



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA  
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL**

**ANÁLISE BIOECONÔMICA DO  
SEQÜESTRO FLORESTAL DE CARBONO  
E DA DÍVIDA ECOLÓGICA: UMA APLICAÇÃO AO  
CASO DO RIO GRANDE DO SUL**

**TESE DE DOUTORADO**

**Valny Giacomelli Sobrinho**

**Santa Maria, RS, Brasil**

**2007**

**ANÁLISE BIOECONÔMICA DO  
SEQÜESTRO FLORESTAL DE CARBONO  
E DA DÍVIDA ECOLÓGICA: UMA APLICAÇÃO AO CASO  
DO RIO GRANDE DO SUL**

**por**

**Valny Giacomelli Sobrinho**

Tese apresentada ao Curso de Doutorado do Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal, Área de Concentração em Manejo Florestal, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Engenharia Florestal**

**Orientador: Prof. Dr. Paulo Renato Schneider**

Santa Maria, RS, Brasil

2007

**Giacomelli Sobrinho, Valny**

**G429a**

Análise bioeconômica do seqüestro florestal de carbono e da dívida ecológica : uma aplicação ao caso do Rio Grande do sul / por Valny Giacomelli Sobrinho ; orientador Paulo Renato Schneider. – Santa Maria, 2007  
456 f. ; il.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, RS, 2007.

1. Engenharia florestal 2. Seqüestro de carbono 3. Mecanismo de desenvolvimento limpo 4. Estratégias de mitigação 5. Modelos bioeconômicos 6. Dívida ecológica 7. Manejo de ecossistemas florestais 8. Protocolo de Kyoto I. Schneider, Paulo Renato, orient. II. Título

CDU: 502:33

Ficha catalográfica elaborada por  
Luiz Marchiotti Fernandes – CRB 10/1160  
Biblioteca Setorial do Centro de Ciências Rurais/UFSM

---

© 2007

Todos os direitos autorais reservados a Valny Giacomelli Sobrinho. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser realizada com autorização por escrito do autor.

Endereço: Deptº. Ciências Econômicas, Universidade Federal de Santa Maria, Rua Mal. Floriano Peixoto, n. 1750, 6º. andar, sala 615, CEP: 97015-372

Fone (0xx)55 3220 9257; End. Eletr.: [giacomelli@smail.ufsm.br](mailto:giacomelli@smail.ufsm.br)

---

**Universidade Federal de Santa Maria  
Centro de Ciências Rurais  
Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,  
aprova a Tese de Doutorado

**ANÁLISE BIOECONÔMICA DO  
SEQÜESTRO FLORESTAL DE CARBONO  
E DA DÍVIDA ECOLÓGICA: UMA APLICAÇÃO AO CASO DO  
RIO GRANDE DO SUL**

Elaborada por  
**Valny Giacomelli Sobrinho**

como requisito parcial para obtenção do grau de  
Doutor em Engenharia Florestal

**COMISSÃO EXAMINADORA**

**Paulo Renato Schneider, Dr.** (UFSM)  
(Presidente/Orientador)

**Peter Herman May, Dr.** (UFRRJ)

**José Maria Dias Pereira, Dr.** (UNIFRA)

**Renato Santos de Souza, Dr.** (UFSM)

**Frederico Dimas Fleig, Dr.** (UFSM)

Santa Maria, dezembro de 2007.

## DEDICATÓRIA

A Vítor e Sara, por terem, cada um a seu modo, conseguido esperar pelo término deste trabalho.

## AGRADECIMENTOS

Este trabalho representa, ao mesmo tempo, um prêmio e uma punição.

Um prêmio a todos aqueles cujo esforço, cooperação e solidariedade contribuíram para realizá-lo. Um crédito especial aqui à orientação do Prof. Dr. Paulo Renato Schneider e à colaboração dos demais professores do comitê de orientação, Prof. Dr. César Augusto Guimarães Finger e Prof. Dr. Juarez Martins Hoppe (*in memoriam*). Não fosse seu espírito livre, desafiador, despido de preconceitos científicos consolidados, jamais se admitiria a incursão de um economista no denso bosque da Ciência Florestal. Ainda, outro crédito é devido aos colegas de classe e aos funcionários que, embora não envolvidos diretamente com este estudo, contribuíram para que a floresta parecesse menos hostil e emaranhada. Por fim, mas não menos importante, é impossível esquecer os familiares e amigos, credores permanentes desta expedição. Um reconhecimento particular aqui a Xueqin Zhu, ex-colega na Wageningen University (Holanda) e hoje pesquisadora no *Business Economics Group* daquela universidade. A distância não impediu que o fruto da abnegação de várias manhãs e tardes ao aplicativo GAMS fosse compartilhado. Cada uma dessas pessoas, a seu modo, soube oferecer-me a vista privilegiada do horizonte, invejada aos habitantes das campinas e pacientemente delineada a partir da luz distante que se filtrava através da folhagem\*.

Por outro lado, a perspectiva dos campos abertos, enfim conquistada, é a punição mais contundente que se pode impor às criaturas sorradeiras, que proliferam no chão lamacento e escorregadio do dossel. Elas se escondem na escuridão da floresta, para travar batalhas titânicas de caça, fuga e reprodução de que os seres humanos sequer podem suspeitar. Vicejam nos charcos putrefatos de folhas caídas, nos cipoais intrigantes, nos eriçados de espinhos, arranhando-se, engalfinhando-se e estrangulando-se mutuamente. Acostumado à versão idílica das florestas temperadas, nem o próprio Darwin pôde reconhecê-la, quando desceu aos trópicos. Sua “razão” lhe dizia que a floresta era linda, “mas as sensações não correspondiam”. Mal equipados para habitarem a floresta, o homem e seus ancestrais simiescos há muito foram expulsos dela. Só em profundo desespero mora-se lá\*. Alegoricamente, este trabalho é também uma elegia a esses contumazes desesperados.

---

\* Imagens tomadas de empréstimo a Warren Dean, *A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*, p. 29-30.

## EPIGRAFE

*Under the dog star sail  
Over the reefs of moonshine  
Under the skies of fall  
North, north west, the stones of Faroe*

*Under the Arctic fire  
Over the seas of silence  
Hauling on frozen ropes  
For all my days remaining  
But would north be true?*

*All colours bleed to red  
Asleep on the ocean's bed  
Drifting in empty seas  
For all my days remaining*

*But would north be true?  
Why should I?  
Why should I cry for you?  
Dark angels follow me  
Over the godless sea  
Mountains of endless falling  
For all my days remaining*

*What would be true?*

*Sometimes I see your face  
The stars seem to lose their place  
Why must I think of you?  
Why must I?  
Why should I?*

*Why should I cry for you?  
Why would you want me to?  
And what would it mean to say  
That "I loved you in my fashion"?*

*What would be true?  
Why should I?  
Why should I cry for you?*

(Gordon Sumner, **Why Should I Cry for You?**)

*The first discovery of every science is the discovery of itself.*

(Joseph Alois Schumpeter, **History of Economic Analysis**, p. 107)

*As árvores não estudam matemática financeira,  
as aves ignoram a teoria do portfólio,  
e os mamíferos desconhecem os princípios da gestão de riscos ...  
Nada disso, contudo, os impede de alcançar um engenho e uma sofisticação  
que nos parecem, em alguns casos, pouco menos que assombrosos  
no trato da troca intertemporal.*

(Eduardo Giannetti, **O valor do amanhã**, p. 77)

— *Ah ..., não pense que a matemática é coisa só para matemáticos.  
A própria natureza não vive sem os números.  
Até as árvores e as conchas sabem contar.*

(Hans Magnus Enzensberger, **O diabo dos números**, p. 111)



## RESUMO

Apesar das críticas que tem sofrido, o Protocolo de Kyoto tem-se constituído na principal ferramenta política para enfrentar a mudança climática. No entanto o único de seus instrumentos (comércio internacional de emissões, implementação conjunta e MDL) que prevê a cooperação entre países industrializados e em desenvolvimento para mitigar as emissões de GEE é o MDL. A modalidade florestal do MDL pressupõe que as plantações florestais (florestamento/reflorestamento) podem ajudar na remoção das emissões de dióxido de carbono (o GEE mais representativo). Esse pressuposto aceita que as plantações florestais podem compensar a perda de florestas naturais. Por isso esse proclamado *trade-off* constitui o foco principal deste estudo. Devido à grande instabilidade dos preços monetários em mercados incipientes como o do carbono, a análise abstém-se de utilizar variáveis monetárias. De resto, esse artifício ajuda a contornar certas dificuldades decorrentes da utilização dos preços monetários como indicadores de escassez. Assim, a análise bioeconômica prossegue com a aplicação, ao seqüestro florestal de carbono no Rio Grande do Sul, de um modelo similar ao de Gordon-Schaefer, tradicionalmente empregado na gestão da pesca. Por duas razões principais, o caso do Rio Grande do Sul contribui para a análise do suposto *trade-off* entre florestas naturais e plantadas. Em primeiro lugar, por não se registrarem taxas de desmatamento pronunciadas no estado. Em segundo lugar, pela elevada proporção de florestas naturais em relação às florestas plantadas em seu território. A repartição do uso do solo entre as florestas é utilizada para estudá-las como se representassem nações ou regiões diferentes: uma, rica em florestas, onde as formações florestais nativas permanecem em pé; outra, pobre em florestas, onde as plantações florestais se estabelecem através de florestamento e/ou reflorestamento. Apenas unidades físicas (MtC) são utilizadas para calcular taxas de câmbio, taxas de juro e preços não-monetários. A seguir, deduz-se uma função que reparte o uso da terra entre florestas naturais e plantadas. Essa função equivale à demanda por remoção de emissões. Sua contraparte é a função oferta de emissões, que depende das taxas de crescimento econômico. Os resultados mostram como, em última análise, a sustentação do crescimento econômico está condicionada à situação ecológica (dívida, crédito ou equilíbrio) de um país ou região. Em cada cenário, confrontam-se as vantagens econômicas e ambientais das estratégias do MDL e da conservação de florestas naturais. Além disso, estima-se uma taxa de *overshoot* para a atividade florestal no Rio Grande do Sul ao longo dos últimos 40 anos aproximadamente. As estimativas sugerem que o MDL pode aliviar pressões ambientais somente onde se registre crédito ecológico. Onde o endividamento ecológico já esteja em curso, o MDL não substitui a conservação.

**Palavras-chave:** Seqüestro de carbono; Mecanismo de Desenvolvimento Limpo; Estratégias de mitigação; Modelos bioeconômicos; Dívida ecológica; Manejo de ecossistemas florestais; Protocolo de Kyoto

## ABSTRACT

Though heavily criticized, the Kyoto Protocol has stood out as the key political tool in addressing climate change. However the only of its instruments (IET, JI, CDM) that allows industrialized and developing countries to cooperate towards mitigation of GHGs is CDM. The underlying assumption of forestry CDM is that forest plantations (afforestation/reforestation) might help to remove carbon dioxide (the most representative GHG) emissions. This assumption takes for granted that forest plantations might compensate for the loss of natural forests. Therefore this alleged trade-off constitutes the very focus of this study. Due to high monetary price instability in brand new markets, like the carbon offset one, the analysis abstracts out money variables. Additionally, this engine helps overcome the trap set up by monetary prices as scarcity indicators. Thus, to go along with the bioeconomic analysis, a Gordon-Schaefer fishery-like model is applied to carbon forest sequestration in Rio Grande do Sul. This state is thought of bringing an interesting picture to the analysis of the claimed trade-off between natural and planted forests. This owes both to Rio Grande do Sul's unworthy deforestation rates and to its high natural-to-planted forest ratio. This land use assortment is thought of as if there were two countries or regions: a forest-rich one, where natural forests still remain, and a forest-poor one, where afforestation and/or reforestation takes place. Only physical units (MtC) are used to calculate exchange and interest rates as well as non-monetary prices. Next, a function that assigns the land use to natural and planted forests is arrived at. As such, it works as the emission removal demand. On the other hand, the emission supply function depends on the economic growth rates. The results show that, eventually, the sustainability of economic growth hinges on a region's or country's ecological situation – namely, equilibrium, credit or debt. The economic and environmental advantages of each mitigation strategy – CDM and natural forest conservation – are crosschecked. A nearly 40-year long overshoot rate is, after all, estimated for the forest sector in Rio Grande do Sul. The estimates suggest that CDM might help relieve environmental stress only where ecological credit is reported. Where ecological debt is already on, CDM was found unable to compensate for conservation disregard.

**Keywords:** Carbon sequestration; Clean Development Mechanism; Mitigation strategies; Bioeconomic models; Ecological debt; Forest ecosystem management; Kyoto Protocol

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Variações nas concentrações atmosféricas de CO <sub>2</sub> em diferentes escalas de tempo .....	32
Figura 2 – O “ <i>taco de hóquei</i> ”: reconstrução das temperaturas do milênio (1000 – 1999) no Hemisfério Norte* .....	34
Figura 3 – Visão esquemática dos componentes (em negrito) do sistema climático global, seus processos e interações (flechas finas) e alguns aspectos que podem mudar (flechas espessas) .....	36
Figura 4 – Efeito probabilístico do aquecimento global sobre eventos climáticos extremos, em virtude do aumento (a) da temperatura média do globo, (b) de sua variabilidade e (c) de ambas.....	41
Figura 5 – Índice de Oscilação Meridional .....	47
Figura 6 – Oscilações meridionais <i>El Niño</i> e <i>La Niña</i> .....	48
Figura 7 – Contribuição relativa para o aquecimento global (em percentagem da mudança climática esperada) das emissões antropogênicas* na atmosfera.....	49
Figura 8 – Forçante radiativa global média do sistema climático de 1850 a 1992.....	50
Figura 9 – Contribuições das diferentes atividades humanas para o aquecimento global (1990) .....	51
Figura 10 – Emissões de CO <sub>2</sub> por setor no Brasil – 1990 (a) e 1994 (b) .....	52
Figura 11 – <i>Trade-off</i> entre a atividade econômica <i>Q</i> e a redução de emissões <i>E</i> (ou qualidade ambiental) .....	54
Figura 12 – A estratégia da mitigação .....	67
Figura 13 – Países com a maior percentagem de florestas no mundo (2000).....	68
Figura 14 – Mudanças nos estoques de carbono (em GtC) da biomassa florestal (1990-2005) .....	68
Figura 15 – Exemplo do método contábil de créditos <i>temporários</i> de redução de emissões ..	74
Figura 16 – Tipos de conversão florestal* considerados pela estratégia da conservação .....	78
Figura 17 – Conformação típica dos custos de abatimento (AC) e dos custos de controle (CC) de emissões† (E).....	89
Figura 18 – Emissões de CO <sub>2</sub> por habitante ( <i>per capita</i> ) (2000) .....	105
Figura 19 – Emissões de GEE vs. intensidade de GEE nos EUA (1980-2003).....	106
Figura 20 – Os mecanismos do Protocolo de Kyoto e o comércio internacional de emissões .....	108
Figura 21 – Contribuintes* da mudança climática: percentuais do total de CO <sub>2</sub> acumulado na atmosfera, emitido por fontes industriais e pelas mudanças no uso da terra (1900-2000) .....	109
Figura 22 – Dados paleoclimáticos de testemunhos de gelo demonstrando a correlação entre as concentrações de CO <sub>2</sub> na atmosfera e as mudanças na temperatura terrestre .....	113
Figura 23 – Evolução dos preços internacionais do petróleo em US\$ correntes e em US\$ de 2003 (1950 – 2004) .....	147
Figura 24 – Estratégias malthusianas (curva J) e estratégias logísticas (curva S) de dinâmica populacional.....	158
Figura 25 – Função logística clássica ( $X_{t+1}$ em função de $X_t$ ) (Equação 26).....	164
Figura 26 – Conformação típica da função de crescimento ou da curva de reprodução num modelo $X_{t+1} = f(X_t)$ .....	164
Figura 27 – Taxas logísticas de crescimento populacional .....	166
Figura 28 – Interpretação geométrica do método da iteração linear .....	174
Figura 29 – Rendimento econômico máximo ou colheita positiva .....	185
Figura 30 – Políticas de exploração sustentável para recursos naturais renováveis.....	185

Figura 31 – Época de corte de acordo com critérios biológicos.....	187
Figura 32 – Seleção da época do corte de uma floresta.....	189
Figura 33 – Graus de impaciência variáveis representados pela inclinação das linhas de propensão $W$ .....	195
Figura 34 – Modelo logístico de crescimento biológico.....	211
Figura 35 – Nível de estoque e colheita ( $X_t, H_t$ ) em função do esforço econômico ( $E_t$ ) aplicado .....	215
Figura 36 – Curva de rendimento-esforço ou curva de Schaefer .....	218
Figura 37 – Tecnologias ou funções de produção (isoquantas $H_t$ ) conforme a substitutibilidade entre o capital manufaturado ( $E_t$ ) e o capital natural ( $X_t$ ).....	222
Figura 38 – Equilíbrios bioeconômicos no modelo estático de Gordon-Schaefer .....	226
Figura 39 – Investimento em um recurso natural renovável.....	240
Figura 40 - Modelo logístico para seqüestro florestal de $CO_2$ (a, c, e) e modelo logístico clássico (b, d, f).....	268
Figura 41 – Taxas logísticas de crescimento da demanda por remoção florestal de $CO_2$ ( $g(v(X(H_t)))$ ).....	269
Figura 42 – Funções de remoção florestal de $CO_2$ .....	270
Figura 43 – Incrementos periódicos (crescimento) dos estoques de remoção florestal de $CO_2$ .....	271
Figura 44 – Fluxos de causação no modelo BESF .....	276
Figura 45 – Fluxos* de causação entre as variáveis do modelo BESF .....	277
Figura 46 – Ajuste de $k$ e $\lambda$ pela taxa bioeconômica de câmbio ( $\epsilon$ ) .....	290
Figura 47 – Equilíbrio macrobioeconômico de longo prazo.....	290
Figura 48 – Estimação do consumo de remoção (em MtC) para o Rio Grande do Sul (1970 – 2005).....	293
Figura 49 – Estimação de longo prazo para o consumo de remoção no Rio Grande do Sul .	293
Figura 50 – Geometria discreta da função $\hat{H}_t$ (Equação 190) .....	296
Figura 51 – Geometria contínua da função $\hat{H}_t$ (Equação 192) .....	297
Figura 52 – Desequilíbrio (dívida) ecológico(a) e ajuste macrobioeconômico de longo prazo .....	299
Figura 53 – Decomposição seqüencial do nexos causal entre a taxa de retorno e a eficiência marginal do capital.....	322
Figura 54 – A decisão de investir em estoques de remoção: a eficiência marginal do capital natural ( $EMgKN$ ) e a taxa bioeconômica de juro/depleção ( $i$ ) no modelo BESF.....	323
Figura 55 – <i>Trade-off</i> da sustentabilidade: consumo vs. bem-estar.....	331
Figura 56 – Descrição geral dos esquemas MIOT e PIOT .....	346
Figura 57 – Representação estilizada da matriz dinâmica de emissões-remoções (Quadro 7) .....	347
Figura 58 – Representação vetorial da matriz de remoção $\mathbf{R}_{t \times j}$ (Quadro 7) .....	359
Figura 59 – A taxa bioeconômica de câmbio ( $\epsilon$ ) e a estabilidade do sistema fontes-fossas de emissão .....	363
Figura 60 – Função consumo de emissões ( $Q$ ) (Brasil – 1970-2005) .....	382
Figura 61 – Gráfico da Equação 264 .....	385
Figura 62 – Função consumo médio de remoção florestal no Rio Grande do Sul (1970-2005) (Equação 265).....	388
Figura 63 – As funções $f(t)$ (Equação 264) e $E(X_{t(LP)})$ (Equação 265) .....	389
Figura 64 – Gráfico da Equação 266 .....	391
Figura 65 – Melhor ajuste para a função de remoção observada (coluna <b>B</b> da Tabela 35) ...	393
Figura 66 – Emissões globais de $CO_2$ per capita: histórico e extrapolações.....	394
Figura 67 – Taxa logística de remoção ( $g(v(X_t))$ ) e taxa de colheita de remoção ( $\hat{H}_t$ ) .....	400
Figura 68 – Função de remoção ( $F^{\wedge}(X_t)$ ) e oferta de remoção ( $G(X_t)$ ).....	401
Figura 69 – Gráfico da Equação 275 .....	402

Figura 70 – Equilíbrios microbioeconômicos nas florestas do Rio Grande do Sul (1970 – 2006).....	408
Figura 71 – Microbioeconomia e a decisão de investir em estoques de remoção: a eficiência marginal do capital natural ( $EMgKN$ ) e a taxa bioeconômica de juro/depleção ( $i$ ) no setor florestal do Rio Grande do Sul (1970 – 2006).....	409
Figura 72 – Relação entre $\varepsilon$ e $k$ (Método I).....	414
Figura 73 – Relação entre $\varepsilon$ e $\lambda$ (Método II).....	414
Figura 74 – Gráfico da Equação 280.....	415
Figura 75 – Gráfico da Equação 281.....	417
Figura 76 – Gráfico da Equação 282.....	419
Figura 77 – Gráfico da Equação 283.....	420
Figura 78 – Equilíbrios macrobioeconômicos para a atividade florestal no Rio Grande do Sul (1970-2006).....	421
Figura 79 – Trajetória do preço bioeconômico relativo da mitigação ( $\rho_1$ ) no Rio Grande do Sul (1975-2006).....	425
Figura 80 – Trajetória do preço bioeconômico relativo da conservação ( $\rho_2$ ) no Rio Grande do Sul (1975-2006).....	425

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Composição da atmosfera gasosa (troposfera*) e da atmosfera aquática.....	30
Tabela 2 – Gases-estufa comuns, suas origens, taxas de acumulação na atmosfera e suas contribuições para o aquecimento global nos anos 1980 .....	38
Tabela 3 – Gases-estufa (GEE) que se distribuem homogeneamente e seus precursores: abundâncias <sup>a</sup> (pré-industrial e presente), tendências, balanços <sup>b</sup> , tempos de vida ou de residência e impactos das variações de suas abundâncias sobre a forçante radiativa.....	40
Tabela 4 – Potencial de aquecimento global (GWP*) de GEE representativos.....	51
Tabela 5 – Cobertura florestal por região (1980) .....	67
Tabela 6 – Fluxos estimados de carbono entre as florestas do mundo e a atmosfera.....	70
Tabela 7 – Densidades estimadas de carbono no mundo.....	70
Tabela 8 – Opiniões subjetivas de especialistas a respeito da mudança climática.....	96
Tabela 9 – Matriz de avaliação ( $P_m \times n$ ) de um problema multicriterial discreto .....	98
Tabela 10 – Modelo PSR .....	99
Tabela 11 – Matriz de impacto em um modelo PSR .....	99
Tabela 12 – Matriz de arrependimentos ( $R_i \times j$ ) .....	100
Tabela 13 – Países com as maiores áreas de plantações florestais .....	115
Tabela 14 – Estimativas do tamanho do mercado de MDL em 2010.....	115
Tabela 15 – Tipos de escassez ou de raridade dos recursos naturais* .....	121
Tabela 16 – Progresso tecnológico segundo o paradoxo de Jevons e a estratégia da ecoeficiência* .....	146
Tabela 17 – Dinâmica bioeconômica.....	180
Tabela 18 – Teoria do juro e a determinação do capital-valor segundo Böhm-Bawerk.....	201
Tabela 19 – Análise de predicados (lógica formal) das categorias de LULUCF no modelo BESF .....	254
Tabela 20 – Balanço antrópico anual médio do carbono (1980-1989).....	274
Tabela 21 – Elasticidade ecológica e análise de sensibilidade da taxa bioeconômica de câmbio ( $\epsilon$ ) .....	289
Tabela 22 – Descrição vetorial da Figura 58.....	359
Tabela 23 – Ajuste de $\epsilon$ para preservar $\lambda_i$ e $k_j$ (com $\lambda_i \neq k_j$ ).....	365
Tabela 24 – Ajuste de $k_j = \lambda_i$ (com $k_j \neq k$ ) para manter $\epsilon = 1$ .....	365
Tabela 25 – Capacidade bioeconômica de suporte com $\lambda$ elevado ( $\lambda = 10,859$ ).....	366
Tabela 26 - Capacidade bioeconômica de suporte com $\lambda$ baixo ( $\lambda = 1,5$ ).....	367
Tabela 27 – Evolução do PIB (Y) e das emissões de CO <sub>2</sub> (Q) no Brasil (1970-2005) .....	380
Tabela 28 – Dados socioeconômicos do setor florestal brasileiro.....	380
Tabela 29 – Valor da produção na extração vegetal por tipo de produto extrativo.....	381
Tabela 30 – Estatísticas da regressão (Equação 263) .....	382
Tabela 31 – Análise de variância* (Equação 263) .....	383
Tabela 32 – Consumo do estoque florestal de carbono no Rio Grande do Sul ( $X_{f(t)}^{RS}$ ), no início de cada período (1970-2006) .....	384
Tabela 33 – Estatísticas da regressão (Equação 264) .....	385
Tabela 34 – Análise de variância* (Equação 264) .....	385
Tabela 35 – Estimativas do consumo de remoção a partir da remoção observada em cada período.....	386
Tabela 36 – Estatísticas da regressão (Equação 265) .....	388
Tabela 37 – Análise de variância* (Equação 265) .....	388
Tabela 38 – Estatísticas da regressão (Equação 266) .....	391
Tabela 39 – Análise de variância* (Equação 266) .....	391
Tabela 40 – Estatísticas da regressão (Equação 268) .....	392

Tabela 41 – Análise de variância* (Equação 268) .....	393
Tabela 42 – Estoque de carbono armazenado nas florestas plantadas e nativas do RS (final de 2005 ou início de 2006).....	396
Tabela 43 – Matriz de distribuição inicial ( $t = 1$ ) dos estoques de remoção e do tamanho de estoque que, no $m$ -ésimo período ( $t = m$ ), define a capacidade bioeconômica de suporte .....	397
Tabela 44 – Estimação da função de remoção ( $F^{\wedge}(X_t)$ ) e a oferta de remoção ( $G(X_t)$ ) .....	401
Tabela 45 – Estatísticas da regressão (Equação 275) .....	403
Tabela 46 – Análise de variância* (Equação 275) .....	403
Tabela 47 – Equilíbrios microbioeconômicos nas florestas do Rio Grande do Sul (1970-2006) .....	407
Tabela 48 – Valores observados de $k$ (taxa de crescimento econômico), por período, na economia florestal do Rio Grande do Sul (1970-2006) .....	411
Tabela 49 – Relação entre $k$ e $\varepsilon$ para $\lambda$ constante e igual ao do período-base (Método I).....	412
Tabela 50 – Relação entre $\lambda$ e $\varepsilon$ para $k_t$ constante ( $k_t$ ) e com $\lambda$ assumindo valores, em ordem crescente, dos $k_t$ observados (Método II).....	413
Tabela 51 – Estatísticas da regressão (Equação 280) .....	416
Tabela 52 – Análise de variância* (Equação 280) .....	416
Tabela 53 – Estatísticas da regressão (Equação 281) .....	417
Tabela 54 – Análise de variância* (Equação 281) .....	417
Tabela 55 – Estimativas da taxa bioeconômica de câmbio ( $\varepsilon^{\wedge}$ ) a partir de $k$ observado e $\lambda$ dado na atividade florestal do Rio Grande do Sul (1975-2006) .....	418
Tabela 56 – Estimativas, em ordem crescente de $k_t$ e $\lambda_t$ , da taxa bioeconômica de câmbio ( $\varepsilon^{\wedge}$ ) a partir de $k$ observado e $\lambda$ dado na atividade florestal do Rio Grande do Sul (1975-2006) .....	418
Tabela 57 – Estatísticas da regressão (Equação 282) .....	419
Tabela 58 – Análise de variância* (Equação 282) .....	419
Tabela 59 – Estatísticas da regressão (Equação 283) .....	420
Tabela 60 – Análise de variância* (Equação 283) .....	420
Tabela 61 – Cenários macrobioeconômicos para a atividade florestal no Rio Grande do Sul (1970-2006) .....	421
Tabela 62 – Valores ótimos (*) para $\lambda_t$ a partir de $k_t$ observado e $\varepsilon_t$ dado.....	422
Tabela 63 – Preços bioeconômicos das estratégias de seqüestro florestal de carbono ( $\rho_1 = \text{MDL}$ e $\rho_2 = \text{CONS}$ ) <sup>a</sup> no Rio Grande do Sul (1975-2006), incluindo o cenário BASE2 <sup>b</sup> .....	423
Tabela 64 – Preços bioeconômicos das estratégias de seqüestro florestal de carbono ( $\rho_1 = \text{MDL}$ e $\rho_2 = \text{CONS}$ ) <sup>a</sup> no Rio Grande do Sul (1975-2006), incluindo o cenário BASE1 <sup>b</sup> .....	424
Tabela 65 – Cenário BIOECO, com $\lambda^* = 2,332$ .....	430
Tabela 66 – Cenário ECO, com $\lambda^* = 1,652$ .....	430
Tabela 67 – Cenários florestais para as fossas de remoção de carbono atmosférico no Rio Grande do Sul .....	431
Tabela 68 – Cenário DECO extremamente intensivo em MDL, com $\lambda^* = 1,030$ .....	431

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Determinação da renda segundo Fisher .....	198
Quadro 2 – Modelo bioeconômico de Gordon-Schaefer .....	225
Quadro 3 – Soluções do modelo bioeconômico de Gordon-Schaefer (Quadro 2) .....	231
Quadro 4 – Definições, categorias, estratégias e tipos de conversão florestal segundo diferentes concepções.....	252
Quadro 5 – Delimitação e pormenorização das estratégias de política climática .....	253
Quadro 6 – Taxas de crescimento em diferentes modelos logísticos .....	265
Quadro 7 – Matriz R de emissões-remoções observadas (em MtC) no sistema fontes-fossas de carbono.....	283
Quadro 8 – Matriz algébrica de transferência $R(x, y)$ .....	283
Quadro 9 – Condições de equilíbrio e funções-objetivo em diferentes modelos bioeconômicos .....	307
Quadro 10 – Motivos microbioeconômicos restringindo a escala de produção e o investimento em estoques de recursos naturais renováveis, segundo diferentes modelos de análise .	317
Quadro 11 – Paralelismo entre o estado de equilíbrio termodinâmico e o do modelo BESF	340
Quadro 12 – Otimização do consumo de estoques de remoção .....	354
Quadro 13 – Problema de otimização para a determinação simultânea da taxa e da função logísticas de remoção <sup>a</sup> .....	399



## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Sigla	Versão original	Tradução para a Língua Portuguesa
AAU	Assigned Amount Unit	Unidade de quantidade de emissões autorizadas
AIJ	Activities Implemented Jointly	Atividades implementadas em conjunto
AL	—	Equilíbrio de Acesso Livre
AR	—	Equilíbrio de Acesso Restrito
BEEFS/ BESF	Bio-Ecological-Economic Forest Sequestration Model	Modelo Bioeconômico para Seqüestro Florestal de carbono
CBA	Cost-Benefit Analysis	Análise custo-benefício
CBD	Convention on Biological Diversity	Convenção da Biodiversidade
CEA	Cost-Effectiveness Analysis	Análise custo-efetividade
CER	Certified Emission Reduction	Certificado de redução de emissões
ICER	Long-term CER	Certificado de longo prazo de redução de emissões
tCER	Temporary CER	Certificado temporário de redução de emissões
COP	Conference of the Parties	Conferências das partes
EE	—	Equilíbrio de Estado Estacionário
EF	Ecological Footprint	Pegada ecológica
EKC	Environmental Kuznets Curve	Curva de Kuznets ambiental
ENSO	<i>El Niño</i> Southern Oscillations	Oscilações meridionais <i>El Niño/La Niña</i>
EQAS	Energy Quality Accounting Scheme	Esquema contábil da qualidade energética
ERU	Emission Reduction Unit	Unidade de redução de emissões
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations	Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura
GEE/GHG	Greenhouse gases	Gases de Efeito-estufa
GWP	Global Warming Potential	Potencial de aquecimento global
IET	International Emissions Trading	Comércio internacional de emissões
IMA/MAI	Medium Annual Increment	Incremento Médio Anual
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change	Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
JI	Joint Implementation	Implementação conjunta
KM	Man-made capital	Capital manufaturado
KN	Natural capital	Capital natural
KT	Total capital	Capital total
LULUCF	Land Use, Land Use Change and Forestry	Uso do solo, mudança no uso do solo e florestas
MCA	Multi-Criteria Analysis	Análise multicriterial
MDL/CDM	Clean Development Mechanism	Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
MFA	Material Flow Analysis	Análise do fluxo material
MIOT	Monetary Input-Output Table	Matriz monetária de insumo-produto
NAO	North Atlantic Oscillation	Oscilação do Atlântico Norte
OCDE/OECD	Organization for Economic Cooperation and Development	Organização para a Cooperação e o Desenvolvimento Econômicos

Sigla	Versão original	Tradução para a Língua Portuguesa
PIB	—	Produto Interno Bruto
PIOT	Physical Input-Output Table	Matriz física de insumo-produto
PSR	Pressure-State-Response model	Modelo pressão-estado-resposta
RMS	—	Rendimento Máximo Sustentável
RMU	Removal Unit	Unidade de remoção
SFM	Sustainable Forest Management	Manejo florestal sustentável
UNEP/ PNUMA	United Nations Environment Programme	Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change	Convenção-quadro das Nações Unidas sobre a Mudança Climática
WG/GT	Working Groups (IPCC)	Grupos de Trabalho (do IPCC)
WMO/OMM	World Meteorological Organization	Organização Meteorológica Mundial
WTA/WTP	Willingness To Accept/Willing- ness To Pay	Disposição a aceitar/disposição a pagar

## SUMÁRIO

DEDICATÓRIA .....	5
AGRADECIMENTOS.....	6
EPÍGRAFE.....	7
RESUMO .....	9
ABSTRACT .....	10
LISTA DE FIGURAS.....	11
LISTA DE TABELAS.....	14
LISTA DE QUADROS.....	16
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS .....	17
SUMÁRIO.....	19
1 – INTRODUÇÃO .....	22
1.1 – Objetivos .....	29
1.1.1 – Objetivo geral.....	29
1.1.2 – Objetivos específicos .....	29
2 – MUDANÇA CLIMÁTICA: TEORIA E POLÍTICA .....	30
2.1 – Principais hipóteses sobre a mudança climática .....	42
2.1.1 - Teorias do acaso.....	44
2.1.2 - Teorias dos ciclos climáticos .....	45
2.1.2.1 - Teoria dos ciclos naturais.....	45
2.1.2.2 - Teorias dos ciclos antrópicos .....	48
2.2 – Economia política do clima .....	53
2.2.1 – Especialização econômica e diversidade biológica.....	55
2.2.2 – Estratégias de política climática .....	60
2.2.2.1 – Adaptação.....	62
2.2.2.2 – Mitigação.....	65
2.2.2.3 – Proteção: conservação e prevenção .....	71
2.2.3 – Métodos analíticos de decisão.....	79
2.2.3.1 – Análise custo-benefício (CBA) .....	82
2.2.3.2 – Análise custo-efetividade (CEA).....	87
2.2.3.3 – Análise multicriterial (MCA) .....	92
2.2.4 – O Tratado de Kyoto e o MDL .....	101
2.2.4.1 – Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) .....	109
3 – A ECONOMIA POLÍTICA DA DÍVIDA ECOLÓGICA .....	118
3.1 – Bioeconomia e dívida ecológica .....	119
3.2 – Evolução do pensamento bioeconômico .....	120
3.2.1 – O legado da escassez .....	120
3.2.2 – O embrião da ecoeficiência.....	122
3.2.3 – O primado da poluição.....	126
3.2.4 – Vestígios metodológicos da ecoeficiência.....	131
3.2.5 – A “escola biofísica” .....	133
3.2.5.1 – O debate da reciclagem e das “emissões zero” .....	135
3.2.5.2 – O debate da entropia .....	136
3.2.5.3 – O debate do valor .....	137
3.2.5.4 – O debate do crescimento .....	149
4 – MODELOS BIOECONÔMICOS .....	153
4.1 – Dinâmica populacional.....	155
4.1.1 – Crescimento exponencial (curva J).....	157
4.1.2 – Crescimento logístico (curva S) .....	158
4.1.3 – Função ou taxa logística e função de reprodução.....	161
4.1.4 – Regressão logística .....	165

4.1.5 – Modelo logístico e função de iteração linear .....	170
4.2 – Economia dos recursos naturais renováveis .....	175
4.2.1 – Equilíbrio de estado estacionário (EE) .....	179
4.2.2 – Rendimento máximo sustentável (RMS).....	181
4.2.3 – Políticas de exploração sustentável .....	183
4.2.4 – O critério biológico do <i>incremento médio anual</i> (IMA).....	186
4.2.5 – O modelo de gestão florestal de Fisher.....	188
4.2.5.1 – Digressão sobre juros e renda.....	195
4.2.6 – O modelo de gestão florestal de Faustmann .....	204
4.2.7 – Modelos da pesca .....	210
4.2.7.1 – Modelo de Schaefer .....	214
4.2.7.2 – Modelo de Gordon .....	224
4.2.8 – Teorias do capital e do controle ótimo.....	236
5 – MODELO BIOECONÔMICO PARA SEQUESTRO FLORESTAL DE CO <sub>2</sub> (BESF): METODOLOGIA.....	247
5.1 – Método de abordagem .....	249
5.2 – Pressupostos.....	250
5.2.1 – Plantações florestais e florestas nativas .....	250
5.2.2 – Bens ou serviços comercializáveis e não-comercializáveis.....	255
5.2.3 – Estratégias de política climática .....	256
5.3 – Método de procedimento .....	257
5.3.1 – Dedução matemática da função logística de remoção.....	258
5.3.2 – Dedução geométrica da função logística de remoção.....	267
5.4 – Método de alocação dos fluxos de emissão .....	271
5.4.1 - Hipóteses .....	273
5.4.2 – Variáveis .....	276
5.4.2.1 – Taxa bioeconômica de juro ( $k$ ).....	277
5.4.2.2 – Razão de biodiversidade ( $\lambda$ ).....	278
5.4.2.3 – Taxa bioeconômica de câmbio para os estoques de remoção ( $\epsilon$ ).....	279
5.4.3 – Funções .....	291
5.4.3.1 – A função $H_t$ e a teoria do consumo da renda permanente .....	292
5.4.3.2 – A função $\hat{G}(X_t)$ e a oferta de remoção.....	297
5.4.4 – Parâmetros.....	300
5.4.4.1 – Capacidade de suporte ( $K_H$ ) e eficiência bioeconômica .....	303
5.4.4.2 – Estado estacionário dos fluxos de emissão e o comércio de remoção.....	310
5.4.5 – Microbioeconomia e Macrobioeconomia .....	315
5.4.5.1 – Taxa de crescimento econômico ( $k$ ) e taxa bioeconômica de juro/depleção ( $i$ ) .....	317
5.4.5.2 – Eficiência marginal do capital natural ( $EMgKN$ ), custo de uso e sustentabilidade.....	318
5.4.6 – <i>Trade-off</i> da sustentabilidade: consumo vs. bem-estar .....	325
5.5 – Método de distribuição dos estoques de remoção.....	332
5.5.1 – Estoques e teoria do capital.....	334
5.5.2 – Estoques e Termodinâmica: <i>Termoeconomia</i> .....	338
5.5.3 – Estoques e o modelo BESF.....	341
5.5.4 – Matriz de transferência ou matriz de emissões-remoções .....	344
5.5.4.1 – Álgebra matricial .....	349
5.5.4.2 – Otimização do consumo de estoques de remoção .....	353
5.5.4.3 – Álgebra vetorial .....	358
5.5.5 – Teorema da simetria .....	360
5.5.6 – Capacidade bioeconômica de suporte.....	365
5.5.7 – Matrizes canônicas e vetores de estado .....	367

5.5.7.1 – Matriz canônica e vetor de estado para $k$ .....	369
5.5.7.2 – Matriz canônica e vetor de estado para $\lambda$ .....	371
5.5.7.3 – Transformações lineares e a matriz canônica simultânea para $k$ e $\lambda$ .....	373
5.5.8 – Preços bioeconômicos ( $\rho$ ) .....	374
6 – MODELO BIOECONÔMICO PARA SEQÜESTRO FLORESTAL DE CO <sub>2</sub> (BESF): APLICAÇÃO .....	379
6.1 – Lado da demanda: estimação da função $\hat{H}_t$ .....	381
6.1.1 – Consumo de remoção de longo prazo ( $X_{t(LP)}$ ) .....	383
6.1.2 – Consumo médio de remoção ( $E(X_{t(LP)})$ ) .....	387
6.1.3 – Colheita de remoção ( $\hat{H}_t$ ) .....	389
6.2 – Lado da oferta: estimação da função $\hat{G}(X_t)$ .....	392
6.3 – Microbioeconomia .....	403
6.3.1 – Equilíbrios biológicos: EE e RMS .....	403
6.3.2 – Equilíbrio de Schaefer ou de acesso livre (AL) .....	404
6.3.3 – Equilíbrio de Gordon ou de acesso restrito (AR) .....	405
6.3.4 – Equilíbrio BESF .....	405
6.4 – Macrobioeconomia .....	410
6.5 – Preços bioeconômicos e estratégias de política climática .....	422
6.6 – Limites ao crescimento .....	426
7 – CONCLUSÕES .....	432
8 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	435
9 – GLOSSÁRIO .....	452

# 1 – INTRODUÇÃO

Na aurora do século XXI, o mundo experimenta uma nova divisão econômica: a que se estabelece entre detentores de biodiversidade e produtores de biotecnologia. Essa cisão, porém, não observa fronteiras nacionais nem regionais. Antes, ela irrompe através dos ecossistemas, cujos limites naturais nem sempre obedecem a contornos geopolíticos.

No contexto das emissões de gases de efeito-estufa (GEE) e do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), definido pelo Protocolo de Kyoto, uma das estratégias biotecnológicas mais recentes consiste em plantar florestas como fossas de remoção para as emissões de carbono. Economicamente, esses sumidouros artificiais de carbono, construídos principalmente através de florestamento/reflorestamento, disputam o uso da terra com seus congêneres naturais (*e.g.*, florestas nativas, manguezais, charcos, campos, matas, etc.), com a indústria extrativa florestal e com outras atividades econômicas concorrentes à conservação de recursos florestais (*e.g.*, agricultura, pecuária, mineração, etc.). De maneira geral, pode-se dizer que a taxa a que o uso do solo mudará para substituir umas pelas outras depende: *a*) da demanda de mercado por fossas de carbono; *b*) da taxa intrínseca de crescimento biológico das espécies particularmente existentes em uma floresta plantada ou nativa; *c*) das taxas de retorno oferecidas por usos alternativos da terra, comparativamente às obtidas com o seqüestro florestal de carbono.

Embora se disputem as causas e conseqüências do efeito-estufa, a essência do problema ambiental reside, de uma maneira geral, nos impactos que o crescimento contínuo da escala da economia mundial tem acarretado ao meio ambiente. A urgência e a necessidade de tratar deles reclamam a obtenção de um consenso, nas estruturas institucionais, em torno dos instrumentos de política ambiental (MUELLER, 2007). Na arena das negociações internacionais, a construção indispensável desse consenso tem contribuído para atribuir aos mecanismos do Protocolo de Kyoto (tais como o MDL) as virtudes de um jogo em que só há vencedores (VILLAVICENCIO, 2004).

Servindo-se da flexibilidade geográfica, o MDL possibilita que regiões industrializadas reduzam suas emissões de GEE, aproveitando-se dos baixos custos de abatimento, normalmente observados nas regiões menos industrializadas. Estas, por sua vez, podem colher benefícios sociais, econômicos e ambientais tanto com o investimento estrangeiro direto quanto com a transferência de tecnologias limpas fomentados pelo MDL. Ao fim e ao cabo, a meta de redução de emissões é atingida ao menor custo possível para todos – em conformidade com um critério que se convencionou chamar “custo-efetividade”.

A convergência de interesses econômicos e ambientais de países industrializados e em desenvolvimento é apresentada como a principal virtude do MDL. Entretanto é preciso discutir a sentença de que a preamar eleva por igual todos os barcos. Ocasionalmente, a elevação brusca das marés arremessa os barcos mais leves contra o rochedo e os despedaça (VILLAVICENCIO, 2004).

Recentemente, um grupo de países ricos em florestas vem tentando inserir, no Protocolo de Kyoto, a estratégia da proteção (conservação das florestas existentes e prevenção do desmatamento) como alternativa à estratégia da mitigação definida pelo MDL florestal. Entre 3 e 14 de dezembro de 2007, esse grupo fez-se representar na 13ª. Conferência das Partes (COP-13), em Bali, Indonésia, para convencer os 192 signatários do acordo climático de que evitar o desmatamento ou conservar as florestas naturais pode sair mais barato do que florestar ou reflorestar. O principal argumento contido nessa proposta é que não se conseguirá deter a destruição das florestas tropicais, a menos que se criem incentivos para os países que se absterem dessa prática. Porém, nem mesmo dentro desse grupo, existe consenso a respeito. O Brasil, por exemplo, receia que um “programa de desmatamento evitado” sirva de pretexto para transformar suas florestas em propriedade internacional (THE ECONOMIST, 3/12/2007). Nesse caso, qualquer país poderia valer-se das florestas brasileiras – que ocupam praticamente metade do território nacional (SCHNEIDER et al., 2005b) – para receber os incentivos previstos pelo programa.

Por outro lado, o MDL tampouco satisfaz o Brasil. Ainda que tenha contribuído com um impulso decisivo durante a fase embrionária desse instrumento, o Brasil teme que o MDL termine favorecendo a inundação do mercado de créditos de carbono com excedentes de oferta obtidos através das florestas tropicais. O conseqüente aviltamento dos preços do crédito de carbono implodiria, ao final, o próprio mecanismo (THE ECONOMIST, 3/12/2007).

Embora o MDL represente uma nova modalidade de investimento estrangeiro direto, em essência, suas causas e efeitos certamente não divergem daqueles relacionados à mesma classe de fenômenos. Da economia internacional se sabe que qualquer investimento estrangeiro direto se vale da concorrência imperfeita no comércio mundial para, através da inovação tecnológica (biotecnológica, no caso do MDL), obter renda em mercados externos (SÖDERSTEN & REED, 1994). Frequentemente, esse tipo de investimento dissimula a prática do “rentismo” (*rent-seeking*) – termo que designa a apropriação de ganhos econômicos não resultantes do comércio nem da produção de riquezas, mas da manipulação do ambiente de negócios (LOHMANN, 2006).

Ainda que os aspectos distributivos do MDL não dominem a literatura sobre o tema, especula-se que os riscos desse tipo de investimento recaiam de maneira desigual sobre as

partes envolvidas. A todo projeto dessa natureza é inerente o risco de que a redução de emissões realizada seja menor do que a inicialmente estimada. Em virtude disso, a maior parte do risco é assumida pelo país anfitrião. Pelo menos, à proporção que os benefícios esperados e a capacidade de ressarcimento do empréstimo para a implantação do projeto dependam exclusivamente dos créditos gerados pela remoção de emissões (CERs) (VILLAVICENCIO, 2004).

Outro risco que não se pode negligenciar é o da ocorrência do chamado “mal holandês”. Essa anomalia se insinua sempre que a expansão desenfreada de dado setor de bens comercializáveis ameaça sufocar o desenvolvimento de outros setores produtores desses bens. À medida que o carbono se torne uma mercadoria comercializada internacionalmente, seu preço será determinado pelo mercado mundial. Logo, por causa da concorrência externa, qualquer repasse de custos ao preço do produto final (tonelada de carbono) torna-se proibitivo. Especula-se, contudo, que essa elevação de custos possa ser mesmo experimentada, em virtude da proliferação prevista para os projetos de MDL – uma estimativa pessimista contabiliza, em 2010, um mercado de mais de US\$ 450 milhões (KOLSHUS et al., 2001). Nessas circunstâncias, o aumento presumido dos custos de produção possivelmente se transmitirá pelo restante da economia interna. Desatrelados da concorrência externa, os setores produtores de bens não-comercializáveis no mercado internacional reagirão, repassando os custos mais elevados aos preços dos seus produtos. Por outro lado, coagidos pela competição estrangeira, restará aos demais setores produtores de bens comercializáveis resignarem-se a lucros decrescentes ou retraírem-se (SÖDERSTEN & REED, 1994).

Enfim, por se tratar de uma modalidade incipiente, o mercado de carbono arrisca-se a experimentar forte volatilidade de preços. Os custos e benefícios de um projeto de MDL são calculados com base no preço de mercado vigente para o carbono, no momento em que se negociou a remoção a ser realizada. Por conseguinte toda oscilação observada nos preços do carbono representa um risco financeiro para investidores e beneficiários desses projetos (VILLAVICENCIO, 2004).

Na realidade, a volatilidade de preços não se restringe à condição embrionária do mercado de carbono. Embora, a rigor, não se possa reduzir valor a dinheiro, toda a economia está submetida à métrica monetária e financeira. No passado, o dinheiro funcionava como equivalente geral, presidindo a troca física de mercadorias. No presente, apenas 2,5% das transações monetárias referem-se a essa troca. As restantes 97,5% destinam-se a operações financeiras, em que nenhuma troca física de mercadorias está envolvida (BARTOLI, 1996). No comércio internacional, as transações especulativas determinadas por fluxos e estoques de capital em carteira explicam boa parte dos negócios. Mais de dois terços do valor das



transações referem-se a fluxos de capital, não de bens e serviços (conta corrente) (WILLIAMSON, 1989).

Há décadas, a moeda e as finanças perderam seu vínculo com a riqueza real (BARTOLI, 1996). O avanço das tecnologias de informação não só contribuiu para a desmaterializar os capitais quase que completamente mas também para desligar a moeda e as finanças da produção e das trocas de bens e serviços. Os instrumentos financeiros não servem mais para canalizar os capitais em direção aos investimentos produtivos. Os rendimentos que as ações de certas companhias proporcionam na bolsa não têm nenhuma relação com os lucros realizados na produção nem com o valor real dessas empresas. O “ultramonetarismo” chegou a tal ponto que hoje é possível “comprar sem pagar e vender sem deter” (ALLAIS *apud* BARTOLI, 1996, p. 131).

Epistemologicamente, este estudo é inspirado nessa abstração extrema a que a sofisticação monetária e financeira tem, paradoxalmente, conduzido a economia. Sem dúvida, séculos de hegemonia desse reducionismo monetarista concorreram para esculpir e conflagrar a presente crise ambiental. Seu desfecho trágico, todavia, em contraste com as opiniões antropocêntricas, não se traduz, por certo, na destruição do planeta, mas, possivelmente, no extermínio da própria humanidade.

Empiricamente, o objetivo deste estudo é avaliar o *portfolio* estratégico composto pelo MDL e pela conservação (VAN 'T VELD & PLANTINGA, 2004). Para tanto, a primeira providência metodológica é, por paradoxal que pareça, expurgar os preços (e demais variáveis) monetários(as) da análise. A existência embrionária do mercado de carbono tende a ser assediada por considerável volatilidade de preços. De um lado, porque grandes projetos de redução de emissões podem levar muitos anos até começarem a funcionar. De outro lado, porque, geralmente, nem as empresas, nem os países conhecem os benefícios e custos de redução de emissões dos outros. Assim, em virtude da inexistência de informações confiáveis sobre o grau de escassez dos créditos de emissão, as decisões correm o risco de se tornarem ineficientes economicamente (EHRHART & SCHLEICH, 2005).

Além disso, à medida que as metas de emissão fiquem cada vez mais rígidas (IPCC, 2007), os preços dos créditos de carbono tendem a subir dramaticamente. Em consequência, medidas mais caras de redução de emissão tornam-se economicamente viáveis. No entanto, tal como sucede com o “mal holandês”, essa elevação de custos de redução se dissemina, retrai a demanda por créditos de carbono e, finalmente, derruba seus preços (EHRHART & SCHLEICH, 2005). Quanto mais alta a frequência com que se registrem essas oscilações, maior o descolamento entre os preços e a realidade da economia do carbono. A extensão desse afastamento depende da maneira como se consolidem os mercados de carbono. Será

menor, se eles emergirem espontaneamente das necessidades de compradores e vendedores; maior, se eles se estabelecerem como resultado de uma ação política, motivada por vantagens comerciais (i.e., rentismo) (KAY *apud* LOHMANN, 2006).

Na teoria econômica, a análise bioeconômica vincula-se à tradição pioneira representada pela “análise real” (SCHUMPETER in SCHUMPETER, 1994). Oposta à análise monetária (TURGOT, 1793; FISHER, 1984; SCHUMPETER in SCHUMPETER, 1994), sobre a qual prevaleceu até fins do século XVIII, a análise real parte do princípio de que todos os fenômenos essenciais da vida econômica podem ser descritos em termos de bens e serviços. Essencialmente neutra, a moeda não passa de um recurso técnico, semelhante a um “véu” a ser retirado, para conhecer-se o rosto por detrás (SCHUMPETER in SCHUMPETER, 1994; WACKERNAGEL & REES, 1996). Enquanto a análise real repousa no princípio da parcimônia, o princípio do dispêndio, por outro lado, é que embala a análise monetária. Nesta, entende-se que os gastos de uns são as rendas de outros. Obstruindo-se os primeiros, prejudica-se a economia. Naquela, ao contrário, a virtude reside na abstinência. Assim, enquanto a análise monetária enaltece o consumo, a análise real enaltece a poupança.

Bioeconomicamente falando, poupança significa obediência aos limites que a natureza impõe ao consumo (uso) dos recursos naturais renováveis. Noutras palavras, trata-se de explorá-los (colheita) a um ritmo tal que respeite a taxa natural de regeneração ou de assimilação dos ecossistemas. Assim, só se colhe – ou se utiliza – a fração correspondente à produtividade natural do recurso.

A partir dessa visão biológica da relação entre a economia e o meio ambiente, rejeita-se a proposição de que é ilimitada a capacidade dos ecossistemas de fornecerem recursos naturais e de absorverem resíduos e poluição gerados pelo sistema econômico (MUELLER, 2007). Conforme a intensidade de tais impactos, a resiliência (capacidade de recuperar-se das perturbações) do meio ambiente pode ser tão abalada que terminará comprometendo, irreversivelmente, a oferta de recursos naturais e de serviços ecológicos locais (MUELLER, 2007; NICCOLUCCI et al., 2007). O descompasso entre a oferta de biocapacidade e a demanda de capital natural necessária para satisfazer certo nível de consumo (“pegada ecológica”) acarreta desequilíbrio ecológico. Quando a primeira é maior que a segunda, tem-se um cenário de “crédito ecológico”; do contrário, quando esta é maior que aquela, contrai-se “dívida ecológica” (WACKERNAGEL & REES, 1996; NICCOLUCCI et al., 2007).

A troca ecológica desigual (dívida ou crédito ecológicos) manifesta-se de duas formas: através dos preços internacionais ou através do “espaço ambiental” (MARTÍNEZ ALIER, 2002). No primeiro caso, os preços das mercadorias exportadas não incluem compensações monetárias pelos danos (custos) ambientais infligidos aos produtores. No segundo caso, o

nível de consumo de alguns países ou regiões do globo implica um uso desproporcional do espaço ambiental (reservatórios naturais – atmosfera, biosfera, geosfera, hidrosfera e criosfera) e dos serviços ecológicos prestados aí.

Mesmo quando aplicada aos preços internacionais, a análise monetária mostra-se inadequada para calcular a dívida (ou o crédito) ecológica(o). Nem todas as externalidades ambientais (custos e benefícios associados a impactos ambientais) ou a deterioração de recursos naturais podem ser quantificadas em moeda (MARTÍNEZ ALIER, 2002). Mais complicado ainda é que o valor monetário (preço) das mercadorias não está correlacionado ao seu conteúdo energético. O preço de um tapete persa é incomparavelmente maior que o de uma tonelada de carvão. Entretanto a quantidade de energia utilizada para extraí-la é certamente muito superior à que se empregou na fabricação do tapete. Quer dizer, nem sempre a mercadoria de maior valor monetário é a que contém maior quantidade de energia (AYRES, 2001 e 2004). Por razões semelhantes, nem sempre os preços monetários comunicam a escassez de bens e serviços ambientais (WACKERNAGEL & REES, 1996). Logo, a análise monetária distorce – se não impossibilita – o cálculo da dívida (ou do crédito) ecológica(o).

É outra ilusão imaginar que a distorção desapareça com a substituição do reducionismo monetário pelo reducionismo energético ou físico. Pilhagens comerciais como a biopirataria, por exemplo, tampouco podem ser medidas com unidades de energia (MARTÍNEZ ALIER, 2002). O modelo bioeconômico para o seqüestro florestal de CO<sub>2</sub> (modelo BESF), desenvolvido mais adiante (capítulos 5 e 6), não emprega nenhum tipo de medida monetária. O único propósito metodológico disso, no entanto, é demonstrar que toda análise real de fenômenos econômicos pode prescindir perfeitamente da métrica da moeda. Não só porque os fenômenos ambientais exijam cada vez mais essa emancipação (MUNDA et al., 1994; MARTÍNEZ ALIER et al., 1998; HOAG et al., 2002; MUNDA, 2004; MUNIER, 2006) mas também porque ela já foi considerada dentro da própria teoria econômica (SRAFFA, 1997; PATTERSON, 1998).

Em sintonia com o método da “pegada ecológica” (*ecological footprint*), o modelo BESF analisa o balanço ecológico (equilíbrio, dívida ou crédito) do estado do Rio Grande do Sul, com base no uso estimado do espaço ambiental. Por isso emprega medidas de biomassa (MtC) que podem ser facilmente convertidas em medidas de área (ha ou km<sup>2</sup>). A quantidade de gás carbônico (CO<sub>2</sub>) lançada na atmosfera pela economia em crescimento, ao longo de mais de três décadas (1970-2006), é utilizada para estimar que quantidade de carbono sólido (C), retido na biomassa de florestas nativas e plantadas, seria necessária para absorver aquelas emissões. Desde que se saiba quanto de biomassa por unidade de área a floresta produz, pode-

se determinar a extensão de terra que as florestas deveriam ocupar para remover as emissões decorrentes do crescimento econômico. Em suma, essa área indica o espaço ambiental que se demandaria para sustentar um dado nível de consumo de emissões (NICCOLUCCI et al., 2007).

Visto que as florestas naturais ocupam um espaço que, a rigor, não pode ser aumentado, quanto maior a área requerida, mais espaço se abre às plantações florestais (florestamento e/ou reflorestamento, contemplados pelo MDL). Todavia o modelo BESF não tem a ambição de examinar a conversão florestal em geral. Antes, ele se limita a analisar o *trade-off* essencial para o MDL: a compensação que se presume haver, quando se substituem florestas naturais por florestas plantadas. Para tanto, o modelo BESF supõe que a área florestal seja fixa. Logo, uma expansão das plantações florestais (MDL) implica necessariamente uma redução das florestas naturais e o conseqüente recuo da conservação. O movimento inverso não é admitido, devido à premissa de que as florestas naturais não podem ser ampliadas.

Essa premissa, por sua vez, deriva da proposição de que os recursos naturais indispensáveis ao funcionamento do sistema econômico existem em quantidades limitadas, decrescentes com o uso. Esse declínio se deve à capacidade fixa – e normalmente baixa – com que os ecossistemas suportam os impactos das atividades econômicas (MUELLER, 2007). Esse conceito ecológico, contudo, não pode ser aplicado às sociedades humanas. Ao contrário de outras espécies, os humanos costumam suplantar os limites biofísicos através do comércio e da tecnologia (WACKERNAGEL & REES, 1996; MARTÍNEZ ALIER, 1998; MERICO, 2002; LEHTONEN, 2004; BRAGA et al., 2005).

Preocupado em estabelecer um limite para a poluição causada pela economia humana, o modelo BESF – basicamente um modelo de poluição – busca inspiração nos modelos da pesca – modelos econômicos para recursos naturais renováveis. O problema é que, nestes modelos, o limite é dado pela capacidade biológica de suporte, quando a taxa natural de crescimento da população atinge seu nível máximo. Essas determinações populacionais, contudo, são insuficientes, e impróprias até, para explicar as atividades humanas. Por isso o modelo BESF se vale das condições de eficiência econômica intertemporal entre as fossas (taxas de crescimento/retorno uniformes) (COMMON, 1996) e de eficiência ecológica perfeita (tudo o que é emitido é removido) (AYRES, 2004) para estabelecer, idealmente, a capacidade *bioeconômica* de suporte. Da curva de emissões restrita por esse limite, é que se deduz, então, a oferta de remoção.

