aproximação das perdas ambientais geradas pelas famílias ao lançarem seus esgotos nos meios hídricos. Observa-se que no cenário de forte sustentabilidade, que considera tratamento mais sofisticado para toda a população, os valores obtidos, devido aos elevados custos deste tratamento, se situam 80% acima dos estimados para o cenário de fraca sustentabilidade.

Na medida em que as famílias não podem ser consideradas um setor da economia, e sim uma categoria de gastos da demanda final, optou-se por relacionar estas perdas com o valor total do PIB nacional. Assim, as perdas ambientais referentes ao baixo nível de tratamento de esgoto doméstico no Brasil representam 0,44% da renda nacional, no caso da hipótese de fraca sustentabilidade, e 0,78% no caso de forte sustentabilidade. Tais percentuais, embora pouco significativos, não podem ser considerados desprezíveis se analisados em conjunto com outras necessidades de investimento da economia brasileira.

b) Esgoto industrial

Na Tabela 20.4 (e no gráfico a seguir) estão apresentados os gastos anuais necessários para controle de carga orgânica e metais pesados que devem ser pagos pela indústria manufatureira no Brasil para atingir diferentes níveis de eficiência de remoção. Conforme discutido na seção anterior, estes custos são aproximações das perdas ambientais do setor relativas à poluição hídrica. Observa-se nesta tabela que as perdas relativas a metais pesados são até três vezes superiores às estimadas para carga orgânica. Esta discrepância se deve não só às diferenças de custos de tratamento como também ao nível mais

TABELA 20.3
Perdas Ambientais Associadas ao Esgoto Doméstico
(Em US\$ 000,000)

	DÉFICIT DE INVESTIMENTOS	CUSTO ANUALIZADO	
		VALOR ABSOLUTO	% PIB
Fraca Sustentabilidade	10.831,17	1.451,38	0,44
Forte Sustentabilidade	19.124,36	2.562,66	0,78

Nota: Custo anualizado a 12% a.a. com vida útil de 25 anos e custos operacionais equivalentes a 5% do custo de capital.

TABELA 20.4
Perdas Ambientais do Recurso d'Água Associadas à Poluição
Industrial no Brasil - 1980
 (Em US\$ 000)

SETOR	CUSTOS POR NÍVEL DE CONTROLE (% DO PIB)					
	25%	50%	75%	85%	95%	100%
Minerais Não-Metálicos	4,5 0,0%	7,1 0,0%	8,0 0,0%	8,0 0,0%	9,2 0,0%	9,2 0,0%
Metalurgia	363.131,0 3,3%	718.932,2 6,5%	803.671,0 7,2%	924.315,2 8,3%	1.122.067,9 10,1%	1.236.893,2 11,1%
Mecânica	7.004,6 0,1%	12.693,6 0,1%	14.869,7 0,1%	15.351,4 0,1%	18.756,5 0,2%	19.183,9 0,2%
Mat. Elétrico e Eletrônico	394,2 0,0%	476,3 0,0%	744,4 0,0%	816,8 0,0%	849,6 0,0%	850,7 0,0%
Mat. de Transporte	13.177,1 0,2%	14.394,0 0,2%	20.642,4 0,3%	30.890,6 0,4%	41.692,6 0,6%	45.746,6 0,7%
Madeira	7.858,9 0,7%	18.075,1 1,5%	26.903,7 2,3%	28.903,8 2,5%	37.712,5 3,2%	38.599,8 3,3%
Papel e Papelão	4.768,8 0,2%	5.844,6 0,2%	6.445,3 0,2%	7.551,3 0,2%	16.310,1 0,5%	19.525,6 0,6%
Borracha	0,0 0,0%	0,7 0,0%	1,1 0,0%	4,9 0,0%	7,1 0,0%	8,0 0,0%
Couros e Peles	274.262,3 45,7%	1.129.319,6 188,3%	2.005.811,4 334,5%	2.195.925,3 366,2%	3.217.822,1 536,6%	3.489.775,1 582,0%
Química	47.163,2 0,4%	88.620,0 0,7%	123.754,2 1,0%	176.752,4 1,4%	233.187,4 1,8%	303.341,3 2,4%
Farmacêutica	14.831,2 1,2%	16.896,5 1,4%	16.896,9 1,4%	19.306,3 1,6%	26.417,7 2,2%	35.018,9 2,9%
Perfumaria	2.400,1 0,3%	2.851,9 0,3%	2.872,6 0,3%	2.990,8 0,3%	4.403,8 0,5%	5.494,8 0,6%
Sabões e Velas	32.591,9 0,7%	39.440,9 0,9%	51.390,5 1,1%	52.076,0 1,1%	66.962,2 1,4%	67.305,6 1,5%
Têxtil	19.699,0 0,2%	23.419,2 0,2%	27.474,0 0,3%	33.747,9 0,3%	42.213,1 0,4%	54.356,1 0,5%
Alimentícia	2.669,3 0,2%	3.259,6 0,3%	3.505,9 0,3%	3.764,7 0,4%	5.755,9 0,5%	7.406,6 0,7%
Bebidas	201.134,5 0,2%	663.886,0 0,7%	896.341,6 1,0%	1.001.766,6 1,1%	1.332.496,2 1,4%	1.437.407,2 1,6%
Carga Orgânica	588.821,4 0,6%	1.410.405,3 1,5%	2.208.649,4 2,4%	2.490.638,6 2,7%	3.501.671,5 3,8%	3.886.108,2 4,2%
Metals	789.955,9 0,9%	2.074.291,3 2,3%	3.104.991,1 3,4%	3.492.405,3 3,8%	4.834.167,7 5,2%	5.323.515,5 5,8%