Nesse modelo, o equilíbrio ecológico é regulado pela taxa bioeconômica de câmbio. Essa taxa mostra como a modificação das relações espaciais (distribuição da remoção de carbono) entre as fossas altera as relações temporais (taxas de crescimento econômico) dentro

delas. Ecologicamente, a produção econômica nos novos espaços que se vão incorporando deixa de ser governada pelo tempo de reprodução da natureza. De um lado, a anexação de novos territórios acelera o tempo de produção econômica – tal como exigido pela circulação do capital (manufaturado e financeiro) e pela supremacia do presente, implícita na taxa de juros. De outro lado, opera-se, desse modo, uma destruição irreparável da natureza, à medida que os tempos geoquímico e biológico escapem ao controle da atividade econômica (MARTÍNEZ ALIER, 2002). Essa assincronia entre os ritmos da economia e da natureza redundando em um desequilíbrio ecológico crescente – normalmente, dívida ecológica (*overshoot* local) – que, no final, deprime ou aniquila o crescimento econômico (WACKERNAGEL & REES, 1996).

## **1.1 – Objetivos**

Através do presente trabalho, procurou-se atingir os seguintes objetivos:

### **1.1.1 – Objetivo geral**

Efetuar uma análise teórica preliminar do relacionamento entre os sistemas econômico e ecológico, em particular no que diz respeito às trocas definidas pela economia humana entre a biosfera e a atmosfera.

### **1.1.2 – Objetivos específicos**

- a) Elaborar um modelo bioeconômico para analisar a compensação de emissões de GEE na atmosfera através do armazenamento biológico delas em florestas (biosfera);
- b) Testar a eficácia do modelo para o caso do Rio Grande do Sul;
- c) Determinar indicadores-síntese de impacto ambiental, resumidos em taxas anuais de crescimento econômico e percentual de *overshoot*.

## 2 – MUDANÇA CLIMÁTICA: TEORIA E POLÍTICA

A descoberta da mudança climática – ou, menos apropriadamente, do aquecimento global – remonta ao início do século XIX, quando, em 1827, o cientista francês Jean Baptiste Joseph Fourier primeiro descreveu o “efeito-estufa”<sup>1</sup> (HARRIS & CODUR in HARRIS & CODUR, 2004c; FIGUERES, 2002; ROBLEDO & FORNER, 2005). Em seguida, em meados do século XIX, identificou-se a existência de uma correlação entre os gases que compunham a atmosfera terrestre (Tabela 1) e a temperatura do planeta. No final do século XIX, o cientista sueco Svante Arrhenius projetou, pela primeira vez, variações da temperatura da Terra a partir do aumento das concentrações de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) na atmosfera. Porém, até metade do século XX, o fenômeno do aquecimento global não foi levado a sério (ROBLEDO & FORNER, 2005; LEGGETT in LEGGETT, 1992).

**Tabela 1 – Composição da atmosfera gasosa (troposfera\*) e da atmosfera aquática**

Gás	Atmosfera			
	Gasosa		Aquática	
	Símbolo ou Fórmula	% por volume de ar	Símbolo ou Fórmula	% por volume de água do mar a 15°C
Nitrogênio	N <sub>2</sub>	78,08	N	29,0
Oxigênio	O <sub>2</sub>	20,94	O	15,0
Argônio	Ar	0,934		
Dióxido de carbono	CO <sub>2</sub>	0,033	CO <sub>2</sub>	56,0
Neônio	Ne	0,00182		
Hélio	He	0,00052		
Metano	CH <sub>4</sub>	0,00015		
Criptônio	Kr	0,00011		
Hidrogênio	H <sub>2</sub>	0,00005		
Óxido nitroso	N <sub>2</sub> O	0,00005		
Xenônio	Xe	0,000009		

Fontes: LOTKA (1956, p. 192); CUNNINGHAM & SAIGO (1997, p. 365)

(\*) Composição média do ar seco e limpo

<sup>1</sup> Fourier concluiu que a atmosfera terrestre funcionava tal qual o vidro das estufas (*greenhouses*, em inglês; *serres*, em francês) onde se cultivam plantas. Os raios de sol atravessam-no e aquecem o ar no interior da estufa, onde crescem as plantas. Porém, quanto mais espesso o vidro, menos calor escapa. Tal analogia logo rendeu à teoria de Fourier a alcunha de “efeito-vidro” (*effet de verre*, originalmente em francês) (HARRIS & CODUR in HARRIS & CODUR, 2004c; ROBLEDO & FORNER, 2005). Os gases que, por assim dizer, reforçam a “espessura” do “vidro” são chamados de gases de efeito-estufa (GEE) (*greenhouse gases* – GHG –, em inglês, ou *gaz à effet de serre* – GES –, em francês). Representam somente pouco mais de 1% da composição da atmosfera. “O vapor d’água (H<sub>2</sub>O), por sua abundância, é de longe o mais importante gás natural causador do efeito-estufa” (LEGGETT in LEGGETT, 1992, p. 12). Tipicamente, ocupa 1% da composição da atmosfera – embora essa proporção seja altamente variável (IPCC, 2001d). Os demais gases-estufa são os chamados “gases precursores” ou “gases vestigiais” (*trace gases*) – dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>), óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), ozônio (O<sub>3</sub>). Sua proporção é ainda menor: 0,1%. Mas o CO<sub>2</sub>, lançado na atmosfera tanto de maneira natural quanto não-natural (queima de combustíveis fósseis), torna-se o segundo gás-estufa em importância (LEGGETT in LEGGETT, 1992).

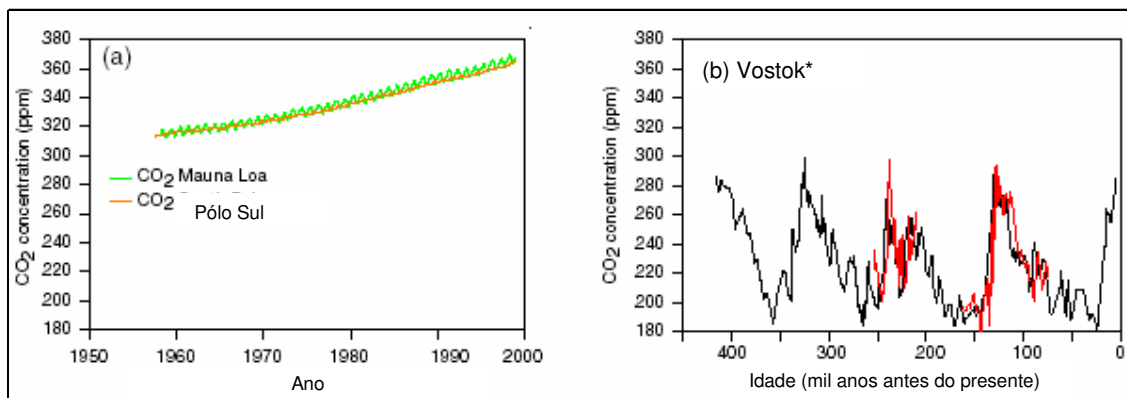
Parte dessa indiferença pode ser imputada à própria ciência climática. Durante muito tempo, os cientistas anunciaram exatamente o oposto: “que uma nova Idade do Gelo estava a caminho” (RUDDIMAN, 2005a, p. 61; HANSEN, 2005). Tal conclusão era condizente com variações observadas na órbita terrestre (HANSEN, 2005) – que controlam o crescimento e a retração das capas de gelo polares – ou na inclinação do eixo da Terra (obliquidade) (SCHNEIDER in LEGGETT, 1992a) – que muda substancialmente a diferença entre períodos de aquecimento no inverno e no verão. Nos anos 1980, por exemplo, um dos mais bem-sucedidos modelos paleoclimáticos (*i.e.*, modelos que simulam mudanças dos climas antigos ou paleoclimas) recorreu à obliquidade para explicar o “ótimo climático” – período mais quente da história recente do clima, ocorrido entre cerca de 5 mil a 9 mil anos atrás (SCHNEIDER in LEGGETT, 1992a).

De resto, todo aquecimento atípico verificado no curso do século XX era atribuído a alguma oscilação natural, do tipo da que já havia deflagrado, no passado, a ocorrência de duas épocas climáticas observadas no Hemisfério Norte (na Europa, em particular). Todavia, recentemente, constatou-se que tanto a “Pequena Era do Gelo”, do século XVII ao XIX, quanto o “Período Medieval Quente”, do século XI ao XIV, apresentavam um acentuado padrão regional. Por conseguinte, em virtude de sua pronunciada variabilidade geográfica, essas épocas climáticas têm-se revelado de pouca utilidade para descrever tendências históricas na mudança das temperaturas médias globais ou hemisféricas. Os dados disponíveis não conseguem sustentar a hipótese de que, nesses períodos, tenha sincronicamente ocorrido, por todo o globo, quer um aquecimento, quer um resfriamento anômalos (IPCC, 2001d). Na verdade, nem num período, nem noutro, as temperaturas médias parecem ter variado mais que 1°C (para cima ou para baixo) (LEGGETT in LEGGETT, 1992).

Enquanto esses dados ressentiam-se de maior vigor explicativo, conjecturou-se que o aquecimento incomum registrado no século XX correspondia à oscilação natural da Pequena Era do Gelo européia, cujo ápice teria sido atingido por volta de 1650 a 1750. Por outro lado, as previsões existentes acerca desse fenômeno davam conta de que sua última oscilação estaria completada por volta do século XX. Portanto, na atualidade, a tendência natural de longo prazo deveria apontar para um clima mais frio, não fosse pelas atividades humanas (HANSEN, 2005).

Somente na segunda metade do século XX (1958), é que medições sistemáticas das concentrações de GEE (CO<sub>2</sub>) na atmosfera efetivamente se iniciaram – na estação atmosférica de Mauna Loa, no Havaí, e na Antártida (FIGUERES, 2002; CIESLA, 1997) (Figura 1). No final da década de 1980, cientistas do mundo inteiro puderam confirmar o que o sueco Svante Arrhenius havia conjecturado quase um século antes, em 1896: o efeito-estufa acentuado ou

antropogenicamente induzido pela queima de combustíveis fósseis estimulada pela Revolução Industrial tinha elevado dramaticamente as concentrações de gases-estufa na atmosfera. Em menos de 150 anos, do início da Revolução Industrial, em 1850, até 1990, as concentrações de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), em particular, haviam crescido cerca de 25% acima de seus níveis pré-industriais (HARRIS & CODUR in HARRIS & CODUR, 2004c; CIESLA, 1997).



Fonte: IPCC (2001d, p. 40)

(\* ) Cores diferentes indicam diferentes estudos.

Figura 1 – Variações nas concentrações atmosféricas de  $\text{CO}_2$  em diferentes escalas de tempo

No começo da década de 1990, extraíram-se das calotas glaciais da Groenlândia, no Ártico, amostras de gelo que aprisionavam dados paleoclimáticos de 110 mil anos passados (ALLEY, 2005). Vestígios do clima pretérito contidos nesses cilindros de gelo reforçaram as evidências acerca de uma correlação positiva entre a concentração de gases-estufa na atmosfera e as variações da temperatura na superfície do planeta. Mais adiante, durante essa década, amostras de gelo da Antártida, com registros (temperatura, níveis de  $\text{CO}_2$  e metano) de 400 mil anos, corroborariam essa hipótese (ROBLEDO & FORNER, 2005; HANSEN, 2005). Os registros paleoclimáticos contidos no gelo da estação Vostok, na Antártida, demonstravam que as mudanças de temperatura acompanhavam, muito de perto, as variações na concentração do carbono atmosférico ( $\text{CO}_2$ ) (KRAPPENBAUER, 1992; FIGUERES, 2002; RUDDIMAN, 2005a).

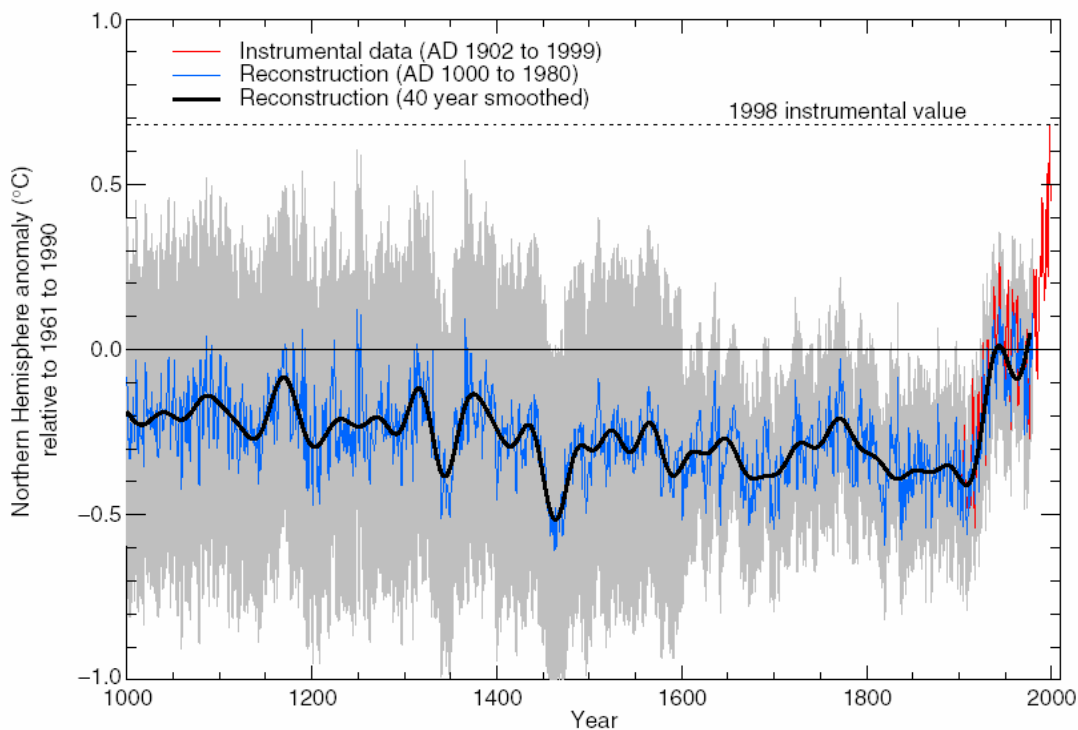


Nos anos 1990, a abundância<sup>2</sup>, na atmosfera, de quase todos os gases-estufa havia atingido seus valores mais altos (IPCC, 2001d). Paralelamente, no Hemisfério Norte, pelo menos, a década de 1990 e o ano de 1998 foram, desde 1861 (primórdios da Revolução Industrial), provavelmente (66% a 90% de probabilidade) os mais quentes (IPCC, 2001d). Ao longo do século XX, esse hemisfério parecia ter experimentado um aquecimento sem precedentes e sem vínculo aparente com a Pequena Era do Gelo (Figura 2). Submetidos a análises de sensibilidade à variação espacial (geográfica), os dados paleoclimáticos disponíveis indicavam que o aquecimento registrado sobretudo na década de 1990 extrapolava, inclusive, o dos períodos mais quentes do milênio. Encontrava-se, portanto, fora da variabilidade aceitável, conforme um intervalo de confiança de 95% (IPCC, 2001d). Por isso o ano de 1990 seria escolhido pela maioria das partes signatárias do Tratado de Kyoto, em vigor desde 16 de fevereiro de 2005, como o ano-base (*baseline*) para a definição das metas de redução de emissões de gases-estufa.

---

<sup>2</sup> Na Físico-química do Clima, *abundância* refere-se à razão entre a massa (ou volume) total de um elemento (o *disperso* ou, no caso das soluções, o *soluto*) num determinado compartimento terrestre e a massa (ou volume) total desse compartimento (o *dispersante* ou, no caso das soluções, o *solvente*). No cálculo estequiométrico, é o que se chama de *título em massa* (ou *em volume*) ou *concentração massa-massa* (ou *volume-volume*), que, no estudo das soluções, descreve a razão entre a massa (volume) do soluto e a massa (volume) da solução (soluto + solvente). Em estequiometria, *solução* (e.g., açúcar ou sal de cozinha na água) é um tipo particular de *dispersão* em que a partícula dispersa (*soluto*) apresenta o menor tamanho (< 1 nm ou 10<sup>-9</sup> metro) em comparação aos observados na dispersão coloidal (1 nm a 100 nm) (e.g., gelatina na água) e na suspensão (> 100 nm) (e.g., leite de magnésia). *Dispersão*, por sua vez, é um conceito estequiométrico empregado para definir qualquer sistema em que uma determinada substância (o *disperso* do sistema), sob a forma de pequenas partículas, distribui-se uniformemente por toda a extensão de outra substância (o *dispersante* ou *dispersante* do sistema). O *título* é, portanto, adimensional. Apenas descreve uma relação percentual entre o soluto e o solvente. Entretanto, para soluções muito diluídas, em que a concentração é muito pequena, o *título* (que mede essa concentração) costuma ser expresso em partes por milhão em massa (ppm) – no caso da concentração massa-massa – ou em partes por milhão em volume (ppmv) – no caso da concentração volume-volume. De todo modo, a concentração em ppm é igual à razão: 1) massa do soluto (em mg) ÷ massa da solução (em kg), no caso da concentração massa-massa; 2) volume do soluto (em ml) ÷ volume da solução (em m<sup>3</sup>), no caso da concentração volume-volume (*volume mixing ratio*). Alternativamente, essa razão também pode ser expressa em termos de quantidade de matéria (em moles) do soluto ÷ quantidade de matéria (em moles) da solução. Neste caso, denomina-se *fração molar do soluto* (*molar mixing ratio*). Para os gases de efeito-estufa (GEE), as concentrações equivalem à razão entre o número de moléculas do GEE e o número total de moléculas do ar seco. Por exemplo, 300 ppm significa 300 moléculas de um dado GEE por milhão (10<sup>6</sup>) de moléculas de ar seco (IPCC, 2001d). Contudo qualquer dessas medidas adimensionais ou percentuais de concentração difere da chamada *concentração comum* ou *concentração massa-volume*, definida pela razão entre a *massa*, em gramas (g), do soluto e o *volume*, em litros (l), da solução (= soluto + solvente).

Dentre outros agentes, tais gases são considerados “forçantes climáticas”<sup>3</sup> — que, natural (*e.g.*, flutuações na órbita terrestre) ou antropogenicamente (*i.e.*, imprimidas pela ação humana), alteram o equilíbrio energético do globo (Tabela 3). Como a concentração de gases-estufa crescia depressa e o clima esquentava, as forçantes climáticas antropogênicas haviam-se, decerto, tornado dominantes. Notadamente, as emissões de CO<sub>2</sub>, para as quais contribuem, além da queima de combustíveis fósseis (carvão, petróleo e gás natural), a substituição de florestas por lavouras (HANSEN, 2005).



Fontes: IPCC (2001d, p. 29); APPEL (2005, p. 25)

(\*) AD = *Anno Domini*. Série de dados em *azul* obtida a partir de corais, anéis de árvores, núcleos de gelo e registros históricos; em *vermelho*, a partir de dados instrumentais; em *preto*, versão suavizada da série temporal; em *cinza*, exibem-se os limites superior e inferior para os desvios-padrão.

Figura 2 – O “*taco de hóquei*”: reconstrução das temperaturas do milênio (1000 – 1999) no Hemisfério Norte\*

<sup>3</sup> O clima pode alterar-se tanto em função de variabilidades internas no seio do sistema climático quanto em função de fatores externos (naturais ou antropogênicos). A influência dos fatores externos sobre o clima pode ser amplamente comparada através do conceito de “forçante radiativa” – ou “forçante climática”. Trata-se de uma medida da influência que um fator qualquer exerce sobre as modificações no balanço da energia que entra e sai da atmosfera terrestre. Expressa em Watts por metro quadrado ( $\text{Wm}^{-2}$ ), serve como um indicador da importância potencial do fator no mecanismo da mudança climática. Dentre os fatores externos antropogênicos, as crescentes concentrações de gases-estufa (GEE) são consideradas forçantes radiativas (ou climáticas) positivas, porquanto aquecem a superfície terrestre; já os aerossóis (partículas microscópicas suspensas no ar) são classificados como forçantes radiativas (ou climáticas) negativas, porquanto a resfriam. Dentre os fatores externos naturais, encontram-se as mudanças na incidência da energia solar e a atividade vulcânica (IPCC, 2001d). Estima-se que 70% do aumento antropogênico de gases-estufa ocorreu após 1950, assim como a maior parte do aquecimento global de cerca de 0,5°C, registrado, sistematicamente, desde o final do século XIX. Calcula-se que, em meados dos anos 1970, os gases antropogênicos estavam aquecendo a superfície da Terra à razão de quase  $2 \text{ Wm}^{-2}$ . É como se duas lâmpadas de árvore de Natal fossem mantidas permanentemente acesas em cada metro quadrado da superfície do planeta. Na primeira década do século XXI, esse desequilíbrio energético é da ordem de 0,5 a  $1,0 \text{ Wm}^{-2}$  (HANSEN, 2005).

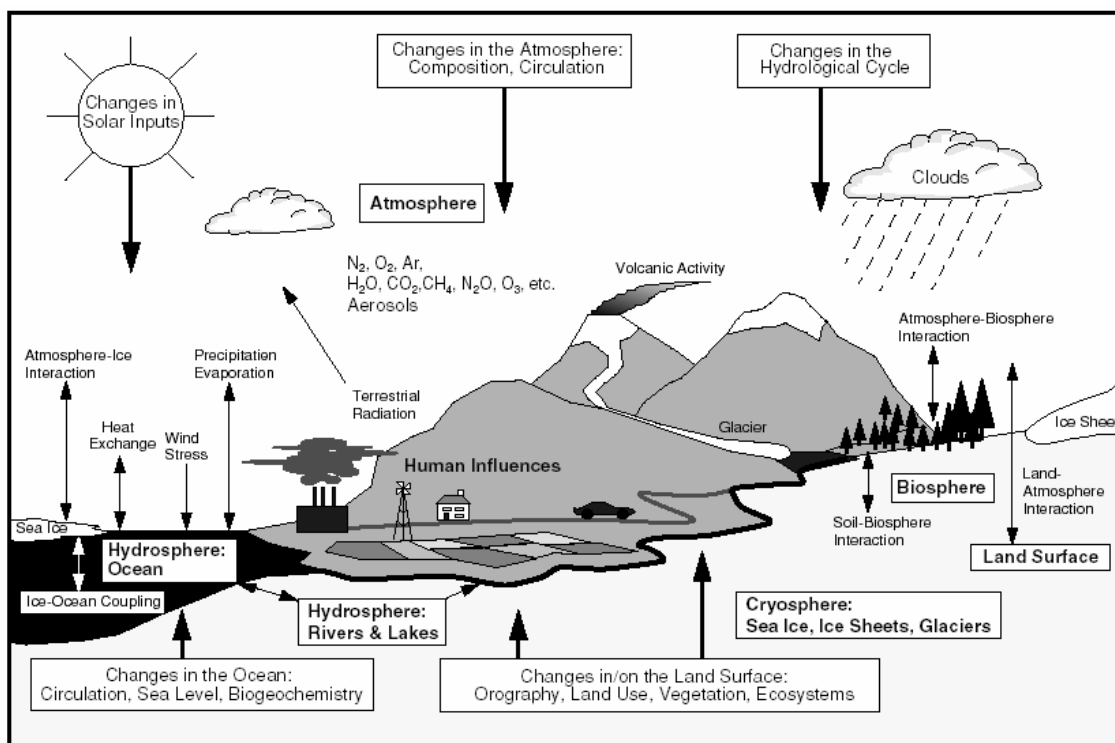
Até o início do século XXI, as concentrações, na atmosfera, do gás-estufa que mais tem contribuído para o aquecimento global aumentaram 35% — de 275 ppmv (partes por milhão em volume) para 370 ppmv (BAUMERT et al., 2002) (Tabela 3). Desde tempos pré-industriais, a quantidade de CO<sub>2</sub> na atmosfera já se elevou em mais de 30%. E continua a elevar-se — a uma taxa média, sem precedentes, de 0,4% ao ano (cf. Tabela 2), devido à queima de combustíveis fósseis e às mudanças no uso do solo (IPCC, 2001d; BAUMERT et al., 2002; ROBLEDO & FORNER, 2005). Os anos de 1998, 2002, 2003, 2004 e 2005 foram os mais quentes desde 1890 (HARRIS in HARRIS, 2006b).

Logo, as variações orbitais, isto é, na maneira como a Terra gira ao redor do Sol, tornaram-se insuficientes para explicar a rapidez e a magnitude das mudanças climáticas, detectadas em núcleos de gelo e sedimentos<sup>4</sup>. Mais que isso, devia haver retroalimentações entre emissões antropogênicas de gases e os componentes do sistema climático (LEGGETT in LEGGETT, 1992; Figura 3) — atmosfera, hidrosfera (oceanos, lagos, rios e aquíferos), criosfera (geleiras, glaciares, *icebergs*, *permafrost*), biosfera (biota ou toda a vida sobre a superfície da Terra, dominada, em termos de volume, pela vida vegetal) e geosfera ou litosfera (crosta terrestre — rochas, formações e sedimentos minerais) (LOTKA, 1956; IPCC, 2001d; LEGGETT in LEGGETT, 1992; ROSENBAUM et al., 2004; ROBLEDO & FORNER, 2005).

Constatou-se que, quando um agente de coerção externo qualquer (*e.g.*, variações na irradiação solar) altera o equilíbrio do sistema climático, cada um de seus componentes reage segundo diversas escalas de tempo e espaço. No que diz respeito à atmosfera, o tempo de resposta da troposfera é relativamente curto. Pode levar dias ou semanas. Já a estratosfera retorna ao equilíbrio dentro de poucos meses. Em comparação com a estratosfera, a reação do coeso sistema superfície-troposfera é lenta — principalmente, por causa dos oceanos. A grande capacidade térmica destes condiciona a restauração do equilíbrio a décadas, séculos ou milênios. Assim, nos domínios da hidrosfera, o tempo de resposta é muito mais longo. Na biosfera, a resposta é ambígua. Pode ser rápida, como diante de secas, ou muito lenta (IPCC, 2001d).

---

<sup>4</sup> Há muito se descobriu que “[a]s oscilações milenares naturais do clima estão associadas a lentas variações da órbita terrestre induzidas pela gravidade de outros planetas, principalmente Júpiter e Saturno (por serem tão pesados) e Vênus (por estar tão perto)” (HANSEN, 2005, p. 18) Essas perturbações afetam a insolação, isto é, a distribuição geográfica e sazonal da energia solar média que atinge a Terra, em até 20%. As mudanças de insolação, por sua vez, durante longos períodos, afetam não só a formação e fusão das capas de gelo polares mas também a absorção e liberação de dióxido de carbono e metano pelas plantas, solo e oceano. Os cientistas ainda não sabem *quanto* é liberado desses gases quando a Terra se aquece. Mas, enquanto isso, dados paleoclimáticos obtidos quer de mantos de gelo da Antártida e da Groenlândia, quer de geleiras de montanha têm oferecido uma nova compreensão sobre como as alterações orbitais da Terra determinam a mudança climática. Descobriu-se que elas não operam sozinhas, senão através de variações nas propriedades da atmosfera e da superfície



Fonte: IPCC (2001d, p. 88)

Figura 3 – Visão esquemática dos componentes (em negrito) do sistema climático global, seus processos e interações (flechas finas) e alguns aspectos que podem mudar (flechas espessas)

Com base num melhor entendimento do sistema climático, não demorou a que a maioria dos cientistas se convencesse de que o futuro relativamente próximo (o século XXI ou o seguinte) seria dominado pelo aquecimento. Malgrado as incertezas que cercavam (e ainda cercam) as retroalimentações do sistema climático, os cientistas, em geral, concordam que esses fenômenos parecem atuar antes no sentido de aumentar do que de diminuir as concentrações de gases-estufa num mundo mais aquecido (LEGGETT in LEGGETT, 1992). Enquanto uns condenavam a atividade econômica por isso, outros a absolviam – por haver redimido a humanidade da próxima era glacial (HANSEN, 2005).

Rapidamente, o debate adquiriu contornos normativos e passionais, cujo resultado, em todo caso, foi confundir mais do que esclarecer o público “a respeito de um problema complexo como a mudança do clima” (SCHNEIDER in LEGGETT, 1992a, p. 41). Para os formuladores de políticas públicas e tomadores de decisão, ficou a impressão de que nenhuma previsão do gênero era digna de confiança – fosse ela de glaciação iminente, fosse de aquecimento (RUDDIMAN, 2005a).

terrestres. Essas propriedades, que definem o balanço energético do planeta, são agora mais influenciadas pela

O debate passional logo opôs “extremistas ecológicos” e “ambientalistas céticos”. De acordo com os primeiros, o fim do mundo seria o desfecho inevitável para mudanças climáticas tão sérias, tão repentinas e tão certas. Na opinião dos céticos, ao contrário, não haveria nada com que se preocupar. Tudo são incertezas a respeito do aquecimento global. Tampouco há provas de que o século XX tenha experimentado o que os elaboradores de modelos previram. Portanto não há necessidade de reagir a um evento (mudança climática) que é improvável nem de os governos interferirem no livre-comércio (SCHNEIDER in LEGGETT, 1992a).

A única certeza é que nenhum lado dessa discussão retrata com fidelidade o que há de real no debate científico verdadeiro. Em termos mais racionais, “a faca da incerteza tem dois gumes” (SCHNEIDER in LEGGETT, 1992a, p. 55). As incertezas quanto aos processos físicos e biológicos podem ter, ao mesmo tempo, subestimado – como preferem os extremistas – ou superestimado – como julgam os céticos – as previsões dos modelos climáticos (SCHNEIDER in LEGGETT, 1992a).

Por outro lado, o *graal* do amplo consenso no seio da comunidade científica é tão improvável quanto as hipóteses extremadas do dissenso passional (SCHNEIDER in LEGGETT, 1992a). Mesmo no debate científico, há uma mistura de análises positivas e normativas (HANEMANN in WILSON, 1997). De um ponto de vista positivo, a modelagem matemática passou a constituir um laboratório substitutivo para experimentos de tamanha escala e complexidade como o clima. Esses modelos “representa[m] um grande progresso em relação a previsões inconseqüentes de mudanças globais (...) Obviamente [eles] não são simuladores fiéis da complexidade total da realidade, mas (...), certamente, [são] um grande passo além da pura conjectura” (SCHNEIDER in LEGGETT, 1992a, p. 41). Do ponto de vista normativo, porém, seus resultados suscitam uma série de controvérsias – tanto entre os próprios cientistas naturais quanto entre os cientistas sociais, além de entre uns e outros.

Como a economia mundial – sobretudo sua porção industrializada – é altamente dependente de combustíveis fósseis (petróleo, carvão e gás natural), discutem-se as vantagens de se reduzirem as emissões de CO<sub>2</sub> em comparação com as de outros GEE. Com os clorofluorcarbonos (CFC) em declínio<sup>5</sup>, os dois mais importantes gases-estufa são o dióxido

---

ação humana (antropismo) do que pelas variações da órbita terrestre (HANSEN, 2005).

<sup>5</sup> O declínio na emissão de CFCs deve-se, sem dúvida, ao Protocolo de Montréal, assinado em 16 de setembro de 1987 por 46 países e atualmente reunindo 180 países. O Protocolo de Montréal é um tratado aceito internacionalmente. Por meio dele, as nações concordam em controlar a produção de substâncias que destroem a camada de ozônio. Muitas das substâncias que liberam átomos de cloro na estratosfera e destroem o ozônio estratosférico (O<sub>3</sub>) são também gases de efeito-estufa (GEE). Os gases destruidores do ozônio com maior potencial para influenciar o clima são CFC-11 (CFCl<sub>3</sub>), CFC-12 (CF<sub>2</sub>Cl<sub>2</sub>) e o CFC-113 (CF<sub>2</sub>ClCFCl<sub>2</sub>). A partir de medições realizadas no ar polar, ficou claro que nenhuma fonte natural é capaz de produzir esses compostos. A origem deles é, sem dúvida, totalmente antropogênica (IPCC, 2001d).

de carbono (CO<sub>2</sub>) e o metano (CH<sub>4</sub>) (Tabela 2). Este, no entanto, é cerca de 20 vezes mais agressivo ao meio ambiente do que aquele (EHRlich in LEGGETT, 1992; CUNNINGHAM & SAIGO, 2006). Postula-se, então, que a redução do metano (CH<sub>4</sub>) constituiria uma alternativa menos penosa à economia (HANSEN, 2005) e mais benéfica ao meio ambiente.

Tampouco há certeza quanto a isso. Devido a efeitos indiretos, complexidades e retroalimentações na química troposférica, não há como precisar que concentrações de GEE configuram a chamada “interferência antropogênica perigosa sobre o sistema climático”. Nem, por isso, quanto desse tipo de emissões é preciso reduzir para evitá-la – tal como prescreve o Artigo 2º. da Convenção Quadro das Nações Unidas para a Mudança Climática (UNFCCC, 1992; IPCC, 1996a). As incertezas científicas em torno da mudança do clima comprometem, na prática, a realização do objetivo último da Convenção, qual seja, o desenvolvimento sustentável (LEGGETT in LEGGETT, 1992; IPCC, 1996a).

**Tabela 2 – Gases-estufa comuns, suas origens, taxas de acumulação na atmosfera e suas contribuições para o aquecimento global nos anos 1980**

Gás <sup>1</sup>	Fontes principais	Taxa de crescimento anual (%)	Concentração anual <sup>2</sup>	Contribuição para o aquecimento global (%)
Dióxido de carbono (CO <sub>2</sub> )	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Queima de combustíveis fósseis (±77%)</li> <li>• Desmatamento (±23%)</li> </ul>	0,5	353 ppmv	55
Clorofluorcarbonos (CFC) <sup>3</sup> e gases relacionados (HFC e HCFC)	Diversos usos industriais: <ul style="list-style-type: none"> <li>• refrigeração</li> <li>• produtos de espuma</li> <li>• solventes</li> </ul>	4,0	280 pptv (CFC-11) <sup>4</sup> 484 pptv (CFC-12) <sup>5</sup>	24
Metano (CH <sub>4</sub> )	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Arrozais</li> <li>• Fermentação entérica</li> <li>• Escapamento de gás</li> </ul>	0,9	1,72 ppmv	15
Óxido nitroso (N <sub>2</sub> O)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Queima de biomassa</li> <li>• Uso de fertilizantes</li> <li>• Queima de combustíveis fósseis</li> </ul>	0,8	310 ppbv	6

Fonte: LEGGETT in LEGGETT (1992, p. 15)

(1) A contribuição do ozônio troposférico (O<sub>3</sub>) também é significativa, mas difícil de quantificar. O ozônio se forma na troposfera em decorrência de interações químicas de hidrocarbonetos e óxidos de nitrogênio não queimados, produzidos pela queima de combustíveis fósseis na presença da luz solar. (2) ppmv = partes por milhão em volume; ppbv = partes por bilhão em volume; pptv = partes por trilhão em volume (ver nota 2). (3) Não contemplados pelo Protocolo de Kyoto (1997), em virtude de sua inclusão pelo Protocolo de Montréal (1987). (4) CFC1<sub>3</sub>. (5) CF<sub>2</sub>Cl<sub>2</sub>.

Felizmente, a inferência estatística prescinde de certezas. Embora o reino das probabilidades não comporte a incerteza, uma informação mais apurada sobre o intervalo em que ela se move pode indicar a média e a variância dos custos que lhe estejam associados. Se o interesse recai apenas sobre a mudança que o ganho de informação impõe a esses custos, então só a média deles é que interessa. Se, agora, o bem-estar social está associado à redução da incerteza e à aversão ao risco, então a variância também interessa (IPCC, 2001a). Variações de custos e de bem-estar associadas a mudanças na variabilidade do clima e na frequência de eventos climáticos extremos dependem, decisivamente, do modo como as alterações na média e na variância interagem. Essa interação diverge conforme a variável em questão e conforme a distribuição estatística desta. Estatisticamente, as temperaturas, por exemplo, costumam obedecer a uma distribuição normal (IPCC, 2001d). Com base nesse conhecimento, então, é possível reposicionar a incerteza, caso a temperatura média e/ou sua variabilidade se modifiquem (Figura 4).

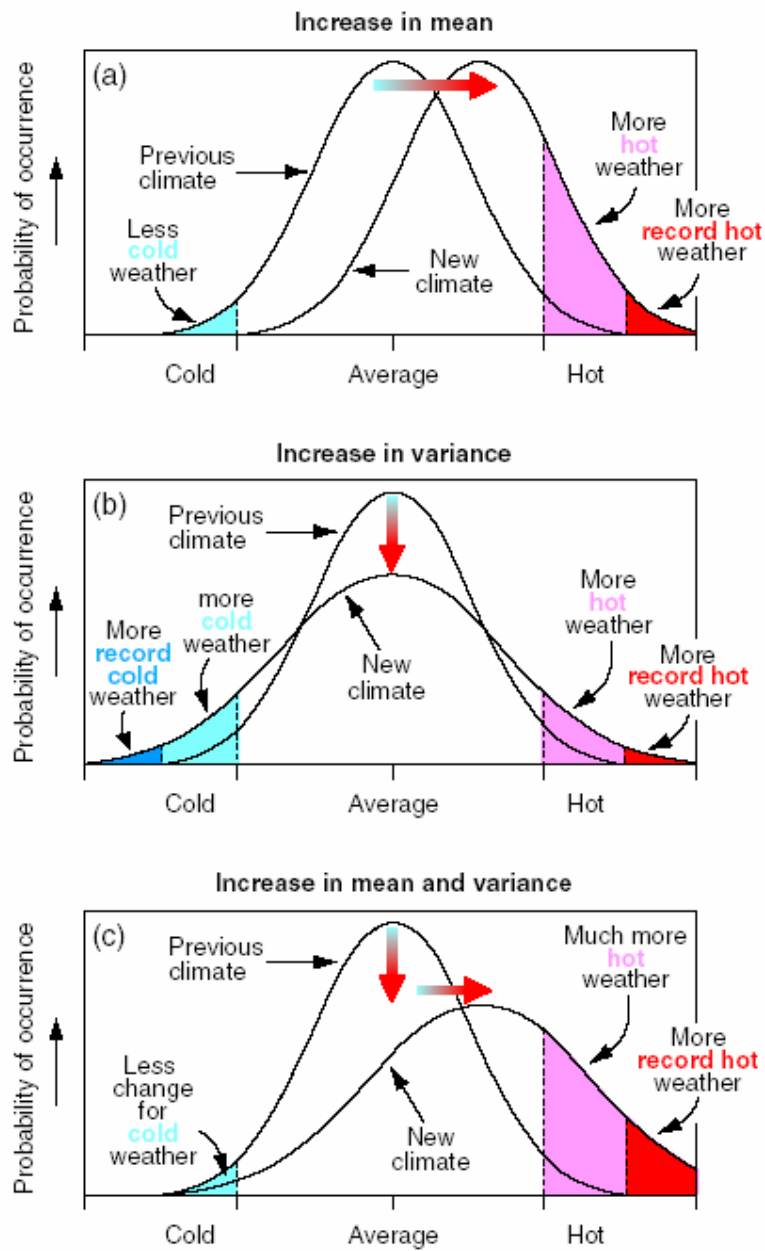
**Tabela 3 – Gases-estufa (GEE) que se distribuem homogêaneamente e seus precursores: abundâncias<sup>a</sup> (pré-industrial e presente), tendências, balanços<sup>b</sup>, tempos de vida ou de residência e impactos das variações de suas abundâncias sobre a forçante radiativa**

Gás	Fórmula	Abundância (pptv) <sup>c</sup>		Tendência ou variação na taxa de concentração (pptv/ano)		Emissã o anual	Tempo de vida ou de residência (anos)	Forçante radiativa (Wm <sup>-2</sup> )
		Pré- industrial (ano 1750)	Presente (ano 1998)	Década de 1990	Fins de 1990			
Dióxido de carbono <sup>d</sup>	CO <sub>2</sub>	278	365	1,5	6000 Tg	5 – 200 <sup>e</sup>	1,46	
Metano <sup>f</sup>	CH <sub>4</sub>	700	1745	7,0	600 Tg	8,4/12 <sup>g</sup>	0,48	
Óxido nitroso <sup>f</sup>	N <sub>2</sub> O	270	314	0,8	16,4TgN	120/114 <sup>g</sup>	0,15	
Perfluorometano	CF <sub>4</sub>	40	80	1,0	~ 15 Gg	> 50000	0,003	
Perfluoretano	C <sub>2</sub> F <sub>6</sub>	0	3	0,08	~ 2 Gg	10000	0,001	
Hexafluoreto de enxofre	SF <sub>6</sub>	0	4,2	0,24	~ 6 Gg	3200	0,002	
HFC-23	CHF <sub>3</sub>	0	14	0,55	~ 7 Gg	260	0,002	
HFC-134a	CF <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> F	0	7,5	2,0	~ 25 Gg	13,8	0,001	
HFC-152a	CH <sub>3</sub> CHF <sub>2</sub>	0	0,5	0,1	~ 4 Gg	1,40	0,000	
Halocarbonos não-HFC <sup>h</sup>							0,34	
CFC-11	CFCl <sub>3</sub>	0	268	-1,4	-	45	0,07	
CFC-12	CF <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub>	0	533	4,4	-	100	0,17	
CFC-13	CF <sub>3</sub> Cl	0	4	0,1	-	640	0,001	
CFC-113	CF <sub>2</sub> ClCFCl <sub>2</sub>	0	84	0,0	-	85	0,03	
CFC-114	CF <sub>2</sub> ClCF <sub>2</sub> Cl	0	15	<0,5	-	300	0,005	
CFC-115	CF <sub>3</sub> CF <sub>2</sub> Cl	0	7	0,4	-	1700	0,001	
Tetracloroeto de carbono	CCl <sub>4</sub>	0	102	-1,0	-	35	0,01	
Metilclorofórmio	CH <sub>3</sub> CCl <sub>3</sub>	0	69	-14,0	-	4,8	0,004	
HCFC-22	CHF <sub>2</sub> Cl	0	132	5,0	-	11,9	0,03	
HCFC-141b	CH <sub>3</sub> CFCl <sub>2</sub>	0	10	2,0	-	9,3	0,001	
HCFC-142b	CH <sub>3</sub> CF <sub>2</sub> Cl	0	11	1,0	-	19	0,002	
Halógeno-1211	CF <sub>2</sub> ClBr	0	3,8	0,2	-	11	0,001	
Halógeno-1301	CF <sub>3</sub> Br	0	2,5	0,1	-	65	0,001	
Halógeno-2402	CF <sub>2</sub> BrCF <sub>2</sub> Br	0	0,45	~ 0,0	-	<20	0,014 <sup>i</sup>	
Forçante radiativa total								2,43 <sup>j</sup>

Fonte: IPCC (2001d, pp. 7, 38, 42, 185, 244 e 358)

Notas: (a) Ver nota 2 acima. (b) “Balanço ou *budget* de um gás precursor consiste de três quantidades: sua fonte global, sua fossa global e sua quantidade (*burden*) na atmosfera. A quantidade é definida como a massa total do gás integrada na atmosfera e em reservatórios relacionados, que normalmente incluem apenas a troposfera e a estratosfera” (IPCC, 2001d, p. 246). As unidades de medida mais comumente utilizadas são Mt = Tg = 10<sup>12</sup> g (IPCC, 2001d). Para gases longevos, a quantidade global (em Tg) e sua tendência (*i.e.*, a diferença entre fontes e fossas, em Tg ano<sup>-1</sup>) correspondem aos valores informados por seus balanços, obtidos a partir de medições atmosféricas. Em contraste, as quantidades atmosféricas de gases efêmeros, altamente variáveis, tais como o O<sub>3</sub> troposférico e os óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>), não podem ser medidas com grande precisão. A força da fonte (Tg ano<sup>-1</sup>), para a maioria dos GEE, compreende as emissões da superfície. A estimativa dessa força é mais precisa para os GEE sintéticos, cuja produção e emissões são bem-documentadas, do que para os GEE naturais, como o CH<sub>4</sub> e o N<sub>2</sub>O, cujas emissões naturais, malgrado abundantes, não são bem quantificadas. Além do mais, as emissões antropogênicas de GEE naturais estão preponderantemente associadas a fontes agrícolas, também difíceis de medir com precisão. A força da fossa (Tg ano<sup>-1</sup>), para GEE longevos, é estimada através da combinação de observações atmosféricas, experimentos de laboratório e modelos climáticos (IPCC, 2001d). (c) pptv = partes por trilhão em volume (ver nota 2 acima). (d) Em ppmv = partes por milhão em volume. No período de 1990 a 1999, a taxa de concentração flutuou entre 0,9 ppm ano<sup>-1</sup> e 2,8 ppm ano<sup>-1</sup>. O valor da emissão anual de CO<sub>2</sub>, no final da década de 1990, foi obtido de IPCC (2001d, p. 7). (e) “Não se pode definir um tempo de vida único para o CO<sub>2</sub>, devido às diferentes taxas de absorção verificadas em distintos processos de remoção.” (IPCC, 2001d, p. 38) (f) Em ppbv = partes por bilhão em volume. (g) Substâncias que, através de retroalimentações químicas, alteram a duração da resposta da atmosfera. O primeiro número informa a duração atmosférica global média (ou o tempo de vida médio em que a substância permanece na atmosfera ao redor do globo); o segundo número informa a “duração ajustada” (IPCC, 2001d, p. 38) da perturbação. Esse ajuste consiste em levar em conta o efeito *indireto* do gás sobre seu próprio tempo de residência na atmosfera. (h) Compostos de carbono que contêm um ou mais halogênios – elementos pertencentes ao grupo 7A da *tabela periódica* (*e.g.*, flúor, bromo, iodo e especialmente cloro) “Para a maioria desses compostos, as atividades humanas são a única fonte. Os halocarbonos que contêm cloro e bromo destroem a camada de ozônio e são controlados pelo Protocolo de Montréal” (IPCC, 2001d, p. 42). (i) Valor deduzido por subtração algébrica do total conhecido para a forçante radiativa dos halocarbonos não-HFC. (j) Com um grau de incerteza de 10% (IPCC, 2001d, p. 358).





Fonte: IPCC (2001d, p. 155)

Figura 4 – Efeito probabilístico do aquecimento global sobre eventos climáticos extremos, em virtude do aumento (a) da temperatura média do globo, (b) de sua variabilidade e (c) de ambas

## **2.1 – Principais hipóteses sobre a mudança climática**

O tempo, no sentido meteorológico, sempre esteve a intrigar o ser humano. Antropológica e metafisicamente, conjectura-se que teriam sido as observações primitivas das mudanças no tempo meteorológico que mais contribuiriam para imprimir, no espírito humano, a marca indelével da consciência da passagem do tempo cronológico. Daí por que, não raro, ainda hoje, muitos povos alimentem a crença de que o tempo meteorológico possa ser alterado por meio de cerimônias, ritos e sacrifícios religiosos. Etnograficamente, essas práticas expõem um traço vestigial de eras em que ancestrais hominídeos associavam fenômenos meteorológicos a manifestações sobrenaturais.

Por definição, o *tempo* meteorológico é a descrição das condições físicas da atmosfera (umidade, temperatura, pressão, ventos e precipitação). *Clima* é o *padrão* do tempo (meteorológico) numa região, durante longos períodos de tempo (cronológico) (CUNNINGHAM & SAIGO, 1997). A *mudança climática* é uma alteração estatisticamente significativa, que se repete por longos períodos (décadas ou mais), no estado médio ou na variabilidade do clima. Noutras palavras, a mudança climática representa uma tendência de mudança em alguma variável climática – por exemplo, a tendência de aumento da temperatura (ROBLEDO & FORNER, 2005).

A Figura 3 mostra que o sistema climático é um sistema interativo formado por 5 componentes principais: a atmosfera, a hidrosfera, a criosfera, a litosfera ou geosfera e a biosfera (LOTKA, 1956; LEGGETT in LEGGETT, 1992; IPCC, 2001d; ROSENBAUM et al., 2004; ROBLEDO & FORNER, 2005). A atmosfera é, no entanto, o componente mais instável e mais rapidamente mutável do sistema (IPCC, 2001d). As interações dos sistemas atmosféricos são tão complexas que as condições climáticas, num mesmo lugar, nunca são exatamente iguais de um período para outro (CUNNINGHAM & SAIGO, 1997).

Embora esses ciclos e flutuações complexas dificultem generalizações e previsões, é possível identificar padrões *médios* de comportamento climático que persistem por uma estação, um ano, uma década ou mesmo um século. Por essa razão, anomalias nos padrões meteorológicos locais revigoram hipóteses controversas de que tais alterações representariam: a) variações normais; b) exceções; c) o início de uma mudança em direção a um novo regime climático (CUNNINGHAM & SAIGO, 1997).

Na realidade, tais controvérsias se devem menos à evidência científica do que à definição de mudança climática (PIELKE JR, 2005). Para fins de política internacional, a UNFCCC (1992, p.3), em seu Art. 1º., definiu mudança climática como “uma mudança do

clima atribuída, direta ou indiretamente, à atividade humana que altera a composição da atmosfera global e que se acrescenta à variabilidade climática natural ao longo de períodos comparáveis”. Vale a pena observar que a UNFCCC distingue entre a alteração na composição da atmosfera imputada a causas naturais e a alteração que tem origem nas atividades antropogênicas (ROBLEDO & FORNER, 2005). Para o IPCC, por outro lado, o clima mudou ao longo do último século. A mudança climática, portanto, é um fenômeno comprovado, a despeito de quais sejam suas causas: naturais ou antropogênicas (PIELKE JR., 2005).

A ênfase que a UNFCCC e o Tratado de Kyoto atribuem às causas antropogênicas da mudança climática privilegia a estratégia da *mitigação*, enquanto desestimula as estratégias da *prevenção* (proteção) e da *adaptação*. Esse viés contribui para disseminar a inércia em inibir os danos climáticos, sejam quais forem suas causas (naturais ou antropogênicas) (PIELKE JR., 2005).

Em primeiro lugar, nem sempre é possível determinar *com certeza* se a causa da mudança climática é exclusivamente antropogênica. Por outro lado, soluções antropogênicas concebidas para beneficiar o clima podem, ao contrário, exacerbar-lhe os malefícios. A mitigação florestal das emissões de CO<sub>2</sub>, por exemplo, através do MDL deve levar a decisões no uso e manejo do solo que afetarão o albedo – quantidade de radiação solar refletida de volta para o espaço (IPCC, 2001d) – da Terra. No fim das contas, isso pode frustrar os objetivos do sequestro florestal de carbono (PIELKE JR., 2005). Além do mais, o próprio IPCC (2007) reconhece que, por mais ambiciosas que sejam as políticas mitigatórias, a mudança climática antropogênica ainda deve persistir por muitos séculos, mesmo que se estabilizem as concentrações de gases-estufa (PIELKE JR., 2005).

Por fim, os fenômenos climáticos são percebidos segundo diferentes graus de vulnerabilidade. Um mesmo ciclone tropical, por exemplo, pode manifestar-se com intensidade e duração distintas em diferentes regiões do globo. Anedoticamente, na Rússia, o aquecimento global costuma ser saudado como fonte de crescimento econômico. Portanto, ao contrário de percebê-lo como uma “interferência perigosa” (UNFCCC, 1992), os russos consideram que ele representa uma “interferência benéfica”, que possibilitará a expansão do cultivo de grãos e batatas nas regiões geladas do país. Tais “julgamentos de valor” (sociopolíticos) acerca dos danos provocados por fenômenos climáticos não só consolidam a inércia como também contribuem para “politizar a Ciência do Clima” (PIELKE JR., 2005).

Seja como for, já se admite que “o colapso de algumas sociedades antigas — antes atribuído a forças políticas, econômicas e sociais — tenha sido causado principalmente por flutuações rápidas no clima” (ALLEY, 2005). Por um lado, evidências históricas,

arqueológicas, paleontológicas, climatológicas e palinológicas (relativas ao estudo do pólen) têm reforçado as suspeitas de que o colapso das sociedades do passado tenha resultado de suicídio ecológico não-intencional ou “ecocídio” (DIAMOND, 2005). Com frequência, as causas desse ecocídio são identificadas disjuntivamente: *ou* o impacto ambiental humano *ou* as mudanças climáticas naturais. Porém é improvável que qualquer desses fatores, isoladamente, tenha conduzido ao colapso. Mais provável é que uma combinação deles o tenha feito.

De um lado, “o manejo de recursos ambientais de modo sustentado *sempre* foi difícil (...) Qualquer povo pode cair na armadilha de sobrexplorar recursos ambientais (...) Os problemas ambientais que hoje são difíceis de administrar certamente eram ainda mais difíceis no passado ...” (DIAMOND, 2005, p. 24-5). Além do mais,

Para povos ágrafos do passado, que não podiam ler estudos sobre colapso social, o dano ecológico constituía uma tragédia inesperada e não-intencional, uma consequência de seus melhores esforços, mais do que de culpa moral ou egoísmo consciente. As sociedades que acabaram entrando em colapso ... estavam entre as mais criativas ... e as mais avançadas de seus tempos e nada tinham de estúpidas ou primitivas.

Os povos do passado não eram maus administradores ignorantes ... nem ambientalistas conscientes ... Eram pessoas como nós, enfrentando problemas em muito semelhantes àqueles que encaramos hoje (DIAMOND, 2005, p. 25).

De outro lado, a extensão e a reversibilidade dos danos que as sociedades inadvertidamente infligem ao meio ambiente dependem em parte de propriedades inerentes às pessoas (*e.g.*, taxas econômicas de extração ou exploração dos recursos naturais) e, em parte, de propriedades inerentes ao meio ambiente (DIAMOND, 2005).

A fragilidade dos ecossistemas torna-os mais ou menos suscetíveis ao dano; a resiliência possibilita-lhes recuperarem-se do dano sofrido. Ambas as características ajustam-se ou não a uma combinação de impacto ambiental com mudança climática. Qualquer desajuste, perceptível ou não, das taxas biofísicas de crescimento e reprodução assim definidas poderá, eventualmente, precipitar o colapso. Numa e noutra hipótese de ecocídio, identificam-se, subjacentes à discussão, duas vertentes principais: a do acaso e a dos ciclos climáticos.

### 2.1.1 - Teorias do acaso

A primeira delas atribui as catástrofes climáticas à interação aleatória de eventos naturais fortuitos, do tipo impactos de asteróides, erupções vulcânicas gigantescas, enchentes ou derretimentos glaciais abruptos, movimentos tectônicos incomuns, etc. Embora mais

cômodas, essas explicações baseadas em padrões aleatórios comprometem a predição de seus efeitos e das medidas de prevenção correspondentes.

## 2.1.2 - Teorias dos ciclos climáticos

Uma vertente alternativa de hipóteses esforça-se para identificar padrões periódicos (cíclicos) nas mudanças climáticas. Aqui ainda se podem distinguir as hipóteses que privilegiam os ciclos naturais das que invocam os ciclos antrópicos.

### 2.1.2.1 - Teoria dos ciclos naturais

Os “ciclos de Milankovitch”<sup>6</sup> (CUNNINGHAM & SAIGO, 1997; IPCC, 2001d; RUDDIMAN, 2005a) operariam a intervalos regulares de 100 mil, 40 mil a 41 mil e 22 mil a 26 mil anos. Rochedos ao longo da costa francesa evidenciam a provável ocorrência desses ciclos naturais de longo prazo. Tanto a mudança no movimento de translação da Terra (seu alongamento ou encurtamento) quanto a inclinação de seu eixo de rotação em 22° a 24° determinam variações previsíveis na incidência de radiação solar sobre o planeta. Por conseguinte, numa dada estação do ano, a luz solar que incide sobre distintas partes do globo pode diferir em mais de 10%. Essa diferença deflagraria seqüências climáticas de longo prazo, que se têm caracterizado por eras glaciais, separadas por períodos interglaciais curtos e quentes (RUDDIMAN, 2005a).

Conjetura-se que o ciclo geológico do carbono teria começado a alterar-se cerca de 55 milhões de anos atrás, quando, numa época de clima seco, incêndios globais teriam liberado enormes quantidades de carbono na atmosfera (KURTZ et al. *apud* WISSERT & BERNASCONI, 2004). Dois indicadores geoquímicos são usados para sustentar essa proposição. Primeiro, verificou-se que os registros de isótopo de carbono, que descrevem a história paleontológica do carbono orgânico, haviam atingido um pico negativo no episódio conhecido como “máximo termal do Paleoceno-Eoceno”, quando as temperaturas subiram no planeta inteiro. Paralelamente, os registros de isótopo de enxofre, que possibilitam identificar os principais depósitos de carbono orgânico, sugerem que o aquecimento global de então se teria originado das emissões de carbono orgânico terrestre, provocadas pela combustão espontânea de matéria orgânica ressecada.

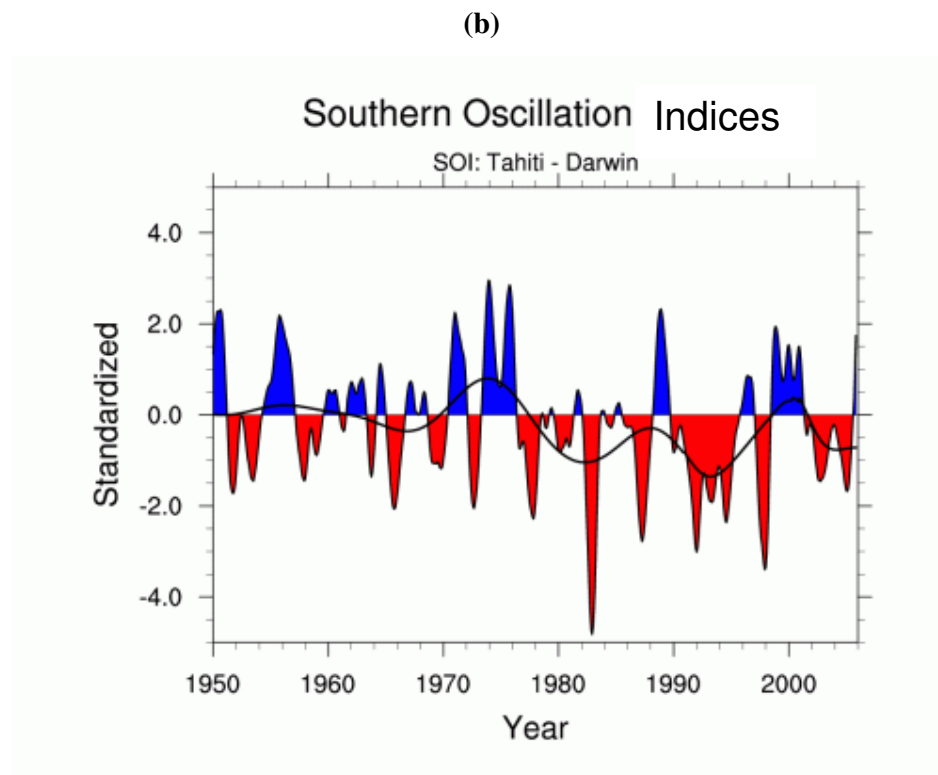
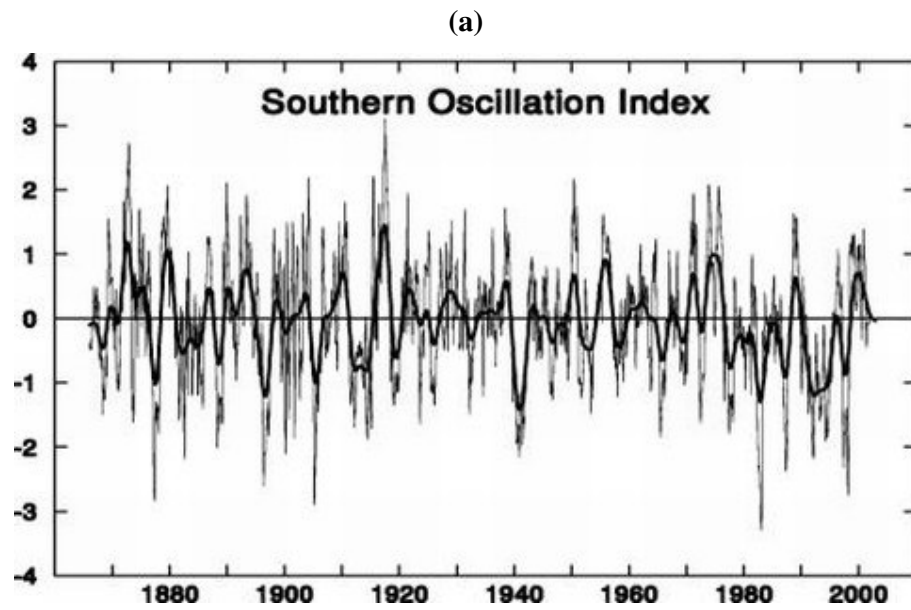
---

<sup>6</sup> Em homenagem ao cientista sérvio Milutin Milankovitch, que primeiro os descreveu, na década de 1920.