Notas: (a) Quando não discriminados, os valores referem-se à soma dos custos de controle de carga orgânica e metais pesados.

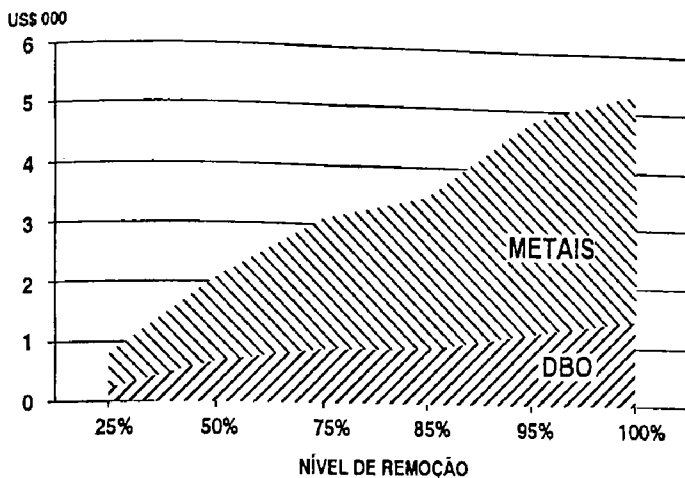
(b) Ano de referência: 1988.

(c) Estados: Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná, São Paulo, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Espírito Santo, Goiás, Bahia, Pernambuco, Ceará, Maranhão e Pará.

(d) 0,0% — zero por arredondamento.

(e) Valores percentuais entre parênteses são relativos ao PIB do setor.

Gastos Necessários para Controle da Poluição Hídrica Industrial no Brasil - 1988



elevado de poluição remanescente dos metais pesados (ver, na Parte 4, Indicadores de Poluição no Brasil).

Os resultados da Tabela 20.4 confirmam que as estimativas de perdas ambientais associadas à poluição hídrica no Brasil variam significativamente de acordo com o nível de remoção, ou seja, com a hipótese de sustentabilidade adotada. No caso do cenário de forte sustentabilidade, em que se assegura quase 100% de remoção, estas perdas somam aproximadamente US\$ 5,3 bilhões por ano e representam quase 6% do produto interno do setor. Estes valores se reduzem a menos de US\$ 1 bilhão e a 0,9% do PIB quando se aceita um nível de eficiência tão baixo como 25%.

Examinando a Tabela 20.5 observa-se que as medidas de perdas apresentam valores marginais — custo por 1% de remoção — muito mais elevados após o nível de 85%. Na ausência de melhor critério para estabelecer um nível que corresponda a um cenário de fraca sustentabilidade, optou-se pela remoção de 85%, na medida em que a partir deste nível o benefício da remoção teria que ser bastante elevado para compensar os custos crescentes de remoção. Outra justificativa se deve ao fato de este nível de 85% representar também o padrão aceitável pelos órgãos ambientais no Brasil para determinação de tecnologia de controle. Sendo assim, a renda sustentável da indústria manufatureira no Brasil seria 5,8% (100% de remoção) menor que

TABELA 20.5

Custos Marginais de Controle de Poluição Hídrica Industrial no Brasil

(Em US\$ mil)

INTERVALOS DE EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO (%)	CUSTOS MARGINAIS	
	CARGA ORGÂNICA	METAIS PESADOS
25 - 50	18.510,1	32.863,4
50 - 75	9.298,2	31.929,8
75 - 85	10.542,5	28.198,9
85 - 95	33.073,0	101.103,3
95 - 100	20.982,2	76.887,3

Notas: (a) Custos relativos ao incremento de 1% de remoção.

(b) Relativos aos valores da Tabela 20.4.

a renda convencional na hipótese de forte sustentabilidade ou 3,8% (85% de remoção) na hipótese de fraca sustentabilidade.

Observa-se também na Tabela 20.4 que ao nível de 100% quase 66% destes custos correspondem ao setor couros e peles, enquanto o setor metalurgia representa outros 24% [principalmente devido ao elevado montante de poluição remanescente (ver, na Parte 4, Indicadores de Poluição no Brasil) e também aos altos custos de tratamento nestes setores]. Os outros setores são responsáveis por apenas 10% restantes. Dessa forma, ao se desconsiderar o setor couros e peles, devido à sua dimensão, as perdas seriam reduzidas para 2% do PIB industrial.

Esta distribuição das perdas setoriais de remoção reflete-se fortemente nas respectivas medidas de renda sustentável. Conforme se observa na Tabela 20.4, os setores couros e peles e metalurgia são os que apresentam os maiores ajustes nas medidas de renda (PIB) em termos de perdas ambientais. No caso de couros e peles, este ajuste ultrapassa largamente a própria medida do PIB, indicando claramente a não-sustentabilidade destas atividades no Brasil. Na metalurgia os percentuais de ajuste encontram-se apenas entre 3,3 e 11,1%. Para todos os outros setores a renda sustentável não se situaria abaixo de 3% da renda convencional, seja qual for a hipótese de sustentabilidade adotada.

Note-se que sendo as perdas mensuradas por estimativas de gastos necessários de controle de poluição, excetuando os setores já mencionados, a adoção de ações mais rígidas de controle não comprometeria significativamente o desempenho econômico do setor, quando se considera a proporção destes custos nas medidas do PIB.

20.3 - Comentários Finais

Os procedimentos metodológicos e os resultados apresentados nas seções anteriores revelaram que a mensuração da depreciação de capital natural

TABELA 20.6
Depreciação de Capital Natural no Brasil - 1985
 (Em US\$ 000,000)

PERDAS AMBIENTAIS	SUSTENTABILIDADE	
	FRACA	FORTE
Custo de Degradação do Recurso Água		
Esgoto Doméstico	984 (0,40%)	1.744 (0,78%)
Esgoto Industrial	3.495 (1,56%)	5.334 (2,39%)
Custo de Exaustão dos Recursos Minerais	849 (0,38%)	52.060 (23,28%)
Custo de Exaustão dos Recursos Florestais	48 (0,02%)	4.864 (2,17%)
Total das Perdas	5.376 (2,40%)	64.002 (28,62%)

Notas: (i) Valores em parênteses referem-se aos percentuais do PIB de 1985.

(ii) Valores absolutos calculados a partir dos percentuais das Tabelas 20.1, 20.2, 20.3, 20.4 e aplicados ao valor do PIB de 1985.

enfrenta dificuldades teóricas e empíricas devido à observação de preços subótimos ou mesmo ausência de mercado dos bens e serviços ambientais.

Entretanto, percebe-se que as possibilidades de substituição de capital natural por capital material reproduzível acabam impondo as restrições mais significativas na determinação de medidas de renda sustentável. Os cenários de fraca e forte sustentabilidades adotados neste estudo explicitam claramente estas limitações e resultam, conseqüentemente, em medidas bastante diferentes de depreciação.

No objetivo de oferecer uma consolidação das estimativas realizadas neste estudo, são apresentados na Tabela 20.6 os resultados relativos aos custos de degradação e exaustão estimados anteriormente, que representam a depreciação de capital natural no Brasil. O ano de 1985 foi escolhido como referência, dado que as estimativas de custos de exaustão dos recursos florestais só estão disponíveis até este ano.

Os custos de degradação da poluição hídrica serão calculados para o ano de 1985 com base nos percentuais calculados para o ano de 1988, o que implica assumir que o nível de degradação gerado nos dois anos manteve uma proporção constante com o produto.

Conforme esperado, os resultados da Tabela 20.6 mostram claramente as diferenças de magnitude entre os valores estimados para as duas hipóteses de sustentabilidade, principalmente em relação aos custos de exaustão dos recursos minerais e florestais. Nestes casos as perdas, em termos percentuais do PIB, para o cenário de forte sustentabilidade foram de 23,28 e 2,17%,

enquanto no cenário de fraca sustentabilidade se situaram em apenas 0,38 e 0,02%.

Enquanto no cenário de fraca sustentabilidade o consumo de capital natural, relativo a todos os recursos, equivaleu a 2,40% do PIB do ano de 1985, este percentual no cenário de forte sustentabilidade alcança a magnitude de 28,62% do produto, isto é, perdas quase 12 vezes superiores.

Em suma, a mensuração da renda sustentável não requer somente a inserção das perdas ambientais nas medidas de renda convencional, de acordo com técnicas de valoração adequadas. A magnitude destas perdas está igualmente condicionada à hipótese de sustentabilidade adotada, que por sua vez depende do conhecimento prévio das possibilidades tecnológicas de um crescimento econômico contínuo, em relação a um estoque limitado de recursos naturais.