As “oscilações meridionais” (ENSO) *El Niño* e *La Niña* (Figura 5 e Figura 6) também descrevem um sistema climático cíclico, engendrado pela conexão entre o oceano e a atmosfera. Periodicamente, após breves intervalos de 3 a 5 anos, o aquecimento das águas superficiais do Oceano Pacífico transmite-se pelo espaço compreendido entre a Indonésia e a América do Sul. Por razões ainda não muito bem compreendidas, essa “gangorra barométrica” (AGUIAR, 2006) afeta os padrões meteorológicos do planeta. Nos anos *La Niña*, as águas superficiais do Pacífico Oriental, próximas à Indonésia, aquecem a atmosfera, provocando fortes chuvas no sudeste da Ásia e seca na América do Norte e do Sul. Nos anos *El Niño*, ao contrário, essa massa de água quente reverte-se, trazendo tempo úmido às Américas e seca à Austrália e à Indonésia (CUNNINGHAM & SAIGO, 1997).

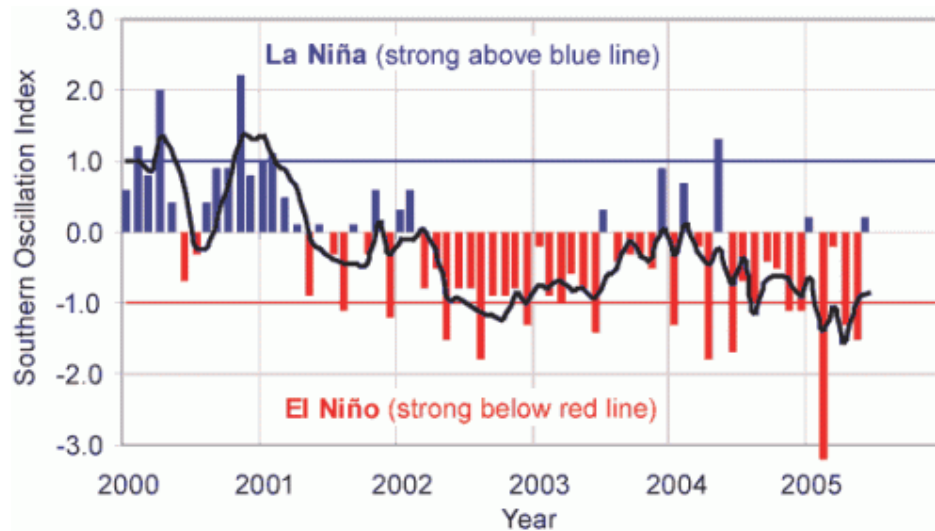
Outro exemplo de variabilidade climática regional é oferecido pela Oscilação do Atlântico Norte (NAO). Também resultante da interação da atmosfera com o oceano, a NAO exerce grande influência sobre o clima da Europa e de parte da Ásia. Esse padrão de mudança decorre de variações opostas na pressão barométrica perto da Islândia e dos Açores. Na média, uma corrente ocidental entre a área de baixa pressão sobre a Islândia e outra de alta pressão sobre os Açores transporta ciclones com seus sistemas frontais em direção à Europa. Essa diferença de pressão barométrica entre a Islândia e os Açores determina mudanças climáticas no Hemisfério Norte, sobretudo no inverno. Áreas continentais importantes sofrem forte aquecimento, enquanto o Pacífico Norte e o Atlântico Norte acusam um resfriamento. Já foi comprovado que esse padrão de variabilidade climática regional determinado pelo oceano frio e pela terra aquecida influencia a circulação atmosférica. Em virtude das diferentes capacidades térmicas do oceano e da terra, a interação do oceano frio com a terra quente amplifica o aquecimento no Hemisfério Norte (IPCC, 2001d).

Embora se cogite que fenômenos como a ENSO e a NAO constituam respostas naturais da atmosfera ou do sistema atmosfera-oceano ao aquecimento, não é tão simples precisar se esse aquecimento em si é parte integrante do mecanismo ou se tem raízes antropogênicas. Suspeita-se de suas origens antropogênicas, porque o aumento dos gases-estufa tem contribuído para elevar mais as temperaturas na terra do que nos oceanos. Não obstante mesmo as variações naturais abruptas da temperatura, descritas por registros paleoclimáticos, demonstram que, enquanto umas regiões se aquecem mais, outras se resfriam mais do que a média hemisférica. Os ciclos de Milankovitch são, provavelmente, a mais conhecida evidência disso (IPCC, 2001d).



Fonte: AGUIAR (2006); IPCC (2001d, p. 455)

Figura 5 – Índice de Oscilação Meridional



Fonte: AGUIAR (2006)

Figura 6 – Oscilações meridionais *El Niño* e *La Niña*

### 2.1.2.2 - Teorias dos ciclos antrópicos

Cíclicas ou aleatórias, nenhuma das explicações “naturais” sugere – como supõe a UNFCCC (1992) – que o sistema climático é estacionário na ausência de emissões antropogênicas. Na realidade, os ecossistemas podem experimentar impactos adversos, mesmo quando as condições de mudança climática ou de interferência humana estão ausentes (PIELKE JR., 2005).

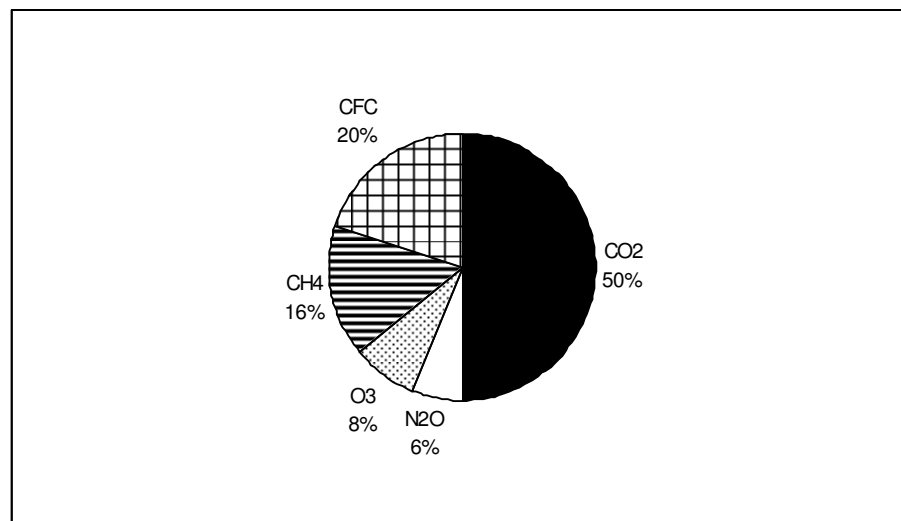
Por outro lado, a existência de ciclos naturais tampouco exclui a evidência de que cerca de metade do aquecimento observado se deve às emissões antropogênicas de CO<sub>2</sub> (CUNNINGHAM & SAIGO, 1997; Figura 7; Figura 9; Figura 10). Devido à escala de tempo requerida para removê-las, tanto as emissões antropogênicas pretéritas quanto futuras de CO<sub>2</sub> continuarão a contribuir para o aquecimento da atmosfera e para a elevação do nível do mar por mais de um século (IPCC, 2007).

O dióxido de carbono não é o único gás a causar o aquecimento do clima. O metano (CH<sub>4</sub>), os clorofluorcarbonos (CFCs), o óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) e outros gases precursores também absorvem a radiação infravermelha e esquentam a atmosfera. Todavia eles são mais raros que o CO<sub>2</sub>, embora consigam reter calor com muito mais eficiência que ele (Figura 7). “O metano, por exemplo, absorve – molécula por molécula – 20 a 30 vezes mais [calor] que o CO<sub>2</sub> ...; os CFCs ..., 20 mil vezes mais” (CUNNINGHAM & SAIGO, 1997, p. 376); o N<sub>2</sub>O, 296 vezes mais (KÄGI & SCHÖNE, 2005) (Tabela 4 e Figura 8).



Não por acaso, a mitigação dessas emissões assumiu um papel de destaque. Em virtude disso, a política climática terminou-se reduzindo a uma política energética (PIELKE JR., 2005). De acordo com essa lógica, as emissões antropogênicas de gases-estufa determinarão mudanças no clima global. Reduzi-las, portanto, evitará, em comparação com a ausência de qualquer controle, a frequência e a magnitude dos impactos climáticos sobre o meio ambiente e a sociedade (PIELKE JR., 2005).

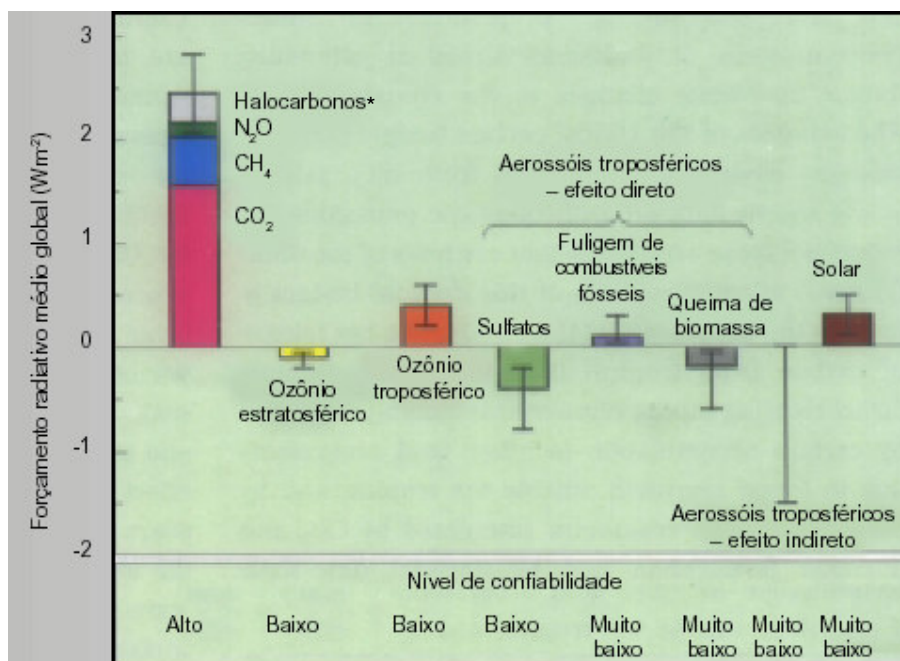
Por outro lado, argumenta-se que essa lógica tem pouco a oferecer em termos de medidas de prevenção (adaptação e proteção/conservação). Apesar do Tratado de Kyoto ou de políticas de abatimento mais ambiciosas, o mundo inevitavelmente experimentará algum grau de mudança climática neste século. Nenhum acordo ou política conseguirá prevenir emissões futuras (PIELKE JR., 2005; IPCC, 2007). Se tal previsão não deve transformar-se num pretexto para a inércia, é preciso reconhecer que as políticas de mitigação, sozinhas, não conseguirão resolver os problemas causados pelo clima (PIELKE JR., 2005).



Fontes: World Resources Institute (WRI) e United Nations Environment Programme (UNEP) in CUNNINGHAM & SAIGO (1997, p. 376)

(\*) CFC = clorofluorcarbono; CH<sub>4</sub> = metano; O<sub>3</sub> = ozônio; N<sub>2</sub>O = óxido nitroso; CO<sub>2</sub> = dióxido de carbono.

Figura 7 – Contribuição relativa para o aquecimento global (em percentagem da mudança climática esperada) das emissões antropogênicas\* na atmosfera



Fonte: IPCC (1995)

(\*) Os halocarbonos classificam-se em três grupos. Os *halocarbonos com cloro* compreendem: *a*) os clorofluorcarbonos (CFCs) – CFC-11 (CFCl<sub>3</sub>), CFC-12 (CF<sub>2</sub>Cl<sub>2</sub>), CFC-13 (CF<sub>3</sub>Cl), CFC-113 (CF<sub>2</sub>ClCFCl<sub>2</sub>), CFC-114 (CF<sub>2</sub>ClCF<sub>2</sub>Cl), CFC-15 (CF<sub>3</sub>CF<sub>2</sub>Cl), tetracloreto de carbono (CCl<sub>4</sub>), metilclorofórmio (CH<sub>3</sub>CCl<sub>3</sub>); e *b*) os hidroclorofluorcarbonos – HCFC-22 (CHF<sub>2</sub>Cl), HCFC-141b (CH<sub>3</sub>CFCl<sub>2</sub>), HCFC-142b (CH<sub>3</sub>CF<sub>2</sub>Cl). O segundo grupo (*halocarbonos com bromo*) inclui os chamados *halógenos* – Halógeno-1211 (CF<sub>2</sub>ClBr), Halógeno-1301 (CF<sub>3</sub>Br), Halógeno-2402 (CF<sub>2</sub>BrCF<sub>2</sub>Br). Um terceiro grupo de halocarbonos inclui os hidrofluorcarbonos (HFCs) – HFC-23 (CHF<sub>3</sub>), HFC-134a (CF<sub>3</sub>CH<sub>2</sub>F), HFC-152a (CH<sub>3</sub>CHF<sub>2</sub>). Estes, no entanto, não são regulados pelo Protocolo de Montréal. São, portanto, objeto do Protocolo de Kyoto. Tem-se registrado um aumento recente das concentrações (abundâncias) de HCFCs e HFCs na atmosfera. A razão por trás disso é que esses gases passaram a ser utilizados como substitutos dos CFCs, controlados, desde 1987, pelo Protocolo de Montréal (IPCC, 2001d).

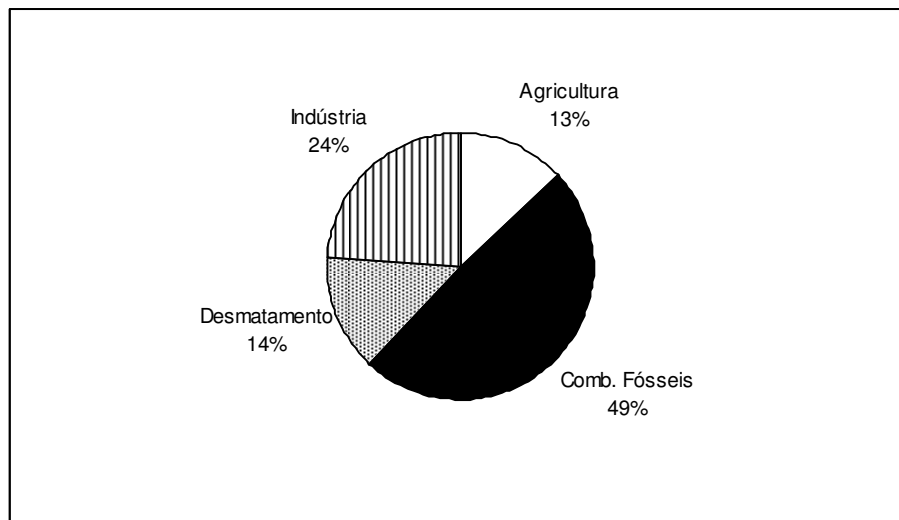
Figura 8 – Forçante radiativa global média do sistema climático de 1850 a 1992

**Tabela 4 – Potencial de aquecimento global (GWP\*) de GEE representativos**

Acordo internacional	GEE	Potencial de Aquecimento Global (GWP*)
Protocolo de Kyoto (1997)	CO <sub>2</sub>	1
	CH <sub>4</sub>	21
	N <sub>2</sub> O	310
	HFCs	140 – 11700
	HFC-134a	1300
	PFCs	6500 – 9200
	SF <sub>6</sub>	23900
Protocolo de Montréal** (1987)	CFC-11	4000
	CFC-12	8500
	HCFC-22	1700

Fontes: CIESLA (1997); JAPAN & IGES (2006, p. 1)

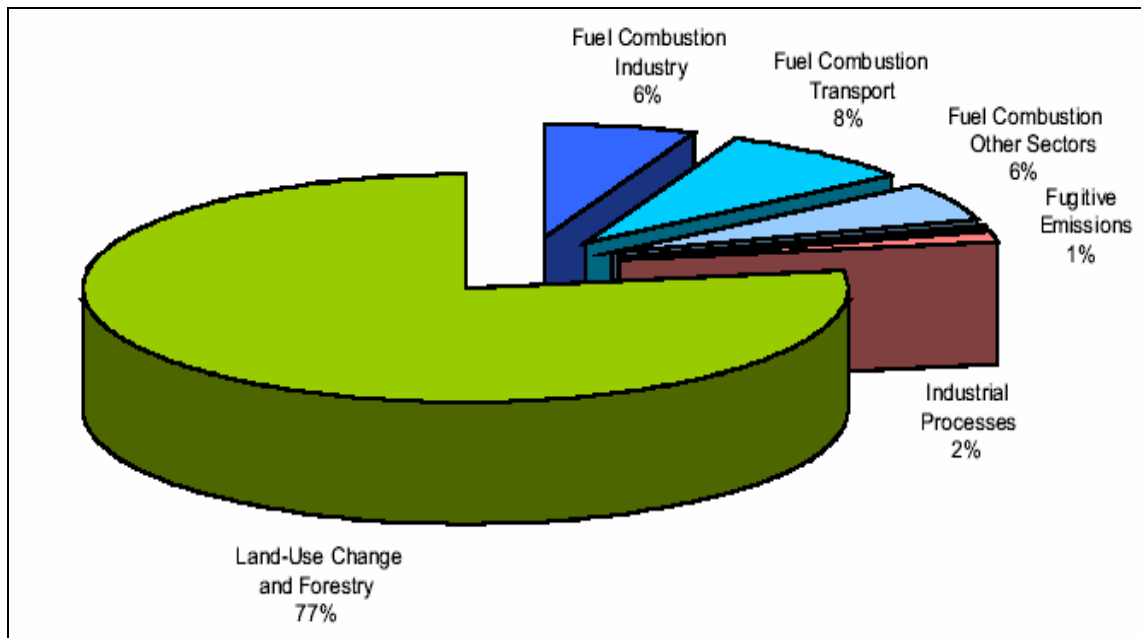
(\*) O Potencial de Aquecimento Global (GWP – *Global Warming Potential*) é uma medida do efeito radiativo relativo dos GEE em comparação com o CO<sub>2</sub>. Os valores do GWP são baseados nos efeitos que esses GEE exercem durante um período de 100 anos. Assim, 1 tonelada de emissões de metano (CH<sub>4</sub>), por exemplo, equivale a 21 toneladas de emissões de CO<sub>2</sub>. Ou, ainda, por unidade de massa, o metano contribui 21 vezes mais para o aquecimento global do que o dióxido de carbono (JAPAN & IGES, 2006). (\*\*) Somente alguns dos GEE contemplados pelo Protocolo de Montréal (1987).



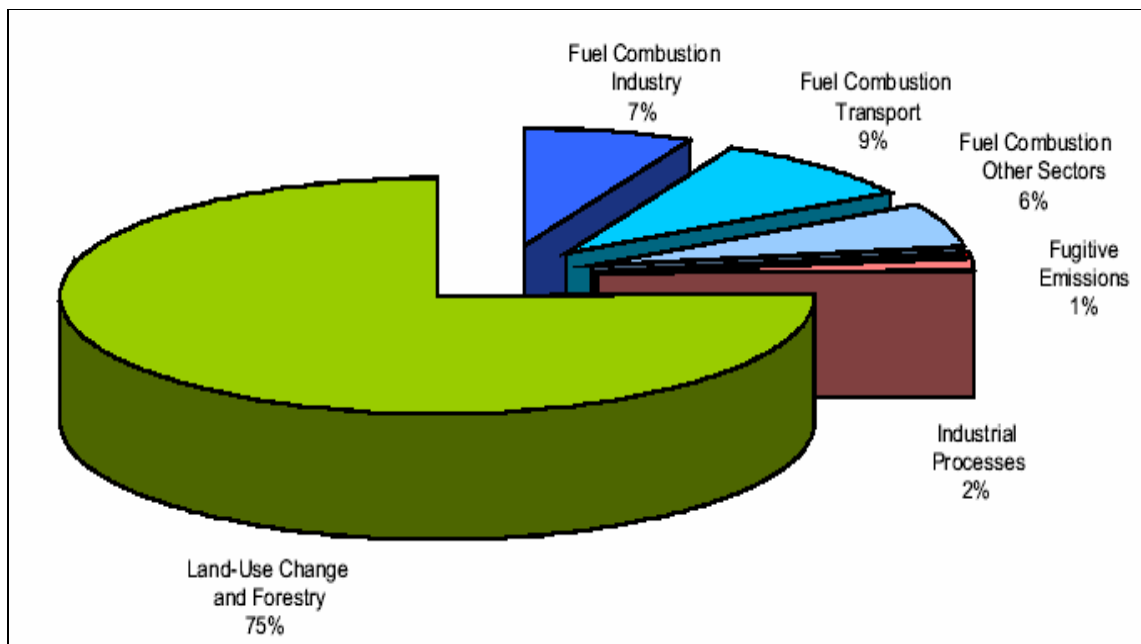
Fontes: World Resources Institute (WRI) in CUNNINGHAM & SAIGO (1997, p. 376)

Figura 9 – Contribuições das diferentes atividades humanas para o aquecimento global (1990)

(a)



(b)



Fonte: BRASIL/MCT (2004, p. 88)

Figura 10 – Emissões de CO<sub>2</sub> por setor no Brasil – 1990 (a) e 1994 (b)

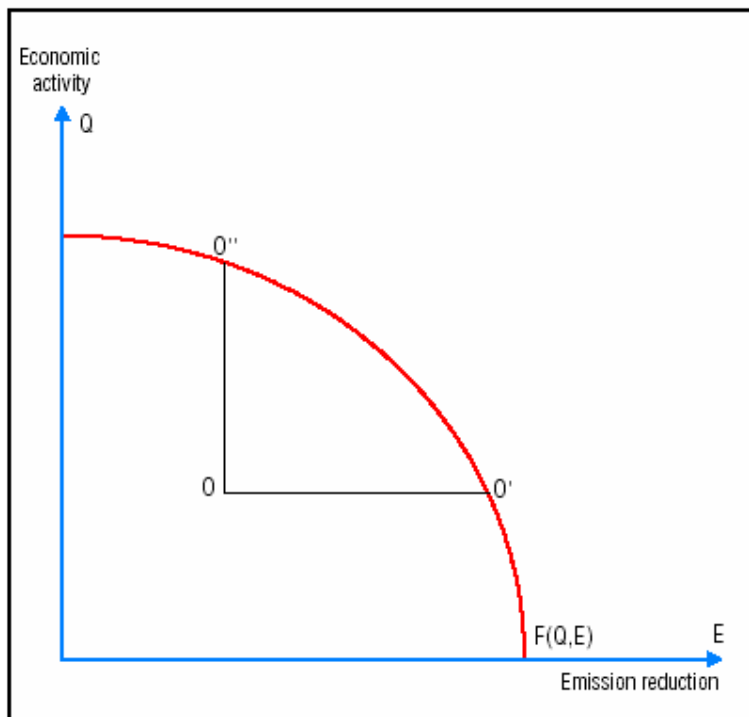
## **2.2 – Economia política do clima**

Em que pesem a força das evidências e o tratamento técnico da incerteza, a mudança climática – em particular, o aquecimento global – continua sendo um “juízo de valor” (NORGAARD in WILSON, 1997; PIELKE JR., 2005). Não há como fugir à decisão normativa entre cortar as emissões ou elevar-lhes a absorção (CUNNINGHAM & SAIGO, 1997). Devem-se tomar medidas para reduzi-las já ou aguardar para agir só quando se verificar que seus efeitos tenham sido mesmo tão negativos quanto se previa?

Por um lado, pode ser tarde demais para agir quando o desastre já estiver a caminho (GOLDEMBERG in LEGGETT, 1992; CUNNINGHAM & SAIGO, 1997). Quer pela natureza do fenômeno, quer pelos custos que venha impor, o dano pode, então, tornar-se irreversível. Por outro lado, se esse dano for menor do que se prevê, poderá revelar-se dispendioso haver, antecipadamente, comprometido tantos recursos e esforços para evitá-lo (CUNNINGHAM & SAIGO, 1997).

O reconhecimento ou o descaso em relação ao fenômeno dependem das preferências da sociedade pelo crescimento econômico ou pelo meio ambiente (APPEL, 2005; Figura 11). Filosoficamente, essas preferências traduzem-se quer por uma postura *preservacionista*, espiritual, romântica e intelectualmente enraizada tanto no Transcendentalismo Americano quanto no Romantismo Europeu do século XIX; quer por uma postura *conservacionista*, essencialmente utilitarista, voltada para o interesse próprio, declaradamente esclarecido e ancorado numa filosofia social que pugna pelo bem maior para o maior número de indivíduos. Enquanto os preservacionistas repudiam a intervenção humana (antropismo) no ambiente natural, selvagem e primitivo, os conservacionistas propõem o manejo dos recursos naturais para usufruto futuro (ROBINSON, 2004).

No último quartel do século XX (década de 1970), o debate entre preservação (espiritual) e conservação (utilitarista), que havia ocupado o século precedente, transmutou-se noutra. Respectivamente, naquele que se travou entre o papel da tecnologia e da população na degradação ambiental. Enquanto B. Commoner imputava todo impacto ambiental ao uso da tecnologia, P. Ehrlich culpava o comportamento individual subjacente à superpopulação e ao sobreconsumo. Por fim, no crepúsculo do século XX, o conceito de “desenvolvimento sustentável” emergiu num esforço de aproximar imperativos tão opostos quanto crescimento econômico e sustentabilidade ecológica.



Fonte: IPCC (2001b, p. 475)

Figura 11 – *Trade-off* entre a atividade econômica  $Q$  e a redução de emissões  $E$  (ou qualidade ambiental)

Na esteira desse neologismo, o debate Commoner-Ehrlich (ou tecnologia-população) foi substituído pela proposição do desenvolvimento sustentável contra o argumento da sustentabilidade. Preferido pelos governos e pelo setor privado, o desenvolvimento sustentável tem, desde então, traduzido uma atitude mais pragmática e coletiva, orientada pelos ganhos de eficiência e para a inovação tecnológica. Organizações não-governamentais (ONGs) e setores acadêmicos, por outro lado, recorrem ao argumento da sustentabilidade, para enfatizarem uma atitude mais ligada à mudança de valores individuais em relação à natureza (ROBINSON, 2004).

A práxis de cada uma dessas correntes depende da intensidade com que se deixem assediadas pela incerteza. Assim moduladas, as preferências de parte a parte vão, enfim, determinar a escolha tecnológica pela *mitigação* da mudança climática ou pela *adaptação* aos riscos correspondentes. Antes disso, porém, terá sido necessário responder que comportamento racional determina: *a*) a taxa de adoção de uma tecnologia limpa *existente*, dado o preço relativo da energia; e *b*) a taxa de invenção de uma *nova* tecnologia limpa, dado o preço relativo da energia (IPCC, 2001b). Mais preliminarmente ainda, é preciso esclarecer de que racionalidade se está falando.

## 2.2.1 – Especialização econômica e diversidade biológica

Em contraste com a perspectiva biológica ou ecológica, a extinção de um recurso natural pode ser *economicamente* racional (GRAY, 1914; NOORGARD in WILSON, 1997). “[A] visão econômica do mundo leva à extinção, por causa da presunção de que haverá ganhos na mudança de fatores de produção para atividades nas quais eles tenham uma vantagem comparativa” (NOORGARD in WILSON, 1997, p. 267). Contudo, sob um prisma mais biológico ou ecológico, é tão racional quanto reconhecer que “as espécies biológicas são geralmente menos capazes de mudarem suas linhas de atividade do que as pessoas” (NOORGARD in WILSON, 1997, p. 267). Toda a economia desenvolveu-se para acomodar e reduzir dificuldades de ajuste. Esqueceu-se, porém, de incluir aí as espécies biológicas (NOORGARD in WILSON, 1997; DELFIM NETTO, 2006).

Embora possa haver muitas semelhanças entre os modelos ecológico e econômico (REGEV et al., 1998), ambos divergem dramaticamente quanto à maneira como se devem ajustar à mudança exógena (NOORGARD in WILSON, 1997). Em primeiro lugar, as populações humanas são mais complexas que populações de outras espécies animais. Por um lado, o comportamento humano é, espacialmente, bastante homogêneo; não costuma variar drasticamente de região para região. Por outro lado, esse comportamento não se deixa condicionar por limites físicos regionais, freqüentemente insuperáveis ou intransponíveis para outras espécies. Liberto dos instintos, o comportamento humano é, no entanto, social e culturalmente condicionado. Por isso os humanos buscam, preferencialmente, o benefício e a sobrevivência do *indivíduo*, ao passo que as demais populações buscam, sobretudo, a sobrevivência da *espécie* (BRAGA et al., 2005). Logo, na ecologia, ao contrário do que se presume na Ciência Econômica, a seleção das espécies não se guia pelas vantagens comparativas (NOORGARD in WILSON, 1997).

A vantagem comparativa<sup>7</sup> provém das diferenças de produtividade dos povos, das ferramentas, da terra e dos recursos naturais em atividades econômicas variadas (NOORGARD in WILSON, 1997). Muitos consideram que a teoria econômica tenha suficientemente demonstrado que, em nome da eficiência, o aumento da produção de mercadorias será sempre menos oneroso, se a economia em crescimento seguir o caminho da especialização (RICARDO, 1996).

---

<sup>7</sup> Para que se possa falar em *vantagem comparativa*, é preciso que haja pelo menos dois países (ou regiões) e pelo menos *dois bens*. Então comparam-se os custos de oportunidade envolvidos na produção de cada bem entre os dois países (SÖDERSTEN & REED, 1994).

A conclusão da teoria das vantagens comparativas é que a especialização produtiva é a base dos ganhos no comércio internacional. Ao menos no Ocidente, esse corolário tem promovido a crescente globalização do conhecimento e das tecnologias. Na esteira desse processo, “[t]odas as formas de diversidade se perderam ... A especialização ... deixa cada produtor com grandes quantidades de um só produto” (NOORGARD in WILSON, 1997, p. 263).

Em que pesem tais desdobramentos, há falhas incontestáveis no raciocínio das vantagens comparativas. Conquanto normalmente omitidas, as primeiras delas evidenciam que, se os custos de produção domésticos tornam-se relativamente mais elevados que os custos de produção estrangeiros, os bens fabricados no país também se tornarão relativamente mais caros que os produzidos fora. Por conseguinte a demanda mundial pelos bens nacionais diminuirá. Em resposta a essa contração da demanda, uma menor quantidade de bens nacionais será produzida relativamente à de bens estrangeiros, até que os custos de produção domésticos se reduzam. Quando isso acontecer, terá diminuído a demanda por insumos produtivos domésticos (KRUGMAN & OBSTFELD, 1997). A renda e o emprego nacionais terão encolhido. Em alguns setores exportadores domésticos – no caso de modelos multiprodutos (*i.e.*, com mais de dois bens) (ver nota 7) –, poderão, até mesmo, extinguir-se, dependendo de quanto variem os custos relativos de produção (KRUGMAN & OBSTFELD, 1997). Portanto, nessas circunstâncias, não é legítimo enunciar que o comércio internacional é uma espécie de jogo em que só há vencedores (*win-win game*) e no qual, em termos líquidos, só se colhem benefícios.

Há, pelo menos, mais um defeito implícito na teoria das vantagens comparativas que desautoriza essa proposição. O comércio internacional, contanto que impulsionado pelas vantagens comparativas, altera a distribuição de renda entre os agentes econômicos envolvidos. Em cada país, enquanto os proprietários dos fatores que fabricam o bem de exportação ganham, os que detêm os fatores que produzem o bem de importação perdem (SÖDERSTEN & REED, 1994).

Como resultado, o conceito de “terra” (natureza) e sua contribuição ao bem-estar humano (crescimento econômico) foram revestindo-se, ao longo da história do pensamento econômico, de uma significação cada vez mais estreita (HUBACEK & VAN DEN BERGH, 2006). De repente, supervalorizou-se a função econômica da terra (e da natureza), embora esta seja apenas uma dentre suas muitas funções vitais (POLANYI, 2000). A natureza “dá estabilidade à vida do homem; é o local da sua habitação; é a condição da sua segurança física; é a paisagem e as estações do ano. Imaginar a vida do homem sem a terra é o mesmo que imaginá-lo nascendo sem mãos e pés” (POLANYI, 2000, p. 214). Porém, à medida que a



motivação do lucro e das transações monetárias substitui a motivação da subsistência (POLANYI, 2000), a sociedade passa a medir tudo pela bitola do dinheiro (BARTOLI, 1996) e a subordinar toda a superfície do planeta às exigências do mundo industrial (POLANYI, 2000). A partir daí, opera-se uma dissociação cada vez maior da sociedade em relação à natureza e à “economia real” (BARTOLI, 1996).

Numa demonstração sumária desse absenteísmo crescente, o prêmio Nobel de Economia R. M. Solow (*apud* MARTÍNEZ ALIER, 1998, p. 56) sentenciou que “o mundo pode continuar, de fato, sem recursos naturais ...; outros fatores de produção, especialmente o trabalho e o capital reprodutível, podem servir de substitutos ..., de maneira que o esgotamento de recursos [naturais] é uma dessas coisas que passam, porém não é uma catástrofe”. Ainda em 1956, Solow removera a terra das funções de produção convencionais, mantendo apenas o trabalho e o capital. Quando, no início da década de 1970, o Clube de Roma publicou o perturbador “Limites ao Crescimento”, os economistas da corrente dominante responderam serenamente que os recursos naturais não eram importantes, visto que representavam apenas cerca de 3% do PIB mundial (HALL, 2006).

Nos domínios da natureza, as vantagens comparativas consolidaram a “comercialização do solo” (POLANYI, 2000). A troca mercantil erigiu-se sobre a premissa de que

a terra pode-se mover entre usos, assim como as pessoas e as ferramentas. Contudo os serviços ambientais não podem mudar livremente do sustento ao arroz para o sustento ao algodão, para relvas de subúrbio, para concreto, para alfafa, para habitat pantanoso [de] aves aquáticas e de volta para o sustento do arroz da mesma maneira que uma pessoa razoavelmente adaptável pode-se transformar de fazendeiro em jardineiro urbano, em fiscal de reserva de caça e de volta a fazendeiro (NOORGARD in WILSON, 1997, p. 265).

Dessa maneira, a mobilidade que a troca mercantil conferiu aos bens, produtos e serviços da terra passou a compensar a imobilidade física desta. Noutras palavras, “o comércio [atenuou] as desvantagens da distribuição geográfica inconveniente dos recursos produtivos” (POLANYI, 2000, p. 217).

Essa equalização da diversidade produtiva não pode ser estendida às espécies biológicas. Não há espécies predefinidas para nichos predefinidos. Tampouco elas selecionam seus nichos com base em vantagens comparativas, visando ao que seja melhor para todos (NOORGARD in WILSON, 1997). Na política climática, acontece o mesmo. É um erro esperar pelo consenso quanto ao que se considere uma “interferência perigosa” sobre o clima futuro do planeta (PIELKE JR., 2005). Os países podem divergir quanto aos aspectos benéficos ou perigosos da interferência antropogênica. É improvável que os beneficiários

(ganhadores) da mudança climática se disponham a transferir seus ganhos para a mitigação dos danos infligidos aos perdedores (PIELKE JR., 2005).

Isso significa que o foco da política climática deve deslocar-se da “interferência antropogênica perigosa” para os impactos e oportunidades relacionados ao clima. Na prática, trata-se de desvincular a política climática da política energética. Ou seja, de voltar a ocupar-se de estratégias como conservação, eficiência e independência energética. Por conseguinte é preciso ajustar o foco das respostas de política climática para a restauração ou o manejo dos ecossistemas, com vistas a torná-los sustentáveis em face do inevitável impacto humano (PIELKE JR., 2005).

De uma maneira geral, os modelos que simulam cenários energéticos para a economia consentem com um otimismo tecnológico que, no curto prazo, tende a favorecer um gradualismo mitigativo em relação a uma base qualquer de emissões (IPCC, 2001b). Grandes reduções de emissões no curto prazo exigem a substituição do estoque de capital (usinas elétricas, edificações e transportes) que produz e consome energia. Como esse estoque é tipicamente de longa duração, substituí-lo logo seria oneroso. Além do mais, sempre se espera que haja melhoramentos tecnológicos no futuro e que, em consequência, os retornos sobre o capital tendam a ser maiores (IPCC, 2001b; HANSEN, 2005). Portanto reduzir as emissões no futuro pode tornar-se bem mais barato economicamente do que reduzi-las já. Ou, inversamente, emissões precoces dispõem de um tempo maior para serem removidas da atmosfera.

Identifica-se nesse raciocínio um forte argumento para a inércia. Seus críticos acusam-no de subscrever a impressão de que ainda não se está perto da interferência antropogênica perigosa (HANSEN, 2005). Por muito tempo, imaginou-se que levaria muitos anos, talvez séculos, para que precários, diminutos e quase imperceptíveis acréscimos de temperatura na superfície do globo pudessem comandar forças desconhecidas da natureza, como ventos e ondas. No entanto esse aparente paradoxo foi resolvido através de estudos sobre a história do clima na Terra (paleoclimatologia). Agora se sabe que “pequenas forças, mantidas por tempo suficiente, podem causar grande mudança climática” (HANSEN, 2005, p. 18). A apreensão dessa “dependência sensível das condições iniciais”, conhecida como “efeito-borboleta” (GLEICK, 1991), contribuiu para dispensar um tratamento mais realista às respostas notadamente descontínuas, complexas e não-lineares da mudança climática (IPCC, 2001a).

Embora ainda não se consiga prever quando mudanças abruptas ocorrerão, a maioria dos especialistas alerta para o fato de que o aquecimento global e outras atividades humanas podem facilitar as mudanças climáticas repentinas e de longa duração (ALLEY, 2005). A proximidade delas é maior do que em geral reconhecem as previsões de alterações lentas e

graduais. “[P]ortanto a ênfase deve ser mitigar as mudanças, em vez de apenas adaptar-se a elas” (HANSEN, 2005, p. 21).

Mesmo que isso soe como uma conclusão lógica, tampouco há concordância em torno dela. De uma perspectiva econômica, as estratégias da mitigação e da adaptação “envolve[m] uma troca entre benefícios presentes e custos futuros que depende de como os últimos podem ser descontados em relação aos primeiros” (HANEMANN in WILSON, 1997). Enquanto a mitigação reduz as chances de que um evento danoso ocorra, a adaptação reduz as conseqüências de um dano que eventualmente ocorra (IPCC, 2001b). Na verdade, embora se costume tratá-los de maneira separada e independente, os custos da mitigação dependem dos benefícios da adaptação (IPCC, 2001b).

Por um lado, a adaptação, no fundo, funciona como um substituto ou complemento tecnológico para a mitigação (efeito-substituição). Em seguida, esse efeito-substituição induz um efeito-renda<sup>8</sup>. Como acontece com qualquer outro bem ou serviço, seu preço é inversamente proporcional à quantidade de substitutos ou complementos de que disponha. Portanto, na presença de adaptação, os custos (preços) da mitigação tendem a diminuir (IPCC, 2001b). Por outro lado, quanto maior a demanda por adaptação, menores os benefícios da mitigação (IPCC, 2001b). Em resumo, a correlação entre adaptação e mitigação é ambígua. É aparentemente positiva, quando se consideram os custos da mitigação; negativa, quando se lhe avaliam os benefícios. No primeiro caso, a adaptação estimula a mitigação; no segundo, desencoraja-a.

---

<sup>8</sup> Na análise econômica, a descrição do efeito-renda e do efeito-substituição representa um avanço teórico em relação às medidas *cardinais* de utilidade (bem-estar). Inicialmente, A. Marshall (1842-1924) converteu unidades abstratas de utilidade (*utiles*) em unidades monetárias concretas, através da seguinte relação:  $UMg = \alpha \times p$ , com  $\alpha = 1$ ,  $UMg$  = utilidade marginal do bem ou serviço consumido e  $p$  = preço ou utilidade de cada unidade adicional de moeda. Dessa maneira, foi possível estabelecer uma relação direta entre *quantidades demandadas* e seus *preços* (PERMAN et al., 1996). Demonstrou-se, a seguir, que a “disposição a pagar” por unidade adicional de qualquer bem ou serviço é decrescente. De acordo com a premissa utilitarista, o acréscimo em satisfação ou prazer que cada unidade adicional de bem ou serviço proporciona é progressivamente menor. Portanto o preço que se está disposto a pagar por ela também deve cair. Isso explica por que a curva de demanda, no plano  $(q, p)$  – com  $q$  = quantidades e  $p$  = preços –, é negativamente inclinada.

Logo se verificou que essas condições eram demasiadamente restritivas. Sobretudo porque implicavam que a utilidade marginal da renda monetária fosse constante ( $\alpha = 1$ ). Isto é, indiferente a variações de preço (efeito-substituição) ou a variações de renda (efeito-renda). A demonstração do papel determinante desses efeitos coube às medidas de utilidade *ordinal*. J. Hicks (1984), então, definiu: *a) variação compensatória* (CV) ou *efeito-renda* como a mudança necessária na renda dos indivíduos, tal que, para um novo nível de preços, o nível de utilidade se mantivesse; e *b) variação equivalente* (EV) ou *efeito-substituição* como a mudança que a manutenção do antigo nível de preços determinaria no novo nível de utilidade proposto para os indivíduos. Assim, com base em certos axiomas do comportamento racional (*e.g.*, uma “cesta” de consumo com mais bens deve ser preferível a outra contendo menos bens), bastava “ordenar” as preferências de consumo (utilidade). Se, por exemplo, o efeito-renda levasse a uma redução da quantidade de bens em uma dada “cesta”, o bem-estar desse consumidor diminuiria. Racionalmente, portanto, esse indivíduo deveria preferir o nível de utilidade anterior. Aplicada ao conjunto da sociedade, essa atitude refreria a mudança (redução) de bem-estar. Do ponto de vista prático, contudo, tais medidas apresentam pouca relevância, uma vez que não são observáveis (PERMAN et al., 1996).

No Terceiro Mundo, esse *trade-off* exibe matizes ainda mais difusos. De um lado, presume-se que o dano ambiental (*e.g.*, destruição de habitat) é causado por ignorância, estupidez ou por ambas. “Essa premissa se reflete nos subsídios filantrópicos a programas de educação ambiental e nas tentativas de semear organizações de defesa ambiental ... Parte-se do pressuposto de que esses esforços são construtivos” (ROBINSON in WILSON, 1997, p. 455). De outro lado, considera-se que “a destruição ambiental resulta de pressões econômicas que nada têm a ver com estupidez ou ignorância (...) A maioria dos desmatamentos tropicais, e com eles a principal ameaça à diversidade biológica, vem de esforços para elevar o nível de subsistência e gerar moeda estrangeira para a compra de bens manufaturados no mundo desenvolvido” (ROBINSON in WILSON, 1997, p. 455).

### **2.2.2 – Estratégias de política climática**

Recentemente, uma hipótese controvertida também tem associado as práticas agrícolas à intensificação do efeito-estufa antropogênico (RUDDIMAN, 2005a e 2005b). “Novas evidências sugerem que as concentrações de CO<sub>2</sub> começaram a subir há cerca de 8 mil anos ... [A]tvidades humanas ligadas à agricultura — primariamente o desmatamento e a irrigação de lavouras — devem ter jogado CO<sub>2</sub> e metano extras na atmosfera” (RUDDIMAN, 2005a, p. 54). De um ponto de vista ético e distributivo, a hipótese da precocidade do efeito-estufa antropogênico (*early anthropogenic hypothesis*) relativiza a responsabilidade pelo aquecimento global, historicamente imputada às economias industrializadas. Afinal, dois séculos de industrialização é pouco perto de 8 mil anos de agricultura.

Embora se constate, por qualquer indicador (emissões anuais até 1990, concentrações de CO<sub>2</sub> ou aumento da temperatura), que os países industrializados sejam mesmo os maiores responsáveis pela mudança climática, especula-se que essa contribuição possa ter sido superestimada (BAUMERT et al., 2002). Alguns estudos demonstram que a contribuição relativa se modifica, à medida que se considerem emissões de outros gases-estufa além do CO<sub>2</sub>, mais aquelas derivadas de mudanças no uso do solo (*e.g.*, desmatamento). Tais simulações levantaram a suspeita de que talvez se esteja depositando um peso excessivo no passado e nas contribuições históricas (BAUMERT et al., 2002).

A proposta brasileira (BRAZILIAN PROPOSAL, 1997) sobre as responsabilidades relativas pelo aquecimento global justifica a ponderação histórica com base num argumento de comprovada robustez científica. Sabe-se que a mudança climática é causada menos pelas emissões anuais de GEE (gases de efeito-estufa) na atmosfera do que pelo aumento de suas

concentrações. As primeiras dependem dos *fluxos* correntes de emissões; as últimas, do *estoque* delas, historicamente acumulado. Rebate-se, porém, que aumentos pretéritos de temperatura não afetam o aquecimento futuro mais do que as emissões e o aumento das concentrações presentes de GEE na atmosfera. Uma ponderação mais prospectiva (*forward-looking*) que retrospectiva ou histórica (*backward-looking*) deveria, portanto, ser incluída na análise das contribuições relativas para a elevação da temperatura média do planeta. Desse modo, as responsabilidades diferenciadas entre países industrializados e países em desenvolvimento convergiriam à paridade em datas menos remotas<sup>9</sup> (BAUMERT et al., 2002).

Enquanto isso, embora nada determine que gases como o CO<sub>2</sub> devam terminar soltos no ar, descarregar fumaça por chaminés e escapamentos tem sido a coisa mais simples e barata a fazer. A atmosfera converteu-se no principal depósito do lixo resultante da atividade antrópica (SOCOLOW, 2005). Aparentemente, não há custo algum embutido no uso dos serviços de assimilação dessa fossa. Todavia essa ilusão logo se dissipa (pelo menos, do ponto de vista biofísico). De um lado, o excesso de CO<sub>2</sub> esquenta a atmosfera; de outro, é absorvido pelos oceanos, acidificando-lhes a água. As incertezas em torno dos efeitos de um e outro evento ainda são muitas. No entanto é arriscado esperar pelas certezas das conseqüências do aquecimento global, para só depois agir. “Pode ser tarde demais — ou proibitivamente caro — só tomar providências depois que a composição da atmosfera já estiver significativamente alterada” (GOLDEMBERG in LEGGETT, 1992, p. 155).

Antes que seja tarde, duas estratégias globais têm sido propostas para enfrentar a mudança climática. Uma é a da *adaptação* – que se dirige aos *efeitos* dessa mudança, num esforço para reduzir os danos que os impactos dela causam à sociedade e à sua base de recursos naturais; outra é a da *mitigação* – que ataca as *causas* ou as fontes do problema, isto é, a mudança climática propriamente dita, num esforço para evitá-la (CIESLA, 1997; IPCC, 2001a; ROSENBAUM et al., 2004; ROBLEDO & FORNER, 2005; MADLENER et al., 2006).

Rigorosamente, a diferença fundamental entre ambas se assenta na distribuição dos benefícios de cada uma. Os benefícios da mitigação vão-se transformar num bem público,

---

<sup>9</sup> Utilizando como indicador as emissões anuais de CO<sub>2</sub>, o cenário IS92a, do IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*), calcula que a convergência à paridade ocorreria por volta de 2037. Já pela metodologia da proposta brasileira original isso só aconteceria 110 anos depois, em 2147. Para o mesmo indicador (emissões anuais de CO<sub>2</sub>), o ano de convergência à paridade seria 2015, tanto de acordo com M. G. den Elzen e M. Schaeffer (2002) quanto com D. Austin, G. Parker e J. Goldemberg (1998). Já para o indicador concentrações de CO<sub>2</sub>, a data estimada é 2045, para den Elzen e Schaeffer, e 2057 (ou 2038, se as emissões de CO<sub>2</sub> decorrentes de mudanças do uso do solo forem incluídas), para Austin, Parker e Goldemberg. Se o indicador utilizado for o aumento da temperatura, den Elzen e Schaeffer calculam que a convergência de responsabilidades, entre países industrializados e em desenvolvimento, deva acontecer em 2055 (BAUMERT et al., 2002).

compartilhado globalmente; os da adaptação retornam, predominantemente, para quem adota a medida. Quer para agentes privados, quer, no caso de bens e serviços públicos locais e regionais (como, por exemplo, proteção contra enchentes), para a comunidade (IPCC, 2001a).

### 2.2.2.1 – Adaptação

A estratégia da adaptação abrange um conjunto de medidas destinadas a minimizar os impactos (correntes ou esperados) da mudança climática (CIESLA, 1997). Tais ações visam ou à redução da vulnerabilidade de um sistema (natural ou social), ou ao aperfeiçoamento de sua capacidade de ajustamento e resiliência (ROBLEDO & FORNER, 2005; MADLENER et al., 2006).

Os manejos silvicultural, florestal (CIESLA, 1997) e agrícola (HARRIS & CODUR in HARRIS & CODUR, 2004c), por exemplo, ajudam a compor o repertório adaptativo. Três estratégias de manejo florestal podem ser consideradas como medidas adaptativas (MEAD, 2001; ITTO, 2002; ROBLEDO & FORNER, 2005):

- a) conservação, proteção ou manejo de florestas primárias;
- b) reabilitação e restauração de florestas degradadas ou secundárias – o chamado “intervalo perdido” (*the missing middle*) (ITTO, 2002);
- c) florestamento e reflorestamento (plantações florestais).

Infelizmente, a adaptação costuma ser reduzida às opções tecnológicas, em detrimento dos processos ambientais, comportamentais, econômicos, institucionais e culturais que funcionam como barreiras ou incentivos ao processo adaptativo ao longo do tempo (IPCC, 2001a). A história da pesquisa da biosfera terrestre demonstra que as diferentes escalas de espaço e tempo em que a adaptação se processa jamais podem ser desconsideradas. Os biomas terrestres não respondem de maneira homogênea à mudança climática nem à mudança no uso da terra (IPCC, 2001a). A competição entre indivíduos e espécies, as diferenças na intensidade dos impactos locais das perturbações e as migrações determinam importantes defasagens nas respostas adaptativas. Se, por exemplo, dada perturbação faz com que as taxas de mortalidade de uma vegetação qualquer superem suas taxas de regeneração, haverá emissões líquidas de carbono na atmosfera, que contribuirão para a mudança climática. Desse modo, os danos (ou benefícios) climáticos são tanto uma função da escala espacial quanto da escala temporal. Conforme sua incidência no espaço, eles vão determinar taxas (velocidade) de mudança maiores ou menores. No tempo, essas taxas de variação se revelam mais importantes do que a magnitude da mudança climática (IPCC, 2001a).

Não por acaso, o enfoque *local*, regional ou *nacional*<sup>10</sup>, em vez do global, constitui a prioridade das políticas de adaptação (IPCC, 2001a; ROBLEDO & FORNER, 2005). Não obstante a disparidade de padrões climáticos, socioeconômicos e biofísicos de cada setor ou região deve frustrar iniciativas autônomas de adaptação. Podem ocorrer “mal-adaptações”, se o planejamento estiver ausente das decisões adaptativas. Em resposta a mudanças nos padrões meteorológicos e à influência delas sobre os preços dos insumos e produtos agrícolas, um agricultor pode, por exemplo, resolver substituir uma lavoura por outra. Todavia, se os preços se encontrarem distorcidos por subsídios agrícolas, eles não saberão comunicar as alterações nas condições tecnológicas e agronômicas determinadas pela mudança climática. Por outro lado, agricultores de subsistência não dispõem de recursos que lhes permitam substituir cultivos em resposta a mudanças nas condições climáticas. Portanto a orquestração das políticas públicas é crucial para a estratégia da adaptação (IPCC, 2001a).

Tal ação orquestrada é particularmente imprescindível no manejo florestal. As florestas não passam de fossas temporárias de carbono (CIESLA, 1997; TREXLER, 2003). À medida que as árvores são cortadas, queimadas ou mortas, uma parte do carbono armazenado é novamente devolvida à atmosfera. Portanto toda medida de adaptação aplicada ao setor florestal deve-se fazer acompanhar de medidas correspondentes em outros setores que contribuam significativamente para a emissão de GEE na atmosfera, tais como, indústria, agricultura, transportes e produção de energia (CIESLA, 1997; ROBLEDO & FORNER, 2005).

A necessidade desse planejamento não só expõe o alcance modesto e limitado da gestão ambiental mas também indica que as medidas urgentes e imediatas da mitigação contrastam com o longo prazo da adaptação. O sistema atmosfera-hidrosfera-biosfera caracteriza-se por forte inércia e enormes defasagens no modo como responde a perturbações. Em particular, as mudanças nos ecossistemas naturais consistem num longo processo de adaptação e extinção – ao contrário de outros fenômenos, como a alteração no ciclo hidrológico (IPCC, 2001a).

Em setores econômicos sensíveis à mudança climática – tais como silvicultura e agricultura – e naqueles que se ocupam de ativos ambientais (*e.g.*, reservas naturais), os impactos da mudança climática talvez só sejam sentidos 30, 50 ou 100 anos mais tarde. Se, por um lado, essa peculiaridade oferece mais tempo para o ajustamento tecnológico, por

---

<sup>10</sup> No que se refere aos impactos da mudança climática e às políticas de adaptação, uma *região* é tipicamente uma unidade sociogeográfica sob a jurisdição de uma entidade política legalmente reconhecida dentro de um país. Nesse sentido, contudo, uma região também poderia corresponder a um país inteiro, especialmente se ele é relativamente pequeno e geograficamente homogêneo. Além do mais, impactos climáticos regionais e estudos

outro, deveria induzir a antecipá-lo. Em geral, esses setores apresentam uma infra-estrutura de longa duração e, devido à má alocação de direitos de propriedade, uma forte inércia social. Assim, quanto antes ocorra a adaptação, menores tenderão a ser os impactos negativos da mudança climática na época em que eles realmente se manifestarem (IPCC, 2001a).

De certa maneira, as vulnerabilidades correntes estabelecem as prioridades para o processo de adaptação (ROBLEDO & FORNER, 2005). Por exemplo, onde exista a preocupação com os ecossistemas florestais, é preciso que se aprimore a capacidade de adaptação do setor florestal. Entretanto há uma cisão de natureza política entre o setor florestal, como atividade econômica, e os ecossistemas florestais, como unidades ambientais. Os impactos da mudança climática ameaçam a produtividade do setor florestal ou diminuem a oferta de bens e serviços dos ecossistemas florestais à sociedade. Por conseguinte a adaptação à mudança climática deveria considerar não só a produção de madeira pelo setor florestal mas também outros produtos florestais que não a madeira, os serviços florestais e a diversidade biológica proporcionados pelos ecossistemas florestais (ROBLEDO & FORNER, 2005).

Do ponto de vista financeiro, não é tão simples resolver essa dicotomia. Normalmente, na perspectiva do setor florestal, as práticas de manejo sustentável de recursos naturais (*e.g.*, SFM ou *Sustainable Forest Management*) revelam-se economicamente inviáveis. Promovê-las, contudo, pode constituir uma alternativa viável de adaptação, desde que se introduza o pagamento por serviços ambientais prestados pelos ecossistemas (ROBLEDO & FORNER, 2005).

Seja como for, à medida que se destine a “conviver” com as emissões excedentes, controlando-as ou compensando seus impactos, a adaptação ao dano alinha-se com a abordagem da Economia da Poluição (ou Economia Ambiental Neoclássica) (ver Capítulo 3, seção 3.2.3). Já que os impactos das emissões pretéritas e futuras de CO<sub>2</sub> são inevitáveis e tendem a persistir por mais de um século (IPCC, 2001a; PIELKE JR., 2005; IPCC, 2007), a adaptação apresenta-se como uma medida necessária para enfrentar essas adversidades. Todavia, como atesta a história do Tratado de Kyoto, esse enfoque tem recebido pouca atenção nos processos multilaterais de negociação (ROBLEDO & FORNER, 2005).

---

sobre adaptação também se aplicam a um nível regional supranacional, contanto que se o reconheça como uma entidade ou instância de formulação de políticas (*e.g.*, União Européia) (IPCC, 2001a).



### 2.2.2.2 – Mitigação

Antes, as atenções têm-se voltado para a estratégia da *mitigação* – cuja natureza *preventiva* (HARRIS & CODUR in HARRIS & CODUR, 2004c) a aproxima da perspectiva metodológica oferecida pela Economia dos Recursos Naturais (renováveis e não-renováveis). A política de mitigação inclui três estratégias globais (CIESLA, 1997):

- a) redução das *fontes* de GEE;
- b) manutenção das *fossas* existentes de GEE – *e.g.*, conservação florestal;
- c) desenvolvimento de (novas) *fossas* de GEE – *e.g.*, florestamento, reflorestamento, reabilitação florestal e práticas de manejo florestal para incrementar as taxas de crescimento de florestas existentes (MEAD, 2001).

As estratégias mitigatórias visam não só a seqüestrar mais carbono na biomassa florestal viva, no solo e nos produtos de madeira, mas também a reduzir as emissões líquidas de GEE – seja substituindo combustíveis fósseis pela energia da madeira extraída de florestas manejadas sustentavelmente, seja substituindo materiais intensivos em energia (*e.g.*, alumínio e aço) por produtos de madeira. À proporção que se estimule o manejo das florestas, favorece-se a adaptação delas às perturbações causadas pela mudança climática (ROSENBAUM et al., 2004). Por isso, com freqüência, as medidas mitigatórias confundem-se com as medidas adaptativas.

Em todo caso, tipicamente, as estratégias mitigatórias desdobram-se em uma vertente *tecnológica* e outra *biológica*. Aquela busca a eficiência energética, a captura ou o armazenamento mineral dos GEE (IPCC, 2005); esta se volta para o manejo sustentável de recursos naturais renováveis (Figura 12).

Na verdade, esse desdobramento esconde uma disputa política no seio do MDL – o único instrumento do Protocolo de Kyoto aberto à participação dos países em desenvolvimento (FAO, 2000; KOLSHUS et al., 2001; BAUMERT et al., 2002; VILLAVICENCIO, 2004). De um lado, alinham-se os países que desejam incluir as florestas no MDL; de outro, aqueles que desejam excluí-las, para incluírem somente as atividades relacionadas com a redução de combustíveis fósseis (MEAD, 2001; Tabela 5; Figura 13; Figura 14). Ainda, entre os subscritores das florestas, opõem-se os que reivindicam a inclusão apenas das atividades listadas no Artigo 3.3 do Protocolo de Kyoto – florestamento, reflorestamento e desmatamento – e os que preferem, no espírito do Artigo 3.4, ampliar o espectro de atividades envolvendo o uso da terra – *e.g.*, agricultura (MEAD, 2001).