Bibliografia

- BARTELMUS, P. *et alii*. *Integrated environmental and economic accounting: a case study for Papua New Guinea*. Washington, D.C.: The World Bank, July 1992 (Environmental Working Paper, 54).
- CETESB. *Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo - 1990*. 1991.
- COLBY, M.E. *Environmental management in development: the evolution of paradigms*. Washington, D.C.: The World Bank, 1990 (Discussion Paper, 80).
- DALY, H.E. Allocation distribution and scale: towards an economics that is efficient, just and sustainable. *Ecological Economics*, p. 185-194, Dec. 1992.
- EL SERAFY, J. The proper calculation of income from depletable natural resources. In: AHMAD, Y. *et alii* (eds.). *Environmental and natural resource accounting and their relevance to the measurement of sustainable development*. Washington, D.C.: The World Bank/Unep, 1989.
- HARTWICK, J.M. Intergenerational equity and the investing of rents of exhaustible resources. *American Economic Review*, n.66, p.972-974, 1977.
- HARTWICK, J.M.e HAGEMAN, A.P. *Economic depreciation of mineral stocks and the contribution of El Serafy*. Washington, D.C.: The World Bank, July 1991, mimeo.
- HICKS, J.R. *Value and capital: an inquiry into some fundamental principles of economic theory*. 2ª ed. London: Oxford University Press, 1946.
- HOTELLING, H. The economics of exhaustible resources. *Journal of Political Economy*, v.39, n.1, p.137-175, Apr. 1931.

- IBGE. *Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios - PNAD*. Rio de Janeiro, diversos anos.
- JANTZEN, J. *Cost-effective pollution control in Brazil*. Holanda, Haia: Instituut voor Toegepaste Milieu-Economic, 1992.
- KEYNES, J.M. *The general theory of employment, interest and money*. London: Macmillan, 1973 (The Collected Writings of John Maynard Keynes, VII).
- MAY, P. *Perdas ambientais devido ao desmatamento no Brasil*. Rio de Janeiro: IPEA/DIPES, mar. 1993.
- MOTTA, R.S.da. *Estimativas de preços econômicos no Brasil*. Rio de Janeiro: IPEA, jun. 1988 (Texto para Discussão Interna, 143).
- . *Mecanismos de mercado na política ambiental brasileira. Perspectivas da Economia Brasileira - 1992*. Brasília: IPEA, 1991.
- . Recent evolution of environmental management in the Brazilian public sector: issues and recommendations. In: EROCAL, D. (ed.). *Environmental Management in Developing Countries*. Paris: OECD, 1991a.
- MOTTA, R.S.da e MAY, P. *Loss in forest resources values due to agricultural land conversion in Brazil*. Rio de Janeiro: IPEA, abr. 1992 (Texto para Discussão, 248).
- MOTTA, R.S.da e YOUNG, C.E.F. *Recursos naturais e contabilidade social: a renda sustentável da extração mineral no Brasil*. Rio de Janeiro: IPEA, ago. 1991 (Texto para Discussão, 231).
- PEARCE, D. e ATKINSON, G. *Are national economies sustainable? Measuring sustainable development*. CSERGE, 1992 (Working Paper GEC, 92-11).
- PRONACOP. *Relatório final*. Secretaria Especial do Meio Ambiente, 1989.
- REPETTO, D. *et alii*. *Wasting assets: natural resources in the national income accounts*. Washington, D.C.: World Resources Institute, 1989.
- SILVEIRA, S.S. e SANT'ANNA, F.S.P. *Poluição hídrica*. In: MARGULIS, S. (ed.). *Meio ambiente: aspectos técnicos e econômicos*. Brasília: IPEA/PNUD, 1990.
- SOLÓNZANO, R. *et alii*. *Accounts overdue: natural resource depreciation in Costa Rica*. Washington: World Resource Institute, 1992.
- SOLOW, R.M. *Intergenerational equity and exhaustible resources*. *Review of Economic Studies*, n.41, p.29-45, 1978.

- TONGEREN, J.V. *et alii*. *Integrated environmental and economic accounts: a case study for Mexico*. Washington, D.C.: The World Bank, 1991 (Environment Working Paper, 50).
- TURNER, R.K. *Speculations on weak and strong sustainability*. CSERGE, 1992 (Working Paper GEC, 92-26).
- VICTOR, P.A. Indicators of sustainable development: some lessons from capital theory. *Ecological Economics*, v. 4, n.3, p.191-214, Dec. 1991.
- YOUNG, C.E.F. *Renda sustentável da extração mineral no Brasil*. Rio de Janeiro: UFRJ, 1992 (Tese de Mestrado).