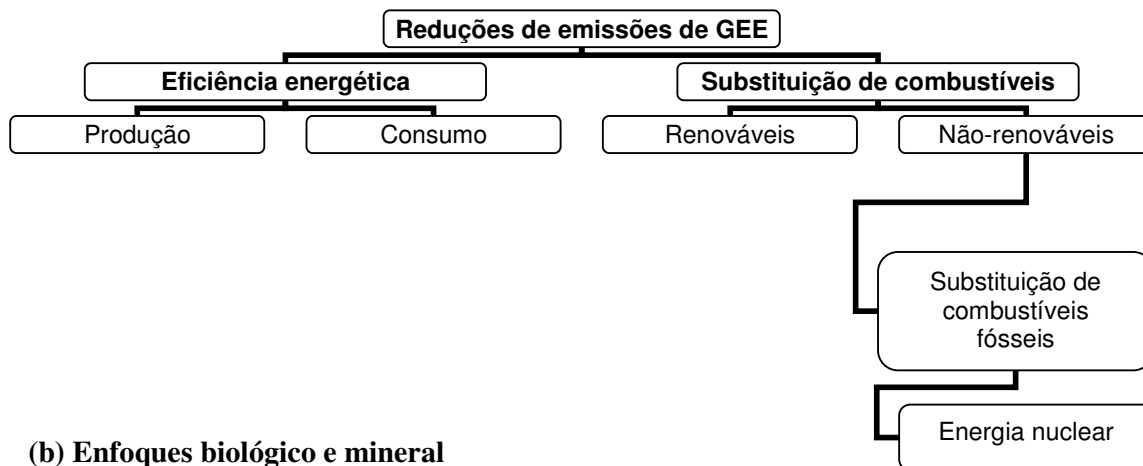
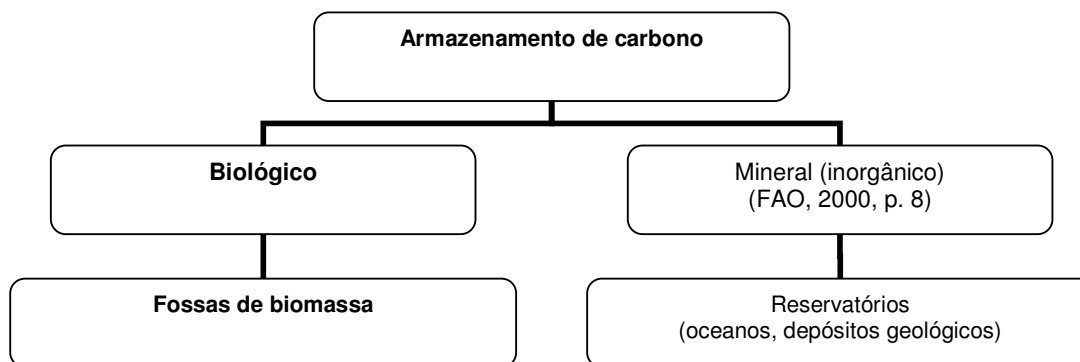
Em qualquer circunstância, os objetivos das medidas mitigativas são, invariavelmente (FAO, 2000; IPCC, 2001a; ROBLEDO & FORNER, 2005):

- 1) controlar as emissões de CO<sub>2</sub> na atmosfera, evitando-as, reduzindo-as ou estabilizando-as;
- 2) removê-las ou capturá-las.

É presumivelmente a isso que se resume o “seqüestro de carbono” – embora nem a UNFCCC, nem o Protocolo de Kyoto definam explicitamente essa atividade (FAO, 2000).

Normalmente, o repertório tecnológico é indicado para evitar que novas emissões atinjam a atmosfera, através de sua inibição (MEAD, 2001) ou armazenamento mineral (IPCC, 2005). Mais geralmente, isso pode ser obtido através do incremento da eficiência energética na produção e no consumo de bens e serviços, da substituição de combustíveis fósseis na matriz energética e das técnicas de manejo sustentável de recursos naturais (renováveis e não-renováveis) (Figura 12.a).

No que diz respeito aos recursos naturais renováveis tomados em sentido restrito (ver Capítulo 3), as opções *tecnológicas* (ou de eficiência energética) traduzem-se quer pela produção de biocombustíveis, quer pelos projetos de co-geração de energia a partir de emissões residuais de gases-estufa. Em todo caso, o balanço líquido final de carbono deve ser negativo ou neutro, tal que as emissões não superem as reduções ou, ao menos, não aumentem. Alternativamente, os mesmos fins podem ser alcançados com as opções *biológicas* do repertório mitigativo (Figura 12.b).

**(a) Enfoque energético****(b) Enfoques biológico e mineral**

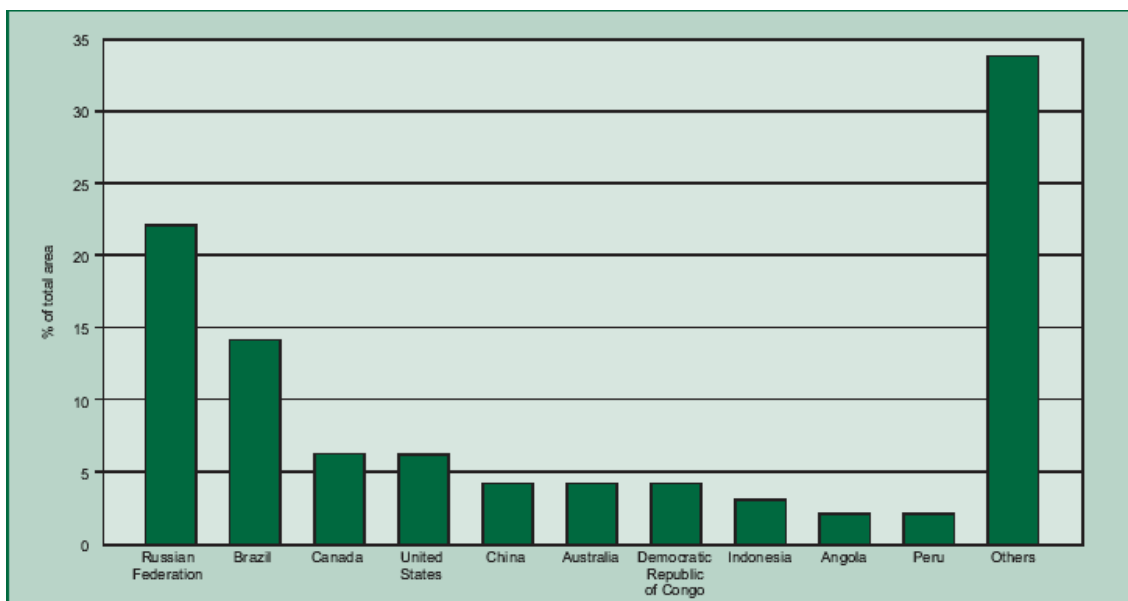
Fonte: KOLSHUS et al. (2001, p. 12)

Figura 12 – A estratégia da mitigação

**Tabela 5 – Cobertura florestal por região (1980)**

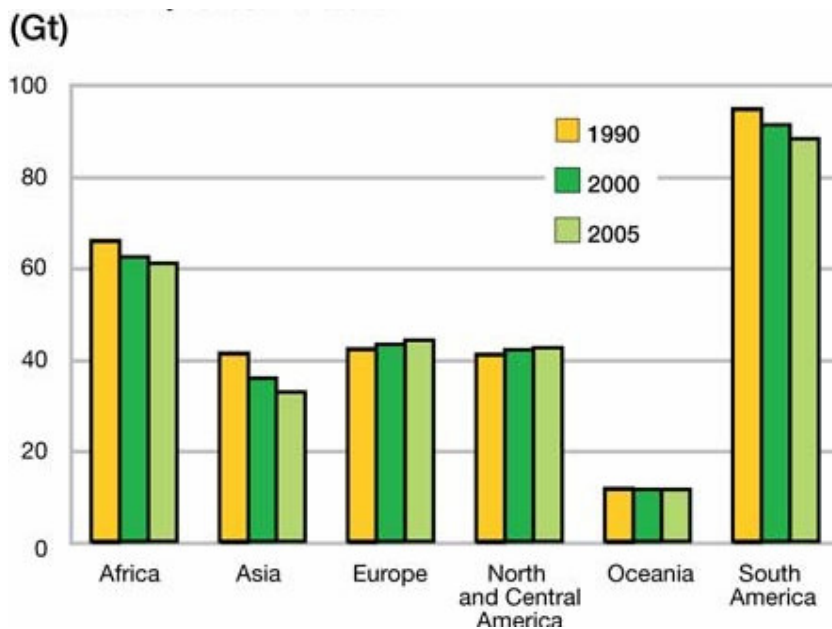
Região	Florestas (%)	10-20% de floresta (%)	Total (%)
África	18	21,3	39,3
Américas	37	15,2	55,2
Ásia-Pacífico	19	7,0	26,0
Europa + Rússia	27	8,6	35,6
Mundo	27	13,0	40,0

Fonte: CIESLA (1997)



Fonte: FAO (2001) *apud* UNEP (2003, p. 53)

Figura 13 – Países com a maior percentagem de florestas no mundo (2000)



Fonte: FAO (FAO Forestry)

Figura 14 – Mudanças nos estoques de carbono (em GtC) da biomassa florestal (1990-2005)

No fundo, o embate entre as opções biológicas e tecnológicas para o sequestro de carbono delinea-se, principalmente, a partir da escala de tempo considerada para a produção de biomassa. O sequestro de carbono faz parte do ciclo do carbono. O ciclo do carbono, por

sua vez, refere-se à troca de carbono (em suas várias formas, por exemplo, como dióxido de carbono) entre seus reservatórios – i.e., a atmosfera, o oceano (hidrosfera), a biosfera terrestre e os depósitos geológicos (litosfera ou geosfera) (Figura 3). A troca inorgânica ocorre sobretudo entre a atmosfera e a hidrosfera. No entanto os maiores movimentos de carbono resultam da fotossíntese e da respiração – i.e., das trocas verificadas entre a biosfera, a atmosfera (Tabela 6) e a hidrosfera. Através da fotossíntese, as árvores e plantas, por exemplo, absorvem o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) presente na atmosfera, liberam oxigênio ( $\text{O}_2$ ) e estocam – ou fixam – carbono (C) nas folhas, no caule, nas raízes, mas, sobretudo, no tecido lenhoso do tronco das árvores (CIESLA, 1997; FAO, 2000; Tabela 6). Os combustíveis fósseis outrora também foram biomassa. Na verdade, eles mantêm carbono estocado até que sejam queimados (FAO, 2000).

Do ponto de vista do manejo, a desvantagem das fontes de energia fóssil e dos recursos minerais é que eles são acumulados durante um período muito longo de tempo. Essa peculiaridade dificulta sua planificação dentro de um horizonte humano, mais breve, de tempo. Por outro lado, os recursos da biomassa, compostos de material orgânico acumulado pela fotossíntese, são mais apropriados para o controle e o gerenciamento (SHEN in WILSON, 1997). Também por isso é que se considera que as árvores e plantas constituem os “verdadeiros reservatórios de carbono” (CIESLA, 1997).

Por causa da vida longa da maior parte das árvores e de suas dimensões relativamente imponentes, estima-se que as florestas do mundo contenham cerca de 80% de todo o carbono existente acima da superfície do solo e cerca de 40% do carbono soterrado (solo, serrapilheira e raízes) (CIESLA, 1997; Tabela 7). Pelo mesmo motivo, sustenta-se que o seqüestro de carbono deveria identificar-se mais com sua fixação (remoção ou captura) biológica do que com seu controle tecnológico (energético). Se é assim, as *fossas*, mais do que as *fontes* de carbono, assumem um papel de destaque. Por isso não é razoável presumir, como sugere o enfoque energético da mitigação (Figura 12.a), que as fontes de energia são mais problemáticas para a sustentabilidade que os sumidouros (fossas) de resíduos (MARTÍNEZ ALIER & ROCA JUSMET, 2000).

**Tabela 6 – Fluxos estimados de carbono entre as florestas do mundo e a atmosfera**

Latitude	Fluxo de carbono <sup>a, b</sup> (GtC/ano <sup>c</sup> )
Elevada	+0,48 ± 0,10
Média	+0,26 ± 0,09
Baixa	-1,65 ± 0,40
	-0,75 a +3,00 <sup>d</sup>
Total	-0,90 ± 0,40

Fonte: DIXON et al. *apud* CIESLA (1997)

(a) Médias. (b) (+) = remoção/fossas; (-) emissão/fontes. (c) GtC = 10<sup>9</sup> tC = 10<sup>6</sup> MtC. (d) OMETTO et al. (2005). Os valores são originalmente apresentados em PgC = 10<sup>15</sup>gC = 10<sup>15</sup> × 10<sup>-3</sup> kgC = 10<sup>15</sup> × 10<sup>-3</sup> × 10<sup>-3</sup> tC = 10<sup>9</sup> tC = GtC.

**Tabela 7 – Densidades estimadas de carbono no mundo**

Latitude	Densidade de carbono (tC/ha)			
	Vegetação*	%	Solo*	%
Elevada	64	15,7	343	<b>84,3</b>
Média	57	37,0	96	63,0
Baixa	121	<b>49,6</b>	123	50,4

Fonte: DIXON et al. *apud* CIESLA (1997)

(\*) Médias.

Por outro lado, considera-se que é tecnicamente mais difícil mensurar as variações do carbono estocado na biosfera do que a redução das emissões de carbono associadas à queima de combustíveis fósseis (KOLSHUS et al., 2001). Para que, no âmbito do MDL, um projeto de seqüestro florestal de carbono (enfoque biológico) seja selecionado, é preciso comprovar que, em relação a uma data estabelecida (*baseline*), ele realmente promove um aumento das remoções líquidas de carbono. No entanto o montante dessas variações é altamente sensível à data de referência escolhida (KOLSHUS et al., 2001; SCHULZE et al., 2003). Se, por acaso, a data sugerida não inclui períodos em que se tenha registrado forte desmatamento, o projeto florestal pode, não obstante, atender os critérios do MDL. Basta que, a partir da data definida, comprove que proporcionará remoções líquidas *adicionais* de carbono. Nesse caso, o projeto será considerado benéfico do ponto de vista mitigativo – a despeito de toda a destruição ocorrida em períodos anteriores ao de referência. Assim, teme-se que as expectativas de mudança do referencial provoquem rodadas especulativas de desmatamento ou degradação em florestas naturais, simplesmente para obter créditos de carbono concedidos a projetos de reflorestamento ulteriores (SCHULZE et al., 2003).

Riscos como esse têm levado os proponentes da adaptação a condenar a ênfase demasiada que a UNFCCC (1992) e o Protocolo de Kyoto (1997) depositam sobre a mitigação (PIELKE JR., 2005; ROBLEDO & FORNER, 2005). Eles reclamam que, na pior

das hipóteses, fontes e fossas constituem duas faces de uma mesma moeda. Afinal, problemas relativos à disposição (*sink problems*) de resíduos e rejeitos (poluição) são redutíveis a problemas relacionados com a fonte de recursos (*source problems*) cuja exploração gerou essas excrescências (Tabela 16, cap. 2º). Água, ar, solo, alimentos e espaço de má qualidade nada mais são do que água, ar, solo, alimentos e espaço de boa qualidade em estado de esgotamento (ALCOTT, 2005).

### 2.2.2.3 – Proteção: conservação e prevenção

Da disputa entre adaptação e mitigação, emergiu uma terceira estratégia. De modo menos consensual, tem-se reclamado a inclusão, no Protocolo de Kyoto, da estratégia da *proteção* – preponderantemente dirigida às florestas existentes (ROSENBAUM et al., 2004). Tal modalidade se destina quer à *conservação* delas, resguardando-as da degradação imposta por seu manejo insustentável, quer à *prevenção* do desmatamento (SCHULZE et al., 2003; ACHARD et al., 2005; MOUTINHO et al., 2005; SANTILLI et al., 2005; MOLLICONE et al., 2006). Pondera-se que tanto a conservação de florestas nativas quanto a prevenção do desmatamento constituem importantes estratégias de mitigação (ACHARD et al., 2005; MOUTINHO et al., 2005). Afinal, depois da queima de combustíveis fósseis, o desmatamento representa a segunda maior fonte de emissões de carbono na atmosfera (NEWELL & STAVINS, 2000).

Apesar disso, alguns analistas consideram que o Artigo 3.3 do Protocolo de Kyoto (1997) é omissivo quanto às práticas da proteção, da conservação e do manejo de florestas (SEDJO et al., 1998). Explicitamente, o Protocolo de Kyoto (1997) só faz menção ao florestamento, ao reflorestamento e ao desmatamento. Apenas essas atividades são incluídas como medidas voltadas para o cumprimento de metas de emissão. Embora outros argumentem que o manejo e a conservação florestais encontrem-se implícitos na terminologia florestamento, reflorestamento e desmatamento, não está claro se a conservação e a proteção realmente produzem mudanças positivas nos estoques de carbono. Caso essas práticas simplesmente protejam os estoques já existentes, conjectura-se, então, que, mais do que elas, a prevenção do desmatamento é que efetivamente contribuiria para a conservação deles e para o seqüestro de carbono (SEDJO et al., 1998).

Seja como for, o descaso do Protocolo de Kyoto pela estratégia da proteção reflete o temor de que os projetos de conservação florestal – que, inicialmente, representavam a maior

parte dos projetos LULUCF de compensação florestal – substituam os aperfeiçoamentos na eficiência energética (TREXLER, 2003). Esse receio expõe não só o reducionismo energético da estratégia da mitigação (PIELKE JR., 2005) mas também os riscos e contradições perversas contidos no “seqüestro (ou remoção) de carbono”.

Geofisicamente, teme-se que os esforços para retirar carbono da atmosfera e armazená-lo na vegetação alterem significativamente o balanço de energia do sistema terrestre. Suspeita-se, por exemplo, que o desenvolvimento em grande escala de fossas florestais pode produzir um efeito reverso. As mudanças no uso do solo provocadas pela expansão florestal alterariam, ao final, o albedo – quantidade de radiação solar refletida de volta para o espaço (IPCC, 2001d) – da superfície terrestre e os fluxos da energia incidente sobre o planeta. Isso determinaria mudanças na distribuição de energia através do sistema climático e provocaria modificações no clima local, regional e, até, global (PIELKE JR., 2005). Economicamente, desconfia-se de que o Protocolo de Kyoto – e o MDL em particular – tenha criado incentivos perversos para o desmatamento de florestas nativas, em troca de créditos de carbono concedidos ao florestamento e ao reflorestamento (SCHULZE et al., 2003; ACHARD et al., 2005; MOUTINHO et al., 2005; SANTILLI et al., 2005; MOLLICONE et al., 2006).

As suspeitas que pairam sobre as estratégias biológicas de mitigação (Figura 12.b) abrem o flanco para os entusiastas do enfoque energético (Figura 12.a). Eles também desferem seus ataques contra a conservação florestal, sobretudo com base no argumento da falta de garantias quanto ao tempo de *permanência* das compensações biológicas de carbono (SCHIMEL & MANNING, 2003; SEDJO & MARLAND, 2003; TREXLER, 2003). O tempo de permanência do carbono em dada fossa ou reservatório é altamente dependente da escala *espacial* considerada. Para uma árvore tomada individualmente, a duração do armazenamento de carbono é limitada; para um povoamento inteiro, o tempo durante o qual o carbono permanece estocado pode ser muito maior. Em média, escalas espaciais menores (árvores ou povoamentos) oferecem tempos de residência menores para o armazenamento. Por outro lado, nas escalas espaciais maiores, em nível de paisagem, observam-se tempos mais longos de permanência (SCHIMEL & MANNING, 2003).

Uma questão estreitamente relacionada com a permanência do carbono estocado é sua potencial *reversibilidade* (SCHIMEL & MANNING, 2003). Ao contrário das medidas mitigativas tecnológicas e minerais (Figura 12), os benefícios da conservação florestal (biológica) estão sujeitos a reversão. Uma floresta plantada ou protegida hoje, na forma de um projeto de compensação de carbono, pode ser derrubada no futuro ou voltar a emitir carbono em decorrência de incêndios, doenças e outros fatores (TREXLER, 2003).



O potencial das fossas correntes de carbono para diminuir ou reverterem seu sinal (i.e., transformarem-se em fontes) depende da capacidade máxima de armazenamento em certo local ou região. Conhecida por *saturação*, essa densidade (massa por unidade de área) máxima de armazenamento ocorre quando o aumento ou a diminuição dos estoques ao longo do tempo chega a zero. Portanto o nível de estoque em que a saturação é máxima é similar ao do equilíbrio biológico conhecido como RMS (rendimento máximo sustentável) – onde a taxa biológica de incremento anual (ou periódica) se anula (SCHIMEL & MANNING, 2003).

Obviamente, o intervalo de tempo que decorre até aí depende de certas condições ambientais locais ou regionais – clima, quantidade de CO<sub>2</sub> na atmosfera, oferta de nutrientes, propriedades e tipo de solo, composição das espécies e topografia. Em cada local, o nível existente de estoques de carbono, a capacidade de armazenamento e a taxa de seqüestro de carbono pela vegetação e pelo solo determinam o tempo envolvido até a saturação. A ampla variabilidade espacial nos reservatórios de carbono e nos processos de armazenamento exige uma amostragem suficientemente extensa, no tempo e no espaço, para estimar o horizonte de saturação de cada ecossistema (SCHIMEL & MANNING, 2003).

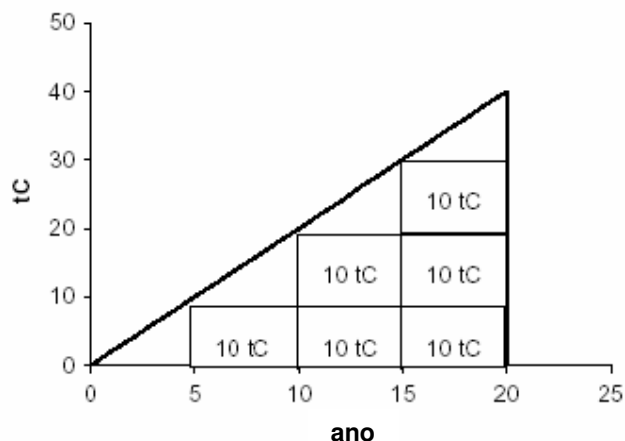
Por fim, um último fenômeno espacial afeta o armazenamento biológico de carbono (Figura 12.b). Trata-se da *estabilidade*. A estabilidade relaciona-se com a resposta dos ecossistemas às tendências e variabilidades observadas em fatores ambientais. Por exemplo, as mudanças na temperatura e no regime de chuvas causadas pelos fenômenos ENSO (*El Niño* e *La Niña*) podem provocar grandes variações anuais nos fluxos (taxas naturais de emissão-remoção) de carbono (SCHIMEL & MANNING, 2003).

Além do mais, esses fluxos variam segundo diversas escalas de tempo. O balanço de carbono dos ecossistemas terrestres depende da dinâmica dos reservatórios e dos fluxos de carbono entre eles. Alguns fluxos (e.g., fotossíntese e respiração) respondem quase que instantaneamente a mudanças ambientais (e.g., variações de luminosidade e temperatura); outros (e.g., biomassa foliar e matéria orgânica do solo) geralmente dão respostas bem lentas (de meses a séculos) – salvo quando sofrem perturbações mais severas (e.g., incêndios, danos causados por tempestades, colheita, etc.) (SCHIMEL & MANNING, 2003).

A acumulação de carbono também obedece à estrutura etária e à expectativa de vida das florestas e dos povoamentos florestais. Em formações florestais jovens, o potencial de acumulação é relativamente maior do que em formações antigas (SCHIMEL & MANNING, 2003). No entanto povoamentos maduros estocam maiores quantidades de carbono do que formações jovens (CIESLA, 1997). Da mesma forma, árvores mais longevas apresentam densidades mais elevadas de madeira e estocam mais carbono por unidade de volume do que árvores de vida curta, crescimento rápido e baixas densidades de madeira (MEAD, 2001). Isso

não significa, contudo, que, para realizar a compensação das emissões de carbono, árvores de crescimento lento são necessariamente melhores que as plantações de crescimento rápido – e vice-versa (MOURA-COSTA *apud* MEAD, 2001; VAN ‘T VELD & PLANTINGA, 2004).

De todo modo, a permanência – isto é, o tempo durante o qual o carbono permanece retido na fossa de remoção – constitui a questão fundamental e exclusiva do seqüestro biológico. Como o comércio de compensação de emissões de carbono poderia funcionar, se uns créditos são temporários e outros não? Se as reduções de emissões são nitidamente permanentes, os créditos de emissão podem ser comprados e vendidos. Caso contrário, pode ser melhor “arrendá-los” – ou seja, pagar pelos serviços de remoção tomados de empréstimo a uma fossa temporária de carbono (SEDJO & MARLAND, 2003). A teoria econômica ensina que a existência de um mercado de empréstimos, que possibilite escolhas intertemporais, favorece a ampliação do consumo e do investimento através do tempo (FISHER, 1984; COMMON, 1996).



Fonte: BENÍTEZ & OBERSTEINER (2005, p. 15)

Figura 15 – Exemplo do método contábil de créditos *temporários* de redução de emissões

Num “sistema de arrendamento”, como o da Figura 15, o crédito é concedido quando o carbono é seqüestrado, e o débito, contraído quando o carbono é emitido (SEDJO & MARLAND, 2003). A Figura 15 ilustra, por hipótese, um projeto de florestamento/reflorestamento (MDL) cujo turno de rotação dure 20 anos. Supõe-se, adicionalmente, que a taxa linear de acumulação de carbono seja de 2 tC por ano. A cada 5 anos, o proprietário da floresta recebe créditos pelo armazenamento de carbono realizado ao longo desse período. Ao fim do primeiro quinquênio, o proprietário recebe créditos equivalentes ao seqüestro de 10 tC. Esses créditos, todavia, são temporários e expiram no final do segundo quinquênio (décimo ano). Se essas primeiras 10 tC permanecerem retidas na

biomassa até o fim do décimo ano, os créditos relativos ao primeiro quinquênio são, então, renovados. Nesse caso, juntam-se aos créditos auferidos no final do segundo quinquênio, por conta da remoção de outras 10 tC. Nessas circunstâncias, o proprietário da floresta deterá, ao cabo do segundo e terceiro quinquênios, respectivamente, créditos equivalentes a 20 tC e a 30 tC (BENÍTEZ & OBERSTEINER, 2005). Desse modo, créditos e débitos tornam-se simétricos e instantâneos. O crédito é concedido por um tempo finito e determinado, durante o qual alguém assume a responsabilidade pelas emissões. No final do período, o arrendador (proprietário da floresta) incorre num débito, a menos que o carbono permaneça seqüestrado. Então, contanto que a permanência se verifique, o arrendamento (crédito) é renovado (SEDJO & MARLAND, 2003).

Por outro lado, a questão da permanência, em princípio, não aflige as reduções das emissões de combustíveis fósseis. Os programas que tratam delas, voltados para a eficiência energética e para a substituição de combustíveis fósseis por energia renovável, proporcionam cortes *permanentes* no fluxo cumulativo de poluentes para a atmosfera. Os créditos de emissão oriundos de combustíveis fósseis são para sempre (SEDJO & MARLAND, 2003). Por isso os representantes do enfoque energético do seqüestro de carbono (Figura 12.a) insistem na necessidade de priorizar essa modalidade (KOLSHUS et al., 2001).

De um ponto de vista econômico, essa insistência pode conduzir a soluções que não sejam custo-efetivas. Frequentemente as alternativas energéticas de mitigação exigem a adoção de tecnologias novas e mais caras (KOLSHUS et al., 2001). Mesmo que isso não se verifique, insistir com essa vertente do repertório mitigativo pode configurar um equívoco de um ponto de vista puramente técnico. O paradoxo de Jevons e os efeitos-rebote (ALCOTT, 2005; KANDER, 2005) podem conduzir a emissões adicionais que superem as reduções realizadas. Além disso, se todas as reservas de combustíveis fósseis devem ser utilizadas no futuro, lançando mais CO<sub>2</sub> na atmosfera, então qualquer redução de emissões correntes representa nada mais do que um retardo na época em que elas deverão, de todo modo, ocorrer. Nesse sentido, o enfoque energético da mitigação difere apenas em grau do armazenamento temporário de carbono na biosfera (SEDJO & MARLAND, 2003).

De resto, a permanência mais efêmera do carbono seqüestrado na biosfera não é o defeito fundamental da mitigação biológica. Tal deficiência pode ser satisfatoriamente corrigida por um sistema contábil como o da Figura 15. No mais, ainda que temporários, não se podem desprezar os importantes benefícios climáticos do seqüestro biológico de carbono (SEDJO & MARLAND, 2003).

O maior problema é que ele só funciona num quadro de emissões crescentes, embora tenha sido concebido para combatê-las. Por um lado, isso depõe contra a estratégia da

*mitigação* através do plantio de florestas (florestamento/reflorestamento), encorajado pelo MDL. Recém se explicou como a definição da data de referência (*baseline*) para os projetos de MDL pode estimular, ao invés de inibir, práticas florestais predatórias (SCHULZE et al., 2003). Esse paradoxo, por outro lado, favorece a estratégia da *conservação*, voltada para o manejo sustentável de florestas naturais. Os créditos de carbono para proteção florestal poderiam converter-se no maior incentivo, jamais concebido, para o desmatamento (LOHMANN, 1999; SCHULZE et al., 2003). Poderiam transformar-se num estímulo perverso para abandonar as boas práticas de conservação florestal (LOHMANN, 1999).

Nesse mercado florestal de carbono, “nova economia moral” ou “nova estética econômica”, como prefere Lohmann (1999), a idéia de progresso é associada, simultaneamente, a “mais emissões e mais plantações florestais”. Nessas circunstâncias, tanto fontes de emissão quanto fossas de remoção encontram incentivos para reduzir custos. Primeiro, provocando um aumento das emissões de base; em seguida, promovendo a mitigação ou o controle delas, através de projetos de seqüestro ou armazenamento (LOHMANN, 1999). “As plantações florestais são, assim, utilizadas como pretexto para relaxar as metas de redução de emissões nos países industrializados” (MOUTINHO et al., 2005) Na verdade,

Um grande erro foi cometido (por uma série de razões) em Kyoto. Enquanto os países podem ser recompensados por plantarem florestas, eles não podem ser recompensados por evitarem o desmatamento. Os países ... estariam duas vezes melhor se cortassem suas árvores antigas e as replantassem. Mas isso não faz nenhum sentido do ponto de vista econômico nem social. Esses países deveriam receber incentivos para manterem suas florestas (STIGLITZ *apud* MOLLICONE et al., 2006, p. 3-4).

Uma proposta difundida pela FAO sustenta que *conservar a floresta* – ou prevenir o desmatamento – oferece uma contribuição mais significativa ao balanço global de emissões-estufa do que as reduções obtidas com a implementação do Tratado de Kyoto, durante seu primeiro período de compromisso (2008-2012) (SCHULZE et al., 2003; ACHARD et al., 2005; MOUTINHO et al., 2005; SANTILLI et al., 2005; MOLLICONE et al., 2006). Sugere-se, então, que se aplique o princípio da “recompensa por reduções”, quer para desestimular emissões de carbono provenientes do desmatamento, quer para fomentar a participação mais efetiva, nos dispositivos de Kyoto, dos países em desenvolvimento – por ora, sem compromisso com metas de emissão (*non-binding countries*).

A *estratégia da conservação* entende que, enquanto houver oportunidade para “vazamentos” de carbono entre diferentes regiões (*cross boundary leakage*), não se conseguirá sustar nem reduzir as emissões antropogênicas (MOLLICONE et al., 2006). De acordo com as regras vigentes do Tratado de Kyoto, tais vazamentos tendem a ocorrer porque

a metodologia contábil que ele propõe é substancialmente incompleta. De um lado, contabilizam-se como crédito os investimentos que os países do Anexo I (países industrializados ou *binding countries*) dedicam ao desenvolvimento de fossas florestais ou a atividades que contribuam para aumentar os estoques de armazenamento de carbono. Porém, de outro lado, não se debita a destruição de florestas que porventura ocorra nos países em desenvolvimento (países não-Anexo I) (SANTILLI et al., 2005). Com isso, em princípio, um país do Anexo I poderia interromper completamente a extração de madeira dentro de seu próprio território e substituí-la pela madeira importada dos trópicos. Ainda assim, receberia “créditos de carbono”, por haver “exportado” o desmatamento doméstico (SANTILLI et al., 2005).

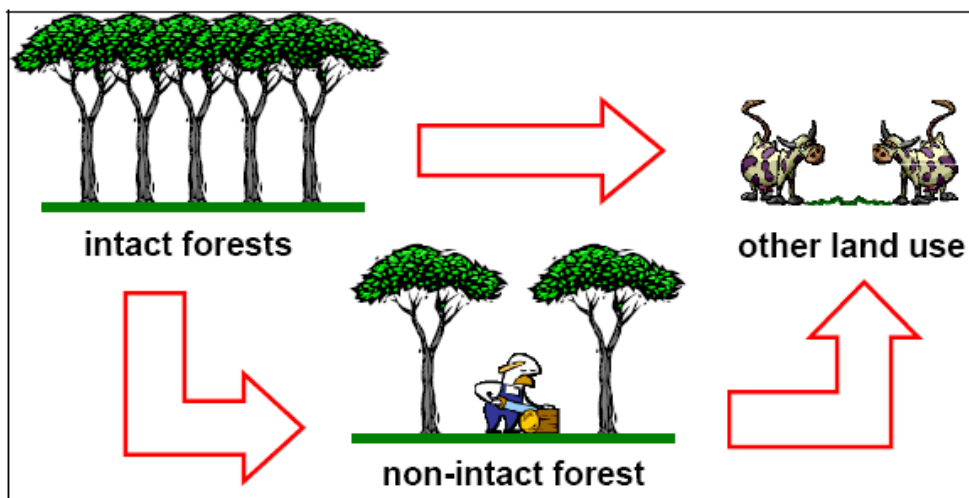
O fim do *leakage* e dos incentivos perversos no comércio internacional (ou inter-regional) de carbono deve ocorrer à medida que pelo menos os principais emissores se mostrem definitivamente comprometidos com a redução das emissões. Para tanto, é preciso oferecer atrativos econômicos capazes de engajar um grande número de emissores – sobretudo aqueles ainda não submetidos ao cumprimento de metas de emissão (países em desenvolvimento).

Segundo os proponentes da conservação, a “recompensa pelas reduções” seria um desses atrativos. O “carbono preservado”, não emitido graças à conservação da floresta, rende compensações financeiras no mercado de serviços prestados por ecossistemas florestais. Como essas compensações são auferidas desde que a floresta seja mantida em pé, criam-se as condições para um mercado de conservação florestal de larga escala (SANTILLI et al., 2005).

Acontece que, pelas definições atuais da UNFCCC, considera-se “floresta” toda área recoberta por 10% a 100% de árvores. Somente quando esse percentual cai abaixo de 10%, é que esse bioma não é reconhecido como floresta. No entanto, quando um reservatório (fossa) repleto (com 100%) de biomassa florestal é convertido em outro com apenas 10% do dossel, é certo que essa floresta foi submetida a um acentuado processo de degradação (Figura 16). Em termos de perda de carbono, trata-se, inclusive, de um processo mais severo que a degradação imposta pela conversão de uma floresta já degradada (dossel  $\approx$  10%) em outros usos do solo ( $0\% < \text{dossel} < 10\%$ ) (MOLLICONE et al., 2006).

Além disso, um país onde não ocorra conversão de florestas não ganhará créditos pela conversão florestal evitada – ou pelo “carbono preservado” –, já que não há conversão a evitar. Esses países poderiam facilmente “importar” o desmatamento (MOLLICONE et al., 2006). Outra vez, o mecanismo de redução do desmatamento em escala global falharia. Por isso a *estratégia da conservação* só deve corresponder às expectativas, se recompensar a queda das *taxas* de conversão florestal onde elas forem altas, a manutenção dessas taxas em

níveis reduzidos onde elas forem baixas e a prevenção de sua emergência onde elas sequer existam (ACHARD et al., 2005; MOLLICONE et al., 2006).



Fonte: MOLLICONE et al. (2006, p. 14)

(\*) Florestas *intactas* ou de estoque pleno (e.g., 100% da biomassa original da floresta) e florestas *não-intactas* ou degradadas (menos de 10% de dossel) são, indistintamente, classificadas como florestas, segundo o esquema da UNFCCC.

Figura 16 – Tipos de conversão florestal\* considerados pela estratégia da conservação

Tecnicamente, a opção pela *conservação* envolve *taxas*, em vez de parâmetros menos conservacionistas, do tipo área ou tendências (MOLLICONE et al., 2006). Na realidade, essas duas últimas variáveis são altamente desfavoráveis aos países em desenvolvimento – justamente aqueles a que o MDL se destina. Nessas nações, a conservação de florestas deve ser frustrada pela expansão da fronteira agrícola. Essa pressão pela mudança no uso do solo (SCHOENE & NETTO, 2005), para substituir áreas florestais por agrícolas, decorre, fundamentalmente, de duas tendências que se têm recentemente observado nos países em desenvolvimento. Contrastando com o que se verifica nos países desenvolvidos, as nações menos desenvolvidas vêm registrando crescimento tanto do consumo *per capita* de *commodities* quanto da demanda por bioenergia (MOLLICONE et al., 2006). Dessa perspectiva, os participantes “virtuosos” praticam baixas taxas de conversão florestal; os imprudentes, altas (ACHARD et al., 2005). Portanto, onde as taxas de conversão florestal sejam elevadas, o resultado esperado é reduzi-las – ao contrário de onde elas sejam baixas (MOLLICONE et al., 2006).

### 2.2.3 – Métodos analíticos de decisão

Qualquer que seja a estratégia para enfrentar a mudança climática, a escolha carrega, invariavelmente, implicações econômicas sobre a produção nacional (PNB ou PIB), sobre o consumo e o emprego (HARRIS & CODUR in HARRIS & CODUR, 2004c). O que muda, a rigor, é a maneira como se resolve ponderar, no presente, os custos e benefícios futuros das medidas (HARRIS & CODUR in HARRIS & CODUR, 2004c). Essa ponderação varia conforme o método de valoração utilizado (análise de custo-benefício, análise custo-efetividade, análise multicriterial). Por isso pode bem ocorrer que, em termos líquidos, os efeitos das ações estratégicas não sejam necessariamente negativos.

Filosoficamente, o conceito de desenvolvimento sustentável, já de início, aporta dificuldades à decisão. Tal como a Comissão Mundial para o Meio Ambiente e o Desenvolvimento – ou Comissão Brundtland – o definiu, no final da década de 1980, o conceito, para ser implementado, dependia do crescimento da economia mundial, por um fator de 5 a 10 vezes (ROBINSON, 2004). Com isso, paradoxalmente acabou pondo em conflito (*trade-off*) o que desejava harmonizar: o crescimento econômico e a preservação da natureza.

Rebento do Relatório Brundtland, o Protocolo de Kyoto, uma década mais tarde, admitia que, politicamente, na relação entre Estados soberanos, o conceito de diferenciação era mais fácil de assimilar que o de harmonização (BAUMERT et al., 2002). Foi isso que favoreceu a ascensão dos instrumentos de mercado no estabelecimento de metas de emissão. Devido à sua flexibilidade atávica, os mecanismos de mercado assegurariam uma tradução mais dinâmica, no tempo e no espaço, das preferências sociais em relação ao crescimento econômico e à qualidade ambiental (Figura 11).

Na prática, o *trade-off* entre crescimento econômico e preservação da natureza, que o conceito de desenvolvimento sustentável procura superar, transfigura-se em outro, que opõe o curto prazo da mitigação ao longo prazo da adaptação. De um lado, pondera-se que é mais racional comprometer os recursos econômicos com a adaptação, já que nenhum esforço de mitigação conseguirá evitar completamente os efeitos da mudança climática. Alega-se, ainda, que a estratégia da adaptação seria imune a uma distorção que perturba os economistas. O problema do “carona” (*free-rider*) estaria, nesse caso, superado, já que os benefícios da adaptação são recolhidos por quem efetivamente tenha custeado as medidas (IPCC, 2001a). Em contrapartida, replica-se que, por enquanto, os efeitos das mudanças climáticas ainda são relativamente pequenos. Assim, há menos necessidade de adaptação do que de mitigação,

para evitar danos mais severos no futuro. Dessa perspectiva, “é mais prudente investir o grosso dos recursos para a política climática em mitigação do que em adaptação” (IPCC, 2001a, p. 94)

No fundo, talvez a fonte última e mais decisiva de controvérsia esteja relacionada à escolha do numerário utilizado para medir custos e benefícios. Na verdade, toda decisão os comporta. A questão é então saber se o resultado da escolha a ser consumada compensa ou não. Tal aferição, porém, só é possível se todos os valores em jogo puderem ser reduzidos a uma unidade comum e homogênea de medida (*i.e.*, a um *numerário*) e comparados (GIANNETTI, 2005).

Por um lado, comparações do tipo “maior que” e “menor que”, “mais” ou “menos” permitem, com efeito, ordenar objetos de troca e quantificar a diferença entre seus valores, *antes e depois* da permuta – ou seja, as *preferências temporais* em relação a eles (GIANNETTI, 2005). Cada ordenamento desses possibilita, respectivamente, avaliar *quanto* e *quando* trocar. O problema é que a *mensuração numérica (quanto)* “requer a existência de um denominador comum – um numerário – que permita comparar diretamente custos e benefícios envolvidos ...” (GIANNETTI, 2005, p. 72) E aí, “[n]a ampla maioria dos casos concretos, não existe uma métrica que torne os custos e benefícios quantitativamente comensuráveis” (GIANNETTI, 2005, p. 74).

No mundo atual, costuma-se atribuir essa propriedade à moeda fiduciária. Todavia a moeda não é senão um dos diversos numerários possíveis (*e.g.*, ouro, prata, cabeças de gado, horas de trabalho, unidades de energia ou calorias, etc.). Por isso “o circuito das relações de cunho estritamente monetário e dos mercados financeiros formais representa não mais que uma diminuta e peculiar constelação inserida no vasto universo das trocas e escolhas intertemporais na vida prática (...) – uma compreensão parcial e obtusa que não faz justiça à variedade, riqueza e fascínio do fenômeno” (GIANNETTI, 2005, p. 73 e 77).

O problema do numerário remete aos métodos analíticos empregados na tomada de decisão. Tecnicamente, a análise de custo-benefício convencional (CBA) é aplicada, com menos contestação, às decisões voltadas para a adaptação. No que diz respeito à mitigação, prescreve-se a análise de custo-efetividade (CEA) (IPCC, 2001a) – um caso especial da análise de custo-benefício em que todos os custos são avaliados em relação a uma meta predefinida de política ambiental (IPCC, 2001b), consentida socialmente (IPCC, 2001a).

Essa meta é considerada um benefício fixo a ser obtido. Por isso a CEA trabalha com uma curva de benefícios marginais vertical (IPCC, 2001a). Já a CBA convencional desconta, segundo uma perspectiva dinâmica, o valor presente dos benefícios, à medida que eles se distanciam no tempo. Segundo uma perspectiva estática, os benefícios também são



justificadamente declinantes. A razão disso é o princípio da utilidade marginal decrescente: o pressuposto de que os acréscimos de satisfação retirados da obtenção de quantidades cada vez maiores de um bem ou serviço são progressivamente menores. Por isso, na CBA convencional, a curva de benefícios marginais é descendente.

Embora tenha sido proposta para contornar os embaraços intergeracionais éticos e distributivos da CBA, com freqüência, a CEA reverte-se em uma CBA implícita. Primeiro, porque simplesmente converte o debate das compensações (disposição a pagar pelo benefício/dano e disposição a aceitar pagamento pelo benefício/dano) noutra, não menos controverso, da repartição dos custos (ou danos) (IPCC, 2001a). Segundo, porque bem pode acontecer que o custo mínimo oferecido como solução de problemas propostos por metodologias orientadas pela meta, do tipo CEA, esteja muito além da disposição a pagar da sociedade. Nesse caso, o menor dentre os custos mínimos calculados pela CEA deve ser iterativamente ajustado ao valor atribuído ao (à disposição a pagar pelo) benefício implícito de alcançar-se a meta predefinida (IPCC, 2001a).

Por outro lado, ambas as metodologias assumem, explícita ou implicitamente, curvas de dano ou custos marginais crescentes, marcadamente não-lineares (IPCC, 2001a). Em primeiro lugar, as investigações científicas têm confirmado que, no mundo real, as respostas à mudança climática, em todas as escalas de tempo e espaço, são fortemente não-lineares. A desintegração dos mantos de gelo dos pólos, por exemplo, é governada por processos e retroalimentações (*feedbacks*) altamente não-lineares (HANSEN, 2005). Em virtude disso, existem limiares (*thresholds*) cuja ultrapassagem produz alterações dramáticas, crescimento explosivo ou colapso. Portanto omitir o potencial não-linear das respostas ao câmbio climático implica subestimar os impactos dessa mudança. Em segundo lugar, assume-se que os maiores custos do câmbio climático devem ocorrer no futuro (IPCC, 2001a).

Fundamentalmente, a CBA e a CEA consistem em programas matemáticos de otimização. A primeira diferença básica entre elas está no critério de solução adotado. Enquanto o objetivo da CBA é minimizar o *somatório* (*i.e.*, o valor presente) dos custos associados a um dado fluxo de benefícios, o da CEA é apontar o *menor* (valor presente) dentre os mínimos custos (valores presentes) incorridos para o cumprimento de uma meta (benefício) específica(o) (IPCC, 2001b).

Quanto a esse aspecto, a CEA é considerada metodologicamente superior. A solução típica da CBA não garante, necessariamente, a seleção do menor custo possível – ou, de outra forma, da combinação de opções de gestão que minimiza os custos para atingir a meta especificada (IPCC, 2001a). “Mostrar que *X* não é preferível a *Y* não é suficiente para mostrar que *Y* é preferível a *X*” (IPCC, 2001a, p. 125). Portanto a escolha de um *somatório* mínimo

em detrimento de outro não é suficiente para provar que se tenha efetivamente selecionado o menor. Ou, segundo o jargão utilitarista, a minimização da *soma* de todas as desutilidades individuais nada tem a informar sobre o nível de desutilidade de cada indivíduo.

Isso significa que “a regra utilitarista é insensível aos aspectos distributivos” (IPCC, 2001a, p. 124), exceto no caso especial em que todos os indivíduos têm funções de (des)utilidade idênticas. No caso de alternativas de investimento ou de medidas políticas, isso equivale a taxas de desconto e horizontes de tempo rigorosamente iguais. Em segundo lugar, a CBA e a CEA distinguem-se em termos dos princípios que as regem. A CBA adota o *princípio da compensação*; a CEA, o *princípio da precaução* (IPCC, 2001a). Uma alternativa às predisposições metodológicas encontradas em ambas é vislumbrada na MCA (análise multicriterial).

### 2.2.3.1 – Análise custo-benefício (CBA)

O *princípio da compensação* pode ser reencontrado nos mecanismos que a própria natureza oferece aos seres vivos para lidarem com a passagem do tempo. “Ao contrário do espaço, que permite ir e voltar, a dimensão tempo se impõe como um fluxo sem retorno ..., [que] não pára nem volta – simplesmente segue adiante” (GIANNETTI, 2005, p. 66). “A troca intertemporal consiste na ação de manipular de alguma forma a seqüência dos eventos no tempo, de modo a favorecer a realização de um dado fim” (GIANNETTI, 2005, p. 69). Analogicamente, “[a] troca intertemporal está para o tempo assim como ... o deslocar-se está para o espaço” (GIANNETTI, 2005, p. 69).

Através dessa barganha diacrônica, os seres vivos conseguem, de certo modo, libertar-se de seu confinamento ao aqui-e-agora. Negociam, por assim dizer, o presente e o futuro. Compreendem que o “deslocamento” no tempo implica uma escolha entre duas alternativas básicas: *a*) antecipar benefícios e retardar custos (“usufruir agora, pagar depois”), ou *b*) antecipar custos e adiar benefícios (“pagar agora, usufruir depois”). Aprendem que a impaciência mata tanto quanto o excesso de paciência.

Evolutivamente, esse aprendizado revela que o comportamento, administrando as premências do metabolismo, traduz-se, por outros meios, na continuação deste último. No mundo natural, contudo, a troca intertemporal consiste numa seleção *ex post*. Por exemplo, *depois* de ingeridos, alimentos muito calóricos convertem-se, automática e involuntariamente, em acúmulo de gordura. Realmente, não se pode deter o curso inexorável desse processo metabólico. Todavia pode-se contorná-lo através de uma escolha *ex ante*, perfeitamente

voluntária e consciente, qual seja, a de não ingerir esse tipo de alimento. Agora, o que era *troca* rudimentar no mundo natural vira *escolha* refinada por uma ação consciente (GIANNETTI, 2005).

Do ponto de vista da política climática, o princípio da compensação sugere que os beneficiários da proteção ambiental devem compensar os que se prejudicaram com ela. Em termos financeiros, isso significa que os benefícios da adaptação devem compensar seus custos (IPCC, 2001a).

Uma primeira complicação é que nem sempre os ganhos são capazes de compensar as perdas. Uns e outras são diferentes em sua natureza (problema da agregação dos danos em um único numerário) e/ou em seus impactos distributivos. Por exemplo, os benefícios econômicos que a elevação da temperatura do globo trará para a agricultura das regiões temperadas pouco podem fazer para aliviar os danos ambientais e as perdas econômicas nas regiões invadidas pela água do mar, que se eleva junto com a temperatura (IPCC, 2001a).

Outra complicação é imposta pelo método de desconto utilizado. O desconto exponencial (juro composto) convencional, com taxas constantes ou fixas, torna muito pequeno o valor presente dos danos futuros. Isso favorece a estratégia da adaptação, que está usualmente circunscrita às opções tecnológicas. Supondo-se desenvolvimento tecnológico no longo prazo, é de se esperar que haja uma redução nos custos futuros dos impactos climáticos. Em sentido inverso, isso depreciaria o valor presente dos benefícios futuros prometidos pela estratégia concorrente – a da mitigação. Seus custos, ao contrário, por ocorrerem num prazo mais imediato, sofreriam um desconto menor. O valor presente deles, por conseguinte, superaria o dos benefícios. O valor presente líquido, então, resultaria negativo e, assim, desqualificaria a escolha pela mitigação.

Uma ponderação possivelmente mais realista tem sido atribuída ao desconto exponencial com taxas não-fixas – ou desconto *hiperbólico* (IPCC, 2001a; IPCC, 2001b; GIANNETTI, 2005). A função hiperbólica de desconto reúne os dois componentes básicos da escolha intertemporal: o metabolismo (*hardware*), relacionado às necessidades mais imediatas e menos maleáveis dos indivíduos, e o comportamento (*software*), mais flexível e cujo grau de impaciência (ou preferência temporal) se ajusta para “lidar com as ameaças e possibilidades da vida finita em condições de incerteza” (GIANNETTI, 2005, p. 52). Assim, tanto a duração do intervalo de tempo separando dois pagamentos (ou recebimentos) diferidos quanto o instante em que esse intervalo se estabelece são determinantes para a taxa de desconto (hiperbólico) utilizada (IPCC, 2001b).

Estudos e experimentos comportamentais têm demonstrado que, para períodos de tempo mais curtos, ela tende a ser maior do que para períodos de tempo mais longos. Quer

dizer, a taxa de desconto não é constante no tempo – como pressupõem as funções que empregam taxas de desconto lineares. Antes, ela diminui, à medida que o horizonte de tempo se alonga (IPCC, 2001b). De fato, verifica-se, com frequência, que as pessoas manifestam preferência por recompensas imediatas. Por exemplo, algumas pessoas preferem receber \$ 1000 hoje a \$ 1010 um mês depois. Mas, ao mesmo tempo, também preferem \$ 1010 em 21 meses a \$ 1000 em 20 meses – embora ambas as opções envolvam a espera de um mês para obter \$ 10 a mais (IPCC, 2001b).

Suspeita-se, ao contrário, que a insegurança e o medo em relação ao futuro confirmam um padrão um tanto quanto invertido ao comportamento hiperbólico. Em geral, as taxas de juro de longo prazo acompanham o movimento das taxas de juro de curto prazo. O juro é simplesmente o desconto no espelho (GIANNETTI, 2005). Enquanto este avalia a troca intertemporal do futuro para o presente, aquele a transporta do presente para o futuro. Quando as inovações tecnológicas se transformam em ganhos de produtividade, espera-se crescimento econômico no futuro. Mas, ao mesmo tempo, em virtude de uma renda agregada maior, esperam-se gastos inflacionários. Por conseguinte a taxa de juro, porquanto inibe a expansão do crédito, eleva-se no longo prazo. Preventivamente, essa expectativa coloca a taxa de juros de curto prazo em uma trajetória ascendente, para, desde logo, manter a inflação sob controle. Embaraçosamente, porém, na história recente da Economia, taxas de juros (de curto prazo) muito baixas têm coexistido com crescimento vigoroso. A insegurança quanto ao futuro de longo prazo, seja devido a temores relacionados ao terrorismo, pandemias globais, erupção de graves crises financeiras ou catástrofes ambientais, é uma grande tendência oculta na discrepância entre taxas de juros de curto e de longo prazo (ROGOFF, 2005).

A “economia do medo” (ROGOFF, 2005) frente ao porvir desconta menos o presente. De maneira excêntrica, aproxima duas estratégias diametralmente opostas de escolha intertemporal. Num extremo, situações metabolicamente críticas, como a inanição, compelem à maximização agressiva do benefício (prazer) imediato. Nessas circunstâncias, esperar pelo futuro, por maior ou melhor que seja o benefício (prêmio) prometido, é certamente fatal. Impõe-se, então, supervalorizar o presente (*carpe diem*). No extremo oposto, o comportamento contemplativo considera que tanto o benefício (prazer) quanto o dano (dor) intensos absolutizam o momento, obliteram a percepção do passado e do futuro, resgatam a tirania do aqui-e-agora e, enfim, anulam as possibilidades da troca intertemporal. A contemplação prioriza, assim, a minimização defensiva do dano (dor) e convida à imparcialidade na distribuição de valor entre presente e futuro (GIANNETTI, 2005). Noutras palavras, trata de “neutralizar o apelo de qualquer desejo [que], não importa o quão veemente,

(...) possa porventura sacrificar ou pôr em risco a tranqüilidade ... [futura]” (GIANNETTI, 2005, p. 85).

De uma maneira geral, o desconto hiperbólico situa-se entre esses extremos. Descreve “todas as situações em que a capacidade de espera cai acentuadamente em função da proximidade daquilo que se deseja. [Em que o] valor do presente em relação ao futuro – o desconto do futuro – aumenta de forma desproporcional à medida que o momento de saciar uma necessidade ou desejo se avizinha” (GIANNETTI, 2005, p. 57). Esse método de desconto permitiria valorizar mais (*i.e.*, descontar menos) os eventos futuros, de longo prazo, contemplados pela adaptação, e menos (descontar mais) os mais imediatos, de curto prazo, privilegiados pela mitigação (IPCC, 2001a).

Por outro lado, uma ênfase demasiada no futuro menospreza as incertezas que acompanham a evolução dos eventos climáticos, das tendências sociais e do desenvolvimento tecnológico. Tal lapso de informações pode conduzir a mal-adaptações no futuro. Um exemplo clássico mas corriqueiro é o do agricultor que se adapta autonomamente. Em resposta a mudanças percebidas nos padrões climáticos, nos preços relativos dos insumos e dos produtos agrícolas, ele substitui, na safra seguinte, uma lavoura por outra mais rentável. Contudo, se os preços agrícolas estiverem distorcidos por quotas ou subsídios governamentais, a substituição de culturas terá constituído uma mal-adaptação. Em consequência, os custos (reais) dos impactos climáticos devem elevar-se à frente (IPCC, 2001a). Nessas circunstâncias, enquanto houver riscos de mal-adaptação no futuro, justifica-se, de imediato, um maior esforço de abatimento. “Adiantar-se com a mitigação pode reduzir os custos de abatimento de longo prazo” – ainda que a adaptação efetivamente reduza os custos dos impactos climáticos (IPCC, 2001a, p. 94).

Se, ao contrário, se assume que, qualquer que seja a taxa de desconto utilizada, a maioria dos danos climáticos localiza-se no futuro, enquanto os custos imediatos de abatimento ocorrem no curto prazo, retira-se a ênfase anteriormente depositada sobre os benefícios da mitigação. O desconto reduz o valor presente dos benefícios mitigatórios (os benefícios de evitar os danos climáticos) em comparação com os custos imediatos e menos descontados de abatimento (IPCC, 2001a). De novo, o valor presente líquido resulta negativo e recomenda adiar (retardar) a mitigação.

O viés imediatista do critério do valor presente líquido<sup>11</sup> reflete-se não só na indefinição quanto à escolha entre a adaptação e a mitigação (COMMON, 1996; HARRIS & CODUR in HARRIS & CODUR, 2004c). Transmite-se também pela escolha da taxa de desconto. Essa escolha, por sua vez, é influenciada quer pelo enfoque ético ou *prescritivo*, quer pelo enfoque “realista” ou *descritivo* (IPCC, 2001b). Orientado para a equidade intergeracional, o primeiro recomenda taxas de desconto menores (2% a 3%, em termos reais) (IPCC, 2001b). Elas garantem ao futuro um peso não tão inferior ao do presente. Por outro lado, a incerteza e o desconhecimento diante das preferências das gerações futuras reivindicam um peso maior sobre o presente. Portanto taxas de desconto mais elevadas (no mínimo, 6%) (IPCC, 2001b) confeririam, de um só golpe, mais valor ao presente e mais “realismo” às análises.

Contanto que se trate a mudança climática como um problema tipicamente de longo prazo, o emprego de taxas de desconto menores, como no primeiro caso, ou maiores, como no segundo, faz toda a diferença. Conforme o horizonte de tempo considerado, o valor presente dos danos ambientais causados pela mudança climática no futuro diverge. Será infinitesimalmente pequeno, sob o enfoque descritivo, comparativamente ao valor presente obtido com o enfoque prescritivo. Por exemplo, num horizonte de 200 anos, uma taxa de desconto (prescritiva) de 4% implica que \$ 1 de dano no final do período vale hoje \$ 0,04. Com uma taxa maior (realista), de 8%, o mesmo \$ 1 no final do período possui um valor presente de \$ 0,00002 (IPCC, 2001b).

Conforme a taxa de desconto adotada, estudos que empreguem a CBA podem chegar a conclusões completamente diferentes quanto às políticas de combate à mudança climática. Duas referências importantes sobre os impactos econômicos do câmbio climático são as análises de custo-benefício de W. Nordhaus e W. Cline. Para apreciar os efeitos de longo prazo, Cline utiliza uma taxa de desconto pequena (1,5%) na ponderação dos custos presentes e futuros. Isso o leva a recomendar uma ação agressiva para limitar o aquecimento global. Nordhaus, por outro lado, emprega uma taxa de desconto maior. Por conseguinte sua

---

<sup>11</sup> Common (1996) demonstra que, quaisquer dos critérios de decisão empregados nas análises de custo-benefício – razão benefício-custo (B/C), taxa interna de retorno (TIR) e valor presente líquido (VPL) – podem ser reduzidos a esse último (VPL), sem perda de generalidade. “Em termos práticos, a regra de decisão baseada no valor presente líquido é preferível à regra de decisão baseada na taxa interna de retorno ... as duas regras são equivalentes, [já que] um projeto que passa ou falha no teste do VPL também passará ou falhará no teste da TIR, e vice-versa. Ainda ..., assumindo-se todos os projetos com VPL positivo levará a assumir, igualmente, todos aqueles cuja TIR seja maior que [a taxa de juros de mercado]” (p. 221). Da mesma forma, a razão B/C é análoga ao VPL – com a única diferença de que este é o resultado de uma soma algébrica (benefícios *menos* custos), enquanto aquela expressa essa soma num quociente. Assim, toda decisão favorável por um ou mais projetos requer que  $VPL > 0$  ou que  $B/C > 1$ .

estratégia ótima traduz-se numa pequena redução das emissões dos GEE (HARRIS & CODUR in HARRIS & CODUR, 2004c).

### 2.2.3.2 – Análise custo-efetividade (CEA)

A taxa de desconto é menos importante quando se trata da análise custo-efetividade. Embora se trate, no fundo, de uma versão especial da CBA, a CEA é particularmente útil quando se desconhecem ou quando é impossível estimar os benefícios de um investimento. O princípio do máximo (FAUCHEUX & NOËL, 1995), que rege a maximização do lucro (benefícios – custos) exigida pela CBA, é substituído, na CEA, pelo princípio do mínimo.

A lógica que inspira essa substituição está presente na própria natureza da maximização do lucro ( $L = B - C$ ). De um lado, não se pode garanti-la apenas com a maximização dos benefícios (B), visto que os custos (C) para conseguir esse resultado também podem ser muito elevados. De outro lado, desde que os benefícios não sejam nulos, a minimização dos custos, por si só, já assegura o lucro máximo. Portanto a minimização do custo exigida pela CEA é simplesmente a condição necessária para a maximização do lucro (COMMON, 1996). Nesse sentido, considera-se que a CEA se vale de uma premissa mais “fraca” (COMMON, 1996, p. 176) que a CBA.

De acordo com o Artigo 3.3 da UNFCCC (1992), “as políticas e medidas para lidar com a mudança climática devem ser custo-efetivas, a fim de assegurarem benefícios globais ao menor custo possível”. Por conseguinte a CEA geralmente se preocupa em como atingir determinado objetivo de política climática (*e.g.*, uma meta de concentração ou de emissões de um GEE específico) a um custo mínimo. Nesse caso, a meta ambiental – ou objetivo de política climática – corresponde a uma restrição no problema de minimização do custo da mitigação. Com menos frequência, noutros casos, o objetivo é minimizar o custo da mudança climática (IPCC, 2001b).

Em qualquer caso, o interesse está em avaliar os impactos da política climática. Esses impactos são examinados a partir das mudanças que as políticas mitigatórias causam a uma situação de *baseline* ou *business-as-usual* (BAU). Tal situação se refere a um cenário que descreve como o meio ambiente global ou regional evoluiria ao longo do tempo, se a política climática não fosse implementada (IPCC, 2001b).

As mudanças estimadas a partir do cenário BAU são classificadas como benefícios e custos. Os benefícios correspondem aos danos climáticos evitados; os custos, aos sacrifícios econômicos que a mitigação da mudança climática implica (IPCC, 2001b). Assim, na

essência, a CEA não diverge substancialmente da CBA. A diferença fundamental é que a ênfase na taxa de desconto, na CBA, é substituída, na CEA, pela ênfase na meta ambiental.

Infelizmente, essa substituição não imuniza a CEA contra outra ordem de complicações. Na verdade, a CEA procura avaliar como uma estratégia de curto prazo (mitigação) pode ser empregada (ou não) para lidar com incertezas de longo prazo (IPCC, 2001b). Por isso a CEA é tão sensível à meta ambiental preestabelecida. Se essa meta é associada a um evento incerto, por exemplo, e se a aversão ao risco é elevada, a minimização do custo da mitigação favorecerá medidas mais drásticas de combate às emissões logo de início. Por outro lado, quando certa catástrofe climática é percebida como improvável, a sociedade mostrar-se-á menos disposta a direcionar seus recursos escassos para a mitigação (IPCC, 2001a).

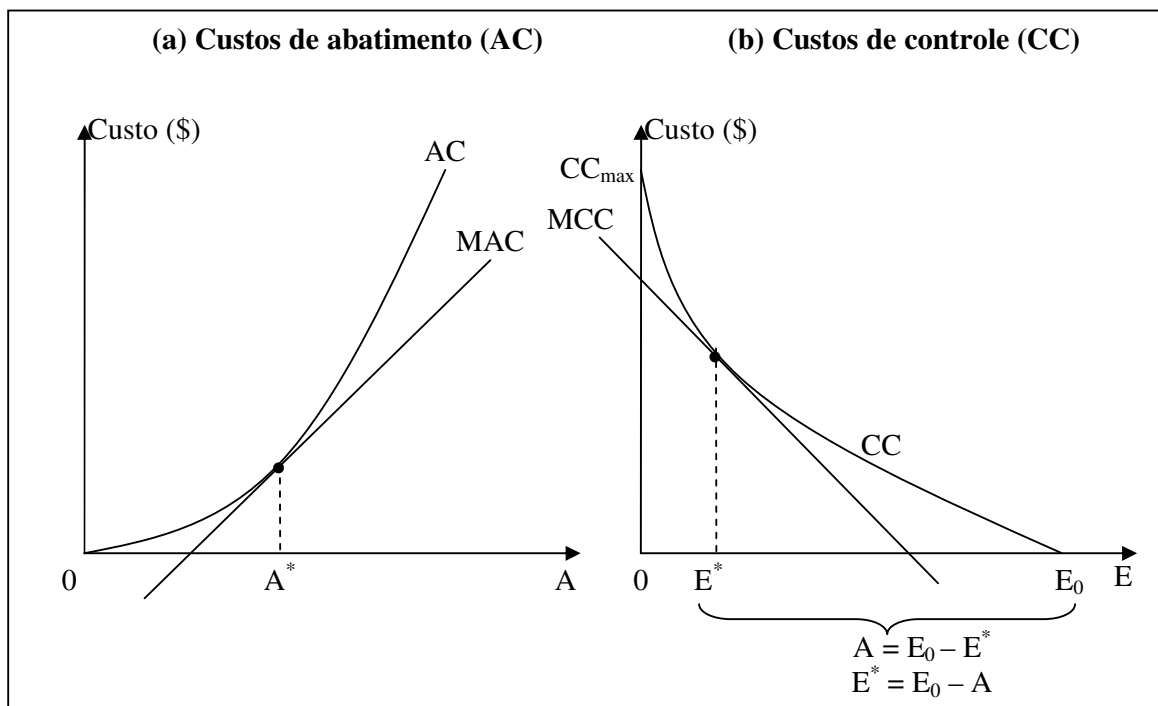
Em qualquer circunstância, espera-se que o “princípio da precaução”, subjacente à CEA, oriente a decisão. Tipicamente, o princípio da precaução rege comportamentos de aversão ao risco. Assim, frente à probabilidade de uma catástrofe, ele asseguraria que se realizassem todos os esforços possíveis para evitá-la. Tal expectativa, contudo, não é imune a ambigüidades. Toda estratégia de proteção contra uma catástrofe climática em potencial deve considerar tanto a possibilidade de que a previsão seja acurada ou subestimada (erro tipo II) quanto a de que seja incorreta (erro tipo I) (IPCC, 2001a). Como recém se explicou, a preocupação com o erro tipo II resulta em ações imediatas de mitigação, enquanto a preocupação com o erro tipo I favorece a inércia. Portanto o princípio da precaução, por si só, não garante o cumprimento da meta ambiental preestabelecida.

Tipicamente, considera-se que a meta de concentração para os GEE deva ser atingida dentro de um horizonte de 100 a 200 anos (IPCC, 2001b). Nesse caso, a solução mais custo-efetiva para cumprir a meta ambiental é dada por um aumento gradual dos níveis de abatimento das emissões ao longo do tempo (IPCC, 2001b). A razão disso é que, como tem sido demonstrado na literatura climática, os custos marginais de abatimento são crescentes ao longo do tempo (Figura 17.a). As primeiras unidades de abatimento são mais baratas – “os frutos de baixo são mais fáceis de colher” (IPCC, 2001b, p. 81). À medida que unidades adicionais de abatimento sejam necessárias, custos significativamente maiores têm lugar (IPCC, 2001b). Por isso se argumenta que a implantação precoce de políticas mitigatórias estimularia o surgimento de novas tecnologias, que, no futuro, possibilitariam realizar quantidades adicionais de abatimento a um custo marginal menor (IPCC, 2001b).

Noutras palavras, isso significa que os custos de controle (CC) das emissões (Figura 17.b) influenciam seus custos de abatimento (AC) (Figura 17.a). Na verdade, os custos de abatimento, relacionados à remoção de emissões *existentes*, não passam de custos de controle



relacionados a emissões *evitadas* (COMMON, 1996). Assim, quando as emissões não estão submetidas a nenhum tipo de controle ( $CC = 0$  e  $E^* = E_0$ , na Figura 17.b),  $AC = 0$  e  $A = 0$ , na Figura 17.a. À medida que se controlem as emissões ( $E^* < E_0$ , na Figura 17.b),  $AC$  aumenta, mas, em compensação,  $A > 0$  (Figura 17.a).



Fonte: COMMON (1996, pp. 155 e 157)

(†)  $A$  = quantidade de abatimento de emissões (em toneladas, por exemplo);  $A^*$  = quantidade custo-efetiva de abatimento de emissões (em toneladas, por exemplo);  $MAC$  = custo marginal de abatimento (em \$ por tonelada adicional de emissão abatida);  $E_0$  = quantidade inicial (sem controle algum) de emissões (em toneladas, por exemplo);  $E^*$  = quantidade custo-efetiva de emissões (em toneladas, por exemplo);  $MCC$  = custo marginal de controle de emissões (em \$ por tonelada adicional de emissão evitada)

Figura 17 – Conformação típica dos custos de abatimento ( $AC$ ) e dos custos de controle ( $CC$ ) de emissões<sup>†</sup> ( $E$ )

No comércio de emissões, o critério do custo-efetividade estabelece que os níveis de emissão ( $E^*$ ) e de abatimento ( $A^*$ ) resultantes no mercado se definem, respectivamente, a partir da igualdade entre os  $MCC$  (custos marginais de controle) de cada participante e da igualdade entre os seus  $MAC$  (custos marginais de abatimento)<sup>12</sup>. Enquanto esses custos

<sup>12</sup> Esse critério não se aplica a poluentes que, tais como os compostos  $SO_x$  e  $NO_x$ , causadores da chuva ácida, não se misturam uniformemente (*non-uniformly mixing pollutants*) – ou seja, que, ao contrário do  $CO_2$ , não se espalham globalmente pela atmosfera (FIGUERES, 2002). Naqueles casos, o custo-efetividade deve refletir a existência de custos marginais diferentes. Não se deve esperar que tais diferenças desapareçam, porque decorrem da variação do dano ambiental causado por poluidores situados em locais diversos. Nessas circunstâncias, pondera-se que o custo-efetividade é assegurado por uma taxa de câmbio de emissões. Explicitamente, ela indica

marginais, para compradores e vendedores de direitos de emissão, forem diferentes, nem o controle, nem o abatimento das emissões ocorrerão a um custo mínimo (COMMON, 1996; NENTJES & KLAASSEN, 2004).

Os economistas alegam que, contanto que os custos marginais se uniformizem, o comércio de emissões contribui para rebaixar os custos de controle. Em contrapartida, rebate-se esse argumento com base na oportunidade que os mercados de emissão ofereceriam para a venda excessiva (*overselling*) de direitos de emissão. Teme-se que os direitos de emissão distribuídos inicialmente sejam vendidos sem o lastro necessário em redução de emissões. Contrariando o que afirmam os economistas, isso contribuiria para elevar, ao invés de reduzir, o total de emissões excedentes. Por isso se replica que o comércio de emissões, sozinho, não assegura o cumprimento de metas ambientais de emissão (NENTJES & KLAASSEN, 2004).

Sugere-se, para tanto, que incentivos complementares sejam considerados (NENTJES & KLAASSEN, 2004). Dentre eles, reclamam-se a proteção à reputação dos participantes (compradores e vendedores de direitos de emissão), com a introdução de uma multa por descumprimento da meta ambiental; o desenvolvimento de um mercado de empréstimos (*banking*) (NENTJES & KLAASSEN, 2004); e, no caso de poluentes que não se misturam uniformemente (*e.g.*, compostos  $SO_x$  e  $NO_x$ ), taxas de câmbio (FØRSUND & NÆVDAL, 1998; RODRÍGUEZ, 2000) indicando qual a redução de emissões necessária nas fontes para compensar um aumento da deposição de resíduos nas fossas receptoras (ver nota 12).

A redução do consumo de emissões envolvidas no processo produtivo equivale a uma decisão de investir na capacidade de assimilação da atmosfera. A produção econômica lança emissões na atmosfera, da mesma maneira que efluentes agrícolas e industriais são despejados em um lago com capacidade limitada para absorvê-los (COMMON, 1996). A escolha que se apresenta, então, resume-se a: *a*) manter o ritmo de produção econômica, de efluxo de resíduos e de consumo ou comprometimento da capacidade assimilativa das fossas naturais; ou *b*) investir na capacidade de assimilação dessas fossas, reduzindo a intensidade de seu uso ou consumo.

Como toda decisão de investimento, essa também envolve uma “escolha intertemporal” (GIANNETTI, 2005). Como toda escolha desse tipo, pressupõe-se uma taxa de juro implícita. Retorna-se, assim, ao ponto de partida, que embarçava a CBA e que a CEA julgava poder desembaraçar. Por isso a inexistência de um mercado de empréstimos (*banking*), que possibilite transferências de consumo de emissões através do tempo, deve

---

qual a redução a ser efetuada pela fonte emissora para compensar um aumento da deposição nas regiões receptoras (FØRSUND & NÆVDAL, 1998).

frustrar tanto o cumprimento de metas ambientais quanto, tal como exige o critério do custo-efetividade, a minimização dos custos envolvidos nesse processo.

Por outro lado, a existência de um mercado de empréstimos de emissões permite que se reduzam os custos de controle no futuro, através da intensificação do controle de emissões no presente. À medida que se intensifique a redução de emissões no presente, poupam-se direitos de emitir, cuja utilização pode ser transferida para o futuro. Assim, através do mercado de empréstimos de emissão, é possível distribuir, de maneira mais uniforme ao longo do tempo, a utilização desses direitos. Tal flexibilidade em relação a *quando* utilizá-los favorece a equalização do *valor presente* dos custos marginais de controle. Por conseguinte, quando os períodos de compromisso são tomados em conjunto, a combinação de comércio com empréstimos (*banking*) de emissões reduz os custos totais para o cumprimento da meta ambiental (NENTJES & KLAASSEN, 2004).

Da perspectiva da teoria do capital, o mercado de empréstimos de emissão divide a carteira (*portfolio*) mitigatória em respostas de curto prazo e de longo prazo (IPCC, 2001b). Essa classificação é particularmente importante, à medida que o comércio de emissões se estabeleça a partir de créditos concedidos a fossas da biosfera (SEDJO & MARLAND, 2003). Por um lado, as reduções de emissão realizadas pelo setor energético dão direito a créditos permanentes. Nesse setor, cada tonelada de emissão evitada, por exemplo, pela adoção de uma tecnologia mais limpa resta definitiva e irreversivelmente excluída da atmosfera. Por outro lado, no sequestro biológico de carbono, cada tonelada retida de emissão pode retornar à atmosfera. Quer dizer, somente em caráter temporário, a biomassa consegue excluí-la da atmosfera. Sendo reversível, o crédito de emissão funciona como um pagamento periódico por serviços temporários de remoção de carbono. Equivale, portanto, a pagar pelo empréstimo temporário de um local para armazenar emissões ou pelo tempo que se toma emprestado para realizar a tarefa (SEDJO & MARLAND, 2003).

A flexibilidade em relação a *quando* levar a efeito a mitigação não é a única a ocupar a CEA. É preciso também se preocupar com *onde* a mitigação deve ocorrer. Na literatura da política climática, esse problema é conhecido como *where-flexibility* (flexibilidade geográfica). Em dado país, os custos de abatimento das emissões variam substancialmente entre os diversos setores de atividade. É provável que essa variação seja ainda mais significativa de um país para outro (IPCC, 2001b). Isso implica que, para poluentes que se misturam uniformemente (*uniformly mixing pollutants*), como os GEE, os custos de atender dada meta ambiental poderiam ser minimizados se a redução de emissões ocorresse em lugares onde os custos de abatimento fossem menores (IPCC, 2001b).

Uma questão diretamente derivada dessa é a escolha entre a mitigação doméstica ou a utilização de instrumentos internacionais para implementá-la – comércio internacional de emissões, implementação conjunta (*joint implementation*), Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL). A maioria dos estudos econômicos sobre o comércio internacional de emissões parte da premissa de que ele deve ocorrer sempre que haja potencial para reduzir os custos de cumprimento das metas de emissão. Entretanto, à medida que alguns países optem por políticas domésticas de regulação (comando-e-controle) e de impostos (ou subsídios), o comércio internacional de emissões deixa de representar-lhes qualquer vantagem (IPCC, 2001d). De maneira geral, a flexibilidade oferecida pelos instrumentos do Tratado de Kyoto (comércio de emissões, implementação conjunta e MDL) é especialmente sensível à corrupção e à chantagem (IPCC, 2001d). Devido à inelasticidade da demanda para baixos preços de mercado, existe a possibilidade de que os fornecedores de direitos de emissão possam incrementar seus ganhos organizando-se em cartéis para restringir a oferta, em vez de competirem entre si (ELLERMAN et al., 1998).

### 2.2.3.3 – Análise multicriterial (MCA)

Tanto a CBA quanto a CEA pressupõem que os danos e os benefícios ambientais podem ser avaliados *monetariamente* (MUNDA et al., 1994; IPCC, 2001d). Mais que isso, a partir dessa *comensurabilidade* (MARTÍNEZ ALIER et al., 1998; FALCONÍ & BURBANO, 2004), elas pressupõem que os impactos em diferentes regiões e em diferentes épocas podem ser comparados (IPCC, 2001a).

Quando se emprega uma unidade comum de medida, expressa em escala quantitativa cardinal (MUNDA et al., 1994; MUNDA, 2004; MUNIER, 2006), presume-se que existe uma “forte comensurabilidade” entre as diversas conseqüências de uma ação (MARTÍNEZ ALIER et al., 1998). Não obstante todo método de decisão envolve, necessariamente, conflitos entre alternativas concorrentes (MUNDA, 2004), não raro difíceis de serem quantitativamente mensuradas (OGRYCZAK & VETSCHERA, 2004). Na melhor das hipóteses, pode haver uma “comensurabilidade fraca” (MARTÍNEZ ALIER et al., 1998) entre elas, que se exprimiria através de uma unidade comum de medida, relacionada a alguma escala ordinal para aferir preferências (OGRYCZAK & VETSCHERA, 2004).

A MCA parte do princípio de que não precisa haver comensurabilidade entre as diferentes dimensões do problema. Quer dizer, não é necessário que se possam reduzi-las a

uma única escala comum de medida (monetária, energética etc.) (MUNDA, 2004). Para a MCA, basta que exista uma “comparabilidade fraca” (MARTÍNEZ ALIER et al., 1998) entre elas. Isto é, que se possam compará-las sem que seja necessário recorrer a um referencial único de medida (ou “numerário”).

Na verdade, essas alternativas (*e.g.*, três projetos alternativos para a construção de uma estrada) precisam ser examinadas através de um conjunto de critérios (*e.g.*, extensão da estrada, em quilômetros; área de floresta, em hectares, que cada projeto danifica; receita, em unidades monetárias, proporcionada pelas tarifas de pedágio). Para cada critério, estabelecem-se níveis, limites, limiares ou normas. Por fim, define-se um objetivo (*e.g.*, minimização dos custos de construção) cuja solução matemática aponta a alternativa que otimiza os *trade-offs* entre os ganhos e perdas associados a cada projeto (MUNIER, 2006).

Os críticos contestam que, se há *trade-offs* envolvidos, então, a rigor, não há nenhuma diferença propriamente dita entre a MCA e a CBA ou suas variantes. A diferença fundamental, contudo, é que os *trade-offs* da CBA pressupõem *compensação total*, enquanto os da MCA se contentam com uma *compensação imperfeita* (MARTÍNEZ ALIER et al., 1998; FALCONÍ & BURBANO, 2004; MUNDA, 2004; OGRYCZAK & VETSCHERA, 2004).

Quando se comparam projetos de crescimento econômico com projetos sociais e ambientais, não se pode esperar que a solução procurada otimize todos os critérios ao mesmo tempo (MUNDA et al., 1994). Conforme o grau de compensação admitido pelo procedimento de agregação dos critérios de avaliação<sup>13</sup>, as interações da economia e do meio ambiente podem refletir um conceito de sustentabilidade fraca ou forte. Quando KM e KN são tomados como *substitutos* (sustentabilidade fraca), requer-se que a perda de um seja plenamente compensada pelo acréscimo do outro (compensação total). Porém, quando se considera que KM e KN são *complementares* (sustentabilidade forte), somente algum grau incompleto de

---

<sup>13</sup> Falconí e Burbano (2004) apontam cinco diferentes procedimentos para a agregação dos critérios de avaliação: 1) *Programação linear multiobjetivo* – quando, frente à pluralidade de objetivos e à impossibilidade de otimizar todos ao mesmo tempo, busca-se encontrar a solução mais satisfatória, de acordo com as preferências subjetivas do tomador de decisão; 2) *Ponto ideal* – a partir de uma alternativa hipotética (ponto ideal) que é a melhor em todos os critérios, escolhe-se, dentre as alternativas disponíveis, a que esteja mais perto do ponto ideal (*e.g.*, modelo AMOEBA holandês) (HOAG et al., 2002); 3) *Utilidade multiatributo* (MAUT) – utiliza funções de agregação lineares (somatório) ou multiplicativas (produtório) para transformar diversos objetivos (critérios) num só (mono-objetivo) e, implicitamente, estabelecer as compensações (*trade-offs*) entre os diferentes critérios; 4) *Métodos de superação* (*outranking*) – definem relações (preferência ampla e restrita, indiferença, incomparabilidade, umbrais de indiferença, vetos) que não estabelecem compensações entre os critérios; 5) *Processo analítico hierárquico* (*modelo lexicográfico*) – efetua comparações a partir de uma estrutura hierárquica construída de acordo com a importância de cada critério. Primeiro, é preciso determinar quais valores têm mais importância (econômicos, ambientais, etc.). Definido isso, os critérios devem, conforme sua ordem decrescente de importância, ser aplicados à avaliação das alternativas disponíveis. Se existem alternativas divergentes com relação a determinado critério, elas devem ser reavaliadas com base no critério seguinte da

compensação (compensação imperfeita) pode ser reivindicado (FALCONÍ & BURBANO, 2004).

Tampouco é provável que os critérios qualitativos relacionados ao conflito entre economia e meio ambiente se conformem, suficientemente, a relações (ordinais) de preferência ou indiferença. Quando, por algum critério, uma alternativa é melhor que outra, por outros critérios, ela, normalmente, não é tão boa (MUNDA et al., 1994). Por exemplo, quando a renda econômica cresce, as emissões de SO<sub>2</sub> (associadas à chuva ácida) diminuem, enquanto as de CO<sub>2</sub> (associadas ao aquecimento global) aumentam. Logo, como se podem agregar esses indicadores? Ou, antes, como se pode pretender que eles se movimentem todos no mesmo sentido (MARTÍNEZ ALIER et al., 1998)?

Intuitivamente, a compensação pressupõe a existência de *trade-offs*. Epistemologicamente, essa noção remete à premissa de que toda desvantagem pode ser compensada – ou substituída – por alguma vantagem suficientemente ampla (MARTÍNEZ ALIER et al., 1998). Mais profundamente, esse raciocínio deriva da proposição de que o comportamento humano é *transitivo* (MUNDA, 2004). Por causa dessa propriedade, sustenta-se uma relação de indiferença. Assim, se A é preferível a B, e B é preferível a C, então A é preferível a C.

Raciocínios como esse levam a concluir que a preferência por determinado resultado (benefício) pode ser compensada (i.e., substituída) por outro de igual ou maior valor. Por extensão, esse modelo de compensação completa ou total implica que “é sempre possível compensar qualquer dano ambiental com mais êxito [crescimento] econômico – e vice-versa” (MUNDA, 2004). Reconhece-se aí o suporte lógico do conceito de “sustentabilidade fraca” (MARTÍNEZ ALIER et al., 1998).

A superação desse raciocínio exige que se imponha um limite à compensação. Para isso, é preciso substituir o princípio da compensação total pelo “princípio da compensação imperfeita” (OGRYCZAK & VETSCHERA, 2004) ou da “comparabilidade parcial” (MUNDA, 2004). O princípio da comparabilidade parcial (ver nota 13 acima) pressupõe quatro relações binárias de preferência: *a*) indiferença (*I*); *b*) preferência restrita (*P*); *c*) preferência ampla (*Q*); e *d*) incomparabilidade (*R*) (MUNDA, 2004). Essas relações procuram contemplar os chamados *umbrals de preferência e de indiferença*, definidos por diferenças que quase não têm importância alguma. Por exemplo, ninguém que aprecie um café adocicado será capaz de preferir uma xícara da bebida por conter um miligrama a mais de açúcar. Entretanto qualquer indivíduo saberá distinguir entre um café com pouco e outro com muito

---

hierarquia – e assim sucessivamente (MUNDA, 2004; MUNDA et al., 1994). O *modelo lexicográfico* é totalmente não-compensatório (MUNDA, 2004).

açúcar (MUNDA, 2004). Quer dizer, na melhor das hipóteses, essas funções *contínuas* de preferência reclamam *áreas* de solução, em vez de *pontos* de interseção que as satisfaçam (MUNDA et al., 1994).

Soluções dessa natureza pertencem a um tipo de raciocínio conhecido como *lógica fuzzy* ou *lógica difusa* (MUNDA et al., 1994). Nos problemas do mundo real, muitos critérios são *qualitativos* – não apresentam uma dimensão precisamente mensurável de valor (MUNIER, 2006). Essa informação qualitativa pode, não obstante, ser mensurada numa escala nominal ou ordinal e receber um tratamento de acordo com uma *lógica fuzzy* (MUNDA et al., 1994).

Por outro lado, mesmo quando a informação é naturalmente quantitativa e pode ser medida cardinalmente, ela não está imune a imprecisões. Os níveis de bem-estar entre os países variam conforme a nação cuja renda é escolhida como referência (numerário) (IPCC, 2001a). Problemas similares acontecem quando se procura apreciar os impactos socioambientais do crescimento econômico. Postula-se que os custos da mudança climática, por exemplo, podem ser avaliados através de cinco numerários ou métricas distintos (SCHNEIDER et al. *apud* IPCC, 2001a):

- a) perdas monetárias;
- b) perdas de vida;
- c) mudanças na qualidade de vida (necessidade de migração, competição por recursos naturais, diversidade cultural, danos a patrimônios culturais, etc.);
- d) perdas de biodiversidade; e
- e) equidade distributiva.

Ainda que subjetivamente, os custos denominados em dado numerário são ponderados com base nos custos denominados em outro. Daí a explicação para o amplo desacordo entre os custos associados à mudança climática (Tabela 8) e para a oposição entre cientistas naturais e economistas neoclássicos. Os cientistas naturais censuram os economistas do paradigma dominante não só por subestimarem a severidade dos impactos externos ao mercado mas também por insistirem com o reducionismo monetarista da Economia Ambiental Neoclássica – reconhecidamente insuficiente para contabilizar esses impactos (IPCC, 2001a).

Pela teoria econômica ambiental dominante, os níveis ótimos de produção e de poluição se definem onde o benefício privado marginal líquido ( $BMgL = BMg - CMg$ , em que  $CMg$  = custo privado marginal) é igual ao custo externo marginal ( $CMgE$ ). Todavia essa regra não garante que o nível de poluição resultante coincida com uma “solução de compromisso”, ou seja, com uma quantidade aceita socialmente. Menos provável ainda é que a “poluição

ótima” coincida com padrões ambientais definidos com base em níveis máximos de tolerância que a biologia impõe ao ser humano e a outros seres vivos. Por fim, no mundo real, complexo e desordenado, não é de se esperar que a relação entre produtos e poluentes seja simples e linear. Por certo, essa relação exhibe um comportamento tão caótico que pequenas mudanças nas condições iniciais determinam soluções e respostas completamente diferentes da que a regra  $BMgL = CMgE$  estabelece (FALCONÍ & BURBANO, 2004).

**Tabela 8 – Opiniões subjetivas de especialistas a respeito da mudança climática**

Métrica do custo	Cenários		
	A <sup>a</sup>	B <sup>b</sup>	C <sup>c</sup>
a) Perda do PIB mundial <sup>d</sup>			
Média	1,9	4,1	5,5
Mediana	3,6	6,7	10,4
Superior	21,0	3,5	62,0
Inferior	0,0	0,0	0,8
b) Probabilidade de um evento de grande impacto <sup>d</sup>			
Média	0,5	3,0	5,0
Mediana	4,8	12,1	17,5
Superior	30,0	75,0	95,0
Inferior	0,0	0,2	0,3
c) Razão de distribuição dos impactos <sup>f</sup>			
Média	4,2		
Mediana	3,5		
Superior	10,0		
Inferior	1,0		
d) % em relação ao total das contas nacionais			
Média	62,4	66,6	65,6
Mediana	62,5	70,0	80,0

Fonte: NORDHAUS *apud* IPCC (2001a, p. 126)

(a) Hipótese de 3°C de aquecimento até 2090. (b) Hipótese de que o cenário A produzirá, até 2175, uma elevação da temperatura de 6°C. (c) Hipótese de um aquecimento de 6°C até 2090. (d) Percentual de perda estimada da produção econômica mundial em consequência da mudança climática. (e) Probabilidade de um evento de alto impacto (perda de 25% do produto mundial bruto, comparável à que foi registrada durante a Grande Depressão). (f) Proporção da perda sofrida pelo quintil mais baixo de renda em relação à perda sofrida pelo quintil mais rico; o valor 1 indica uma distribuição uniforme do impacto.

Em princípio, a MCA parece ser uma ferramenta mais adequada para tomar decisões que envolvem conflitos sociais, econômicos e objetivos de conservação do meio ambiente. Sobretudo quando, para mensurá-los, confluem escalas tão plurais quanto as que empregam unidades físicas, monetárias, qualitativas, etc. (FALCONÍ & BURBANO, 2004).

A MCA oferece um tratamento integrado para a informação ordinal e a informação cardinal – isto é, quando as variáveis (critérios) são *quantitativas*(os) (MUNDA et al., 1994; OGRYCZAK & VETSCHERA, 2004). Assim, ela se aplica a muitas situações reais em que nem sempre se pode tão simplesmente distinguir entre vencedores e perdedores. Em geral,



nessas circunstâncias, as decisões envolvem a avaliação transparente e objetiva de efeitos conflitantes, multidimensionais, incomensuráveis e incertos (MUNDA et al., 1994; MARTÍNEZ ALIER et al., 1998; FALCONÍ & BURBANO, 2004).

Especialmente quando a incerteza assedia a decisão, o procedimento tradicional de combinar variáveis (critérios) em índices, através de uma função de agregação (ver nota 13 acima), costuma revelar-se perniciosamente subjetivo. Toda função de agregação universal envolve ponderações que, necessariamente, pressupõem juízos de valor. Mesmo quando, explicitamente, elas estão ausentes, implicitamente, a opção por não ponderar equivale, na prática, a uma ponderação uniforme (HOAG et al., 2002).

Não é o caso do cálculo do valor presente líquido (VPL) na CBA. Ao contrário, ele corresponde a um somatório (função de agregação linear) cujos pesos relativos de cada parcela são dados pelo *fator de desconto*,  $1/(1 + r)^t$ . O fator de desconto, por seu turno, depende de um elemento objetivo ( $t$ ) – que indica o afastamento de certa parcela em relação ao presente – e de um elemento subjetivo ( $r$ ) – que reflete, fundamentalmente, o grau de impaciência (ou preferência temporal) de cada sociedade (ver seção 4.2.5). O fator de desconto, portanto, tampouco escapa ao julgamento de valor.

As técnicas de avaliação multicriteriais não têm a pretensão nem a ilusão de eliminar essa dificuldade. Embora contornem as deficiências da valoração monetária, essas técnicas não eliminam as complicações pertinentes à atribuição de pesos ou valores à saúde humana, à equidade ou aos danos ambientais irreversíveis (IPCC, 2001a). Apesar disso, a formulação de problemas multicriteriais destina-se a um dos seguintes propósitos (MUNDA, 2004):

- a) identificar uma, e somente uma, alternativa final;
- b) atribuir a cada alternativa uma categoria predeterminada de acordo com a decisão desejada (*e.g.*, se determinado projeto eleva as emissões de CO<sub>2</sub> quando a meta é reduzi-las, deve-se qualificá-lo com o atributo “excessivo”);
- c) classificar as alternativas viáveis de acordo com uma ordem prévia – total ou parcial;
- d) descrever as alternativas relevantes e suas conseqüências.

Classicamente, a estruturação de problemas multicriteriais *discretos*<sup>14</sup> (MUNDA et al., 1994; MUNDA, 2004) emprega uma “matriz de impacto” (MUNDA et al., 1994; MARTÍNEZ ALIER et al., 1998; HOAG et al., 2002; MUNDA, 2004) ou “matriz de avaliação” (MUNDA et al., 1994; MARTÍNEZ ALIER et al., 1998; MUNDA, 2004). Essa

---

<sup>14</sup> A classificação dos métodos multicriteriais em discretos ou contínuos depende do conhecimento ou não que se tenha das alternativas disponíveis. Quando se conhece o número de alternativas e critérios, utiliza-se um método discreto; quando há infinitas alternativas, emprega-se o método contínuo (FALCONÍ & BURBANO, 2004).

matriz  $\mathbf{P}_{m \times n}$  (Tabela 9) arranja  $j = 1, \dots, n$  alternativas ( $A_j$ ) que são avaliadas através de  $i = 1, \dots, m$  critérios ( $G_i$ ). Portanto cada elemento  $p_{ij}$  representa a avaliação da alternativa  $j$  por meio do critério  $i$  (MUNDA et al., 1994; MARTÍNEZ ALIER et al., 1998; FALCONÍ & BURBANO, 2004; MUNDA, 2004).

**Tabela 9 – Matriz de avaliação ( $\mathbf{P}_{m \times n}$ ) de um problema multicriterial discreto**

Critérios ( $G_i$ ) ( $i = 1, \dots, m$ )	Unidades de medida	Alternativas ( $A_j$ ) ( $j = 1, \dots, n$ )			Limites *
		$A_1$	$A_2$	$A_3$	
$G_1$ (extensão)	km	$p_{11}$	$p_{12}$	$p_{13}$	$\leq L(A_2)$
$G_2$ (desmatamento)	ha	$p_{21}$	$p_{22}$	$p_{23}$	$\leq S(A_1)$
$G_3$ (receita)	\$	$p_{31}$	$p_{32}$	$p_{33}$	$\geq R(A_1)$
$C$ (custo)	\$	$C_1$	$C_2$	$C_3$	MIN

(\*)  $L(A_j)$  = alternativa cuja extensão ou comprimento são máximos;  $S(A_j)$  = alternativa cuja área desmatada é máxima;  $R(A_j)$  = alternativa cuja receita é mínima; MIN = minimização

Fontes: MUNDA et al. (1994); MARTÍNEZ ALIER et al. (1998); FALCONÍ & BURBANO (2004); MUNIER (2006)

Alternativamente, um arranjo como o da Tabela 9 pode ser usado para desenvolver indicadores sem precisar recorrer a nenhuma função de agregação tradicional, com seus inconvenientes de ponderação. Esse tipo alternativo de aplicação é conhecido como modelo *Pressure-State-Response* (PSR) – ou pressão-estado-resposta (HOAG et al., 2002; VAN BELLEN, 2005). Foi desenvolvido por ambientalistas para servir aos propósitos de uma perspectiva ambiental da sustentabilidade. A preocupação principal, nesse caso, é com os impactos das atividades humanas sobre o meio ambiente. Considera-se, portanto, que “a produção primária, oferecida pela natureza, é a base fundamental sobre a qual se assenta a espécie humana” (VAN BELLEN, 2005, p. 37).

As *pressões* sobre o ecossistema são exercidas pelas atividades humanas, que lançam emissões ou despejam poluentes nele. As variáveis de *estado* indicam a qualidade do meio ambiente. Por último, as variáveis de *resposta* incluem as metas de políticas ou programas ambientais que a sociedade estabelece em reação aos impactos (pressões) e condições (estado) dos ecossistemas (HOAG et al., 2002).

O princípio básico dos modelos PSR é que se podem converter as pressões em variáveis adimensionais, denominadas *equivalentes de pressão ambiental* (EPeq) (Equação 1). A informação sobre a variável que representa a pressão (ou impacto) ambiental é fornecida em diferentes unidades (*e.g.*, toneladas/ha, mm, ppm, km, etc.). Logo, não é possível comparar essas variáveis (HOAG et al., 2002) – nem umas com outras, em cada alternativa (colunas da Tabela 10), nem entre as diferentes alternativas (linhas da Tabela 10). À medida,

contudo, que se definam níveis de tolerância (metas ambientais) para cada impacto sobre as condições (estado) existentes do ecossistema, a Tabela 9 se transforma numa *matriz de impacto* propriamente dita (Tabela 11).

$$EP_{eq(ij)} = \frac{p_{ij}}{T_i} = \frac{\text{impacto (unidades)}}{\text{meta ambiental (unidades)}}$$

Equação 1

Tabela 10 – Modelo PSR

Impactos/pressões ( $I_i$ ) ( $i = 1, \dots, m$ )	Unidades de medida	Alternativas ( $A_j$ ) ( $j = 1, \dots, n$ )			Níveis máx. de tolerância
		$A_1$	$A_2$	$A_3$	
$I_1$ (assoreamento)	t/ha	$p_{11}$	$p_{12}$	$p_{13}$	$T_1$
$I_2$ (desmatamento)	ha	$p_{21}$	$p_{22}$	$p_{23}$	$T_2$
$I_3$ (lixiviação)	ppm	$p_{31}$	$p_{32}$	$p_{33}$	$T_3$

Tabela 11 – Matriz de impacto em um modelo PSR

Impactos/pressões ( $I_i$ ) ( $i = 1, \dots, m$ )	Alternativas ( $A_j$ ) ( $j = 1, \dots, n$ )			Metas ambientais
	$A_1$	$A_2$	$A_3$	
$I_1$ (assoreamento)	$EP_{11}$	$EP_{12}$	$EP_{13}$	$\leq T_1$
$I_2$ (desmatamento)	$EP_{21}$	$EP_{22}$	$EP_{23}$	$\leq T_2$
$I_3$ (lixiviação)	$EP_{31}$	$EP_{32}$	$EP_{33}$	$\leq T_3$
$EP_i^*$ ( $EP_i$ mínimo)	$EP_1^*$	$EP_2^*$	$EP_3^*$	$^a \text{MIN}_j EP_{ij}$

(a) MIN = minimização (Equação 3)

Fonte: HOAG et al. (2002)

A partir da Tabela 11, calculam-se os arrependimentos ( $r_{ij}$ ) associados a cada alternativa ( $A_j$ ) e a cada impacto ( $I_i$ ):

$$r_{ij} = EP_{ij} - EP_i^*$$

Equação 2

onde:  $EP_i^*$  = menor valor de  $EP_{ij}$  (i.e., menor impacto-equivalente) em cada linha da Tabela 11 ( $EP_i$  mínimo). Formalmente:

$$EP_i^* = \text{MIN}_i(EP_{ij})$$

Equação 3

Desde que  $i = 1, \dots, 3$ , a Equação 2 fornece, para cada alternativa  $A_j$ , três tipos de arrependimento. Cada um desses  $r_{ij}$  é arranjado numa *matriz de arrependimentos*,  $\mathbf{R}_{i \times j}$  (Tabela 12), cuja última linha informa:

$$R_j = \sum_{i=1}^m r_{ij}$$

Equação 4

Tabela 12 – Matriz de arrependimentos ( $\mathbf{R}_{i \times j}$ )

Impactos/pressões ( $I_i$ ) ( $i = 1, \dots, m$ )	Alternativas ( $A_j$ ) ( $j = 1, \dots, n$ )			Índice de arrependimento (IR)
	$A_1$	$A_2$	$A_3$	
$I_1$ (assoreamento)	$r_{11}$	$r_{12}$	$r_{13}$	
$I_2$ (desmatamento)	$r_{21}$	$r_{22}$	$r_{23}$	
$I_3$ (lixiviação)	$r_{31}$	$r_{32}$	$r_{33}$	
$R_j$ (arrependimento) <sup>a</sup>	$R_1$	$R_2$	$R_3$	$IR = \sum_{j=1}^n R_j$

Equação 5

(a) Cf. Equação 4

Fonte: HOAG et al. (2002)

A Equação 5, na Tabela 12, fornece o índice que minimiza os arrependimentos máximos (minimax  $R_j$ ) (Equação 4). Essa solução constitui um método preferencial para analisar os impactos ambientais, dado que o custo de oportunidade (i.e., o arrependimento) associado a cada variável de pressão é incluído na decisão final (HOAG et al., 2002). É lógico que há vários outros critérios<sup>15</sup> – além do “critério de minimização dos arrependimentos máximos” (Equação 5) – que poderiam ser igualmente utilizados para fins de agregação. Entretanto, para qualquer critério adotado, a agregação obtida através de uma matriz de

<sup>15</sup> Hoag et al. (2002) mencionam outros quatro critérios: a) maximax – critério otimista, cuja escolha favorece sempre a alternativa que proporciona o maior benefício ou o menor custo/dano; b) maximin – critério pessimista, que escolhe sempre a alternativa cujo resultado seja o menos pior; c) Hurwicz – critério moderado, situado entre o maximax e o maximin, que associa um coeficiente de otimismo ou realismo  $\alpha$  e outro de pessimismo  $(1 - \alpha)$ , respectivamente, ao melhor e ao pior resultado de cada alternativa; d) critério da razão insuficiente de Laplace, critério da probabilidade uniforme ou critério do valor esperado – pondera por igual os resultados (*payoffs*) associados a cada alternativa. Qualquer um desses dois últimos critérios selecionará sempre o melhor resultado.

impacto ou de avaliação é muito mais transparente e realista do que as ponderações arbitrárias utilizadas por funções de agregação tradicionais.

As vantagens das ferramentas de MCA tornam-se ainda mais atraentes, quando os projetos alternativos são avaliados à luz de critérios conflitantes cuja convergência e otimização simultânea não se verificam. Uma mesma alternativa pode ser melhor que outra, segundo um critério, e pior, segundo outro. Se, do ponto de vista prático, a MCA pode ser aplicada com vantagem a esse tipo de avaliação, matematicamente, considera-se que os problemas de MCA são mal definidos (MUNDA et al., 1994).

## 2.2.4 – O Tratado de Kyoto e o MDL

Nas últimas décadas, uma nova forma de desigualdade tornou-se, de repente, politicamente importante. Descobriu-se que uma minoria industrializada estava comprometendo a capacidade da atmosfera de assimilar o excesso de emissões de carbono e de outros gases-estufa. Esse fato ganhava relevância política, à medida que, comprovadamente, suas conseqüências também ameaçavam a sobrevivência da porção rica e industrializada do planeta (LOHMANN, 2006).

Rapidamente, três estratégias ideológicas foram concebidas para “consertar” a crise climática (LOHMANN, 2006):

- a) a estratégia do conhecimento – redefinição ou supressão do entendimento do problema climático, para evitar reações adversas e ameaçadoras às empresas;
- b) a estratégia tecnológica – destinada a desviar o debate dos combustíveis fósseis para as inovações que poderiam converter-se em fontes alternativas de lucro;
- c) a estratégia de mercado – destinada a garantir os direitos de propriedade dos pesados usuários de combustíveis fósseis do Hemisfério Norte sobre a capacidade planetária de absorção de carbono e a criar, para as empresas, novas oportunidades de lucro através do comércio.

Em seguida, estabelecer um limite para os GEE tornou-se crucial à arquitetura de proteção do clima futuro. No entanto políticas de “harmonização das responsabilidades” entre os países, tais como um imposto internacional sobre o carbono, foram preteridas em nome da soberania nacional. Medidas como essa foram julgadas politicamente inaceitáveis, porque

---

É óbvio que, em se tratando de benefícios, o melhor resultado coincide com o *maior* valor obtido. Por outro lado, em se tratando de custos ou danos, o melhor resultado equivale ao *menor* valor obtido.

eram vistas como interferências na soberania das decisões domésticas (BAUMERT et al., 2002).

Aos poucos, a harmonização das responsabilidades foi substituída pelo princípio das “responsabilidades comuns mas diferenciadas” (UNFCCC, 1992, Art. 3.1). Esse princípio fazia a distinção entre países industrializados – 41 países listados no Anexo I da UNFCCC (1992) – e países em desenvolvimento – os demais países, não listados no Anexo I da UNFCCC (1992). Por meio dessa distinção, reconhecia-se que recaía sobre os primeiros a responsabilidade histórica pelo aumento das concentrações de GEE na atmosfera, cujos efeitos mais danosos se abateriam sobre os últimos (FIGUERES, 2002). Caberia, portanto, aos países industrializados assumir a liderança no combate à mudança climática e a seus efeitos adversos (UNFCCC, 1992, Art. 3.1).

A partir daí, começaram-se a utilizar “metas de emissão”, para implementar o princípio das responsabilidades comuns mas diferenciadas. Por sua própria natureza, as emissões não eram uniformes entre os países. Porquanto elas se distribuíssem de maneira desigual, políticas que dependessem de coordenação internacional, como o imposto global sobre o carbono, na certa, fracassariam. Ao contrário, com as metas de emissão, cada país poderia escolher soberanamente como atingi-las, sem que nenhum regulamento internacional interferisse na decisão. Por esse mesmo motivo, consentiu-se que a adesão ao acordo climático internacional resultante da UNFCCC (Protocolo de Kyoto) fosse voluntária (BAUMERT et al., 2002).

Economicamente, a vantagem das metas de emissão é que elas se mostram compatíveis com os instrumentos de mercado, sobretudo com o comércio internacional de emissões. Como os GEE (em particular, o CO<sub>2</sub>) se encontram globalmente distribuídos, o efeito de suas emissões ou seqüestro é o mesmo em qualquer lugar, não importa onde umas e outro ocorram (FIGUERES, 2002; KLEPPER & SPRINGER, 2003; TREXLER, 2003; UNFCCC). Assim, os países submetidos a metas de emissão (países industrializados) podem utilizar essa “flexibilidade geográfica” (*where-flexibility*) em seu favor (IPCC, 2001b; FIGUERES, 2002).

Essa flexibilidade se manifesta através de diversas intensidades de emissões e diferentes custos de abatimento ao redor do globo. Estima-se que os recursos exigidos para reduzir uma tonelada de carbono num país desenvolvido poderiam abater mais emissões num país em desenvolvimento. Se é assim, os países industrializados poderiam aproveitar-se dos menores custos de redução fora, para cumprirem suas metas domésticas de emissão (IPCC, 2001b; KOLSHUS et al., 2001). É a isso que se chama “custo-efetividade”. Com base nesse

critério, os custos da proteção ambiental dependem do *local* onde a redução de emissões é realizada.

Em 1992, por ocasião da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (ECO-92), realizada no Rio de Janeiro, essas diretrizes se fizeram constar na Convenção-quadro das Nações Unidas sobre Mudança Climática (UNFCCC). A Convenção entrou em vigor em março de 1994. Uma década depois, em maio de 2004, 188 países já a haviam ratificado. Entretanto os objetivos, metas e mecanismos definidos pela UNFCCC para enfrentar a mudança climática permaneciam ainda muito amplos. Decidiu-se, então, que a discussão de questões mais específicas, como a quantificação das metas obrigatórias de emissões-estufa, caberia a reuniões anuais denominadas Conferências das Partes<sup>16</sup> (COP – *Conference of the Parties*) (ROSENBAUM et al., 2004).

O Protocolo de Kyoto<sup>17</sup> é o resultado da terceira Conferência das Partes (COP-3), realizada em Kyoto, no Japão, em dezembro de 1997 (JAPAN & IGES, 2006). Com base nesse acordo, os países industrializados e as economias em transição (antigos países socialistas) se obrigam, no fim do “primeiro período de compromisso” (2008-2012), a reduzir em 5,2%, na média, suas emissões agregadas de GEE em relação aos níveis registrados em 1990 (BAUMERT et al., 2002; FIGUERES, 2002; ROSENBAUM et al., 2004; KÄGI & SCHÖNE, 2005).

Atualmente, a meta original de Kyoto é considerada “pífia” (FONSECA-SOURANDER, 2007; THE ECONOMIST, 29/11/2007). Depois do mais recente relatório do IPCC (2007), urgem reduções maiores de emissões. Entre 1990 e 2004, as emissões dos GEE contemplados pelo Protocolo de Kyoto aumentaram em 24% – de 28,7 para 49 GtCO<sub>2</sub>-eq (gigatoneladas de dióxido de carbono equivalentes). No mesmo período, as emissões de CO<sub>2</sub> cresceram 28% e passaram a representar, em 2004, 77% do total das emissões antropogênicas de GEE. O setor energético lidera os lançamentos de GEE na atmosfera. Somente nesse setor, essas emissões subiram, entre 1990 e 2004, 145%. Os lançamentos de GEE devidos ao uso do solo, mudanças no uso do solo e florestas (LULUCF) registraram um crescimento de 40% (IPCC, 2007).

A 13ª. Conferência das Partes (COP-13), de 3 a 14 de dezembro de 2007, realizada em Bali, Indonésia, tratou de convencer os 192 signatários da UNFCCC (1992) a se

---

<sup>16</sup> A primeira COP (COP-1) foi realizada em Berlim, na Alemanha, de 28 de março a 7 de abril de 1995; a mais recente, a 13ª. (COP-13), em Bali, na Indonésia, de 3 a 14 de dezembro de 2007.

<sup>17</sup> Com sua entrada em vigor, em 16 de fevereiro de 2005, o acordo firmado em Kyoto, em dezembro de 1997, deixou de ser um mero protocolo de intenções para ganhar o estatuto diplomaticamente mais elevado de “Tratado de Kyoto”. Em 28 de fevereiro de 2006, 162 países já a haviam ratificado. Ao todo, esses signatários respondiam por 61,6% do total de emissões de CO<sub>2</sub> em 1990 (JAPAN & IGES, 2006). A vigência do Protocolo

comprometerem com metas mais ambiciosas de redução de emissões. De maneira arrojada, a União Européia adiantou-se e, às vésperas da conferência, declarou seu compromisso com um corte, por volta do ano de 2020, de 20% em suas emissões-estufa, em comparação com os níveis registrados em 1990. Outra investida da COP-13 dirigiu-se aos países não-Anexo I (países em desenvolvimento). Barganhou-se com eles a inclusão da estratégia da proteção – conservação de florestas naturais e/ou prevenção do desmatamento (seção 2.2.2.3) – no Tratado de Kyoto em troca da submissão desses países a metas ambientais de emissão. Embora o desmatamento responda por 20% das emissões totais de GEE por ano, um grupo de países em desenvolvimento, pródigos em florestas, tem, de um lado, pressionado por pagamentos devidos ao desmatamento evitado e, de outro, resistido ao cumprimento de metas de emissão (THE ECONOMIST, 3/12/2007).

Por enquanto, qualquer dessas negociações remete a um cenário pós-Kyoto – ou pós-2012, quando se encerra a primeira fase do Protocolo de Kyoto. Depois disso, cogita-se um “segundo período de compromisso”, por mais 5 anos (2013-2017) (KÄGI & SCHÖNE, 2005). Entretanto, dentre os grandes poluidores globais (Estados Unidos, China, União Européia, Índia, Canadá, México, África do Sul e Brasil) (SACHS, 2007), alguns ainda resistem à primeira fase (2008-2012) do Protocolo de Kyoto.

Apoiados pelos EUA, grandes países em desenvolvimento, como a China e a Índia, discordam das metas nacionais obrigatórias de emissão. Eles concordam apenas com reduções setoriais de emissões, mais do que com a extensão desses cortes por suas economias como um todo (THE ECONOMIST, 3/12/2007).

A oposição ao receituário do Protocolo de Kyoto funda-se na discussão que se estabelece entre metas absolutas ou intensivas (ou relativos, *i.e.*, por unidade de produto ou *per capita*) de emissões (BAUMERT et al., 2002; ELLERMAN & WING, 2003; FISCHER, 2003; HARRIS in HARRIS, 2006a; Figura 19). Enquanto o Protocolo de Kyoto propõe uma redução do estoque *total* de emissões acumuladas ( $Q_t$ ), os EUA sugerem, em vez disso, o controle da *intensidade* (estoque *médio*) dessas emissões. Como a *intensidade* ( $\gamma_t$ ) é dada por:

$$\gamma_t = \frac{Q_t}{Y_t},$$

**Equação 6**

---

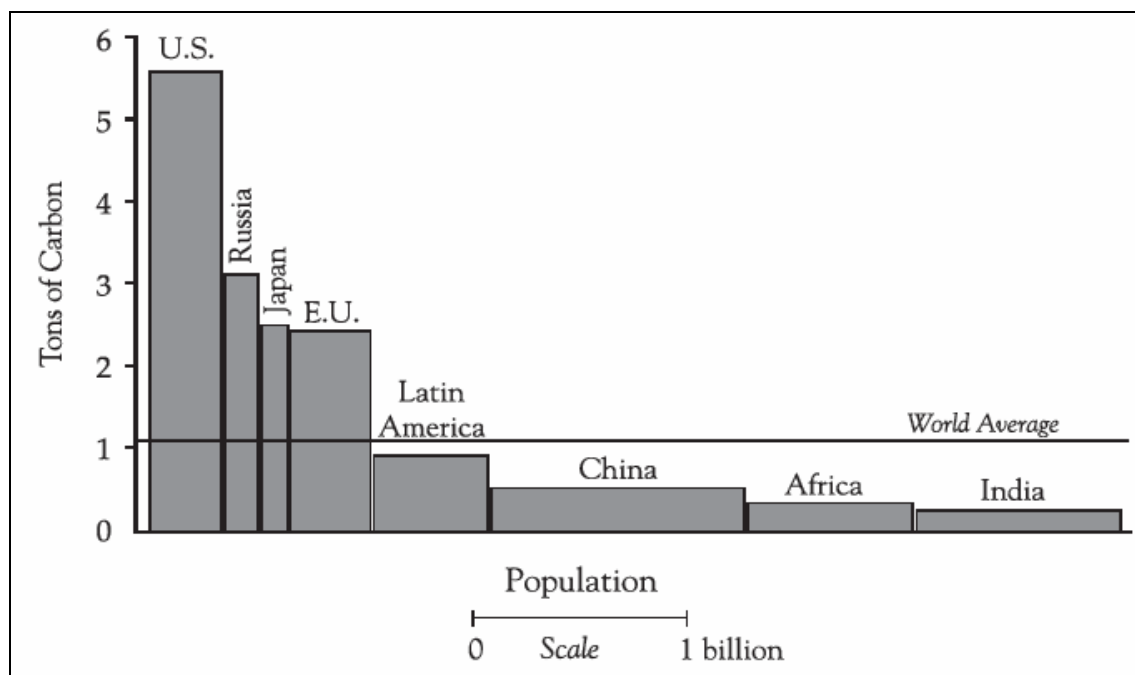
requeria um mínimo de 55% desse total imputado aos países do Anexo I (KYOTO PROTOCOL, 1997; FIGUERES, 2002).



onde  $Y_t = \text{PIB}$ , é fácil ver que a Equação 6 torna-se declinante, toda vez que a taxa a que seu denominador ( $Y_t$ ) cresce (taxa de crescimento econômico) superar a taxa de expansão de seu numerador ( $Q_t$ ) (taxa de crescimento das emissões). Logicamente, isso não quer dizer que este último termo ( $Q_t$ ) seja progressivamente menor; apenas sua *relação* com a outra variável ( $Y_t$ ) é que o é (HARRIS in HARRIS, 2006a).

Os argumentos em defesa das metas intensivas de emissão amenizam a crítica de que a Equação 6 representa um descaso pelo controle dos GEE. Ellerman e Wing (2003), por exemplo, sustentam que, só num mundo de certezas, metas intensivas e absolutas podem ser empregadas indiferentemente. No mundo real, porém, onde a incerteza é a regra, as metas absolutas podem frustrar o controle das emissões. Se o crescimento econômico ( $Y_t$ ) for maior que o esperado, a fixação de uma meta absoluta ( $Q_t$ ) implicaria quantidades e custos de abatimento superiores aos da meta intensiva ( $\gamma_t$ ). Só se o crescimento econômico for menor que o esperado, é que a meta absoluta seria mais vantajosa que a meta intensiva (BAUMERT et al., 2002; ELLERMAN & WING, 2003).

Eticamente, o sistema de metas intensivas de emissão vale-se do princípio da repartição equitativa dos recursos naturais. Desde que cada pessoa tenha o direito de emitir quantidades iguais de GEE, os níveis de emissão *per capita* deveriam convergir entre os países – não importando se se trata de um país industrializado ou de um país em desenvolvimento (BAUMERT et al., 2002; Figura 18).

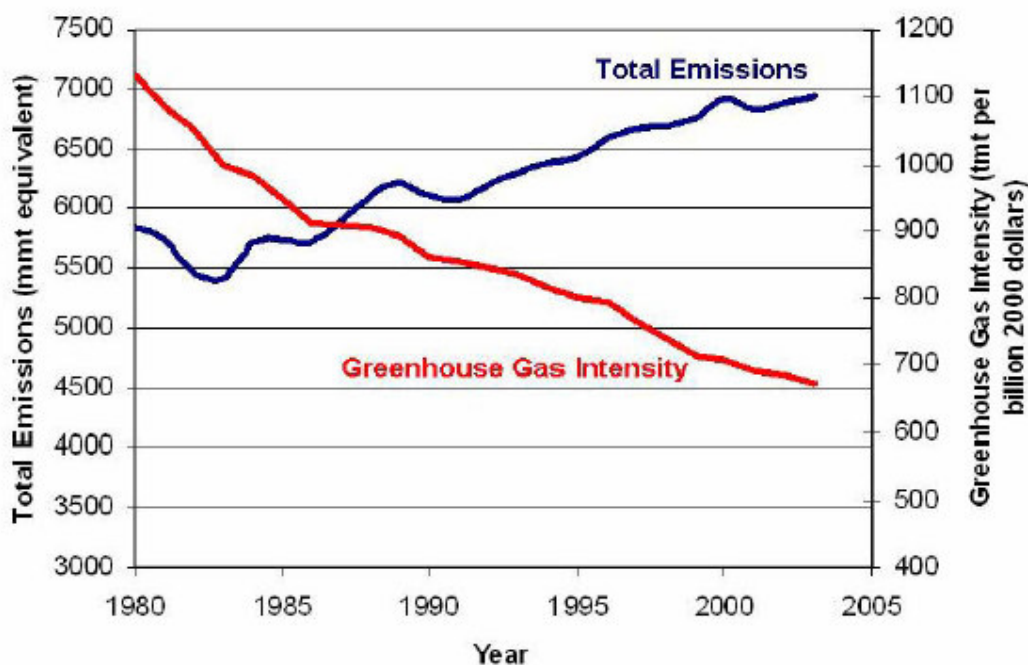


Fontes: WRI *apud* BAUMERT et al. (2002, p. 9)

Figura 18 – Emissões de CO<sub>2</sub> por habitante (*per capita*) (2000)

Seja como for, a escolha de metas intensivas de emissão tende a favorecer o crescimento econômico. Desde que o denominador da Equação 6 aumente mais do que o seu numerador, a meta intensiva ( $\gamma_t$ ) tende a ser respeitada. Noutras palavras, desde que a economia cresça a um ritmo maior do que o das emissões que ela injeta na atmosfera, a meta ambiental tende a ser cumprida.

Retorque-se que esses argumentos parecem confundir produtividade com intensidade (HARRIS in HARRIS, 2006a). Tanto o CO<sub>2</sub> quanto os demais GEE são exemplos típicos de poluentes de estoque: apresentam a característica de se acumularem continuamente na atmosfera. A Figura 19 mostra que, enquanto a intensidade das emissões-estufa americanas tem declinado pelo menos desde o início dos anos 1980, o total delas tem apresentado uma tendência ascendente mais ou menos a partir da mesma época. Portanto metas intensivas voltadas para estabilizar ou “congelar” a velocidade de emissão dos GEE não resolverão o problema. Apenas reduções substanciais nos níveis absolutos (totais) de emissão evitarão a acumulação crescente desses gases na atmosfera.



Fontes: U.S. Energy Information Administration (emissões de GEE) e U.S. Bureau of Economic Analysis (PIB) *apud* HARRIS in HARRIS (2006a)

Figura 19 – Emissões de GEE vs. intensidade de GEE nos EUA (1980-2003)

Qualquer que seja o “sistema de metas ambientais” (BAUMERT et al., 2002) escolhido, a verdade é que, mantida a atual política de mitigação, o total das emissões globais

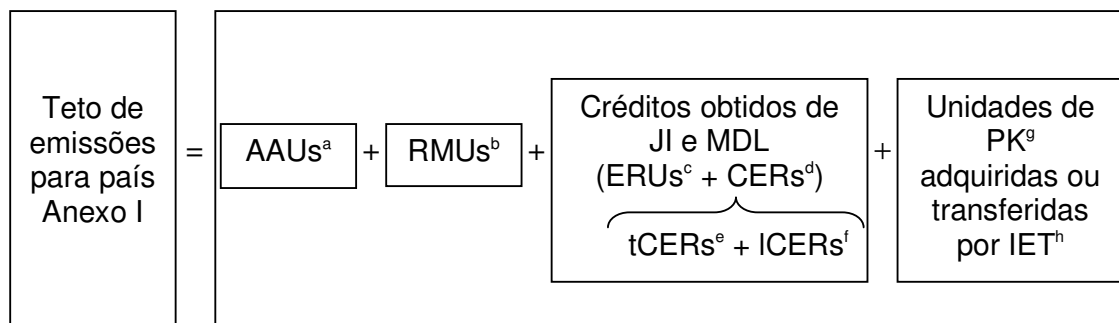
de GEE continuará a crescer. No período de 2000 a 2030, as emissões de CO<sub>2</sub> relacionadas ao uso de energia devem aumentar entre 40% e 110%. Estima-se que de 2/3 a 3/4 desse incremento virão dos países não-Anexo I (países em desenvolvimento) (IPCC, 2007).

Em que pese a discussão sobre o sistema de metas de emissão, o Protocolo de Kyoto contém três instrumentos que se propõem a estimular reduções custo-efetivas, através do aproveitamento da flexibilidade geográfica (IPCC, 2001b):

- a) comércio internacional de emissões (IET) – Art. 17 do Protocolo de Kyoto;
- b) implementação conjunta (JI) – Art. 6º. do Protocolo de Kyoto; e
- c) Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) – Art. 12 do Protocolo de Kyoto.

Todos eles obedecem ao mesmo princípio: os países industrializados só podem reduzir suas emissões fora de seus territórios e incluir essas reduções nas metas a que estão sujeitos (KÄGI & SCHÖNE, 2005).

Cada um dos três instrumentos definidos pelo Protocolo de Kyoto visa a ajudar os países industrializados a cumprirem com suas metas de emissão. Para obedecer ao teto de emissões (*emission cap*) estabelecido, cada país do Anexo I pode valer-se das diversas opções que compõem seu repertório mitigativo (Figura 20). Embora as AAUs e as RMUs estejam exclusivamente circunscritas ao IET (comércio internacional de emissões), as unidades obtidas através de JI (ERUs) e MDL (CERs) também podem ser incluídas e comercializadas nesse mercado internacional de emissões.



Fonte: JAPAN & IGES (2006, p. 7)

(a) *Assigned Amount Unit* (Unidade de Quantidade de emissões Autorizada) – designa a quantidade de emissões líquidas de GEE atribuída a cada país do Anexo I, de acordo com sua meta de emissão (ROSENBAUM et al., 2004). (b) *Removal Unit* (Unidade de Remoção) – calculada a partir das remoções líquidas de GEE realizadas domesticamente (ROSENBAUM et al., 2004) pelo país do Anexo I, através de florestamento ou reflorestamento. (c) *Emission Reduction Unit* (Unidade de Redução de Emissões) – obtida através de JI (*Joint Implementation*). (d) *Certified Emission Reduction* (Redução de Emissões Certificada) – obtida através do MDL (Mecanismo de Desenvolvimento Limpo). Quando o MDL corresponde à mitigação biológica, através de projeto de florestamento ou reflorestamento, as CERs classificam-se em: (e) *temporárias* (tCER) – quando o seqüestro do carbono atmosférico ocorre por tempo determinado e expira no fim do período de compromisso (5 anos, de acordo com o Protocolo de Kyoto); e (f) de *longo prazo* (ICER) – quando o seqüestro de carbono expira no fim do período de “acreditação”, isto é, no fim do período durante o qual é previsto que o projeto de florestamento ou reflorestamento conseguirá reter o carbono na biomassa. No caso das ICERs, o crédito de carbono pode ser concedido por 20 anos, com a possibilidade de duas renovações, até o limite de 60 anos, ou por 30 anos, sem

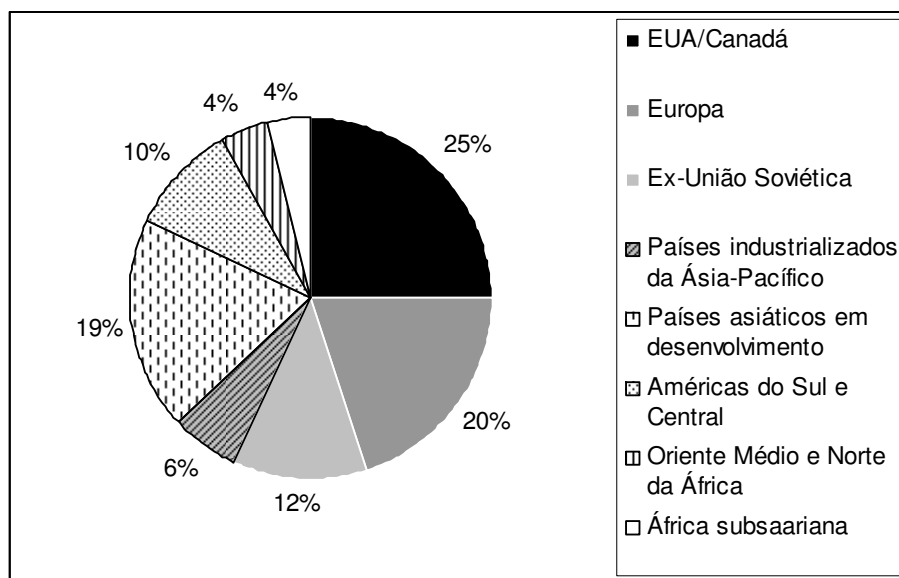
renovação (KÄGI & SCHÖNE, 2005). (g) Protocolo de Kyoto. As AAUs, RMUs, ERUs e CERs são denominadas “unidades do Protocolo de Kyoto”. (h) *International Emissions Trading*.

Figura 20 – Os mecanismos do Protocolo de Kyoto e o comércio internacional de emissões

Em princípio, a escolha só está condicionada à configuração de cada instrumento. As duas primeiras modalidades dirigem-se aos países submetidos a metas obrigatórias de emissão (países industrializados ou países do Anexo I). As duas últimas modalidades constituem “mecanismos baseados em projetos”. Estas possibilitam o financiamento de projetos reais, em funcionamento ou em vias de implantação. A JI financia projetos em países do Anexo I (países industrializados), enquanto o MDL financia projetos que só podem ser realizados em países não-Anexo I (países em desenvolvimento) (KÄGI & SCHÖNE, 2005). Uma vez que o MDL é, manifestamente, a única maneira de os países em desenvolvimento (países não-Anexo I) se envolverem diretamente com a redução de emissões (KOLSHUS et al., 2001; KÄGI & SCHÖNE, 2005), esse mecanismo é, sem dúvida, um dos mais interessantes instrumentos do Protocolo de Kyoto (KOLSHUS et al., 2001). Ao mesmo tempo, é, por certo, o mais criticado.

A oposição costuma basear-se em argumentos morais, não-econômicos. Muitos países em desenvolvimento e ONGs vislumbram, nesse tipo de instrumento, um pretexto de que os países desenvolvidos podem-se servir para manterem, à custa de reduções baratas de emissões nos países pobres, estilos de vida altamente intensivos em carbono (KOLSHUS et al., 2001). Os países industrializados (20% da população mundial) são responsáveis por 63% das emissões antropogênicas de dióxido de carbono que se acumularam na atmosfera. Os países em desenvolvimento (80% da população mundial), por outro lado, respondem por cerca de 37% dessas emissões (Figura 21).

Tamanha disparidade nas emissões de carbono revela o caráter social delas. Em grande parte, elas resultam de um luxo e conforto de que a maioria dos habitantes dos países em desenvolvimento não pode desfrutar. Ao contrário, nesses países, as emissões estão associadas ao atendimento de necessidades humanas básicas, como alimentação, aquecimento e abrigo. O contraste no consumo e na repartição das emissões expõe como os recursos energéticos são desigualmente distribuídos através do globo (BAUMERT et al., 2002).



Fontes: WRI (World Resources Institute) *apud* BAUMERT et al. (2002, p. 8)

(\*) A porção acinzentada e escura do gráfico (EUA/Canadá + Europa + Ex-União Soviética + Países industrializados da Ásia-Pacífico = 25% + 20% + 12% + 6% = 63%) corresponde aos países industrializados; a porção mais clara (Países asiáticos em desenvolvimento + Américas do Sul e Central + Oriente Média e Norte da África + África Subsaariana = 19% + 10% + 4% + 4% = 37%), aos países em desenvolvimento.

Figura 21 – Contribuintes\* da mudança climática: percentuais do total de CO<sub>2</sub> acumulado na atmosfera, emitido por fontes industriais e pelas mudanças no uso da terra (1900-2000)

#### 2.2.4.1 – Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL)

A marcha lenta das negociações postas em curso pelo Protocolo de Kyoto demonstra que a mudança climática é muito mais um desafio político e econômico do que científico e tecnológico. Cada país resiste em controlar suas emissões de GEE sozinho, sobretudo porque os onerosos esforços envolvidos nesse controle podem ver-se frustrados pelo aumento das emissões de outro país (BAUMERT et al., 2002).

Na verdade, sempre se temeu que se estabelecesse um “nivelamento por baixo” (*race to the bottom*) na economia global (CLARK in ECKERSLEY, 1996). Na presença de assimetrias internacionais na política de emissões, as indústrias intensivas em energia poderiam migrar para países onde esses controles fossem mais frouxos ou inexistentes até. Por conseguinte, desde cedo, percebeu-se que tanto a cooperação quanto a coordenação internacionais eram imprescindíveis ao êxito da política climática global (BAUMERT et al., 2002).

Coube à Noruega, em 1991, a iniciativa pioneira de sugerir a inclusão da cooperação entre países no Protocolo de Kyoto. O conceito de *joint implementation* (JI) proposto pelos

noruegueses representava uma ampliação e um refinamento da idéia primitiva em torno da implementação de um comércio internacional de emissões. A JI simplesmente reconhecia a existência de diferenças significativas nos custos de mitigação e de abatimento de GEE entre os países – de US\$ 10 até US\$ 100 por tonelada (FIGUERES, 2002). Em virtude disso, sugeria que fosse facultado aos signatários do acordo climático formarem parcerias para, em conjunto, bilateral ou regionalmente, chegarem a reduções muito mais custo-efetivas de emissões do que o abatimento exclusivamente doméstico conseguiria (KOLSHUS et al., 2001; FIGUERES, 2002).

Na prática, a proposta da Noruega consistia em separar metas de emissão e métodos de abatimento. A “flexibilidade geográfica” que ela contemplava renunciava um estímulo vigoroso à busca de soluções altamente custo-efetivas. Contanto que as metas fossem cumpridas, pouco importava *onde* se obteriam os recursos para realizar a tarefa. Sob esse aspecto, o esquema proposto pela JI pode ser considerado o precursor do sistema de comércio de emissões (KOLSHUS et al., 2001).

Em seguida, durante as negociações que conduziram à COP-1 (ver nota 16 acima), um grupo de 77 países em desenvolvimento (G-77) começou a fazer uma série de ponderações sobre a JI. A principal delas referia-se à desconfiança de que a flexibilidade geográfica prevista nessa proposta representava, no fundo, um engenhoso mecanismo financeiro para transferir aos países menos responsáveis pelas emissões de GEE os custos de reduzi-las (FIGUERES, 2002; VILLAVICENCIO, 2004). Uma vez submetidos a metas de emissão, os países industrializados ficavam automaticamente obrigados à realização de custosos investimentos domésticos. Porém, se pudessem “comprar” essa redução *fora* de suas fronteiras, conseguiriam frear o crescimento abrupto de seus custos domésticos de abatimento. Em contrapartida, com o tempo, isso promoveria uma elevação dos custos de abatimento nas regiões onde eles eram inicialmente menores. Assim, países inicialmente desobrigados de metas de emissão não poderiam contar com as vantagens da flexibilidade geográfica, caso tivessem que se submeter ao controle dos GEE mais tarde. Até lá, as opções baratas de redução de emissões já se teriam esgotado (FIGUERES, 2002).

Ao fim da COP-1, o conceito de JI foi ligeiramente reestruturado, atendendo a uma sugestão da Malásia. Renomeado AIJ (*Activities Implemented Jointly* ou Atividades Implementadas em Conjunto), o novo regime exortava esforços internacionais de cooperação voltados para a redução de emissões e para projetos de seqüestro de carbono. Contudo, nessa fase experimental, prevista para durar até o final da década de 1990, nenhum crédito de carbono seria concedido (FIGUERES, 2002).

Na COP-3, em Kyoto (ver nota 16 acima), verificou-se que essa falta de incentivos redundara em resultados decepcionantes para o esquema das AIJ. Nem o espectro, nem a distribuição dos projetos podiam ser considerados representativos. Economicamente, sua concentração resumia-se aos setores florestal e de energia renovável; geograficamente, à América Latina, à Europa Central e Oriental (FIGUERES, 2002).

Apesar dos resultados desanimadores, o Brasil sugeriu que o conceito de JI/AIJ não fosse abandonado. Propôs, em vez disso, que se adicionasse ao conceito um sistema de multas a serem pagas pelos países industrializados que deixassem de cumprir suas metas de emissão. Tais pagamentos seriam devidos em proporção ao grau de descumprimento da meta e seriam direcionados para constituir um “Fundo de Desenvolvimento Limpo”. Os países industrializados, entretanto, se opuseram. A contraproposta norte-americana reiterava a JI, mas a complementava com a sugestão de créditos de carbono por projetos de mitigação implementados em países em desenvolvimento. Intermediando as discussões, a Costa Rica aconselhou o Brasil a transformar a proposta do fundo alimentado por multas ambientais em um “Mecanismo de Desenvolvimento Limpo”. A essência do argumento era que essa modificação em nada alteraria o financiamento da política climática. No entanto, ao invés de funcionar como um instrumento de punição, serviria como um estímulo de mercado à redução de emissões (KOLSHUS et al., 2001; FIGUERES, 2002).

Enfim,

O Mecanismo de Desenvolvimento Limpo foi incluso no Artigo 12 do Protocolo de Kyoto. Conforme o MDL, os países do Anexo I (incluindo os da OCDE e as economias em transição) pode[m] utilizar reduções de emissões certificadas (CERs) oriundas das atividades de projetos em países em desenvolvimento, para contribuir com o cumprimento de metas nacionais de redução de GEE durante o primeiro período de compromisso (2008-2012) (FIGUERES, 2002, p. 14).

Definiram-se como escopo do MDL apenas os setores de energia e LULUCF. No segundo grupo (LULUCF), contudo, incluíram-se somente as atividades de *florestamento* e *reflorestamento* sobre terras não cobertas por florestas até 31/12/1989<sup>18</sup> (KYOTO PROTOCOL, 1997, Art. 3.3; ROSENBAUM et al., 2004; KÄGI & SCHÖNE, 2005). Restaram excluídos tanto o manejo e a *conservação* florestais quanto o sequestro de carbono através da agricultura (ROSENBAUM et al., 2004).

Por fim, ficou aprovado que os créditos de carbono vinculados ao MDL (CERs, tCERs e ICERs) só seriam conferidos a projetos iniciados a partir do ano 2000 (KOLSHUS et al.,

<sup>18</sup> Sobre a escolha de 1990 como ano-base (*baseline*), ver a introdução do cap. 1º. Conforme o Protocolo de Kyoto (1997), as economias em transição (antigos países socialistas) podem usar um ano-base diferente (BAUMERT et al., 2002). Ainda de acordo com o Protocolo de Kyoto (1997), o ano-base muda conforme o

2001; FIGUERES, 2002; ROSENBAUM et al., 2004). As reduções de emissões verificadas até 2007 – véspera do primeiro período de compromisso (2008-2012)<sup>19</sup> – dariam direito a créditos de carbono. Os créditos conseguidos até aí poderiam ser somados àqueles obtidos com as reduções verificadas no fim do primeiro período de compromisso, para complementar o esforço requerido pela meta obrigatória de emissões (JAPAN & IGES, 2006).

Com o MDL, as florestas, nas negociações do Protocolo de Kyoto, tornaram-se proeminentes e desafiadoras. Várias “COPs florestais” (ROSENBAUM et al., 2004) – COP-6 (Haia, Holanda, novembro de 2000), COP-6 bis (Bonn, Alemanha, julho de 2001), COP-7 (Marrakesh, Marrocos, novembro de 2001), COP-9 (Milão, Itália, dezembro de 2003) – foram realizadas para tratar especificamente da opção pela mitigação florestal no âmbito do MDL.

Cientificamente, o papel das florestas na mitigação começou a ser difundido desde 1976 pelo físico britânico Freeman Dyson. Da década de 1970 até a de 1990, ele, o biólogo da vida silvestre Norman Myers e o economista Roger Sedjo, do *think-tank Resources for the Future* (RFF), sediado em Washington, disseminaram o que ficou conhecido como “efeito Dyson”. Sua tese é que extensas plantações florestais, usual e convenientemente situadas no Hemisfério Sul, podem absorver quantidades industriais de dióxido de carbono lançadas periodicamente na atmosfera (LOHMANN, 1999 e 2006).

Ideologicamente, a exposição das causas e conseqüências do aquecimento global em termos físicos (excesso de GEE na atmosfera) era mais conveniente para climatologistas e tecnocratas, desacostumados ao tratamento histórico e político do problema climático. No cenário internacional, tratar desse problema implicava, necessariamente, mexer com instituições e desequilíbrios de poder que, ao longo do tempo, haviam conduzido à utilização desigual e ao abuso da capacidade de assimilação do planeta (LOHMANN, 2006).

Politicamente, as preocupações começaram quando, ainda no início dos anos 1970, se demonstrou a forte correlação entre o aumento das emissões de GEE e o aquecimento da troposfera (camada mais baixa da atmosfera, distante 10 km a 12 km da superfície terrestre) (Figura 22). Nesse momento, soou o alarme para os graves impactos sociais e econômicos da mudança climática (FIGUERES, 2002). Conscientes das profundas alterações que o combate à mudança climática impunha à estrutura industrial, de transportes, de consumo de energia e ao uso de combustíveis fósseis nas economias do Hemisfério Norte, muitos cientistas apressaram-se em minimizar os efeitos antropogênicos sobre o clima do planeta

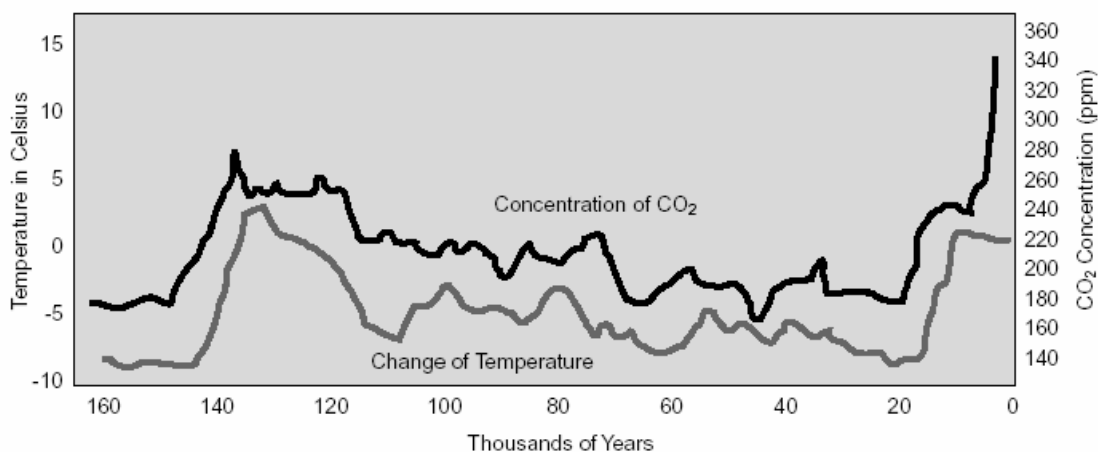
---

GEE considerado. Para o CO<sub>2</sub>, o CH<sub>4</sub> e o N<sub>2</sub>O, o ano-base é 1990. Para o SF<sub>6</sub>, os HFCs e os PFCs, o ano-base é 1995 (FIGUERES, 2002).

<sup>19</sup> Conforme estabelecido pelo Plano de Ação de Buenos Aires, resultante da COP-4, realizada em Buenos Aires, Argentina, em 1998, o MDL iniciou-se no ano 2000, enquanto os outros mecanismos – comércio internacional



(LOHMANN, 2006). De um lado, atribuíam a mudança climática a ciclos naturais; de outro, desqualificavam as críticas que a imputavam ao crescimento econômico.



Fonte: FIGUERES (2002, p. 3)

Figura 22 – Dados paleoclimáticos de testemunhos de gelo demonstrando a correlação entre as concentrações de CO<sub>2</sub> na atmosfera e as mudanças na temperatura terrestre

Embora ainda persista, paradigmaticamente, o ceticismo predominou até o final dos anos 1980. Então, em fins de 1988, após uma série de eventos meteorológicos incomuns e diante da constatação de que as temperaturas médias globais, na década de 1980, haviam sido as mais altas desde que as medições começaram, em 1860, o aquecimento global ingressou, definitivamente, na agenda política internacional. Preocupada com o que veio a denominar-se a “década dos GEE” (FIGUERES, 2002, p. 8), a ONU, por via das dúvidas, decidiu, antes que os anos 1980 terminassem, criar o IPCC.

Estruturalmente, o IPCC funciona à maneira de um modelo PSR (*Pressure-State-Response*) (Tabela 10 e Tabela 11). Está dividido em três grupos de trabalho (*working groups* – WG) (FIGUERES, 2002):

- I. Grupo de Trabalho I (WGI) ou Grupo Científico – encarregado de analisar o *estado* do sistema climático, com base no conhecimento científico existente sobre o clima e a mudança climática;
- II. Grupo de Trabalho II (WGII) ou Grupo dos Impactos – encarregado de avaliar os impactos (*pressões*) ambientais e socioeconômicos(as) da mudança climática;
- III. Grupo de Trabalho III (WGIII) ou Grupo das Respostas – encarregado de formular estratégias políticas em *resposta* à mudança climática.

---

de emissões (IET) e *joint implementation* (JI) – tiveram seu início definido para 2008 – por ocasião do começo do primeiro período de compromisso (FIGUERES, 2002).

Estrategicamente, o IPCC, junto com a WMO/OMM (Organização Meteorológica Mundial), foi a solução encontrada pelo poder econômico e político dominante no Hemisfério Norte para, através de informação autorizada mas padronizada, homogeneizar e desqualificar a controvérsia em torno da mudança climática. Com o IPCC, o centro de gravidade das discussões deslocou-se das instituições acadêmicas independentes e do PNUMA (Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente) em direção às burocracias tecnocráticas, mais estreitamente vinculadas aos governos. Sob forte influência dos EUA, essa burocracia científica dominante do Hemisfério Norte passou a depender, cada vez mais, dos financiamentos multinacionais destinados à pesquisa. Por conseguinte o IPCC tem procurado compatibilizar problemas e soluções climáticos mais com os interesses de governos e corporações (ENTERS et al., 2003; LOHMANN, 2006) do que com o interesse público e social. Um exemplo disso é a resposta que o IPCC tem oferecido à diplomacia internacional sobre a possibilidade de armazenar carbono nas árvores e no solo, para compensar as pesadas emissões de CO<sub>2</sub> pelas indústrias de petróleo e de energia elétrica (Tabela 13). Como se sabe, essas indústrias são responsáveis por fatias significativas do crescimento econômico vigoroso, decantado por tantos governos (LOHMANN, 2006).

As idéias acerca da absorção florestal de CO<sub>2</sub> frutificaram à luz das evidências e de certos interesses econômicos. Atraíram, principalmente, a atenção de muitos intelectuais do Ocidente, preocupados com as ameaças do aquecimento global sobre o uso industrial do carvão e do petróleo. Norman Myers estimou que uma floresta de *pinus* ou eucalipto, do tamanho da Europa Ocidental, seria suficiente para remover do ar cerca de 3 bilhões de toneladas de dióxido de carbono. Gregg Marland, um cientista do Oak Ridge National Laboratory, concluiu que uma fazenda florestal do tamanho da Austrália poderia compensar toda a emissão corrente derivada de combustíveis fósseis. Roger Sedjo calculou que uma plantação de árvores correspondente à metade dos EUA poderia, além disso, contribuir para recuperar áreas degradadas nos trópicos. Entretanto a maioria dos propagadores da idéia do sequestro florestal de carbono admitia que, na melhor das hipóteses, as plantações só conseguiriam realizar a absorção enquanto as árvores estivessem crescendo. Mesmo assim, insistiam em que transformar plantações florestais em fossas de carbono atmosférico era, sem dúvida, a alternativa mais eficiente à disposição das sociedades industriais. Enquanto isso, estas teriam tempo para lidar com as questões realmente penosas, tais como a diminuição das emissões através do aumento da eficiência energética, o corte dos subsídios para a produção de resíduos, a redução do consumo, o estímulo ao uso da energia solar, e assim por diante (LOHMANN, 1999).

**Tabela 13 – Países com as maiores áreas de plantações florestais**

Posição	País	Área de plantação florestal (em 10 <sup>3</sup> ha)	% do total mundial
1	China	45.083	24
2	Índia	32.578	17
3	Rússia	17.340	9
4	EUA	16.238	9
5	Japão	10.682	6
6	Indonésia	9.871	5
<b>7</b>	<b>Brasil</b>	<b>4.982</b>	<b>3</b>
8	Tailândia	4.920	3
9	Ucrânia	4.425	2
10	Irã	2.284	1

Fontes: FAO (2001) *apud* ENTERS et al. (2003, p. 11)

Economicamente, a súbita relevância do seqüestro florestal de carbono (Tabela 13 e Tabela 14) pode ser imputada à constatação de que os investimentos em floresta rendem créditos de carbono a um custo menor do que os derivados de investimentos em tecnologia industrial. Num primeiro momento, os países em desenvolvimento entusiasmaram-se com os benefícios da tecnologia industrial moderna e eficiente que os países desenvolvidos podiam, através do MDL, transferir-lhes. Porém, em seguida, aqueles países começaram a recear que o MDL estimulasse a ocupação de extensas áreas de terra com florestas. Vislumbrava-se nisso uma estratégia de inibição, não de aceleração do desenvolvimento econômico. Pior, começou a intensificar-se a preocupação de que essa prática de conversão florestal pudesse prejudicar: *a*) habitats raros, não-florestais, à medida que eles se tornassem florestas; *b*) a diversidade das florestas naturais, à medida que elas se tornassem plantações manejadas de florestas uniformes; e *c*) as populações rurais, à medida que seu uso tradicional da terra fosse substituído pelas novas plantações florestais (ROSENBAUM et al., 2004).

**Tabela 14 – Estimativas do tamanho do mercado de MDL em 2010**

Estudo	Tamanho do mercado de MDL (em MtC)	Total das reduções de emissões conforme as metas do PK* (em MtC)	Contribuição do MDL (% do total das reduções de emissões)
ELLERMAN et al. (1998)	723	1312	55
HAITES (1998)	265-575	1000	27-58
McKIBBIN et al. (1999)	495	1102	45
VAN DER MENSBRUGGHE (1998)	397	1298	31
EDMONDS et al. (1998)	454	1053	43
VROLIJK (1999)	67-141	669	10-21
ZHANG (2000)	132-258	621	21-58

Fontes: ZHANG (2000) e AUSTIN & FAETH (2000) *apud* KOLSHUS et al. (2001, p. 5)

(\*) Protocolo de Kyoto

A COP-6 bis e a COP-7 trataram de aplacar esses temores, restringindo os projetos florestais do MDL ao florestamento e ao reflorestamento. Além disso, ficou definido que esses projetos estão limitados a compensar, a cada *ano* do período de compromisso, não mais que 1% das emissões totais de GEE que o país industrializado acusava em 1990. Portanto o crédito de carbono, nesse caso, corresponde a 1% das emissões verificadas em 1990 (ano-base) vezes 5. Essa multiplicação por 5 se deve à duração do primeiro período de compromisso (2008-2012). Para, no final do período, chegar, tal como determina o Protocolo de Kyoto, ao abatimento mínimo de 5% em relação ao ano-base (1990), cada país industrializado pode, anualmente, cumprir 1/5 dessa meta através de créditos de redução de emissões proporcionados por projetos de MDL florestal (KYOTO PROTOCOL, 1997, Art. 3.7; ROSENBAUM et al., 2004; KÄGI & SCHÖNE, 2005). Teoricamente, isso evita a proliferação demasiada de projetos florestais, a acumulação excessiva de créditos de carbono obtidos e o desestimulante aviltamento de seus preços.

Por outro lado, a preferência que o IPCC tem demonstrado pelo florestamento e pelo reflorestamento vem intrigando os países em desenvolvimento – sobretudo aqueles ricos em florestas. A insistência com que o IPCC vem tratando essas modalidades de projeto soa tão estranha àqueles países quanto a promessa de “parar de fumar pagando a outrem para fazê-lo” (THE ECONOMIST, 29/11/2007). Por isso, desde a primeira COP-6, os países em desenvolvimento têm, formalmente, reclamado a inclusão do manejo florestal como um instrumento complementar no cumprimento das metas de emissão definidas pelo Protocolo de Kyoto.

O manejo florestal é definido como um sistema de práticas voltadas para o zelo e o uso sustentável de terras florestais que cumprem funções ecológicas relevantes (inclusive diversidade biológica), além de funções sociais e econômicas (UNFCCC/COP-7 *apud* ROSENBAUM et al., 2004). Essa definição, aceita pela COP-7, consente com um princípio geral de proteção ambiental. Quer dizer, admite que o manejo de florestas para o seqüestro de carbono pode levar à destruição de florestas naturais.

Neste ponto, impõe-se a necessidade de definir o que é “floresta”. A COP-7, então, estabeleceu que se considere “floresta” (FAO, 2004; ROSENBAUM et al., 2004; KÄGI & SCHÖNE, 2005):

- a) uma área de terra de, no mínimo, 0,05 ha a 1 ha;
- b) com um dossel que recubra, no mínimo, 10% a 30% dela; e
- c) cujas árvores possam, na maturidade, atingir, *in situ* (no local), uma altura mínima de 2 metros a 5 metros.

Embora excluam da contabilidade ambiental mudanças nos estoques de carbono em florestas genuinamente não-manejadas, os Acordos de Marrakesh (COP-7) parecem incluir tanto o manejo silvicultural para a produção de madeira quanto o manejo florestal voltado para usos não-mercantis e para a proteção das matas nativas. Seja como for, tais concessões ao manejo florestal enfrentam forte oposição de alguns signatários do Protocolo de Kyoto. Estes alegam que é injusto incluí-lo no repertório mitigativo, visto que os países dotados de vastas formações florestais não mais se sentirão estimulados a substituir suas fontes de emissões-estufa (ROSENBAUM et al., 2004).

Conquanto a dissonância não se houvesse completamente extinguido, a COP-7 conseguiu obter certo consenso. Na oportunidade, o manejo florestal – junto com outras práticas congêneres (manejo de lavouras, de pastagens e “revegetação”) – foi enfim admitido como atividade de remoção de GEE, com direito a créditos de remoção de emissões. Ainda assim, os créditos a serem obtidos através de manejo florestal, durante o primeiro período de compromisso (2008-2012), foram limitados à compensação de 9 MtC por ano vezes 5. Além desse limite de abatimento anual, a solicitação de créditos de remoção de GEE precisa ser negociada individualmente.

Como a concessão desses créditos é produto de um processo de negociação política, alguns países se saem melhor do que outros. Enquanto o Canadá, o Japão e a Rússia, por exemplo, podem incluir grandes quantidades de créditos de manejo florestal para cumprirem suas metas ambientais, outros países estão limitados à inclusão de não mais que 15% desses créditos. Todavia o aspecto mais intrigante dos Acordos de Marrakesh (COP-7) é que o manejo florestal *doméstico*, para incrementar o seqüestro de carbono *dentro* das fronteiras dos países industrializados (países do Anexo I), não constitui um pré-requisito para a obtenção de créditos de remoção (ROSENBAUM et al., 2004). Em resumo, esses países estão obrigados a cumprir metas de emissão, mas não a fazer a “lição de casa” – ou seja, a observá-las, prioritariamente, em seu ambiente doméstico. Daí por que se desconfie de que os mecanismos do Protocolo de Kyoto se destinem, na verdade, a dissimular um processo global de “privatização da atmosfera” (POLANYI, 2000; LOHMANN, 1999 e 2006).

### 3 – A ECONOMIA POLÍTICA DA DÍVIDA ECOLÓGICA

O manejo de recursos naturais renováveis é um processo complexo que requer a integração de elementos biológicos e ecológicos, além de fatores socioeconômicos e institucionais que afetam o comportamento de usuários e planejadores (SEIJO et al., 1998). A principal categoria de recursos renováveis compreende organismos vivos, tais como peixes, animais, aves e florestas, que possuem alguma capacidade *biológica* de crescimento. Em contraste com os recursos naturais classificados como não-renováveis ou exauríveis, os estoques de organismos vivos não necessariamente diminuem de um período para outro, em decorrência de sua colheita ou remoção (PERMAN et al., 1996).

Pode-se estender essa definição a outros recursos naturais que, embora não se reproduzam biologicamente, apresentam certas características de recomposição. É o caso dos sistemas hídricos e dos processos atmosféricos. Tais estoques funcionam como reservatórios (fossas) com capacidade para assimilar resíduos – o equivalente mineral da colheita, caça ou pesca biológicas – e para se regenerar ou recompor – o equivalente mineral da reprodução biológica –, após essa assimilação (PERMAN et al., 1996).

De maneira mais ampla ainda, podem-se classificar como recursos renováveis não só aqueles cujos *estoques* se renovam mas também aqueles cujos *fluxos* se renovam (*e.g.*, energia das marés, solar, eólica e geotérmica). O *estoque* ou população de um recurso natural renovável é definido como a medida da quantidade existente dele *em dado instante*. Essa medida pode ser expressa tanto como um agregado de massa quanto como o número de indivíduos na população. Para os recursos biológicos, costuma-se utilizar a *biomassa*. A população biológica é então medida em unidades comuns de igual valor – m<sup>3</sup> de madeira, megatoneladas de carbono (MtC), etc. (ALBERS et al. in GARFUNKEL & STEEN, 1991; PERMAN et al., 1996). Por fim, o *fluxo* de um recurso natural renovável corresponde à *variação do estoque* durante um determinado intervalo de tempo. Essa mudança pode resultar quer de fatores biológicos – como nascimentos ou morte natural da população –, quer de fatores econômicos – como a colheita ou destruição do recurso considerado (PERMAN et al., 1996).

### **3.1 – Bioeconomia e dívida ecológica**

A *Bioeconomia* é essa nova razão econômica, que busca harmonizar a lógica das atividades produtivas humanas com os mecanismos de reprodução da biosfera. Para tanto, recorre a dois tipos de normas. As normas qualitativas têm por objetivo preservar a pureza do meio ambiente, a biodiversidade e a paisagem (MARÉCHAL in MARÉCHAL, 1999). As normas quantitativas destinam-se, entre outros propósitos, a “assegurar o respeito pelo ritmo de reconstituição dos recursos renováveis” (MARÉCHAL in MARÉCHAL, 1999, p. 223).

Dessa perspectiva, o equilíbrio bioeconômico pressupõe a interação de variáveis determinadas biologicamente, de um lado, e de variáveis determinadas pelo mercado de bens e serviços (lado real da economia), de outro. No caso de um serviço (remoção ou seqüestro de carbono atmosférico) prestado por um bem ambiental (floresta), sua produção (oferta) depende, fundamentalmente, de parâmetros e variáveis biológicos. Sua demanda também, em certa medida. Porém, até aí, os ecossistemas estão equipados com mecanismos e estruturas capazes de atendê-la. Desse ponto em diante, a demanda por serviços ambientais é função da atividade econômica antrópica, de difícil diagnóstico e tratamento para os ecossistemas.

Pode ocorrer que essa demanda ultrapasse em muito os limites biológicos de assimilação. Tal discrepância caracterizaria uma situação de “dívida ecológica”. Por outro lado, pode acontecer que, em alguns lugares, a produtividade biológica seja superior à demanda econômica pelo serviço. Nesse caso, haveria um “excedente ecológico” (NICCOLUCCI et al., 2007).

Em todo caso, trata-se de verificar até que ponto é possível sustentar o crescimento material da economia. Além de certo ponto, esse crescimento só pode ser conseguido às custas de depleção do capital natural (consumo excessivo de bens e serviços ambientais) e de aniquilação dos serviços de suporte à vida, indispensáveis à sobrevivência da sociedade e dos ecossistemas. Se o consumo da economia excede a capacidade da natureza de sustentá-lo, o resultado é o declínio ecológico – ou *overshoot*. Todavia o declínio ecológico nem sempre é percebido, por causa da disponibilidade de grandes estoques de capital manufaturado e financeiro. Em função disso, embora possa haver sinais de *overshoot*, a economia, as rendas e as colheitas podem continuar crescendo, até que uma catástrofe ecológica sobrevenha. A medida do declínio ecológico ou *overshoot* local é que se chama de “dívida ecológica” (WACKERNAGEL & REES, 1996).

### **3.2 – Evolução do pensamento bioeconômico**

Embora se apresente como novidade a muitos economistas, a proposição de que riqueza econômica e natureza andam juntas remonta à metade do século XVIII. Já naquela época, uma escola francesa de pensamento econômico conhecida como Fisiocracia propugnava que somente a terra e a agricultura podiam verdadeiramente gerar o “produto líquido”, isto é, o excedente ou “valor líquido” da colheita em relação ao plantio. Para os fisiocratas, a noção de produtividade não dizia respeito a nenhuma quantidade de bens manufaturados nem à mão-de-obra, mas à natureza como um todo. Na agricultura encontrava-se, portanto, a única fonte de toda a riqueza (FAUCHEUX & NOËL, 1995; BLEISCHWITZ, 2001).

Mais adiante, em fins do século XVIII e primórdios do século XIX, os economistas clássicos britânicos, ao investigarem a “riqueza das nações”, vislumbraram perspectivas sombrias para o crescimento econômico de longo prazo. As limitações de recursos naturais — em particular a terra —, considerados insumos de produção indispensáveis, se bem que disponíveis em quantidades fixas, determinariam retornos decrescentes no curso do tempo. O desenvolvimento econômico ocorreria de maneira tal que o “excedente” gerado em cada etapa seria progressivamente apropriado sob a forma de renda (a remuneração do insumo terra) (ver nota 40 abaixo). No longo prazo, ao fim e ao cabo, a economia convergiria, invariavelmente, para um “estado estacionário”, nos moldes sugeridos por T. R. Malthus. Nesse ponto, o padrão de vida da população estaria reduzido ao nível mínimo de subsistência. A taxa de crescimento populacional não poderia expandir-se além do que essas condições mínimas de reprodução conseguissem sustentar, sob pena de genocídio (PERMAN et al., 1996).

#### **3.2.1 – O legado da escassez**

Elaborou-se, a partir daí, o conceito de “renda de escassez” ou “renda de raridade” (Tabela 15) (FAUCHEUX & NOËL, 1995; GANGADHARAN in GANGADHARAN, 2005a). T. R. Malthus ancorava-se na premissa de escassez *absoluta* – de que havia um estoque *finito* de recursos naturais. D. Ricardo, contemporâneo de Malthus, preferia supor, antes, uma escassez *relativa* de recursos. Para Ricardo, a *qualidade*, mais que a quantidade, dos recursos naturais é que era decrescente no longo prazo. Portanto “as análises de raridade ricardiana são mais otimistas, visto que admitem que o efeito de esgotamento possa ser



atenuado por elementos compensatórios (substituição, progresso técnico, descobertas de novas jazidas...) estimulados pelo mercado” (FAUCHEUX & NOËL, 1995, p. 150).

**Tabela 15 – Tipos de escassez ou de raridade dos recursos naturais\***

	Tipo de escassez	Escassez de Estoque (EE)	Escassez de Fluxo (EF)	Relação de pertinência
Malthus	Absoluta	$P = CMe + CMgU$ $p = P - CMgU$ $p = CMe$	$P = CMe + CMgU + VP$ $p = P - CMgU$ $p = CMe + VP$	$EE \subset EF$
Ricardo	Relativa	$P = CMe + VP$	$P = CMe$	$EE \supset EF$

Fontes: FAUCHEUX & NOËL (1995); GANGADHARAN in GANGADHARAN (2005a)

(\*) Nota:  $p$  = preço líquido do recurso e  $P$  = preço de mercado do recurso;  $CMe$  = custo médio ou unitário de extração;  $CMgU = dC/dX$  = “custo do usuário” ou custo marginal de utilização, correspondente à variação do custo total de extração ( $C$ ) relativamente à variação da quantidade extraída do recurso  $X$  (derivada primeira de  $C$  em relação a  $X$ ) (PERMAN et al., 1996; KEYNES, 1988);  $VP$  = valor presente dos custos futuros de extração.

A Tabela 15 mostra que a escassez de estoque, em um caso, é praticamente a escassez de fluxo em outro. Mostra também que, na primeira hipótese (Malthus), a escassez de estoque é um caso particular da escassez de fluxo (cf. última coluna da Tabela 15), ao passo que, na segunda (Ricardo), a situação se inverte. Todavia, nas raridades absolutas, o preço a ser considerado não é, como nas raridades relativas, o preço de mercado ( $P$ ) do recurso, senão seu preço líquido ( $p$ ). Líquido de seu custo de extração. É precisamente a isso ( $p$ ) que se convencionou chamar “renda de raridade” (*royalty*), “custo do usuário” ou “custo marginal de utilização” do recurso (FAUCHEUX & NOËL, 1995, p. 148).

Argumenta-se que as rendas (ver nota 40 abaixo), como a renda de raridade, seriam preferíveis aos preços (de mercado) por incorporarem os efeitos da mudança tecnológica e as possibilidades de substituição. Os preços de mercado, por outro lado, subestimariam a escassez. Costumam aumentar menos rapidamente que as rendas, quando há possibilidades de substituição entre insumos produtivos. Ainda, as rendas seriam superiores ao custo unitário (ou custo médio). Tal qual o preço de mercado, ele evolui em função de elementos independentes da raridade (FAUCHEUX & NOËL, 1995).

Em primeiro lugar, a diferença entre  $P$  e  $p$ , mostrada na Tabela 15, explica-se pelo otimismo tecnológico de Ricardo. Para ele, um recurso natural se esgota menos por causa da existência de algum limite físico absoluto (limite superior) do que por causa de aumentos em seu custo médio (ou unitário) de extração e, conseqüentemente, em seu preço de mercado (FAUCHEUX & NOËL, 1995). Por isso Ricardo ignora o “custo do usuário” ( $CMgU = dC/dX$ ), que embute os efeitos da diminuição do estoque total existente.

Por outro lado, como demonstra a Tabela 15, exceto na escassez de fluxo de Ricardo, o custo médio (ou unitário) não se constitui em uma boa medida da raridade. Tampouco se

chegaria a um indicador confiável, se se empregasse, alternativamente, o “custo marginal de utilização” ( $CMgU$ ) — que nunca coincidirá com  $P$ , o preço de mercado do recurso (FAUCHEUX & NOËL, 1995). Então é o próprio preço de mercado ( $P$ ) que se converte numa boa medida da raridade? Absolutamente.

Na verdade, a escassez dos recursos naturais não pode ser deduzida a partir de indicadores econômicos (custo unitário ou custo médio, preço, custo marginal de utilização ou renda de raridade). Com efeito, cada indicador econômico “pode variar de modo totalmente independente da raridade dos recursos.” (FAUCHEUX & NOËL, 1995, p. 149)

O custo marginal de utilização, por exemplo, não é observável. Consiste num preço fictício — ou “preço-sombra” — atribuído ao estoque de recursos que ainda *não* foi levado para o mercado. Enquanto esse estoque não for explorado, será mantido como um ativo financeiro, capaz de proporcionar retornos futuros (FAUCHEUX & NOËL, 1995). A trajetória desses retornos é definida marginalmente, isto é, a partir da variação, em dado instante, que a exploração de uma unidade adicional do recurso impõe ao valor presente líquido de seu montante.

Embora utilizados em muitos estudos, preços relativos e custos unitários tampouco dão conta da raridade dos recursos naturais. Os preços relativos são afetados por impostos, subsídios, cartéis, etc. Os custos médios podem diluir o peso de insumos importantes, como, por exemplo, energia (GANGADHARAN in GANGADHARAN, 2005a).

### **3.2.2 – O embrião da ecoeficiência**

Distorções como essas devem ter contribuído não só para forjar o descolamento do sistema econômico em relação à natureza mas também para redimir previsões soturnas sobre os destinos da prosperidade material. Em meados do século XIX, a tendência secular da economia para o equilíbrio de “estado estacionário” seria invocada novamente. J. S. Mill concordava com a existência dos retornos decrescentes de longo prazo. Entretanto comemorava a influência compensatória do conhecimento e do progresso técnico sobre a agricultura e a atividade produtiva em geral. Para Mill, ao contrário do que pensavam seus antecessores, o “estado estacionário” não descrevia um panorama desolador. Ao invés disso, representava um estágio de desenvolvimento em que um alto nível de prosperidade material já teria sido alcançado; em que, por isso, o crescimento da produção de mercadorias deixava de ser um objetivo importante e acabaria por ceder espaço ao progresso intelectual, espiritual e à contemplação da natureza (amenidades) (PERMAN et al., 1996).

Tamanha ufania com o engenho humano já se encontrava profundamente arraigada no pensamento do francês J. B. Say. Para o único economista clássico não-britânico, a indústria humana e os capitais produzidos pelo homem confundem-se mesmo com os “agentes naturais”. “A capacidade produtiva dos capitais associa-se tão intimamente à capacidade produtiva dos agentes naturais que se torna difícil e até impossível determinar exatamente a parcela que cada um desses agentes assume na produção. (...) Uma parte do produto obtido se deve ao valor capital da máquina e outra parte à ação das forças da natureza” (SAY, 1983, p. 79-80). Portanto a indústria humana, os capitais e os agentes proporcionados pela natureza são considerados, efetivamente, os “três grandes agentes da produção”. Mais adiante, Say (1983, p. 91) acrescenta que “os serviços produtivos dos agentes naturais e os serviços produtivos dos produtos aos quais demos o nome de *capital* têm entre si a mais estreita analogia, sendo sempre confundidos, pois os utensílios e as máquinas que fazem parte de um capital não passam, em geral, de meios mais ou menos engenhosos de tirar partido das forças da Natureza.”

Postula-se não só a substituição entre uns e outros serviços mas também a gratuidade dos que são devidos à natureza. De um lado, nem só o trabalho humano era fonte de riqueza — como sustentavam os economistas clássicos britânicos; nem, de outro, a terra, “fornecendo gratuitamente um valor, [era] a única capaz de criar um produto líquido” (SAY, 1983, p. 81) — como argumentavam os fisiocratas. “Há idéias preconcebidas em ambas as teses ... Os fatos nos mostram que os valores produzidos são devidos à ação e ao concurso da indústria, dos capitais e dos agentes naturais (...) Nenhuma outra, além dessas três fontes, produz um valor, uma nova riqueza.” (SAY, 1983, p. 81). Sem o concurso desses elementos, a indústria humana, por mais engenhosa que fosse, não poderia, sozinha, criar valor nas coisas. O “capital produtivo” era então composto de utensílios e instrumentos, dos produtos resultantes e das matérias-primas. Quando não produzidas pela própria indústria, as matérias-primas, no entanto, eram fornecidas *gratuitamente* pela natureza (SAY, 1983).

Por essas e outras, foi-se ignorando, pouco a pouco, o vínculo que unia a produção aos recursos naturais. Paralelamente, foram-se perdendo de vista a existência física dos bens e o fundamento material de sua produção. A análise econômica, antes devotada à riqueza coletiva, voltou-se aos interesses particulares e separou-se de suas raízes biofísicas. Começaram a predominar as noções de que (FAUCHEUX & NOËL, 1995):

- a) os recursos naturais eram tão abundantes que, porquanto gratuitos, sequer deviam ser considerados bens econômicos;

- b) os recursos naturais já estavam contidos no fator capital, já que seu ordenamento, transformação e manutenção dependiam do trabalho humano associado ao capital, os dois únicos fatores efetivamente determinantes da função de produção.

Implicitamente, passou a prevalecer a hipótese de que a produção era criada a partir do nada. Tal abstração certamente contribuiu para desviar a análise econômica de suas preocupações clássicas com a produção e a oferta, em direção a uma preocupação neoclássica com a demanda (COMMON, 1996; ZHANG & LI, 2005).

A Economia Neoclássica, do final do século XIX a meados do século XX, estabelecia uma separação bem clara entre as funções de oferta e demanda dos agentes econômicos. Para essa corrente do pensamento econômico, a quantidade ofertada de mercadorias não dependia apenas dos custos de produção (valor-trabalho) envolvidos. Era preciso analisar ainda em que condições se estabelecia a demanda por essas mercadorias (COMMON, 1996).

Esse movimento em direção à demanda deslocou o eixo do valor para um alinhamento mais antropocêntrico. Paradoxalmente, embora se repudiasse qualquer concepção metafísica de valor, as coisas valiam conforme as *pessoas* as avaliassem. De acordo com Jevons (*apud* FAUCHEUX & NOËL, 1995, p. 96), “o valor é a importância que bens individuais ou quantidades de bens tomam para nós quando nos tornamos conscientes de ser[mos] dependentes da importância desses bens para a satisfação das nossas necessidades”. Isso, evidentemente, desmancha qualquer vínculo com a dimensão material que os recursos naturais ocupavam na teoria clássica da produção. Por outro lado, admite-se que a utilidade conferida a um bem ou serviço qualquer poderia, eventualmente, esbarrar na escassez determinada pelo descompasso entre as quantidades disponíveis e as quantidades requeridas dessa mercadoria (COMMON, 1996). Em última análise, na disponibilidade limitada dos insumos para provê-los. Assim se aproximaram os conceitos de utilidade e raridade (FAUCHEUX & NOËL, 1995).

A discrepância que os economistas clássicos haviam verificado entre o valor dos produtos do trabalho e seus preços de mercado foi examinada pelos neoclássicos à luz da escassez e da utilidade. O tempo de trabalho contido em uma mercadoria por certo determinava seu preço, mas não exclusivamente. Essa mesma mercadoria podia requerer muito pouco trabalho para ser produzida e, ainda assim, comandar um alto preço quando posta a circular – quer porque grandes quantidades de algum outro insumo produtivo, que não a força de trabalho, fossem exigidas; quer porque a demanda pela mercadoria fosse elevada (COMMON, 1996). Na primeira circunstância, a raridade do insumo é que operaria; na segunda, a utilidade conferida à mercadoria.

A conclusão neoclássica é que os custos de produção — consubstanciados na noção clássica de “valor” — não podiam, sozinhos, servir de fundamento para os preços. Para os neoclássicos, o valor era determinado através da troca, refletindo, simultaneamente, preferências (utilidade) e custos de produção (PERMAN et al., 1996). Como o preço comunicava ambos os aspectos, não havia mais por que o distinguir de seu cognato, o valor (PERMAN et al., 1996).

Daí para o individualismo metodológico foi um passo. Através de trocas sucessivas, os preços (ou a disposição a pagar) decresceriam com as quantidades demandadas. Afinal, indivíduos racionais esperariam desfrutar de cada vez menos utilidade (ou prazer) por unidade a mais que possuíssem de uma dada mercadoria (princípio da utilidade marginal decrescente). De outra parte, as quantidades ofertadas aumentariam com os preços. À medida que os produtores individuais intensificassem sua atividade para atender à expansão da demanda, os custos tenderiam a elevar-se (e os rendimentos a diminuir) em função da raridade crescente de alguns (ou todos os) insumos produtivos.

Em primeiro lugar, desde uma perspectiva individualista, nenhuma escassez parecia realmente absoluta. Do ponto de vista dos produtores, tudo dependia de encontrarem a combinação ótima ou eficiente (menor custo e maior benefício) de seus recursos produtivos. Minimizar custos significava retardar a chegada dos rendimentos decrescentes; portanto, da escassez. Do ponto de vista dos consumidores, tratava-se de proceder às escolhas ótimas, isto é, àquelas que lhes permitissem maximizar as utilidades aos menores preços. Em resumo: as noções anteriores de escassez absoluta foram substituídas por um conceito de escassez relativa (PERMAN et al., 1996).

Em segundo lugar, essa aposta na tecnologia orientou a análise neoclássica mais na direção da eficiência — ou, numa versão mais limitada, do custo-efetividade — do que do nível de atividade econômica. Por conseguinte a preocupação com a alocação ótima dos recursos predominou sobre qualquer inquietação a respeito da escala física ótima e do tamanho da economia. Afinal, contanto se julgasse a escassez relativa, era irrelevante perturbar-se com a existência de limites físicos absolutos ao crescimento econômico e com o problema da “escala máxima” da economia (VAN DEN BERGH, 2001). Por essa razão, até hoje, a Macroeconomia permanece sem uma regra análoga à que, na Microeconomia, avise as pessoas e as empresas da hora de parar de expandir uma atividade (DALY, 2005).

No final do século XIX, A. Marshall expõe as razões por que a lei dos rendimentos decrescentes não deveria inquietar tanto os economistas neoclássicos como havia inquietado os clássicos. Segundo Marshall, a tendência para os rendimentos decrescentes (ou custos crescentes) era característica da natureza. As atividades humanas, ao contrário, exibiam uma

típica tendência para os rendimentos crescentes (ou custos decrescentes) (FAUCHEUX & NOËL, 1995). A queda de custos verificada com os empreendimentos humanos devia-se às chamadas “economias internas” e às “economias externas”. Mais geralmente, às externalidades. As do primeiro tipo relacionam-se à organização e à dimensão da empresa; as do segundo, à localização ou ao ramo de atividade a que pertence o empreendimento.

Com isso, procurou-se explicar como empresas com custos decrescentes podiam sobreviver no longo prazo (FAUCHEUX & NOËL, 1995). Com Marshall, as externalidades revestiram-se de uma conotação positiva. Ressaltaram-se seus efeitos benéficos, mais do que a influência negativa (deseconomias externas ou externalidades negativas) que assumiriam mais adiante, na Economia Ambiental e na moderna teoria do bem-estar (FAUCHEUX & NOËL, 1995). Contra toda conjectura clássica, isso significava que o crescimento econômico era possível no longo prazo. Por outro lado, à maneira dos clássicos, preservava-se o impulso que o interesse particular ou o “egoísmo racional” conferia a esse crescimento. Mas, de novo, contra os clássicos, a iniciativa privada perdera seu estatuto de simples meio para atingir a riqueza coletiva (FAUCHEUX & NOËL, 1995). Em compensação, o individualismo racional foi promovido a postulado normativo e metodológico (MÜLLER, 2001; FAUCHEUX & NOËL, 1995).

### **3.2.3 – O primado da poluição**

No início do século XX, A. C. Pigou voltou a opor os interesses público e privado. Na análise dele, precisamente nesse conflito é que residia a essência mesma das externalidades — definidas como a diferença entre o custo para o conjunto dos indivíduos tomados coletivamente (custo social) e o custo para um único indivíduo tomado isoladamente (custo privado) (FAUCHEUX & NOËL, 1995). Com Pigou, as externalidades foram distanciadas dos benefícios do distrito industrial marshalliano e identificadas com os danos (ambientais) causados pelo desenvolvimento dessa mesma indústria. “Assim, após o longo desvio da Economia Neoclássica, está reintroduzida a problemática da convergência entre interesses privados e interesse público ...” (FAUCHEUX & NOËL, 1995, p. 100).

A teoria das externalidades e dos bens públicos passou a admitir que o racionalismo individualista podia trazer resultados desarmoniosos, isto é, danos possíveis ou mesmo inevitáveis aos próprios indivíduos. Também se passou a aceitar que quase todas as mercadorias podiam, em alguma medida, ser consideradas mais ou menos públicas (MÜLLER, 2001). Pouco a pouco, a teoria neoclássica, assentada na soberania do indivíduo, transigia com uma teoria da escolha social. Conquanto de forma pragmática, começava-se a

reconhecer, em princípio, a necessidade de se consagrarem instâncias coletivas de decisão. Quer dizer, quando nenhuma outra opção se oferecesse à resolução de conflitos, restava ao indivíduo racional convencer-se de que a decisão mais razoável não era senão coletiva (MÜLLER, 2001).

Apesar de tudo, até fins da década de 1960, considerava-se que

O sistema econômico funcionaria como se:

- a) existissem fontes inesgotáveis de insumos materiais e de energia para alimentar o processo econômico;
- b) no processo de produção, todos os insumos materiais fossem inteiramente convertidos em produtos, não ficando nenhum resíduo indesejado;
- c) no consumo, todos os produtos desaparecessem inteiramente, sem deixar vestígios;
- d) as instituições da sociedade assegurassem com que todos os atributos ambientais relevantes pertencessem a alguém, sendo livremente transacionados em mercados competitivos. (MUELLER, 1996, p. 263-4)

Ou seja, até aqui, a teoria neoclássica tratara as externalidades (negativas) como casos excepcionais, incapazes de “causar falhas substanciais e persistentes em economias de mercado” (MUELLER, 1996, p. 263). Foi quando, então, a “era de ouro” do capitalismo mundial tornou-se pródiga em evidências de que as externalidades ambientais constituíam “parte normal e inevitável dos processos econômicos” (MUELLER, 1996, p. 264).

Congenitamente, a Economia *Ambiental* Neoclássica inclinou-se, de maneira preponderante, a estudar os problemas da poluição. A teoria das externalidades sedimentou-se como “Economia da Poluição”. Sua preocupação com o nível ótimo de contaminação acabou por submeter a “Economia dos Recursos Naturais” (renováveis e não-renováveis). Por conseguinte as investigações sobre a exploração ótima de um recurso renovável, conforme a capacidade de suporte do meio ambiente, ou sobre o manejo ótimo de recursos escassos, não-renováveis, resultaram segregadas (MUELLER, 1996).

No plano microeconômico, a teoria dos recursos naturais indaga-se sobre a taxa ótima de depleção associada a um padrão dinâmico ótimo de utilização dos “ativos” ambientais. No plano global ou macroeconômico, procura-se examinar os limites físicos que os recursos naturais interpõem ao crescimento econômico (MUELLER, 1996). Em todo caso, o emprego de modelos de otimização dinâmica possibilitou conhecer quanto da extração futura dependia da extração corrente. Mais do que nunca, esse conhecimento passou a depender, necessariamente, da apreensão dinâmica dos fenômenos relativos à interação da economia com o meio ambiente e os recursos naturais (FAUCHEUX & NOËL, 1995).

Por outro lado, a análise dinâmica envolvia decisões intertemporais. Noutras palavras, uma escolha (*trade-off*) entre o usufruto do recurso no presente ou no futuro. Evidentemente, não se procede a essa escolha sem custo. A utilização do recurso natural no presente confere

ao seu usuário benefícios líquidos correntes. Abdicar deles agora para desfrutá-los (ou não) no futuro implica um “custo de oportunidade”, aferido pela taxa de juros. Em vista disso, os recursos naturais foram rapidamente comparados ao investimento em capital (ativos), cujo rendimento ou retorno (produtividade do capital) deveria compensar o sacrifício imposto pela renúncia ao consumo presente (PERMAN et al., 1996; FAUCHEUX & NOËL, 1995).

A preferência e a impaciência que os indivíduos manifestariam pelo consumo no presente mais do que pelo consumo em um futuro remoto (preferência temporal) determinariam, invariavelmente, taxas de juros estritamente positivas. Assim, os movimentos de capital no tempo não poderiam prescindir das operações de capitalização (valor no futuro de uma quantia presente) e desconto (valor presente de um montante futuro). Não obstante, quanto mais elevada a taxa de juros ou de desconto, menor o valor presente do fluxo líquido de benefícios advindos da exploração do recurso. Portanto mais rapidamente se tenderia a extrair o recurso.

Paradoxalmente, ao invés de um programa dinâmico ótimo de exploração, se chegaria a um perfil não-ótimo de depleção (MUELLER, 1996). Logo se constatou que o germe da análise dinâmica destilava o seu próprio veneno. Até mesmo para Frank Ramsey, um dos pais da teoria do capital, o desconto era indefensável. O princípio da impaciência e a taxa de juros só assumem significação num contexto individual. A vida só é curta para os indivíduos; não para a sociedade, cujo horizonte temporal é, ou deveria ser, muito longo. Por isso Ramsey defendia que a taxa de preferência temporal (taxa de juros) deveria ser nula. Ela só se tornaria positiva quando se tivesse certeza de que as gerações futuras seriam mais ricas que a atual. Pigou ia ainda mais além e considerava “a prática do desconto uma miopia dos economistas” (MUELLER, 1996, p. 277). Menos dramático, R. Solow reconhecia que as taxas de juros de mercado tendiam a ser muito elevadas se comparadas com a taxa social de retorno. Em sua opinião, essa discrepância se dava porque, “ao descontar[em] o futuro, os agentes econômicos toma[ria]m em conta riscos pessoais, não válidos para a sociedade como um todo” (MUELLER, 1996, p. 277).

Embaraços éticos e conceituais flagrantes como esses reforçaram o interesse pela “Economia da Poluição”. Aparentemente, essa abordagem escapava aos mencionados deslizamentos distributivos de sua contraparte. Na realidade, porém, o “princípio do balanço material” não autoriza essa segmentação. Os materiais e a energia extraídos pelo sistema econômico (Economia dos Recursos Naturais) passam pelos processos de produção e de consumo e voltam ao ecossistema como resíduos e rejeitos (Economia da Poluição) (MUELLER, 1996). A acumulação destes pode comprometer a reprodução do sistema econômico. Inversamente, a acumulação econômica pode comprometer a reprodução dos recursos naturais. Portanto



tampouco a economia da poluição poderia furta-se de examinar essas duas noções fundamentais da análise dinâmica: a acumulação e a reprodução (FAUCHEUX & NOËL, 1995).

A idéia de reprodução, em Economia, nasceu de uma metáfora circulatória ou “harveyana”<sup>20</sup> (FAUCHEUX & NOËL, 1995). Com o passar do tempo, as comparações dos fluxos econômicos com a circulação sanguínea, características dessa abordagem “circuitista”, ganharam contornos mais contabilísticos (análises insumo-produto), para ressaltar a raridade dos recursos produtivos. A aplicação das leis da Termodinâmica à atividade econômica (décadas de 1960 e 1970) apontou para as conseqüências irreversíveis que a entropia crescente trazia à reprodução do próprio sistema econômico. Em vez de circulares, os fluxos econômicos tornavam-se lineares. Seja como for, a noção de reprodução nunca abandonou a premissa de que uma sociedade tende a sucumbir, caso as relações de produção que lhe permitem manter-se não se puderem replicar. Identificar as condições em que isso se dá é a tarefa da Economia (FAUCHEUX & NOËL, 1995). No entanto essa tarefa não pode ser cumprida sem que se examine o modo como essas condições se distribuem ou deveriam distribuir-se, no tempo e no espaço, pelo tecido social e pela infra-estrutura produtiva.

De maneira negligente mas estratégica, a noção de “poluição ótima” abstém-se do devido tratamento às chamadas “externalidades dinâmicas”. Existem substâncias que geram danos ao ambiente, à medida que se acumulam. Outras que os geram a partir de um determinado nível de acumulação. Neste caso, o dano ambiental, em cada período, não depende apenas do *fluxo* de contaminação mas também do *estoque* da substância acumulada (MARTÍNEZ ALIER & ROCA JUSMET, 2000)<sup>21</sup>. Habitualmente, contudo, o critério de poluição ótima é aplicado de forma incorreta a cada período, como se a contaminação acumulada até aquele instante deixasse de exercer, a partir dali, influência alguma sobre os danos subseqüentes (MARTÍNEZ ALIER & ROCA JUSMET, 2000).

---

<sup>20</sup> Em homenagem a Harvey, o “descobridor” da circulação sanguínea (FAUCHEUX & NOËL, 1995). A metáfora teria sido adotada pelos fisiocratas, em meados do século XVIII, quando da publicação do *Tableau Economique*, obra exponencial da Fisiocracia, escrita pelo médico François Quesnay.

<sup>21</sup> De acordo com Martínez Alier e Roca Jusmet (2000, p. 198), “os impactos dos diferentes tipos de contaminação se movem entre dois extremos.” Num extremo, encontra-se a *poluição de fluxo* pura, como, por exemplo, o ruído, cujo dano só se produz no período durante o qual seja gerado (BAUMGÄRTNER et al., 2002). Noutro extremo, tem-se a *poluição de estoque* pura, em que o dano ambiental, em cada período, depende apenas do *estoque* acumulado de poluente, independentemente do momento em que tenha sido gerado. Este é o caso dos resíduos radioativos de longa vida (BAUMGÄRTNER et al., 2002). No mundo real, porém, a maior parte dos poluentes inclui-se *entre* esses extremos. Matematicamente, uma formulação mais geral deve ter em conta que o poluente se degrada (ou deixa de ter efeitos negativos) a uma taxa periódica  $d$ . Assim, o dano no instante  $i$  é dado por:  $X_i = F_i + (1 - d) F_{i-1} + (1 - d)^2 F_{i-2} + \dots + (1 - d)^t F_{i-t}$ , onde  $X$  = estoque do poluente e  $F$  = fluxo de contaminação. Quando  $d = 1$ , trata-se de um poluente exclusivamente de fluxo; quando  $d = 0$ , de um poluente estritamente acumulativo ou de estoque.

Inversamente, isso implica que os danos futuros importam menos que os danos presentes. Assim, volta-se ao ponto de partida, que a “Economia da Poluição” julgava haver ultrapassado. Desde a perspectiva míope de cada período, danos futuros podem ser preferíveis a danos presentes. Desse modo, em dado instante, oferece-se uma justificativa teórica para o desconto do custo ambiental futuro. Ao mesmo tempo, decorre daí que pode valer a pena aumentar a contaminação, tanto mais quanto mais remoto o futuro em que os efeitos e prejuízos do dano adicional corrente se fizerem sentir.

De novo, esse “desconto segundo a distância” revelava-se insustentável ética e ecologicamente. A noção de poluição ótima pressupunha um ecossistema neutro, passivo, com reações previsíveis e reversíveis. Os níveis de contaminação seriam estabelecidos exclusivamente a partir das preferências dos indivíduos na sociedade. O equilíbrio resultaria da escolha entre o *desconforto* gerado pela poluição envolvida na produção e consumo de bens e serviços e a *satisfação* proporcionada pelo consumo dessas mercadorias (MUELLER, 1996).

Outra vez, oferecem-se à análise custos e benefícios econômicos. Na ausência de um equilíbrio espontâneo, compensações monetárias de um lado e de outro podem acomodar as divergências e resolver conflitos de parte a parte. Nunca se considera que o nível ótimo de poluição, do ponto de vista econômico, pode ser insustentável do ponto de vista ecológico; que pode haver irreversibilidades naturais; que, mesmo que a poluição ótima tenha sido atingida e se estabilize, pode levar muitos anos para que o ecossistema alcance um equilíbrio; que, além do mais, “esse equilíbrio pode significar condições de vida difíceis para a humanidade” (MUELLER, 1996, p. 281); ou que, pior, a capacidade de assimilação da natureza pode ser insuficiente para um dado nível de resíduos acumulados, quando não inexistente para certas substâncias poluidoras (MARTÍNEZ ALIER & ROCA JUSMET, 2000).

De resto, menospreza-se o fenômeno dos poluentes múltiplos. Cada poluente, considerado isoladamente, pode mostrar-se inofensivo dentro de certas quantidades. Entretanto, quando posto em contato com outros, mesmo em baixas concentrações, pode revelar-se altamente prejudicial. Tal sinergia entre substâncias poluidoras diferentes pode provocar efeitos de limiar ou de patamar mínimo crítico (*threshold effects*) (MUELLER, 1996).

Sabe-se que, na natureza, transformações rápidas ocorrem quando uma força muito lenta, mas constante, desloca um componente crucial do ecossistema para um ponto sem volta. Ilustrativamente, “saber até que ponto pode-se pender uma canoa sem emborcá-la é

praticamente impossível.” O certo é que “cruzar um limite desses faz com que o sistema entre em um novo estado” (ALLEY, 2005, p. 14).

### 3.2.4 – Vestígios metodológicos da ecoeficiência

A incerteza quanto ao funcionamento dos processos subjacentes aos sistemas ambientais compromete qualquer estimativa de probabilidades ou previsão acerca de seu estado futuro (MUELLER, 1996). Por isso não é razoável esperar que os indivíduos possam realizar certas escolhas (*trade-offs*) e substituições de insumos produtivos. Na prática, “o indivíduo não é suficientemente competente para avaliar a complexidade e as interdependências ecológico-econômicas, as quais sequer são completamente compreendidas pela comunidade científica. Além do mais, as percepções e avaliações individuais das mudanças ecológicas são específicas a cada pessoa, restritas no tempo, seletivas, podendo ainda ser manipuladas pelos meios de comunicação de massa e pelas discussões científicas” (MÜLLER, 2001, p. 422).

Paradoxalmente, essa condenação do indivíduo (*homo aeconomicus*) resulta do próprio individualismo racionalista, que funda a Economia Neoclássica. Quando confunde valor com preço de mercado, a Economia Neoclássica ignora a diferença que existe entre preferências individuais e preferência pública (ZHANG & LI, 2005). Em termos neoclássicos, o valor é dado pela utilidade que o consumidor atribui a um bem ou serviço qualquer. Por isso aos objetos não basta possuir valor de uso, se forem desprovidos de valor de troca — i. e., se ninguém os desejar. Em última análise, valor é, então, de acordo com o paradigma neoclássico, “valor para o consumidor”, ou, noutras palavras, o quanto o consumidor se dispõe a pagar por uma mercadoria qualquer.

Salvo por acidente, essa disposição a pagar (WTP) coincide com o preço. O preço é o valor de troca para a sociedade como um todo; não só para um indivíduo. Certas preferências individuais dependem de outras. Por exemplo, a maioria das pessoas prefere ar limpo, desde que os custos sejam pagos por outros. Se todos, sem exceção, tiverem que suportar os custos, talvez as preferências de alguns indivíduos mudem (ZHANG & LI, 2005). Isso desautoriza a identificar a preferência ou escolha pública com o somatório das preferências ou escolhas individuais. O mesmo acontece em virtude de padrões de distribuição de renda muito desiguais. As preferências individuais tornam-se decisivamente discrepantes. E, novamente, a escolha pública não pode ser derivada delas (ZHANG & LI, 2005).

Por fim, o preço corresponde, acima de tudo, a um “valor-sombra” para a sociedade. Valores-sombra exprimem o “custo de oportunidade” em que se incorre, sempre que a oferta

(custo de produção) de um bem ou serviço demandar, para além do ponto ótimo de equilíbrio, a utilização marginal (i.e., em quantidades que variam discreta ou infinitesimalmente) de um recurso limitado. Avaliam *mudanças*, ao passo que a valoração por WTP estima o valor *total* de um bem (no caso, de um ecossistema). Não obstante calcular o valor *total* de um ecossistema em si é incorreto (ZHANG & LI, 2005). Via de regra, embora toda uma nação ou toda a humanidade se beneficie com a proteção de um determinado recurso natural, os custos serão arcados por alguns poucos grupos locais (GIBBS, 2005). Portanto é mais difícil atribuir valor a um ecossistema inteiro do que a uma mudança envolvendo alguma fração dele (ZHANG & LI, 2005).

As escolhas dizem respeito a *mudanças*. São sempre marginais. Quer dizer, voltam-se para acréscimos ou decréscimos discretos ou infinitesimalmente pequenos. É por isso que, não importa o quanto um indivíduo ou sociedade reconheçam a contribuição das funções dos ecossistemas e dos recursos naturais, elas sempre serão avaliadas por seu valor marginal (ZHANG & LI, 2005). Quanto maior a abundância relativa dos bens e serviços ambientais, menor o seu valor marginal. Portanto menor o seu preço. De modo que o “preço mede a escassez relativa para a *sociedade*” (ZHANG & LI, 2005, p. 182).

Neste ponto, retorna-se à discussão anunciada pela Tabela 15, acima, em torno dos indicadores de raridade. Por um lado, necessita-se de indicadores que reflitam a raridade de um recurso natural. Por outro, para dispor-se deles, é preciso conhecer o estado da raridade (FAUCHEUX & NOËL, 1995). Afinal de contas, é o preço que indica a raridade ou, antes, é a raridade que determina o preço?

O caráter tautológico e circular da análise da escassez foi apontado por R. Norgaard no começo dos anos 1990. Longe de serem indicadores confiáveis da escassez relativa, preços relativos e preferências apontam para o *uso* ótimo de um recurso natural. Descrevem, portanto, um ótimo desde uma perspectiva estritamente econômica. Dissimulam limites e níveis de tolerância ecológicos, só decodificáveis a partir de uma perspectiva histórica e dinâmica (MÜLLER, 2001). Na ausência dessa perspectiva, a existência de *um único* nível ótimo de poluição, em vez de vários, pode revestir-se de significação econômica, mas não ecológica. Mais absurdo ainda, na hipótese de que um recurso ou serviço ambiental saísse de moda, seu preço deixaria de refletir sua importância para o consumidor-usuário. Nessas circunstâncias, o nível ótimo de poluição chegaria a 100%, porque, do ponto de vista da sociedade, não haveria efeitos externos para serem internalizados (MÜLLER, 2001).

Distorções como essas são consagradas pela supremacia do critério da eficiência face ao da distribuição. Para os representantes do paradigma dominante, essa retomada das questões distributivas configura um retrocesso ao pensamento medieval, quando o debate

econômico se emaranhava em digressões éticas e morais em torno do *pretium iustum* (preço justo) (MÜLLER, 2001). Entretanto vozes dissonantes repelem a superioridade atribuída ao critério da eficiência. Conforme esses opositores, essa pretensa superioridade é meramente retórica.

Mais que pela retórica, a eficiência convence pelos benefícios econômicos diretos que traz ao agente que a tenha promovido. Assim, por exemplo, não é de se esperar que medidas para aumentar a eficiência energética sejam adotadas por causa dos benefícios que produzem ao interromperem o aquecimento global. Mais provavelmente, elas seriam adotadas simplesmente “porque economizar combustíveis fósseis é bem mais barato do que comprá-los” (LOVINS, 2005, p. 66). Do discurso à prática, porém, eficiência (fazer mais com menos) é confundida com cortes, desconfortos ou privações (fazer menos ou ficar sem). Tudo porque, para cada indivíduo em particular, os benefícios da eficiência apresentam-se em porções muito pequenas (LOVINS, 2005). Desde sua perspectiva míope, o indivíduo é incapaz de perceber os benefícios *globais* da eficiência.

Em segundo lugar, a instabilidade dos ecossistemas e a irreversibilidade de muitas mudanças que eles experimentam os tornam dependentes de uma trajetória própria de desenvolvimento (*path dependence*), definida com base em acidentes históricos muito particulares. Em consequência, admitem-se vários equilíbrios dinâmicos, do tipo adaptativo ou *coevolutivo*, resultantes da interação da economia e dos sistemas ambientais. Nessas condições, o “princípio do ótimo” (maximização de benefícios líquidos ou minimização de custos) pode revelar-se menos útil e racional do que o “princípio da precaução”. Quer dizer, o critério de que “ter mais é sempre melhor” (eficiência) pode provar-se frágil perante o de atender a necessidades básicas (VAN DEN BERGH, 2001) ou padrões mínimos de segurança (MÜLLER, 2001).

### **3.2.5 – A “escola biofísica”**

Antes de mais nada, o “princípio da precaução” promove um desencantamento da eficiência. Em seguida, deposita atenção e ênfase sobre critérios de distribuição. Por conseguinte favorece a substituição de estratégias *maximax* (V. Pareto) de decisão por outras mais conservadoras, do tipo *maximin* (J. Rawls) ou *minimax* (S. von Ciriacy-Wantrup). Por um lado, perde-se em generalidade e precisão; por outro, ganha-se em realismo (VAN DEN BERGH, 2001).

O realismo está em admitir que a capacidade de suporte finita e limitada do meio natural impõe restrições físicas à expansão de qualquer espécie, inclusive a da espécie humana (MÜLLER, 2001). Salvo ideologicamente, não há otimismo tecnológico que, definitivamente, atenua as limitações de recursos ambientais nem nível ótimo de poluição que proteja os ecossistemas de danos irreparáveis (MUELLER, 1996). É essa visão predominantemente otimista que tem oposto economia e natureza, assim como, no passado remoto e recente, o mesmo conflito se instalara por força e obra do pessimismo reinante.

Na verdade, há equívocos de parte a parte. Não se trata de “ambientalismo cético” (CZECH, 2002) nem de “ambientalismo apologético”. Nem tanto ao “evangelho da ecoeficiência”, nem tanto ao “culto da natureza silvestre” (MARTÍNEZ ALIER & ROCA JUSMET, 2000; MARTÍNEZ ALIER, 2002). Trata-se, isto sim, de deter a exploração dos serviços da natureza a uma taxa superior à que a biosfera é capaz de suportar no longo prazo (DASGUPTA, 2005). Ao invés disso, é preciso reconhecer que há limites ao crescimento humano, impostos pelas taxas relativas de exploração e de regeneração de recursos naturais — em particular, dos recursos naturais renováveis (REGEV et al., 1998). É o que Daly (2005), parafraseando os clássicos britânicos, chama de “estado estacionário”.

Apesar do progresso técnico, os humanos, como todos os organismos vivos, precisam adquirir recursos e alocá-los. Aí está a razão para estender o modelo biológico às economias humanas (REGEV et al., 1998). Não obstante a teoria do crescimento econômico tem ignorado amplamente a relação entre crescimento e recursos naturais renováveis. Pressupõe, antes, que o crescimento populacional é exógeno. Os modelos econômicos convencionais carecem de realismo biológico, pois não incorporam o impacto das unidades de coleta ou captura sobre a extração de recursos naturais renováveis (REGEV et al., 1998).

Em que pesem esses argumentos, a analogia entre economia (tecnosfera) e natureza (biosfera) não é consensual. Ayres (2004) classifica-a como uma “incongruência eco-eco” (*eco-eco mismatch*). “Tentativas de empregar conceitos ecológicos num contexto econômico são freqüentemente enganosas e injustificadas” (AYRES, 2004, p. 425). Não obstante teriam prosperado basicamente por causa de quatro elementos comuns, aproximados por uma disciplina conhecida como Ecologia Industrial ou Metabolismo Industrial:

- a) *ciclo de vida* – processo comum a todos os organismos superiores. Tem início com a concepção e o nascimento, passa pela adolescência, pela maturidade, pela senilidade e termina com a morte. Ciclos análogos foram descritos para produtos, firmas e mesmo indústrias;
- b) *funções metabólicas* – ingestão, digestão, excreção, reprodução e crescimento. A *ingestão* corresponde ao consumo de matérias-primas; a *digestão*, ao

processamento e separação primários de porções valiosas e à rejeição dos resíduos; a *excreção*, à disposição dos resíduos; a *reprodução*, à fabricação em massa de um artefato a partir de um projeto, freqüentemente comparado aos genes; e, por fim, o *crescimento*, aplicado indistintamente a firmas, economias, organismos vivos e populações;

- c) *reciclagem* – de acordo com a “primeira lei da Termodinâmica” ou “lei da conservação”, o total de matéria e energia em um sistema fechado permanece constante. Assim, num ecossistema em equilíbrio, estabelecem-se fluxos de matéria e energia entre as espécies. Esses fluxos permitem a reciclagem de nutrientes. Tal constatação levou muitos ecologistas industriais a postular que a natureza constitui um modelo a ser seguido pelo sistema econômico;
- d) *desenvolvimento evolutivo* – idéia recuperada dos estudos de C. Darwin, na Biologia. Na Economia, J. A. Schumpeter, no começo do século XX, já havia recorrido à teoria da evolução para sustentar que o desenvolvimento econômico capitalista decorria da inovação (tecnológica). O empresário inovador encarnava a resposta evolutiva (seleção natural) num ambiente (de negócios) adverso, que inexoravelmente se instalava à medida que a concorrência se intensificasse e derrubasse, tendencialmente, a taxa de lucro.

Rebatem-se essas comparações invocando-se o que constituiria uma inconsistência congênita. Não há, na economia, produtores primários análogos aos que, na biosfera, realizam a fotossíntese. Ao passo que, na biosfera, a radiação solar é o insumo básico de produção, na economia, o produto é gerado a partir do uso de recursos naturais, serviços do capital e mão-de-obra (AYRES, 2004). A partir daí, têm-se galvanizado contendas que atestam identificar outras incoerências na analogia entre a Economia (tecnosfera) e a Ecologia (biosfera) (AYRES, 2004):

### 3.2.5.1 – O debate da reciclagem e das “emissões zero”

De um lado, argumenta-se que o sistema industrial desperdiça muito e recicla pouco. Portanto não imita a biosfera, que recicla perfeitamente todos os resíduos. De outro lado, observa-se que muitos recursos industriais, economicamente importantes, consistem de resíduos que não foram reciclados pela natureza e se acumularam ao longo do tempo. O petróleo e o carvão são os mais óbvios exemplos.

Talvez nem tão óbvio quanto esses é o fato de o oxigênio do ar ser um resíduo da fotossíntese. Logo, o clamor ambientalista por “emissões zero” é baseado na falsa premissa de

que todo resíduo biológico serve de insumo (“alimento”) a algum outro organismo. No entanto tal premissa não se sustenta sempre. Ela só é válida para o ciclo do carbono-oxigênio. Só nesse caso, faz sentido falar em balanço de emissões nulo. O oxigênio residual das plantas é consumido pelos animais. Em contrapartida, o dióxido de carbono residual destes serve de insumo àquelas.

### 3.2.5.2 – O debate da entropia

Deflagra-se a partir do conflito que se estabelece entre a “lei de Lotka” e o “princípio de Prigogine”. A “lei de Lotka” encerra uma “racionalidade ecológica”, cuja função-objetivo é otimizar a “potência energética” (FAUCHEUX & NOËL, 1995). Pela “lei de Lotka”, a evolução biológica e a estrutura dos ecossistemas resultam de um princípio de maximização da *transformação* (medida pela razão insumos/produtos)<sup>22</sup> da energia solar em outras formas de energia. À medida que os organismos vivos competem por energia, a seleção natural ocorre de tal maneira que, no final de cada ciclo evolutivo, a biosfera disponha de mais biomassa e de um maior fluxo de energia livre.

De acordo com a “lei de Lotka”, essas quantidades serão ótimas porque tenderão a retardar o aumento universal da entropia, isto é, a minimizá-la. Permitirão manter, com a maior vantagem (menor entropia) possível, o metabolismo crescente, altamente entrópico, dos estágios mais ativos da reprodução e da diferenciação celular que se sucedem em cada ciclo evolutivo.

Já o “princípio de Prigogine” sugere que os organismos vivos são “sistemas dissipativos”, que promovem um aumento da entropia à medida que a evolução prossegue. Orientam-se, portanto, pelo princípio da “máxima produção de entropia” — em oposição à minimização da entropia, sugerida pela “lei de Lotka”.

Segue-se que a evolução deixa de ser um processo determinístico ótimo, voltado para o equilíbrio termodinâmico. Antes, ela ressoa a suspeita dos evolucionistas modernos. Para eles, assim como as evoluções geoquímica e geofísica estão longe de ser “ótimas”, a evolução genética ou biológica é crivada de mutações acidentais que, em muitos casos, não oferecem vantagem alguma ao mutante. “O papel dos acidentes é claramente muito importante e possivelmente dominante” (AYRES, 2004, p. 429). Quer dizer, “o princípio de Prigogine parece excluir a lei de Lotka” (AYRES, 2004, p. 429).

---

<sup>22</sup> Essa razão é sempre maior que a unidade, porque “os insumos são sempre e necessariamente maiores que os produtos” (AYRES, 2004, p. 429). O inverso dessa razão é o que se denomina de “eficiência na conversão energética”.



### 3.2.5.3 – O debate do valor

Estabelece-se em torno da proposição de que uma “teoria do valor-energia” substituiria, com vantagem, a teoria clássica do valor-trabalho e a teoria neoclássica do valor-utilidade. A idéia prosperou com o desenvolvimento da ecologia. No início da década de 1950, a “teoria geral dos sistemas”, proposta por L. von Bertalanffy, lançou as bases da ecologia. A visão sistêmica permitiu reunir conceitos da Física e da Biologia. Assim, o ecossistema foi concebido como um conjunto dinâmico de fluxos físicos de energia e materiais destinados a garantir a sobrevivência e a reprodução de determinadas populações biológicas (MONTIBELLER FILHO in MONTIBELLER FILHO, 2004).

Num contexto ecológico, o conceito econômico de valor deveria corresponder à energia (*exergia* ou *emergia*) e à entropia negativa (*neg-entropia*) — os análogos termodinâmicos da moeda e da riqueza (AYRES, 2004). A energia passou a ser entendida como um *equivalente geral* — à maneira da moeda, nas trocas mercantis — das transformações físico-químicas na natureza (MONTIBELLER FILHO in MONTIBELLER FILHO, 2004). Por isso ecologistas, engenheiros e outros não-economistas têm sugerido que o valor econômico de um bem ou serviço deveria estar relacionado com a energia (*exergia* ou *emergia*) requerida para produzi-lo<sup>23</sup> (AYRES, 2004). Por um lado, as populações biológicas estão condicionadas à limitação de recursos naturais (capacidade de suporte) do meio onde vivem; por outro, a matéria e a energia de que necessitam para sobreviver e reproduzir-se obedecem a leis da Termodinâmica.

A “lei de conservação da matéria e da energia” (1ª lei da Termodinâmica) afirma que os insumos energéticos e materiais são, em qualquer processo de transformação, rigorosamente iguais aos produtos energéticos e materiais. No caso da energia, isso implica que ela nunca se perde; apenas se modifica. No caso da matéria, significa que todos os recursos extraídos da natureza necessariamente se converterão em resíduos e/ou poluentes. E, ainda, que essas sobras tendem a aumentar, à medida que a atividade (biológica ou econômica) cresce ou se intensifique (AYRES, 1998).

Embora relevante para os engenheiros, a “lei da conservação da energia” é decepcionante para os economistas, que se interessam pelos *trade-offs* (perdas e ganhos, custos e benefícios) envolvidos nas trocas. Por outro lado, já que todos os recursos extraídos da natureza são, ao mesmo tempo, resíduos e poluentes em potencial, a “lei da conservação da matéria” e o princípio do balanço de materiais retêm alguma significação para a teoria

---

<sup>23</sup> Pioneiramente, a idéia de tratar a economia como um fluxo de energia remonta aos trabalhos de S. A. Podolsky, na década de 1880 (MARTÍNEZ-ALIER & ROCA JUSMET, 2000).

econômica das externalidades ou Economia da Poluição — como é mais usualmente conhecida (AYRES, 1998).

Bem mais ostensiva é a significação econômica e ambiental que se costuma atribuir à “lei da entropia” (2ª lei da Termodinâmica). Contudo sua interpretação econômica tem sido amplamente distorcida. Confusa e animicamente associada à “morte térmica”, à “flecha do tempo”, à destruição irreversível ou à “desorganização” crescente de qualquer sistema ou substância material, a entropia designa simplesmente a propriedade que certas variáveis, ditas *extensivas*, como a massa ou o volume dessas estruturas, apresentam de nunca diminuírem com o tempo. Portanto a entropia não se aplica a fluxos ou gradientes (variáveis *intensivas*) estruturais, que, ao contrário, tendem a desaparecer com o tempo (AYRES, 1998)<sup>24</sup>.

Na verdade, em qualquer sistema, seu equilíbrio interno coincide com a máxima produção de entropia. Nos organismos vivos em particular, a produção de entropia é maximizada justamente nos estágios mais ativos de reprodução e diferenciação celular; e não próximo à senescência e à morte (AYRES, 1998).

Dessa perspectiva, o recurso a conceitos como o de *exergia* procura sublimar esse mal-entendido. A *exergia* designa o trabalho *potencial* — aquele *a ser* realizado por um sistema. E, justamente porque avalia a “energia útil” de que o sistema ainda dispõe, corresponde à

---

<sup>24</sup> Ayres (1999) considera que H. E. Daly é, na atualidade, o principal representante das teses de N. Georgescu-Roegen. Até certo ponto, contudo, pode-se questionar essa associação. Com o conceito de *neg-entropia*, ou entropia negativa, Daly rebateu o pessimismo contido na sentença de “morte entrópica”, a que Georgescu-Roegen condenara todos os sistemas materiais. De acordo com Daly, embora a “morte entrópica” pudesse aplicar-se ao mundo mineral dos sistemas físicos e termodinâmicos, não parecia adequar-se à descrição de sistemas vivos, biológicos (FAUCHEUX & NOËL, 1995). Segundo a teoria da evolução, a sobrevivência dos organismos vivos depende justamente de sua capacidade de resistir à morte entrópica ou de, pelo menos, retardá-la. Consolidou-se, então, o conceito de “co-evolução”, para refletir a influência mútua entre os sistemas econômico e ambiental (VAN DEN BERGH, 2001). Esse conceito foi rapidamente assimilado por um ramo da Ciência Econômica conhecido como “Economia Evolucionária”. Tal rebento acadêmico remonta a J. A. Schumpeter (1893-1950), cujas teses sobre os ciclos econômicos do capitalismo encontram paralelo na idéia de seleção natural, proposta por C. Darwin (1809-1882). Já o paralelismo entre Daly e Georgescu-Roegen deve-se, primordialmente, aos traços de *vitalismo* presentes em seu pensamento, ainda que em sentidos opostos. De acordo com essa corrente, os organismos vivos escapam às leis da Física e da Química — especialmente à “lei da entropia” (AYRES, 1998, p. 191). Daly adota essa tese num sentido positivo; Georgescu-Roegen, por restringir-se ao mundo mineral, inanimado, expurga-a de tal contexto. Em todo caso, Ayres (1999) identifica neles certa cumplicidade com uma interpretação “semi-empírica” (AYRES, 1999, p. 474), “enganosa” e “mística” (AYRES, 1998, p. 190 e 191) da entropia.

Isso se explica, porque “o termo *entropia* é muito utilizado e muito pouco compreendido” (AYRES, 1998, p. 190). Definida para qualquer substância material ou sistema, entropia, tecnicamente, designa uma variável de estado *extensiva*. Quer dizer, trata-se de uma variável que é proporcional ao *tamanho* (e.g., volume ou massa) do sistema. Assim, contrasta com as variáveis *intensivas*, tais como temperatura, pressão ou densidade. Estas designam *gradientes* que tendem a *desaparecer* com o tempo. A *entropia*, ao contrário, descreve um tipo de variável que apresenta a *propriedade* de *aumentar* com o tempo. Num sistema isolado, onde não há troca de matéria nem de energia, a entropia nunca diminui. Tende, antes, a aumentar com toda ação ou transformação física realizada no interior do sistema. Da mesma forma, em sistemas que interagem um com o outro, a entropia total combinada só tende a aumentar. Essa *propriedade* de, simplesmente, não diminuir é que, na verdade, se denomina *entropia*. Nada mais. As aterradoras metáforas da “morte térmica”, da “flecha do tempo”, da decadência inevitável ou da tendência inexorável dos sistemas à “desordem crescente” não passam de distorções do conceito primitivo (AYRES, 1998).

medida mais geral da “distância” a que ele se encontra de seu equilíbrio termodinâmico (AYRES, 1998). Alternativamente, indica a quantidade de energia de que se vai precisar, no futuro próximo, para repor a energia embutida e gasta em insumos e produtos presentes (AYRES, 2004). Noutras palavras, isso significa estimar a eficiência futura da tecnologia de conversão energética empregada no presente (AYRES, 2004). Numa palavra: *exergia* é a energia ainda *não* embutida (não consumida) no sistema.

Em tudo — ou quase tudo — se lhe opõe o conceito de *emergia* — a “memória energética” ou o trabalho previamente realizado na fabricação de um produto ou serviço (AYRES, 2004). A noção de *emergia*, na verdade, desaprova o “utilitarismo” contido no cálculo da *exergia*. Equivocadamente, este último agrega todos os tipos de energia disponível, como se fossem medidas equivalentes de trabalho útil (ODUM, 2000). Influenciados pelos trabalhos do Prêmio Nobel de Química britânico, F. Soddy<sup>25</sup>, e do ecologista de sistemas H. T. Odum, os teóricos da *emergia* sustentam que, desse modo, a noção de *exergia* desrespeita a “hierarquia energética universal”, a que todos os sistemas naturais e humanos estão sujeitos (ODUM, 2000; ODUM et al., 2000). Afinal, tipos diferentes de energia divergem em suas contribuições produtivas. Por exemplo, muitos joules (J) de energia solar são necessários para produzir 1 J de combustível; vários joules de combustível, para produzir 1 J de eletricidade; muitos joules de eletricidade, para processar informações numa universidade; e assim por diante (ODUM et al., 2000). A “memória energética”, então, consiste na energia disponível (*i.e.*, energia potencial ou *exergia*) de dado tipo, previamente consumida (ou utilizada) na fabricação de algo (ODUM, 2000).

Não se trata simplesmente da energia contida em um produto. Antes, trata-se daquela utilizada (consumida) para fabricá-lo; de quanto foi requerido de uma forma de energia para gerar outra (ODUM, 2000). Assim, o trabalho (termodinâmico ou mecânico) torna-se comparável, desde que cada forma de energia seja expressa em unidades daquela previamente requerida (ODUM et al., 2000). Nesse caso, todos os fluxos de materiais e energia, ou seja, todos os bens e serviços ambientais envolvidos em uma atividade qualquer podem ser identificados, rastreados e reduzidos a uma unidade prototípica comum de medida (*numeraire*): a energia solar (AYRES, 2004; VAN DEN BERGH, 2001).

De imediato, sustenta-se que, com essa base física, ecoenergética, comum (*numeraire*) (MARTÍNEZ ALIER et al., 1998), o problema contábil de somar “maças com laranjas” ou de comparar o incomparável resulta eliminado. Calorias ou joules de diferentes tipos deixam de ser adicionados como se fossem todos equivalentes (ODUM, 2000). Em seguida, essa

---

<sup>25</sup> *Cartesian Economics* (1922) e *The Role of Money* (1935).

metodologia contábil é oferecida como solução para o problema da “incomensurabilidade de valores”, isto é, da ausência de uma unidade de medida comum entre valores plurais (MARTÍNEZ ALIER et al., 1998).

Por um lado, o cálculo da *exergia* implica conjecturas sobre a tecnologia (eficiência) futura. A desvantagem disso é que as escolhas ou decisões produtivas sofrem a influência de questões não-técnicas, subjetivas. Em consequência, as diversas alternativas não podem ser reduzidas a nenhuma grandeza comum (incomensurabilidade), que permitiria apreciá-las e compará-las (incomparabilidade) com base num mesmo referencial (MARTÍNEZ ALIER et al., 1998). Por outro lado, a “base comum” que a *emergia* reivindica resulta das transformações energéticas proporcionadas pela tecnologia pretérita. Isso demanda uma escala de tempo geológica, para contabilizar requerimentos de insumos energéticos tão remotos quanto a Terra primitiva (AYRES, 2004).

Ainda assim, nada garante que a energia (solar) utilizada no passado, na produção dos artefatos e da infra-estrutura da civilização, tenha sido gasta da maneira mais eficiente possível. Do ponto de vista termodinâmico, esse processo pode ter-se, ao contrário, desenrolado de modo bastante ineficiente. Apesar disso, ele se consumiu. Apesar disso, nos esquemas contábeis *energéticos* (EQAS), o valor é associado à *qualidade* da energia. A qualidade energética, por sua vez, “é essencialmente uma função da eficiência na conversão de energia” (AYRES, 2004, p. 429).

No intuito de desatar nós como esse, teóricos do Instituto Wuppertal, na Alemanha, desenvolveram, a partir da década de 1990, a “Análise de Fluxos Materiais” (MFA). A “mochila ecológica” (*ecological rucksack*), como se tornou conhecida, também rastreava, à semelhança do EQAS (ou da *emergia*), fluxos diretos, indiretos ou ocultos de materiais. Porém, ao contrário deste, aquela considerava que os fluxos de materiais e energia eram *concorrentes*; não históricos (AYRES, 2004; MARTÍNEZ ALIER & ROCA JUSMET, 2000).

Apesar da ressalva, Odum (2000) e seus seguidores (ODUM et al., 2000; FUSARO, 2001) insistem em que a *emergia* efetivamente fornece, com base em um referencial comum, informações sobre o trabalho realizado pela natureza e pela sociedade. Constitui, portanto, a “medida universal<sup>26</sup> da riqueza real”. Assim, fluxos monetários ou não podem ser descritos em termos dessas unidades de medida.

---

<sup>26</sup> Para Maud e Cevolatti (2004), o esquema de H. T. Odum está muito mais próximo da abordagem sistêmica (*Characteristica Universalis*) idealizada, no século XVI, por G. W. von Leibniz, filósofo do Iluminismo Alemão, do que da abordagem reducionista de Descartes e Newton. Martínez-Alier et al. (1998), porém, consideram que, embora a noção de *emergia* não se configure como reducionismo monetarista, ela consente com um tipo de reducionismo físico (ecoenergético).

Se o fundamento último da “riqueza real” são os recursos naturais, sustenta-se que o “denominador comum” da *emergia* levaria vantagem sobre preços e custos monetários. Estes oferecem tão-só uma estimativa invertida do valor daqueles (ODUM, 2000). Não sem contestação (ver nota 26), os riscos de um tal reducionismo têm sido fartamente apontados. A centenária “energética social” (MARTÍNEZ ALIER & ROCA JUSMET, 2000) é considerada insuficiente para apreender a complexidade dos sistemas vivos, suas irreversibilidades e incertezas (LIMA, 2005). Conquanto de forma equivocada (AYRES, 1998), N. Georgescu-Roegen, nos anos 1970, repeliu os “dogmas energéticos” (MARTÍNEZ ALIER & ROCA JUSMET, 2000), com base no argumento de que “tanto a matéria como a energia estão sujeitas à entropia” (LIMA, 2005, p. 15).

Com *emergia* ou *exergia*, a incomensurabilidade de valores plurais permanece (MARTÍNEZ ALIER et al., 1998; LIMA, 2005). Em primeiro lugar, porque o valor apresenta várias dimensões (ecológica, estética, histórica, cultural, social, econômica). Logo, nenhuma espécie de reducionismo (monismo), quer monetário, quer físico (ecoenergético), parece apreendê-las suficientemente, a ponto de resolver os conflitos que se estabelecem entre elas. Embora incomensurabilidade não signifique incomparabilidade (MARTÍNEZ ALIER et al., 1998; LIMA, 2005), na melhor das hipóteses, diferentes opções, potencialmente conflitantes, são apenas fragilmente comparáveis (*weak comparability*). Isto é, não admitem recurso a nenhuma dimensão particular de valor. Uma avaliação multicriterial (MCA), que agregue essas várias dimensões, é apresentada, portanto, como uma saída plausível (MARTÍNEZ ALIER et al., 1998).

Além do mais, algumas funções ecossistêmicas são insubstituíveis. Quer dizer, o “capital natural” não é homogêneo (LIMA, 2005). Aqui, nem o conceito de *exergia* sustenta-se, necessariamente, como termo de comparação. A *exergia* requerida para extrair cloro de uma rocha não é comparável à exigida para extrair ouro de uma mina. Somente diferentes minas de ouro são comparáveis em termos *exergéticos* (AYRES, 2001). Tampouco é de se esperar que os valores de mercado dos bens finais sejam proporcionais a seu conteúdo *exergético* direto ou indireto (AYRES, 2001; AYRES, 2004). Ao passo que alguns recursos (*e.g.*, gás natural) podem ser utilizados com um mínimo de tratamento, outros exigem um elevado grau de beneficiamento, antes de se tornarem um produto útil (AYRES, 2001). Ainda, alguns materiais possuem enorme valor de mercado, por causa de suas propriedades físicas singulares. Outros não dispõem de valor econômico algum, em virtude seja da ausência de propriedades úteis, seja das dificuldades que sua manipulação impõe (AYRES, 2001).

A aparente extravagância dessas discussões não deve ser imputada à sua origem. Antropologicamente, elas recuam até uma hierarquização das necessidades humanas

(KANDER, 2005). Primeiramente, os seres humanos procurariam atender a suas necessidades mais elementares, tais como alimentação, abrigo etc. Depois, à medida que lograssem satisfazê-las, devotar-se-iam ao lazer, à diversão, ao aprendizado etc. Economicamente falando, consumiriam menos recursos naturais e industriais e mais serviços. Por conseguinte a economia convergiria para uma crescente *desmaterialização*, com os recursos naturais sendo substituídos pela informação tecnológica (reuso e redução do uso, reciclagem e renovação das matérias-primas; aumento da durabilidade e recondicionamento dos produtos) (AYRES, 1998; AYRES, 2004; AYRES & VAN DEN BERGH, 2005). Qualquer semelhança com o “estado estacionário” de J. S. Mill não é mera coincidência.

Do ponto de vista ambiental, a expansão do setor de serviços, com um padrão de produção material menos intensivo que o do setor manufatureiro, implicaria, em termos absolutos, menos demanda de materiais e menos poluição na economia (KANDER, 2005). Estudos empíricos têm sugerido a existência de forte correlação entre o produto crescente de economias industrializadas e os insumos de *exergia* demandados. Mas, depois de certo ponto, os requerimentos de *exergia* por unidade de produto começam a declinar, à medida que os serviços comecem a suplantam a produção material (AYRES, 1998).

Esse fato não se conformava a nenhuma função-produção de tipo multiplicativo tradicionalmente empregada na Ciência Econômica. Com efeito, o pressuposto de elasticidade constante de substituição das funções Cobb-Douglas e CES (*constant elasticity of substitution*) não parecia muito adequado para os insumos capital e energia (*exergia*). Afinal, eles são claramente *complementares* nos primeiros estágios do desenvolvimento econômico (à medida que a indústria pesada e a infra-estrutura são construídas), tornando-se *substitutos* mais tarde (AYRES, 1998).

Estilizadamente, essas observações foram acomodadas numa curva em forma de “U” invertido. O traçado da “curva de Kuznets ambiental” (EKC) sugere que, nos estágios industriais iniciais, em que a produção material é intensa, e a renda *per capita*, baixa, o dano ambiental por unidade de produto e renda é crescente. À medida que a economia se desenvolva, a renda *per capita* aumenta. Com isso, oportuniza-se a transição para uma “economia de serviços”, em que a *desmaterialização* crescente reduz o dano ambiental médio. Noutras palavras, desvincula a atividade econômica do uso de materiais, graças a ganhos de eficiência e a mudanças na estrutura da demanda (MARTÍNEZ ALIER & ROCA JUSMET, 2000).

Não é de surpreender que a “curva de Kuznets ambiental” logo tenha adquirido contornos normativos. No entanto pouca atenção prestou-se ao “mal de Baumol” (KANDER, 2005). Mesmo fora do contexto ambiental, W. Baumol já havia percebido que os custos dos

serviços (pessoais) tendiam a aumentar nos países com níveis mais elevados de renda média. A razão, simplesmente, é que os salários nesse setor também aumentariam, em resposta à demanda crescente por esse tipo de mão-de-obra numa economia “desmaterializada”. Por conseguinte a fatia do setor de serviços não cresceria nem em relação ao produto econômico total, nem em relação ao produto do setor manufatureiro. Embora o nível de emprego em serviços devesse efetivamente aumentar, a alta dos preços relativos nesse setor refrearia qualquer expansão apreciável do consumo *per capita* de serviços.

Antes disso, a elevação dos preços das matérias-primas industriais poderia surtir um efeito perverso (THE ECONOMIST, 2005). Por exemplo: a escalada do preço do petróleo em 2005 não deverá estimular o uso de tecnologias “limpas” (ver Figura 23). Ao contrário. Tem reativado a exploração das imundas areias de alcatrão, de onde também se pode extrair o combustível, e revigorado o uso do carvão. Ironicamente, essa combinação perversa pode acabar derrubando os preços do petróleo no longo prazo e revigorando o uso desse combustível fóssil.

De fato, “como mostraram ondas anteriores dos combustíveis renováveis, nos anos 1970 e 1980, uma queda do [preço do] petróleo pode apagar do mapa as fontes alternativas” (THE ECONOMIST, 2005). Desta vez, a perspectiva de queda nos preços futuros do petróleo combina-se com reduções de custos e com inovações no processamento da areia de alcatrão. Assim, o que, até havia pouco, consistia numa operação cara e complexa para rivalizar com a extração direta de petróleo, registrou, em 2005, quase o dobro do investimento realizado ainda na virada do século, em 2000 (US\$ 6 bilhões contra US\$ 3,5 bilhões). Estima-se que, nos anos seguintes, os investimentos nessa tecnologia “suja” possam alcançar US\$ 60 bilhões (THE ECONOMIST, 2005).

Por causa desse fenômeno, conhecido como “paradoxo de Jevons”, ainda pairam muitas dúvidas sobre a *desmaterialização*. Já em 1865, W. S. Jevons, em sua obra *The Coal Question: an Inquiry Concerning the Progress of the Nation, and the Probable Exhaustion of Our Coal-mines*, alertava para o aumento, ao invés da redução, do consumo de recursos naturais, em virtude de ganhos de eficiência tecnológica (ALCOTT, 2005). A essência do argumento repousa nos efeitos da eficiência sobre a *lucratividade*, o *preço* e a *demand*a. Eficiência é definida como a razão entre insumos físicos e produtos físicos. Ganhos de eficiência imediatamente reduzem o consumo de insumos materiais e energéticos no produto ou serviço. Entretanto, por isso mesmo, estimulam, em seguida, a produzir mais do bem ou serviço por unidade de insumo (aumento de produtividade) e mais barato (diminuição do custo por unidade de produto). Em virtude disso, a margem de lucro amplia-se e possibilita que o preço da mercadoria decline. Por seu turno, a demanda pelo bem ou serviço tende a

aumentar, junto com sua produção ou, novamente, o consumo de seus insumos. Em resumo, a economia proporcionada pelo ganho de eficiência esvai-se, porque custos menores elevam a demanda (ALCOTT, 2005).

Universalmente reconhecido, o fenômeno descrito por Jevons é objeto da moderna “análise de rebote” (*rebound analysis*). Em sua essência, a “teoria do rebote” (*rebound theory*) busca reconciliar a estratégia de eficiência ambiental com a teoria econômica do crescimento (ALCOTT, 2005). Seu principal corolário é que uma maior eficiência levará a um aumento, não a uma diminuição, do impacto ambiental. Portanto orientar a política ambiental pelo primado da eficiência está fundamentalmente errado (ALCOTT, 2005). Afinal, o aperfeiçoamento tecnológico desdobra-se, de um só golpe, num “efeito-preço” (ganho de eficiência) e num “efeito-renda” (ganho distributivo). A redução dos custos unitários de produção redundam em rebaixamento de preços (efeito-preço). Mas, antes, os custos unitários diminuem em virtude do emprego de menores quantidades de insumos por unidade produzida. Essa “poupança” de insumos conduz a um incremento de produtividade que possibilita elevar tanto os salários dos trabalhadores quanto os dividendos dos acionistas (efeito-renda). Combinados, o efeito-preço e o efeito-renda podem acabar anulando os ganhos de eficiência ou, ainda — se o segundo for maior que o primeiro —, transformando esses ganhos em custos (*backfire* ou *boomerang*) da eficiência.

Essencialmente, em sua versão “fraca”, as análises do rebote e da desmaterialização voltam-se para a *intensidade* (consumo relativo) do uso de insumos materiais e energia por unidade de produto. Em sua versão “forte”, examinam o uso extensivo ou o consumo *total* (consumo absoluto) de insumos materiais e energia (MARTÍNEZ ALIER & ROCA JUSMET, 2000). Os *efeitos-rebote* servem de contraponto à hipótese da *desmaterialização*. Desafiam o otimismo tecnológico dos estrategistas da eficiência. Destituem o progresso técnico do condão de que é investido para neutralizar ou dissipar completamente os males dos insumos caros e escassos (ALCOTT, 2005).

Como sentenciava Jevons, a redução que a invenção e o aperfeiçoamento tecnológico acarretam para a razão insumo-produto não implica nem menos unidades de insumo ( $E$ ) para a mesma quantidade de produto ( $A$ ), nem, tampouco, a mesma quantidade de insumos para um produto maior. Antes, implica maiores quantidades de insumos para sustentar uma produção mais elevada de mercadorias (ALCOTT, 2005). As conclusões de Jevons, apresentadas na Tabela 16, derivam da equação abaixo (HARRIS & CODUR in HARRIS & CODUR, 2004a, p. 22):



$$I = \frac{E}{A},$$

**Equação 7**

onde  $E$  = uso de energia (insumo) numa atividade econômica em particular;  $A$  = afluência ou produto da atividade econômica;  $I$  = intensidade do uso de energia.

Com uma ligeira manipulação algébrica, a Equação 7 transforma-se na Equação 8, que reitera os argumentos de Jevons. Se o incremento relativo de  $A$  for maior que o declínio relativo de  $I$ ,  $E$  aumenta e não enseja nenhuma “poupança energética”.

$$E = A \times I,$$

**Equação 8**

Não é o que pressupõem os estrategistas da eficiência. Para eles,  $A$  sempre tende a diminuir ( $\Delta A < 0$ ). Ou, caso aumente ( $\Delta A > 0$ ), esse crescimento nunca será vigoroso o bastante para promover um aumento de  $E$  ( $\Delta E > 0$ ) (ver Tabela 16). Suas conclusões derivam da Equação 9, que formalmente descreve a estratégia da eficiência ambiental ou da “poupança energética”:

$$D = PAT,$$

**Equação 9**

onde:  $P$  = população;  $A$  = afluência ou produto-renda *per capita* da atividade econômica (*e.g.*, PIB);  $T$  = fator que quantifica os efeitos ambientais da tecnologia.

Explicitamente, a Equação 9 assume que uma redução do fator  $T$  (ganho de eficiência) promove uma diminuição do impacto ambiental ( $D$ ). Implicitamente, pressupõe que o consumo<sup>27</sup> de recursos naturais é proporcional ao impacto ambiental (ALCOTT, 2005; MARTÍNEZ ALIER, 2002). Incuriosamente, porém, desconecta, por assim dizer,  $T$ , na Equação 9, de  $I$ , na Equação 8. Por conseguinte omite como as reduções de  $T$  são transmitidas através das reduções de  $I$ .

O debate ainda depende muito da teoria. Os estudos empíricos restringem-se ao nível microeconômico, de alcance limitado, portanto. Mesmo assim, a Equação 9 sugere que os ganhos de eficiência transformam-se em causas parciais do dano ambiental, ao estimularem o crescimento da população ( $P$ ) e da riqueza ( $A$ ). Quer dizer, a Equação 9 é transitiva: todos os

---

<sup>27</sup> “Consumo” aqui significa o esgotamento, mais que o “uso” do recurso. Refere-se tanto à poluição quanto à destruição do recurso.

fatores do lado direito influenciam-se mutuamente, contribuindo para manter o impacto ( $D$ ) constante ou para elevá-lo (ALCOTT, 2005)<sup>28</sup>.

**Tabela 16 – Progresso tecnológico segundo o paradoxo de Jevons e a estratégia da ecoeficiência\***

Hipóteses	Sucesso	Corolário	Fracasso	Corolário
Jevons	$I = \frac{\uparrow E}{\uparrow A}$	$\uparrow I, \uparrow T$	$I = \frac{\downarrow E}{A}$ e $I = \frac{\bar{E}}{\uparrow A}$	$\downarrow I, \downarrow T$
Ecoeficiência	$I = \frac{\downarrow E}{\downarrow A}$ e $I = \frac{\bar{E}}{\uparrow A}$	$\downarrow I, \downarrow T$	—	—

(\*)  $I$  = intensidade energética;  $T$  = fator tecnológico;  $E$  = quantidade de insumos energéticos;  $A$  = produto econômico (em unidades monetárias, \$) ou produção física (em unidades físicas). Alcott (2005), contudo, refere-se a  $A$  conforme esse último sentido.

De resto, embora seja difícil derivar uma quantidade absoluta (consumo) de uma razão (eficiência), é óbvio que o objetivo da eficiência é não só consumir mais facilmente, a um custo menor, mas também consumir mais (ALCOTT, 2005). Conforme reafirma Jevons (ALCOTT, 2005), o custo de produção não é a causa, mas o efeito da eficiência produtiva. Logo, quem vê a redução de preço *somente* como consequência dos ganhos de eficiência, ignora o impacto do efeito-preço sobre a expansão da demanda (efeito-renda).

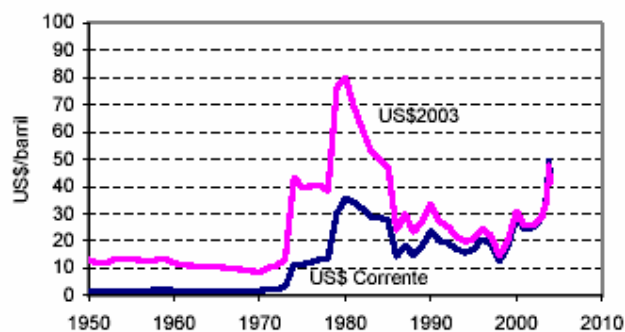
Quando o ajuste de preços é consequência de um aumento da demanda, o progresso técnico reduz o impacto do efeito-preço comparativamente ao do efeito-renda (DELFIN NETTO, 2005b). Se a demanda aumenta sem o correspondente aumento da oferta, os preços se ajustam para cima. Entretanto, na presença de progresso tecnológico, o consumo de insumo por unidade de produto se reduz. Nesse caso, o efeito da elevação de preços tem uma repercussão muito menor nos outros preços da economia, inclusive nas taxas de juros (DELFIN NETTO, 2005b). Por conseguinte nem a atividade econômica se retrai, nem diminui o consumo absoluto (total) do insumo cujo preço se elevou.

Isso explica por que o último ciclo ascendente dos preços do petróleo — desde US\$ 25 o barril até ao redor de US\$ 60, no final de 2005 — não tem sido suficiente para deflagrar uma recessão mundial. Por muito menos — US\$ 42 o barril —, ela ocorreria no início da década de 1970 e, por pouco mais — US\$ 80 —, repetiria-se ainda no final dessa mesma década<sup>29</sup> (Figura 23). Naquela época, contudo, tratava-se de choques de oferta; não de expansão da demanda, como a perpetrada pelos EUA e pela China em 2005. Restrições na

<sup>28</sup> Acordos como o Tratado de Kyoto podem ter sua eficácia questionada nestes termos: até que ponto se conseguiria reduzir impactos ambientais através do racionamento ou do estabelecimento de quotas, quer para recursos naturais, quer para emissões (ALCOTT, 2005)?

<sup>29</sup> Valores expressos em US\$ de 2003 (VARGAS & ALVIM, 2004-2005).

oferta logo provocam elevações de preços e terminam em redução do nível de atividade econômica. Especialistas têm identificado uma tendência sistêmica crescente nos preços do petróleo. Aposta-se que, doravante, os preços não devam cair abaixo de US\$ 30 por barril (VARGAS & ALVIM, 2004-2005). Apesar disso, a participação do petróleo na matriz energética mundial retornou à trajetória observada antes dos choques de 1973 e 1979 (VARGAS & ALVIM, 2004-2005).



Fonte: VARGAS & ALVIM (2004-2005, p. 3)

Figura 23 – Evolução dos preços internacionais do petróleo em US\$ correntes e em US\$ de 2003 (1950 – 2004)

Embora a análise de um único setor seja inconclusiva (ALCOTT, 2005), o caso do petróleo serve para ilustrar empiricamente o quanto e como a substituição de insumos pode revelar-se mais resistente do que a hipótese da desmaterialização supõe. Formalmente, como se viu, pode-se demonstrar que, conquanto o progresso tecnológico reduza o impacto ambiental, o consumo de insumos energéticos pode, ainda assim, aumentar. Posto que esse incremento não se verifique em termos relativos, senão em termos absolutos, ele resulta da expansão da atividade econômica que se segue a ganhos de eficiência energética.

O caso do petróleo também mostra que nem sempre a eficiência energética (consumo mais “limpo” ou “sustentável” de matérias-primas energéticas e materiais) orienta-se pelos preços dos insumos. Como se viu, o uso de um insumo energético menos eficiente pode, ainda assim, ser economicamente compensador. Essa fonte de energia pode tornar-se tanto mais barata quanto maior for a discrepância entre o tempo biogeoquímico e o tempo econômico. Afinal, a Economia desconta o futuro (MARTÍNEZ-ALIER & ROCA JUSMET, 2000).

Mais geralmente, as teses da “modernização ecológica” ou da “desmaterialização” têm sido contra-arrestadas por uma plethora de estudos empíricos acerca da “produtividade energética” em sistemas econômicos. As primeiras conclusões foram retiradas de análises aplicadas à agricultura e a ecossistemas rurais. Pelo menos desde 1880, os trabalhos pioneiros

de S. A. Podolinsky (ver nota 23) levantaram a suspeita de que, ao contrário do que sustentava a maioria dos economistas, a agricultura moderna era provavelmente menos produtiva do que a tradicional (MARTÍNEZ ALIER & ROCA JUSMET, 2000).

Estudando bosques e pradarias, Podolinsky percebeu que a produção de biomassa útil para os seres humanos crescia sempre que houvesse intervenção do trabalho de pessoas e animais. Intrigou-se com a origem, desde um ponto de vista fisiológico, da capacidade de trabalho humana. Conforme deduziu, o “rendimento” da “máquina térmica” humana provinha do consumo de alimentos. Sua “produtividade energética”, portanto, podia ser calculada pela razão entre a energia obtida a partir dos alimentos e a energia despendida durante a realização das tarefas. Constatou-se que, em sociedades mais simples e mais laboriosas, a produtividade energética era bem menor que em sociedades com mais necessidades e maior diferenciação social (MARTÍNEZ ALIER & ROCA JUSMET, 2000).

Na esteira de Podolinsky, H. T. Odum e seus seguidores constataram, em estudos desenvolvidos quase um século mais tarde, que a agricultura moderna consistia, de fato, em “semear o petróleo”. Tal era a quantidade desse combustível e de seus derivados (fertilizantes e pesticidas) utilizada no cultivo agrícola, que se terminou por concluir que a “produtividade energética” diminui com a modernização (MARTÍNEZ ALIER & ROCA JUSMET, 2000). Restava, no entanto, equacionar certas complicações técnicas.

A produtividade de um único insumo (como o trabalho humano) era relativamente fácil de estimar. Podia-se, por exemplo, mensurá-la como a quantidade de produção agrícola (em kg de um determinado produto ou em kcal) obtida por hora de trabalho. Ainda assim, não estaria contemplado aí o trabalho indireto envolvido (*e.g.*, na fabricação das máquinas, implementos e fertilizantes). Alternativamente se poderia medir a produtividade do insumo terra. Desse modo, a produção agrícola (em kg ou em kcal) seria expressa por hectare (ha)<sup>30</sup>.

Em todo caso, nenhuma dessas medidas *parciais* de produtividade energética oferece provas robustas o suficiente para constatar empiricamente quer o paradoxo de Jevons, quer as teses da modernização ecológica ou da desmaterialização. A refutação empírica do primeiro exige comprovar-se que  $T$ , na Equação 9, e  $I$ , na Equação 7 e na Equação 8, tenham efetivamente diminuído. Só assim se poderia concluir pela redução do impacto sobre a base de recursos energéticos e materiais (*i.e.*,  $D$ , na Equação 9). Noutras palavras, pela retração do consumo *total* desses insumos. Por outro lado, medir a produtividade *total* não é tarefa simples. Tudo fica mais complicado, uma vez que essa medida se refere a *todos* os insumos,

---

<sup>30</sup> Indicadores de “espaço ambiental”, como a “pegada ecológica” (*ecological footprint*), optam por essa abordagem alternativa.

tomados em conjunto. Nesse caso, seria preciso agregá-los (somá-los) e mensurar todos segundo uma mesma unidade.

#### 3.2.5.4 – O debate do crescimento

Em última análise, o debate do valor reflete a indeterminação do sentido de causalidade entre energia (produção e consumo de *exergia*) e crescimento econômico. Embora ambos se correlacionem fortemente, tal correlação não significa, necessariamente, causação. Noutras palavras, o fato de que consumo de energia e crescimento econômico andem juntos não significa que aquele seja a causa deste nem, ao contrário, que este seja a causa daquele (AYRES, 2001). Em muitas situações, a relação de causa e efeito não é unidirecional. Em relações chamadas de *simultâneas* (GUJARATI, 2000), *mútuas* ou *bidirecionais* (AYRES, 2001), tanto o efeito (*Y*) é determinado pelas causas (*X*) quanto algumas dessas causas são determinadas pelo efeito.

Ainda que seja possível quantificar os bens e serviços ambientais em termos de um numerário comum (unidades monetárias, energéticas ou físicas), o papel dos recursos naturais frente ao crescimento econômico continuará à espera de maior elucidação. Enquanto o sentido da causação não puder ser determinado, a questão sobre a continuidade do crescimento econômico em face da diminuição do consumo de recursos naturais permanecerá sem resposta (AYRES, 2001).

A “escola biofísica” espera encontrá-la nas analogias da Economia com a Biologia. A rigor, no entanto, talvez o único ponto comum entre ambas seja que seus processos evolutivos se caracterizam pela busca do equilíbrio (AYRES, 2004). Na Biologia, como na Física, a noção de equilíbrio baseia-se na Termodinâmica. Na Economia, por outro lado, o equilíbrio designa um estado estacionário hipotético, em que a oferta e a demanda para cada mercadoria se equiparam. Ironicamente, essa noção abstrata de equilíbrio que os economistas elaboraram tem-lhes causado embaraço, uma vez que a retórica e a exortação política do crescimento econômico violam os supostos teóricos do equilíbrio (VAN DEN BERGH, 2001; AYRES, 2004).

De uma perspectiva menos abstrata, o objetivo da atividade econômica pode ser interpretado como um problema de maximização condicionada do valor – ou, como o seu dual, qual seja, um problema de minimização da *exergia* (i.e., conteúdo de energia disponível). Com mais energia disponível, ela se torna mais barata e reduz o custo de produção das mercadorias. À medida que o custo delas se reduz, seus preços diminuem. A

queda de preços estimula a demanda por mercadorias com baixa intensidade energética e favorece a substituição dos combustíveis fósseis (AYRES, 2001).

Esse círculo virtuoso sustenta as teses da desmaterialização. Sua estratégia dos três “R” (Reduzir-Reutilizar-Reciclar) sugere que, através da queda da taxa de depreciação do capital manufaturado, eliminam-se perdas (custos) significativas(os) para a economia, e obtêm-se ganhos macroeconômicos. O resultado é um aumento da taxa líquida de crescimento econômico (AYRES & VAN DEN BERGH, 2005).

Essa reformulação (neo-schumpeteriana) da teoria econômica do crescimento, com a inclusão do meio ambiente, enfrenta dois constrangimentos que assediavam a teoria convencional. Primeiro, permite-lhe emancipar-se da restrição neoclássica de que o crescimento sempre deve ocorrer em equilíbrio (NORDHAUS & TOBIN, 1973). Contrastando com essa premissa, o novo enfoque propõe que o crescimento econômico, à maneira da evolução biológica, é um processo que transcorre em desequilíbrio. Em segundo lugar, esse desequilíbrio é causado pela acumulação de conhecimento e pela inovação tecnológica (*e.g.*, tecnologia da informação, biotecnologia, nanotecnologia) sobretudo no setor de serviços – pouco intensivo em energia e materiais. Assim, argumenta-se que, a partir dessa desmaterialização da economia, torna-se possível, mesmo num mundo em que os insumos energéticos e materiais sejam declinantes, crescer sem ter de enfrentar limites (AYRES & VAN DEN BERGH, 2005).

Em geral, esses modelos subestimam o substrato material e energético requerido por um setor de “serviços” supostamente “imaterial” (WACKERNAGEL & REES, 1996). Mesmo a transmissão de informações necessita de suportes físicos e de energia, tais como papel e cabos. Para que ela se torne acessível, seus usuários também precisam de interfaces materiais, como telas e rádios. Até os bancos, que, diretamente, não produzem nenhum tipo de riqueza material, precisam, para realizarem suas operações financeiras, de uma infra-estrutura de prédios e instalações, cuja construção consome energia e recursos físicos.

Além das aparências, a noção de progresso não pode ser indistintamente aplicada à evolução da natureza e à evolução da economia (AYRES, 2004). Em primeiro lugar, na biosfera, o crescimento é medido pela *exergia* solar acumulada na forma de celulose, açúcares, lipídeos e proteínas. Na produção econômica, apenas uma fração dos insumos físicos permanece no produto final. Ou seja, na economia, o crescimento depende de o quanto se utilize dessa energia armazenada. (AYRES, 1998; VAN DEN BERGH, 2001). Em segundo lugar, o comportamento, no mundo natural, é, no mais das vezes, geneticamente determinado, enquanto, no mundo econômico, tende a ser mais racional e consciente. Por último, a evolução econômica é muito mais rápida do que a evolução biológica. Esta consiste num

processo muito lento e inconsciente, determinado por fenômenos físicos (*e.g.*, mutação) e complementado por estratégias competitivas de reprodução. Aquela é inteiramente orientada por decisões humanas conscientes, que guardam muito pouca semelhança com os ajustamentos induzidos pela dinâmica populacional (AYRES, 2004).

Em essência, o debate do crescimento traduz-se pelas respostas que venha a oferecer a três questões fundamentais (VAN DEN BERGH, 2001):

- a) É o crescimento *desejável*?
- b) É o crescimento *viável*?
- c) É o crescimento *controlável*?

O pensamento dominante (Economia Ambiental Neoclássica) costuma associar crescimento econômico a aumento de riqueza e de bem-estar social (VAN DEN BERGH, 2001; MUELLER, 2007). Entretanto riqueza material não é sinônimo de bem-estar social – muito menos, de felicidade (AYRES, 2004). Portanto é preciso indagar se é realmente desejável um crescimento da riqueza material muito acima do nível de satisfação das necessidades básicas (VAN DEN BERGH, 2001).

Alternativamente (Economia Ecológica), argumenta-se que a redistribuição da renda poderia fazer mais pela promoção do bem-estar social do que o crescimento econômico continuado. Os indivíduos aferem seu bem-estar material, comparando sua renda com a de outros integrantes da sociedade local ou nacional. Logo, quando se trata de aferir bem-estar, a renda relativa (distribuição de renda) é mais importante do que a renda absoluta (crescimento da renda nacional ou crescimento econômico) (VAN DEN BERGH, 2001).

A viabilidade do crescimento econômico depende de posturas que vão do “otimismo exultante” ao “pessimismo extremo” (MUELLER, 2007, p. 463) em relação aos limites que o meio ambiente impõe à expansão econômica. Perto da extremidade otimista do espectro, a Economia Ambiental Neoclássica aposta nos avanços tecnológicos e nos rápidos ajustes da organização social, sobretudo através do sistema de preços. Ambos conduziriam a um futuro de crescente e ilimitada prosperidade (MUELLER, 2007). Na porção menos otimista do espectro, a Economia Ecológica, a Bioeconomia e a “Economia da Sobrevivência” preocupam-se com os impactos das ações presentes sobre as oportunidades legadas às gerações futuras (MUELLER, 2007). Em respeito ao “princípio da precaução” e às leis da Termodinâmica, esse enfoque biológico da relação entre a economia e o meio ambiente (MUELLER, 2007) importa-se com a resiliência (fragilidade) dos ecossistemas. Regulada pela complexa conexão entre os processos biogeoquímicos globais e as funções de suporte à vida na biosfera, essa propriedade vem sendo cada vez mais ameaçada pela pressão das atividades humanas (VAN DEN BERGH, 2001).

Por último, o controle e a direção do crescimento econômico têm sido negligenciados tanto por “tecnocêntricos” quanto por “ecocêntricos” (VAN BELLEN, 2005). Estes, porque não vislumbram no crescimento econômico o condão de contornar definitivamente limites naturais e dificuldades sociais; aqueles, porque consideram que a resposta positiva às questões anteriores (*a* e *b*) dispensa esta última pergunta (VAN DEN BERGH). Desde os anos 1960, contudo, o crescimento econômico tornou-se um imperativo político. Quem pode ser contra ele (NORDHAUS & TOBIN, 1973)? Além disso, como assegurar, macroeconomicamente, o pleno emprego e a estabilidade dos preços sem ele? Desde então, governos e formuladores de política estão comprometidos com taxas positivas de crescimento econômico. Crescimento nulo ou negativo soa politicamente incorreto (VAN DEN BERGH, 2001). No entanto, como todos os juízos de valor, crescimento tem significado coisas diferentes para diferentes pessoas, em épocas distintas (NORDHAUS & TOBIN, 1973).



## 4 – MODELOS BIOECONÔMICOS

Apesar de seu ancestral comum, a Economia e a Biologia andaram separadas por um longo tempo. Segundo Tullock (1999), ambas devem seus avanços a T. R. Malthus, que, no início do século XIX, publicara “*Um Ensaio sobre os Princípios Populacionais*” (1803).

Após ler esse livro, Darwin (1859) percebeu que o argumento básico contido ali se aplicava diretamente à porção não-humana do mundo. O interesse por outras espécies que não a humana justificava-se pelo fato de que aquelas estavam livres de muitas dificuldades que tipicamente a afligiam. Os não-humanos não experimentam o progresso tecnológico. Nem, tampouco, podem praticar o controle artificial de natalidade (TULLOCK, 1999). Em suma, animais e plantas exibem um comportamento mais consistente do que os humanos. Estão menos sujeitos do que estes a apresentarem um comportamento imprevisível, com preferências e escolhas que variam de forma indefinida. Os não-humanos estão limitados por seu habitat, bem como por parâmetros morfológicos e fisiológicos que os impedem de adotar estratégias incompatíveis com seu bem-estar (PETHIG & TSCHIRHART, 2001; GIANNETTI, 2005). Esse enfoque possibilitou não só que Darwin revolucionasse a Biologia mas também que a aproximasse da Economia (TULLOCK, 1999).

Paralelamente, Marx e Engels também leram o ensaio de Malthus, porém com o interesse centrado nos humanos somente. Essa leitura resultou na obra “*Dialética da Natureza*” (1875). Nela, Engels observava que a *competição* implacável *entre* as espécies, tal como descrita pela teoria da evolução de Darwin, convertia-se em *cooperação dentro* de cada espécie em particular (TULLOCK, 1999).

O balanço dessas idéias é que os biólogos enveredaram por uma trilha multiespecífica, ao passo que os economistas circunscreveram-se a um trajeto monoespecífico. Desde o início, o propósito declarado dos economistas era beneficiar o ser humano. Os biólogos, por sua vez, nunca anunciaram isso como seu objetivo básico, embora, freqüentemente, muitos deles tenham perseguido o melhoramento de espécies individuais como forma de aprimorar os suprimentos alimentares para humanos (TULLOCK, 1999).

Se bem que os objetivos de uns e outros possam divergir, estrutural e tecnicamente, ambos os campos de atividade têm muito em comum. Tanto a Biologia quanto a Economia se ocupam de problemas de maximização submetidos a restrições. Os biólogos procuram entender a existência das espécies em função das restrições que elas enfrentam. Seu objetivo é compreender, mais do que reformar. Já os economistas são estritamente melioristas. Dedicam-

se a compreender a economia para aprimorar o bem-estar dos seres humanos (TULLOCK, 1999).

Não é de surpreender por que “[a] análise econômica dos recursos renováveis não apresenta nada de importante antes do meio do século XX” (FAUCHEUX & NOËL, 1995, p. 162). Quando muito, pode-se destacar o interesse de habitantes de zonas florestais, cujos modelos pioneiros (*e.g.*, modelo de abate de Faustmann) remontam a 1849 (FAUCHEUX & NOËL, 1995; HAMPICKE, 2001). Tecnicamente, o aspecto que, sem dúvida, mais contribuiu para aproximar a Economia e a Biologia foi o fenômeno da *renovação* a que os recursos naturais (renováveis) estão sujeitos. Os modelos provenientes das Ciências Naturais – sobretudo da Biologia – e que estão próximos dos modelos demográficos permitem verificar a trajetória a ser seguida por uma população animal ou vegetal submetida a um dado levantamento (caça ou colheita) (FAUCHEUX & NOËL, 1995). A intensidade com que esta variável econômica (exploração) se manifesta é que precipita a extinção ou prolonga a existência do recurso natural renovável.

Uma característica essencial desse tipo de recurso é que seu estoque não é fixo; pode ser aumentado ou diminuído. A população (ou biomassa) do recurso aumentará se o estoque puder regenerar-se. É esse o caso das espécies simples de peixes e das florestas. “Entretanto existe um estoque máximo: nenhum recurso se pode regenerar a níveis superiores à capacidade de carga do ecossistema onde ele existe. Em contrapartida pode declinar se a sua taxa de extração exceder de modo persistente a sua taxa de crescimento” (FAUCHEUX & NOËL, 1995, p. 162).

Os recursos haliêuticos (pesqueiros) e florestais logo se revelaram dois grandes domínios de aplicação dos modelos de otimização dinâmicos. De repente, esses modelos *bioeconômicos*, pioneiramente denominados de “modelos de pesca” ou “modelos logísticos”, se tornaram atraentes para os economistas. Não só porque demonstravam que era possível explorar recursos renováveis indefinidamente, com base em uma taxa de exploração sustentável, mas também porque ofereciam a possibilidade de investir nesses recursos, simplesmente os explorando abaixo de seu limiar de sustentabilidade (FAUCHEUX & NOËL, 1995).

O princípio fundador desses modelos é o fenômeno conhecido como *tragédia dos comuns* (HARDIN in NELISSEN et al., 1997; ZOBITZ, 2004; HARRIS & CODUR in HARRIS & CODUR, 2004b). A atmosfera, como muitos outros sistemas naturais, é vulnerável ao uso excessivo (*overuse*). Trata-se de um recurso de livre acesso, cujo usufruto é, portanto, não-excludente. Mas, se, ao utilizá-lo, todos tentarem obter dele o mais que puderem para si próprios, esse comportamento resultará, no final, em menos recurso para todos. Ao

explorá-lo ao máximo em favor do interesse pessoal, cada usuário provoca um aumento da taxa de extração que conduzirá, inexoravelmente, à destruição do recurso e à ruína da sociedade (HARRIS & CODUR in HARRIS & CODUR, 2004b).

É precisamente nisto que consiste a “tragédia”: “Cada homem está preso a um sistema que o compele a aumentar seu rebanho de maneira ilimitada – num mundo que é limitado. A ruína é o destino para o qual todos se dirigem, cada um perseguindo o mais de perto possível seu próprio interesse, numa sociedade que acredita na liberdade dos comuns. Mas a liberdade dos comuns implica ruína para todos” (HARDIN in NELISSEN et al., 1997, p. 105). Nessa acepção, tomada de empréstimo ao filósofo Whitehead, “[a] essência da tragédia dramática não é a infelicidade. Ela reside na solenidade que se atribui ao funcionamento improvidente (*remorseless*) das coisas” (HARDIN in NELISSEN et al., 1997, p. 105).

#### **4.1 – Dinâmica populacional**

Afinal, como se pode utilizar a *Matemática Bioeconômica* para prevenir uma “tragédia dos comuns”? O instrumental matemático empregado na Bioeconomia são as equações diferenciais (caso contínuo) e equações em diferenças (caso discreto). Elas permitem verificar quanto uma população muda através do tempo. Portanto um elemento importante na análise dinâmica das populações é o tempo – que normalmente constitui a variável independente (BATSCHELET, 1978; CHIANG, 1982; ZOBITZ, 2004).

Através de modelos populacionais, busca-se conhecer o momento em que uma dada população ( $X$ ) se torna estacionária – isto é, quando cessa de mudar ( $dX/dt = 0$ ). Nas versões mais simples e menos realistas, considera-se apenas a taxa de reprodução ou de regeneração ( $r$ ) (ROYAMA, 1992), que é suposta constante, não-nula e igual a  $b - d$  (com  $b =$  taxa de natalidade e  $d =$  taxa de mortalidade) (MURRAY, 1993)<sup>31</sup>:

$$\frac{dX}{dt} = rX = (b - d)X$$

**Equação 10**

---

<sup>31</sup> É também lícito fazer  $b =$  taxa de natalidade + imigração, e  $d =$  taxa de mortalidade + emigração, de modo que  $r = b - d =$  nascimentos – mortes + migração (onde migração = imigração – emigração) (MURRAY, 1993).

Algébrica e analiticamente, é fácil ver que a solução para  $dX/dt = 0$  é  $X = 0$  – desde que  $r \neq 0$  (ZOBITZ, 2004). Através do cálculo, porém, chega-se a uma solução mais geral e mais elegante:

$$\int \frac{dX}{X} = \int r dt$$

$$\int \frac{1}{X} dX = rt + c_1$$

$$\ln X + c_0 = rt + c_1$$

$$c = c_1 - c_0$$

$$\ln X = rt + c$$

$$e^{\ln X} = e^{rt} \cdot e^c$$

$$X = e^{rt+c}$$

**Equação 11**

Quando  $t = 0$ , a última expressão da Equação 11 estabelece que:

$$X_0 = e^{r \cdot 0 + c}$$

$$X_0 = e^c$$

**Equação 12**

Agora, substituindo-se o resultado da Equação 12 na Equação 11, tem-se que a solução particular para a equação diferencial descrita pela Equação 10 é:

$$X_t = X_0 e^{rt} = X_0 e^{(b-d)t}$$

**Equação 13**

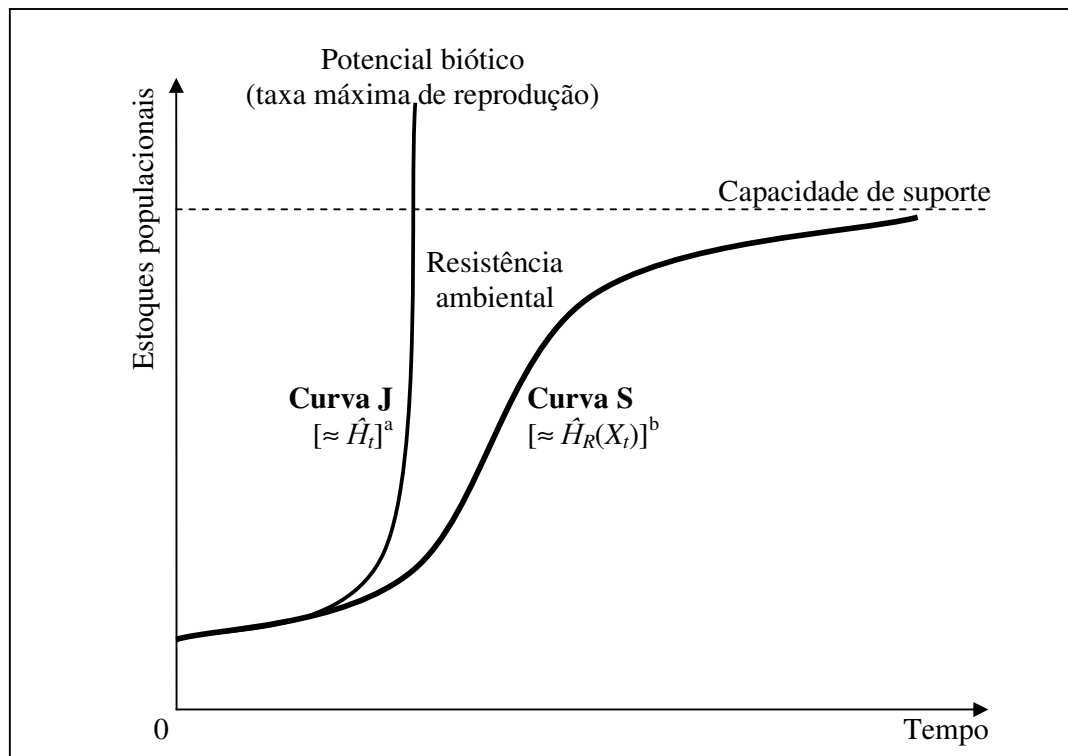
#### 4.1.1 – Crescimento exponencial (curva J)

A Equação 10 corresponde à *equação de conservação* da população descrita pela Equação 13 e representa a taxa de variação desta última. Se  $b > d$ , a população cresce exponencialmente (Figura 24); se  $b < d$ , ela tende à extinção (MURRAY, 1993). Ou seja, a hipótese implícita na Equação 10 é que a variação no tamanho de uma população ocorre segundo uma taxa de crescimento percentual  $r$  constante (SIMON & BLUME, 2004).

Essa hipótese trivial costuma ser atribuída a T. R. Malthus. Por isso ela é freqüentemente denominada “lei de Malthus”, e a Equação 10, “equação de Malthus” (SIMON & BLUME, 2004, p. 636). De fato, ele as empregou, em 1798, para dar sustentação às suas previsões catastróficas acerca do futuro da humanidade (ROYAMA, 1992). Naquela época, em seu *Ensaio sobre a População*, Malthus sentenciara que “a população, quando não controlada, cresce numa progressão geométrica, e os meios de subsistência, numa progressão aritmética” (MALTHUS, 1996, p. 249). Na verdade, porém, a forma exponencial (curva J, na Figura 24) para a equação de conservação de populações fora sugerida antes pelo matemático suíço Leonhard Euler (1707-1783) (MURRAY, 1993; EDWARDS JR. & PENNEY, 1994).

Embora, num prazo tão longo quanto o que se estende do século XVII ao XXI, tal modelo tenha produzido estimativas corretas para a população humana mundial, geralmente ele soa bastante irrealista. Antropologicamente, não é de todo impróprio esperar-se algum ajuste exponencial para a população humana (MURRAY, 1993). Os seres humanos estão menos sujeitos a limites físicos intransponíveis ou a condicionantes regionais insuperáveis. “Seu comportamento não é instintivo, mas condicionado cultural e socialmente” (BRAGA et al., 2005, p. 45). Biológica e ecologicamente, no entanto, os limites de recursos (*e.g.*, alimentos) e de espaço devem determinar o declínio das populações através do tempo (BATSCHELET, 1978; ZOBITZ, 2004).

Apesar disso, o modelo de Malthus para o crescimento populacional continua parecendo bastante simplista. Para conferir-lhe maior realismo, é preciso levar em conta fatores que inibem o crescimento. A superpopulação e a utilização de recursos, por exemplo, levariam a uma taxa de crescimento demográfico decrescente, especialmente à medida que a população ficasse grande demais para o seu meio ambiente (SIMON & BLUME, 2004).



Fonte: CUNNINGHAM & SAIGO (1997, p. 123)

Notas: (a) Função demanda por remoção (Cap. 5). (b) Função oferta de remoção (Cap. 5)

Figura 24 – Estratégias malthusianas (curva J) e estratégias logísticas (curva S) de dinâmica populacional

#### 4.1.2 – Crescimento logístico (curva S)

Admite-se que modelos de dinâmica populacional tornem-se mais realistas, à medida que se insira neles um termo que contemple os impactos *negativos* da densidade sobre o crescimento (curva S, na Figura 24). Nesse sentido, uma modificação elementar é supor que a taxa de crescimento de uma população decresce quando a população cresce. Nos termos da Equação 10, essa hipótese ligeiramente modificada implica que a taxa percentual (ou relativa) de crescimento  $(dX/dt)/X$  – ou, em termos discretos,  $\Delta X/X$  – é uma função *decrecente* do tamanho  $X$  da população. Algebricamente, a maneira mais simples de exprimir essa relação é através de uma reta negativamente inclinada (Equação 14) (SIMON & BLUME, 2004, p. 636):

$$f(X) = a - bX$$

$$\frac{dX/dt}{X} = K - bX,$$

$$\frac{dX}{dt} = X(K - bX)$$

**Equação 14**

onde:  $f(X) = (dX/dt)/X$ ;  $a = K$ ; assumindo-se normalmente que  $b = 1$ .

Parte-se do princípio de que um ambiente qualquer pode suportar uma população de, no máximo,  $K$  indivíduos (“população clímax” ou “capacidade de suporte” – *carrying capacity* – do meio). Então  $K - X$  dá a medida da “folga”, “resistência ambiental” (Figura 24) ou “potencial biótico de expansão” dessa espécie quando o estoque de sua população é  $X$  (ROYAMA, 1992). Agora, a taxa de variação do estoque ( $dX/dt$ ) é proporcional não só a  $X$  mas também a  $K - X$  (BATSCHELET, 1978; EDWARDS JR. E PENNEY, 1994). Assim (ZOBITZ, 2004):

$$\frac{dX}{dt} = rX(K - X)$$

$$\frac{dX}{dt} = rXK - rX^2$$

**Equação 15**

Se se quer encontrar o ponto onde  $dX/dt = 0$ , então tem-se que:

$$0 = rXK - rX^2 (\div K)$$

$$0 = rX - \frac{rX^2}{K}$$

$$0 = rX \left(1 - \frac{X}{K}\right)$$

$$rX = 0 \Rightarrow \text{com } r \neq 0 \Rightarrow X' = 0$$

$$\left(1 - \frac{X}{K}\right) = 0 \Rightarrow \frac{X}{K} = 1 \Rightarrow X'' = K$$

**Equação 16**

O efeito da *densidade* sobre a população é definir-lhe mais de um ponto de equilíbrio (raízes). Em vez de, como antes (Equação 10), ter-se apenas  $X = 0$ , o termo não-linear  $rX^2/K$

(Equação 15), resultante da introdução da *densidade* populacional no modelo, produz, além da raiz nula  $X = 0$ , outro ponto de equilíbrio onde  $X = K$ .

A *equação logística*, como é conhecida a Equação 15, corresponde a uma *equação diferencial não-linear* da forma

$$\frac{dy}{dt} = ay^2 + by + c ,$$

**Equação 17**

em que ocorre o termo  $y^2$  (BATSCHLET, 1978). Quando se iguala a zero o termo do lado direito da Equação 17, chega-se à equação quadrática  $ay^2 + by + c = 0$ , cuja solução pode ser fatorada como  $a(A - y)(B - y)$ , com  $A \neq B =$  raízes reais do polinômio quadrático. Se  $A = y$  ou  $B = y$ , o polinômio se anula. Logo, a Equação 17 também pode ser apresentada como:

$$\frac{dy}{dt} = a(A - y)(B - y)$$

$(A \neq B)$

**Equação 18**

A Equação 15 é um caso especial da Equação 18, com  $A = 0$  e  $a = -r$  (BATSCHLET, 1978):

$$\frac{dy}{dt} = -ay(B - y)$$

$$a = -r$$

$$y = X$$

$$B = K$$

$$\frac{dX}{dt} = rX(K - X)$$

$$\frac{dX}{dt} = \underbrace{rX}_{\text{nascimentos}} - r \underbrace{\frac{X^2}{K}}_{\text{densidade}} = rX \left( 1 - \frac{X}{K} \right)$$

**Equação 19**



### 4.1.3 – Função ou taxa logística e função de reprodução

A solução geral da Equação 15 é conhecida como *função logística*. Esta corresponde à integral (antiderivada) da Equação 19:

$$\frac{dX}{dt} = rX \left( 1 - \frac{X}{K} \right)$$

$$\int \frac{dX}{X \left( 1 - \frac{X}{K} \right)} = \int r dt$$

**Equação 20**

Para simplificar a integração, convém reformular a expressão que acompanha  $dX$ , no lado esquerdo da Equação 20. Para isso, emprega-se um método de separação de variáveis (BATSCHLET, 1978), conhecido como *método da decomposição em frações parciais* (EDWARDS JR. & PENNEY, 1994; SIMON & BLUME, 2004):

$$\frac{1}{X \left( 1 - \frac{X}{K} \right)} = \frac{A}{X} + \frac{B}{\left( 1 - \frac{X}{K} \right)} = \frac{A - \frac{A}{K}X + BX}{X \left( 1 - \frac{X}{K} \right)}$$

$$\frac{1}{X \left( 1 - \frac{X}{K} \right)} = \frac{A + \left( B - \frac{A}{K} \right) X}{X \left( 1 - \frac{X}{K} \right)}$$

**Equação 21**

Comparando-se o numerador do lado esquerdo com o do lado direito da Equação 21, tem-se:

$$1 + 0X = A + \left( B - \frac{A}{K} \right) X$$

$$A = 1$$

$$\left( B - \frac{A}{K} \right) = 0 \Rightarrow B = \frac{A}{K} \Rightarrow B = \frac{1}{K}$$

**Equação 22**

Enfim, utilizando-se os resultados fornecidos pela Equação 22 no lado direito (decomposição parcial de frações) da Equação 21, obtém-se:

$$\frac{1}{X\left(1-\frac{X}{K}\right)} = \frac{A}{X} + \frac{B}{\left(1-\frac{X}{K}\right)}$$

$$\frac{1}{X\left(1-\frac{X}{K}\right)} = \frac{1}{X} + \frac{1}{K\left(1-\frac{X}{K}\right)} = \frac{1}{X} + \frac{1}{K-X}$$

**Equação 23**

Agora, a Equação 20 transforma-se em:

$$\int \frac{1}{X} dX + \int \frac{1}{K-X} dX = \int r dt$$

**Equação 24**

Fazendo-se  $u = X$ , então  $\frac{du}{dX} = 1$  ou  $du = dX$ . Da mesma forma, fazendo-se  $v = K - X$ ,

$\frac{dv}{dX} = -1$  ou  $dv = -dX$ . Substituindo-se essas transformações na Equação 24, lembrando-se de

que  $\frac{du}{dX} \frac{1}{u} = \ln u$ ,  $\frac{dv}{dX} \frac{1}{v} = \ln v$ , e resolvendo:

$$\int \frac{1}{X} dX + \int \frac{1}{K-X} dX = \int r dt$$

$$\int \frac{1}{u} du - \int \frac{1}{v} dv = \int r dt$$

$$\ln u + c_1 - (\ln v + c_2) = rt + c_0$$

$$c_1 - c_2 = c$$

$$c_0 - c = C$$

$$\ln u - \ln v + c = rt + c_0$$

$$\ln\left(\frac{u}{v}\right) = rt + C$$

$$\ln\left(\frac{X}{K-X}\right) = rt + C$$

$$e^{\ln\left(\frac{X}{K-X}\right)} = e^{rt} e^C$$

$$\left(\frac{X}{K-X}\right) = e^{rt+C}$$

**Equação 25**

A Equação 25 pode ser rearranjada uma vez mais, para isolar-se  $X$  (HOFFMAN & VIEIRA in HOFFMAN & VIEIRA, 1987):

$$X = Ke^{rt+C} - Xe^{rt+C}$$

$$X + Xe^{rt+C} = Ke^{rt+C}$$

$$X(1 + e^{rt+C}) = Ke^{rt+C}$$

$$X = \frac{Ke^{rt+C}}{(1 + e^{rt+C})}$$

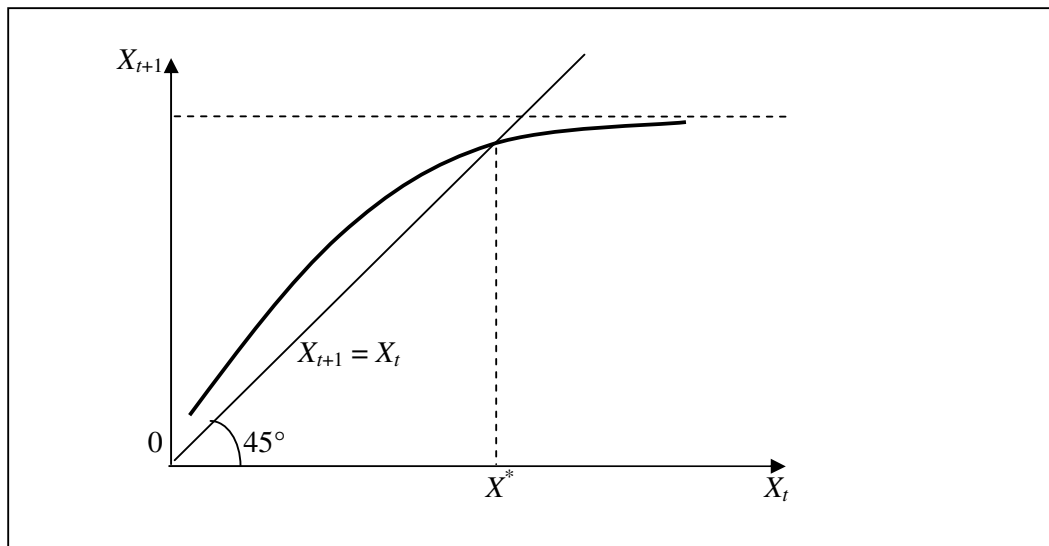
$$X = \frac{K}{e^{-(rt+C)}(1 + e^{rt+C})}$$

$$X = \frac{K}{1 + e^{-(rt+C)}}$$

$$X = \frac{K}{1 + (e^{-rt} e^{-C})}$$

**Equação 26**

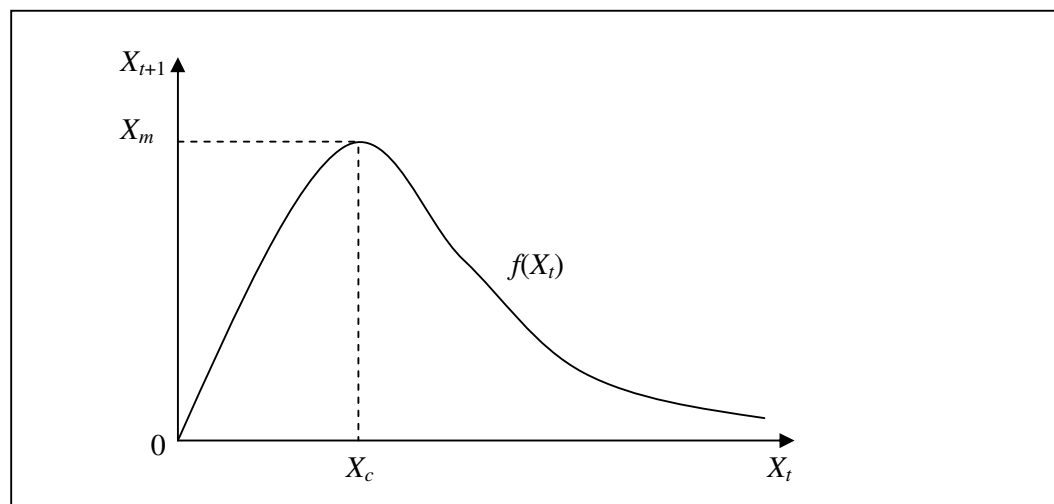
A Equação 26 representa a “solução geral” para a Equação 19 – a equação diferencial de onde a solução emergiu (CHIANG, 1982). A conformação típica da *função logística* (Equação 26) é ilustrada pela Figura 25. Essa função (Equação 26 e Figura 25) corresponde à *taxa de crescimento* de alguma primitiva *função de reprodução* (Figura 26).



Fonte: ROYAMA (1992, p. 148)

Notas: A reta de 45° é a linha de equilíbrio de “estado estacionário”, onde  $X_t = X_{t+1}$ ;  $X^*$  é um ponto de equilíbrio (de estado estacionário); e a linha superior tracejada é uma assíntota.

Figura 25 – Função logística clássica ( $X_{t+1}$  em função de  $X_t$ ) (Equação 26)



Fonte: MURRAY (1993, p. 37)

Figura 26 – Conformação típica da função de crescimento ou da curva de reprodução num modelo  $X_{t+1} = f(X_t)$

A *função logística* informa, por meio de uma “razão” (MOORE & McCABE in MOORE & McCABE, 1998), a “distância” entre a densidade populacional ( $X_t$ ) e seu “nível de saturação” ( $K - X_t$ ) (HOFFMANN & VIEIRA in HOFFMANN & VIEIRA, 1987, p. 336).

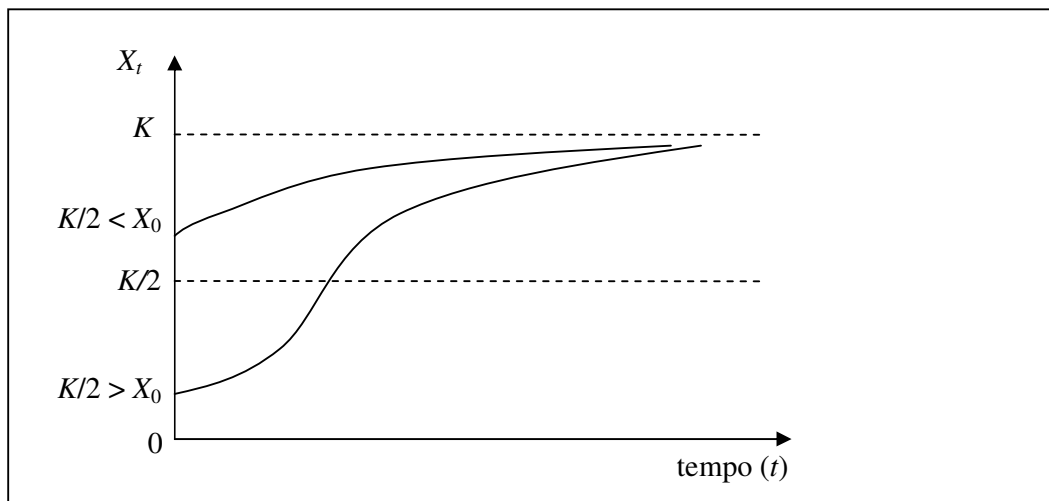
Em vista disso, o modelo logístico estabelece restrições ao crescimento. Assume que “[n]enhum organismo e nenhuma população crescem indefinidamente. Existem limitações estabelecidas pela disponibilidade de alimento ou abrigo, por falta de espaço, por condições físicas intoleráveis, ou por algum mecanismo de controle” (BATSCHELET, 1978, p. 320-1). O modelo logístico supera, desse modo, um problema fundamental que aflige modelos como os lineares. Modelos lineares são logicamente pouco atraentes, pois pressupõem que o efeito marginal ou incremental da variável explicativa (ou independente) permanece constante do começo ao fim (GUJARATI, 2000).

Na realidade, é de se esperar que  $X_{t+1} = X_t + \Delta X$  se relacione de maneira *não-linear* com  $X_t$ . É mais provável que baixas densidades populacionais,  $X_t$ , favoreçam incrementos de estoque,  $\Delta X$ , maiores. Por outro lado, à medida que a densidade populacional se eleve, espera-se que  $\Delta X$  diminua. Abaixo e acima de certos limites,  $\Delta X$  não ocorre. Mas, entre as extremidades,  $\Delta X$  é crescente a partir do limite inferior, atinge um máximo e, depois disso, torna-se progressivamente decrescente, até anular-se, conforme se aproxima do limite superior.

#### 4.1.4 – Regressão logística

Toda função logística (Equação 26 e Figura 25) descreve um padrão de crescimento que “começa lentamente, depois se torna mais rápido e finalmente diminui. O crescimento é mais rápido na vizinhança do *ponto de inflexão*” (BATSCHELET, 1978, p. 327) – onde a derivada primeira da função é máxima e não-nula, mas onde a derivada segunda é nula. Portanto, igualando-se a derivada segunda da Equação 19 a zero, determina-se o ponto onde a taxa logística de crescimento será máxima.

A Figura 27 ilustra diferentes comportamentos de taxas de variação que, indistintamente, imprimem um padrão logístico ao crescimento populacional. Logo, a conformação da função de reprodução (Figura 26) depende da taxa logística que porventura presida o crescimento.



Fonte: MURRAY (1993, p. 2)

Figura 27 – Taxas logísticas de crescimento populacional

Retomando-se a Equação 19 e reescrevendo-a como:

$$\frac{dX}{dt} = rX(K - X)$$

$$\frac{dX}{dt} = ruv$$

$$u = X$$

$$v = K - X$$

**Equação 27**

Pela “regra da cadeia”, obtêm-se as derivadas de  $u$  e  $v$  com relação a  $t$ :

$$\frac{du}{dt} = \frac{du}{dX} \frac{dX}{dt}$$

e

$$\frac{dv}{dt} = \frac{dv}{dX} \frac{dX}{dt}$$

**Equação 28**

Mas, com base na Equação 27, sabe-se que:

$$\frac{du}{dX} = 1 \text{ e } \frac{dv}{dX} = -1$$

**Equação 29**

Logo, a Equação 28 pode ser agora expressa como:

$$\begin{aligned} \frac{du}{dt} &= 1 \frac{dX}{dt} \\ &\text{e} \\ \frac{dv}{dt} &= -1 \frac{dX}{dt} \end{aligned}$$

**Equação 30**

Pela “regra do produto”, a derivada segunda da Equação 27 é:

$$\frac{d^2 X}{dt^2} = r \left( u \frac{dv}{dt} + v \frac{du}{dt} \right)$$

**Equação 31**

Substituindo-se, na Equação 31,  $u = X$  e  $v = K - X$  (da Equação 27), bem como os resultados dispostos pela Equação 30, tem-se que:

$$\begin{aligned} \frac{d^2 X}{dt^2} &= r \left[ -X \frac{dX}{dt} + (K - X) \frac{dX}{dt} \right] \\ \frac{d^2 X}{dt^2} &= r \left[ \frac{dX}{dt} (K - 2X) \right] \\ \frac{d^2 X}{dt^2} &= r(K - 2X) \frac{dX}{dt} \end{aligned}$$

**Equação 32**

Enfim, o *ponto de inflexão* é aquele onde a Equação 32 se anula. É aí que a *taxa logística de crescimento* alcança o seu *máximo* (i.e., a sua inclinação máxima) (Equação 33):

$$\begin{aligned}
 0 &= r(K - 2X) \frac{dX}{dt} \\
 Kr \frac{dX}{dt} - 2Xr \frac{dX}{dt} &= 0 \\
 Kr \frac{dX}{dt} &= 2Xr \frac{dX}{dt} \\
 K &= 2X \\
 X &= K/2
 \end{aligned}$$

Equação 33

A dedução de uma curva que reúna as propriedades recém descritas pode ser efetuada através de uma análise de regressão logística. Os parâmetros da regressão são extraídos da Equação 26, depois de submetê-la a um ligeiro rearranjo algébrico. Dividindo-se seu numerador e seu denominador por  $K$  – ou, o que é o mesmo, multiplicando-se seu lado direito por  $K/K$  –, obtém-se:

$$X = \frac{\frac{K}{K}}{\frac{1 + e^{-C} e^{-r}}{K}} = \frac{1}{\frac{1}{K} + \frac{e^{-C}}{K} e^{-r}}$$

Equação 34

Chamando-se  $b_0 = e^{-C}/K$  e  $b_1 = e^{-r}$ , a Equação 34 fica:

$$X = \frac{1}{\frac{1}{K} + b_0 b_1^t}$$

Equação 35<sup>32</sup>

Para fins de regressão, convém resolver a Equação 35 para  $b_0$  e  $b_1^t$ :

---

<sup>32</sup> Que é a forma adotada pela regressão logística no aplicativo *SPSS for Windows*, versão 11.0.0, através do qual foram obtidas as estimativas empregadas neste estudo.



$$\begin{aligned}
 X &= \frac{1}{1 + Kb_0b_1^t} = \frac{K}{1 + Kb_0b_1^t} \\
 X + XK(b_0b_1^t) &= K \\
 XK(b_0b_1^t) &= K - X \quad (\div K) \\
 \frac{XK(b_0b_1^t)}{K} &= \frac{K - X}{K} \\
 X(b_0b_1^t) &= 1 - \frac{X}{K} \\
 (b_0b_1^t) &= \frac{1}{X} \left( 1 - \frac{X}{K} \right) \\
 (b_0b_1^t) &= \left( \frac{1}{X} - \frac{1}{K} \right) \\
 \ln \left( \frac{1}{X} - \frac{1}{K} \right) &= \ln b_0 + (\ln b_1)t
 \end{aligned}$$

Equação 36

Qual é o significado estatístico da função de regressão logística (Equação 35 e Equação 36)? Para apreendê-lo, é preciso voltar à Equação 25. A razão que figura à esquerda, na Equação 25, assemelha-se menos com uma proporção e mais com a “chance” (*odds*) associada a dois resultados possíveis (MOORE & McCABE in MOORE & McCABE, 1998). Nesse caso, um resultado é o estoque existente do recurso ( $X_t$ ); o outro é a possibilidade de expansão desse estoque ( $K - X_t$ ). A proporção ( $p$ ) do estoque existente ( $X_t$ ) em relação ao estoque (máximo) possível ( $K$ ) e a proporção ( $1 - p$ ) da expansão do estoque ( $K - X_t$ ) em relação ao estoque (máximo) possível ( $K$ ) são dadas, respectivamente, por:

$$\begin{aligned}
 p &= \frac{X_t}{K} \\
 (1 - p) &= \frac{K - X_t}{K}
 \end{aligned}$$

Equação 37

A *chance* ( $\pi$ ) é simplesmente a *razão das proporções*, ou seja:

$$\pi = \frac{p}{1-p} = \frac{\frac{X_t}{K}}{\frac{K-X_t}{K}} = \frac{X_t}{K} \frac{K}{(K-X_t)}$$

$$\pi = \frac{X_t}{K-X_t}$$

Equação 38

Não se pode relacionar  $\pi$  e  $t$  através de um modelo linear, do tipo  $\pi = b_0 + b_1t$ . Para valores extremos de  $X_t$  (como, por exemplo, quando  $X_t = K$ ),  $\pi$  se torna indeterminado, uma vez que o denominador  $K - X_t$  se anula. O modelo logístico contorna esse problema, à medida que, como mostra a Equação 25, trabalha com  $\ln \pi = b_0 + b_1t$ . O  $\ln \pi$ , sim, admite uma relação linear (na Equação 25,  $\ln \pi = C + rt$ ) (MOORE & McCABE in MOORE & McCABE, 1998). Para encontrar  $\pi$  apenas, aplica-se, então, o antilogaritmo, de modo que:

$$e^{\ln \pi} = e^{C+rt}$$

$$\pi = e^{C+rt}$$

$$\frac{X_t}{(K-X_t)} = e^{C+rt}$$

$$X_t = (K-X_t)e^{C+rt}$$

Equação 39

#### 4.1.5 – Modelo logístico e função de iteração linear

Pela “lei logística”, o incremento de estoque,  $\Delta X$  (discreto) ou  $dX/dt$  (contínuo), depende de maneira *não-linear* da densidade populacional,  $X_t$ . “Toda equação cujo gráfico não é uma reta é denominada *não-linear*. As curvas não-lineares, [por sua vez], podem ser classificadas em algébricas e transcendentais” (WEBER, 1977, p. 48). As equações algébricas apresentam-se na forma geral  $f(x, y) = 0$ , onde  $f(x, y)$  é um polinômio em  $x$  e  $y$ . Toda equação em  $x$  e  $y$  que não é algébrica é denominada transcendental (*e.g.*, funções trigonométricas, logarítmicas, exponenciais) (WEBER, 1977).

A partir dessas definições, a Equação 15 deve ser classificada como *algébrica*. Como tal, sua solução pode ser encontrada através de métodos analíticos, que permitem calcular suas

raízes exatas (BARROSO et al., 1987). No entanto essa solução é uma função, não um número, embora, às vezes, essa função possa ser constante – quando é, então, chamada de “solução estacionária”, “ponto de equilíbrio” ou, simplesmente, “estado estacionário” (SIMON & BLUME, 2004, p. 637).

O inconveniente da Equação 15 é que, por se tratar de uma equação diferencial (caso contínuo), ela supõe que a população varie *continuamente* através do tempo. Embora esse pressuposto se aplique à análise de grandes populações (ROYAMA, 1992; SIMON & BLUME, 2004), a realidade dos estudos populacionais demonstra que a dinâmica de muitas espécies é efetivamente discreta – ou descontínua (ROYAMA, 1992; MURRAY, 1993). Mesmo que não fosse, as medições da população são feitas em intervalos regulares, discretos, de tempo (ROYAMA, 1992). Essa característica também se observa em outras classes de fenômenos. Na economia, por exemplo, dados como o PIB costumam ser registrados em períodos uniformemente espaçados de tempo e divulgados em épocas definidas (WEBER, 1977; SIMON & BLUME, 2004). Por isso convém deduzir o análogo discreto da Equação 15.

Uma vez que a Equação 15 representa uma *taxa*, é fácil concluir que:

$$\left(1 + \frac{\Delta X}{X_t}\right)X_t = X_{t+1},$$

**Equação 40**

onde  $\Delta X$  = análogo discreto para  $dX$ ;  $\Delta X < X_t$ ;  $X_{t+1}$  = nível futuro de estoque, com  $X_{t+1} = X_t + \Delta X$ . O termo entre parênteses, na Equação 40, equivale à Equação 15. Resolvendo-o, encontra-se:

$$\left(1 + \frac{\Delta X}{X_t}\right) = \left(\frac{X_t + \Delta X}{X_t}\right) = \frac{X_{t+1}}{X_t}$$

**Equação 41**

A Equação 41 comprova que  $\frac{dX/dt}{X_t}$ , no caso contínuo, equivale, no caso discreto, a  $X_{t+1}/X_t$ . Com base na Equação 41, a Equação 15 pode ser agora escrita como:

$$\begin{aligned}\frac{X_{t+1}}{X_t} &= r(K - X_t) \\ X_{t+1} &= rX_t(K - X_t)\end{aligned}$$

#### Equação 42

A Equação 42 corresponde à equação em diferenças (análogo discreto) da equação diferencial (contínua) dada pela Equação 15. Um modo de encontrar as raízes (soluções) de equações em diferenças não-lineares é através de um método gráfico conhecido como *iteração linear* (CHIANG, 1982; BARROSO et al., 1987).

As equações em diferenças nas quais apenas as variáveis  $X_{t+1}$  e  $X_t$  aparecem podem ser representadas, em geral, pela equação:

$$X_{t+1} = f(X_t)$$

#### Equação 43

(...) Quando as duas variáveis  $X_{t+1}$  [eixo vertical] e  $X_t$  [eixo horizontal] são representadas uma contra a outra, no plano de coordenadas cartesianas, o diagrama resultante constitui um *diagrama de fase*, e a curva que corresponde a  $f$  é uma *linha de fase*. A partir de ambos, é possível analisar a trajetória temporal da variável pelo processo de iteração (CHIANG, 1982, p. 499).

Para as equações diferenciais (caso contínuo), o diagrama e a curva correspondentes são obtidos a partir da representação de  $dX/dt$  (eixo vertical) contra  $X$  (eixo horizontal). Ou, para aproximar ainda mais a analogia com as equações em diferenças, de  $\Delta X_t$  (eixo vertical) contra  $X_t$  (eixo horizontal). Neste último caso, é mais conveniente, contudo, valer-se de uma linha de  $45^\circ$  como um artifício mecânico para transpor o valor de  $X_t$  (eixo horizontal) até  $X_{t+1}$  (eixo vertical) (CHIANG, 1982). Todo ponto situado sobre essa linha traduz um *equilíbrio de estado estacionário*, em que  $X_t = X_{t+1}$  ( $X^*$ , na Figura 25). Portanto, se a projeção ortogonal de  $X_t$  até a *linha de fase*  $f(X_t)$  não coincide com a linha de  $45^\circ$ , pode-se, sem dúvida, afirmar que  $X_t \neq X_{t+1}$  (Figura 25).

A função de iteração<sup>33</sup>  $F(X)$  consiste num artifício algébrico que possibilita calcular cada valor de  $X$  com base no valor que esta variável assumia no período anterior. Em símbolos, que informa  $X = F(X)$ . O modo como a função de iteração consegue isso envolve as

<sup>33</sup> As explicações a seguir baseiam-se extensivamente em BARROSO et al. (1987).

raízes da função de reprodução  $f(X)$  (Figura 26), isto é, os pontos onde  $f(X) = 0$ . Por definição, a raiz real de uma equação  $f(X) = 0$  é o ponto onde a função  $f(X)$  toca o eixo dos  $X$  (abscissas). Portanto, para encontrar a raiz de uma função, basta encontrar o ponto do eixo dos  $X$  que a anula.

O problema é que nem todas as funções tocam o eixo dos  $X$ . Muitas, por exemplo, se aproximam assintoticamente dele, sem nunca tocá-lo realmente. Para essas e outras situações, em que a função não toca o eixo dos  $X$ , há, felizmente, uma maneira alternativa de resolver o problema. Substitui-se  $f(X)$  por uma equação  $g(X) - h(X) = 0$ , tal que  $f(X) = g(X) - h(X) = 0$ . Logo,  $f(X) = 0$  quando  $g(X) = h(X)$  (BARROSO et al., 1987).

No caso de um modelo tal como o ilustrado pela Figura 26, é conveniente, agora, representá-lo num plano  $XY$  (Figura 28) e considerar:

- a)  $g(X) =$  função definida pela curva de fase ou “função de reprodução”, onde  $Y = F(X)$ , ou, de forma equivalente:

$$g(X) = Y - F(X);$$

**Equação 44**

- b)  $h(X) =$  reta de  $45^\circ$ , onde  $Y = X$ , ou de forma equivalente:

$$h(X) = Y - X$$

**Equação 45**

Como  $f(X) = 0$  quando  $f(X) = g(X) - h(X) = 0$ , então, para se encontrarem as raízes de uma função de reprodução como a da Figura 26, é preciso que  $g(X) - h(X) = 0$  ou, simplesmente,  $g(X) = h(X)$ . Portanto, igualando-se a Equação 44 à Equação 45, tem-se como resultado:

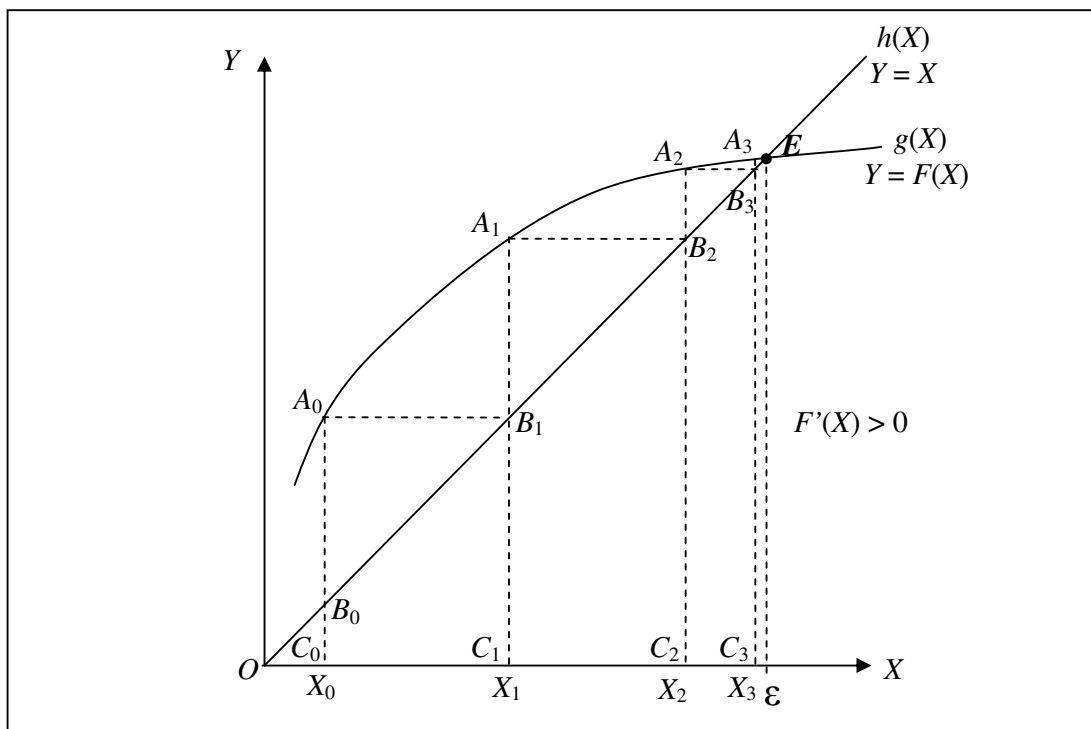
$$\begin{aligned} g(X) &= h(X) \\ Y - F(X) &= Y - X, \\ X &= F(X) \end{aligned}$$

**Equação 46**

que corresponde à chamada *função de iteração*.

Através da função de iteração  $F(X)$  (Equação 46), cada raiz real – como  $\varepsilon$ , no ponto  $E$  (Figura 28) – da equação  $X = F(X)$  é a abscissa de um ponto de interseção – tal como  $E$  – da

curva  $Y = F(X)$  com a bissetriz (reta de  $45^\circ$ )  $Y = X$  (Figura 28). Noutros termos, a raiz (ou abscissa)  $\varepsilon$  de  $X = F(X)$  corresponde à abscissa do ponto em que  $g(X) = h(X)$  (Figura 28).



Fonte: BARROSO et al. (1987, p. 132)

Figura 28 – Interpretação geométrica do método da iteração linear

Conforme se observa na Figura 28, os pontos  $A_t$  pertencem à função  $g(X)$ , descrita pela curva  $Y = F(X)$ ; os pontos  $B_t$ , à função  $h(X)$ , definida pela reta de  $45^\circ$ , onde  $Y = X$ . Mas tanto os pontos  $A_t$  quanto os  $B_t$  possuem abscissas comuns  $X_t$ , que são as sucessivas aproximações da raiz  $\varepsilon$ . No triângulo isósceles (i.e., triângulo que possui dois lados iguais)  $OC_1B_1$ ,  $OC_1 = B_1C_1$ . Porém  $B_1C_1 = A_0C_0$ . Logo,  $OC_1 = A_0C_0$ . Como, ainda,  $OC_1 = X_1$  e  $A_0C_0 = F(X_0)$ , conclui-se que  $X_1 = F(X_0)$ . Da mesma forma, no triângulo isósceles  $OC_2B_2$ ,  $OC_2 = B_2C_2$  e  $B_2C_2 = A_1C_1$ . Com  $OC_2 = X_2$  e  $A_1C_1 = F(X_1)$ , tem-se que  $X_2 = F(X_1)$ . Prosseguindo-se assim, iterativamente, e generalizando-se, por indução, cada nova etapa, a *função de iteração* pode ser enunciada como:

$$X_{t+1} = F(X_t)$$

Equação 47

A Equação 47 confirma, por análise geométrica, a consistência algébrica da Equação 46.

Quando, como na Figura 28, a derivada de  $g(X)$  é positiva ( $F'(X) > 0$ ), a linha poligonal  $A_0B_1A_1B_2A_2B_3...$  tem a forma de *escada*. Quando essa derivada é negativa ( $F'(X) < 0$ ), a linha poligonal tem a forma de uma *espiral*, que produz as oscilações conhecidas como “teias de aranha”. Além disso, quando  $g(X)$  inclina-se numa região próxima de  $\varepsilon$ , ou seja, quando  $|F'(X)| < 1$ , o processo de iteração *converge*. Do contrário, quando  $|F'(X)| > 1$ , o processo de iteração *diverge* (BARROSO et al., 1987).

## 4.2 – Economia dos recursos naturais renováveis

Até aqui se tratou da porção “bio” da *Bioeconomia*. Chegou a hora de considerar a “Economia”. A inclusão de fatores econômicos nos modelos populacionais de recursos renováveis remete aos primeiros modelos logísticos *com colheita*. Na ausência de perturbações, a maioria das espécies apresenta taxas de natalidade e mortalidade que se equilibram. Em decorrência, a população mantém-se mais ou menos constante e igual à capacidade de suporte ( $K$ ) de seu meio ambiente. No entanto, quando submetidas a colheita ou predação, essas espécies acusam alterações em suas taxas de mortalidade. Se o distúrbio não for muito severo, a população se ajusta e se reacomoda num novo estado de equilíbrio, tal que  $X_H < K$  (com  $X_H$  = estoque sobrevivente de população após a colheita ou predação). O problema a ser modelado consiste, então, em encontrar uma taxa de exploração (colheita ou predação) tal que, simultaneamente, maximize a produção sustentável desse recurso e permita que sua população se reproduza de acordo com a *taxa máxima de crescimento* específico (MURRAY, 1993).

Em tempo discreto, a dinâmica de qualquer recurso renovável pode ser descrita por uma equação como a Equação 47. Por extensão, a dinâmica de qualquer recurso renovável sujeito a predação ( $H_t$ ) pode, em princípio e em termos discretos, ser dada por (MURRAY, 1993, p. 55):

$$X_{t+1} = F(X_t) - H_t$$

Equação 48

Mas, tal como na Equação 14:

$$F(X_t) = \frac{dX/dt}{X_t} = \frac{\Delta X/\Delta t}{X_t},$$

$$\frac{\Delta X}{\Delta t} = \frac{dX}{dt} = X_t F(X_t)$$

**Equação 49**

Quando  $\Delta t = 1$ , a Equação 49 fica:

$$\Delta t = 1$$

$$\Delta X = X_t F(X_t)$$

$$\frac{\Delta X}{X_t} = F(X_t)$$

**Equação 50**

Então, seguindo o procedimento empregado na Equação 17 e na Equação 18, quando se iguala o lado direito da Equação 15 a zero, o resultado é a Equação 19. Substituindo-se, nesta última equação, o operador contínuo  $d$  pelo operador discreto  $\Delta$  e fazendo-se, como acima,  $\Delta t = 1$ , a Equação 50 se transforma em:

$$\frac{\Delta X}{X_t} = F(X_t) = r \left( 1 - \frac{X_t}{K} \right)$$

$$\Delta X = rX_t \left( 1 - \frac{X_t}{K} \right)$$

**Equação 51**

A Equação 51 descreve o crescimento natural dos estoques, quando ele só depende da densidade populacional e quando os estoques não estão sujeitos à ação de predadores (i.e.,  $H_t = 0$ ). Noutras palavras, a Equação 51 representa a *função biológica de crescimento restrito* (BATSCHLET, 1978), na ausência de predadores. Assim, na ausência de predadores, *estoques e fluxos* de recursos naturais renováveis relacionam-se através da seguinte identidade (PERMAN et al., 1996, p. 169):



$$\underbrace{\frac{dX_t}{dt}}_{\text{estoques}} = \underbrace{G(X_t)}_{\text{fluxos}}$$

$$G_t = G(X_t)$$

**Equação 52**

Com base na Equação 49 e na Equação 52, pode-se constatar que a função biológica de crescimento  $G(X_t)$  corresponde ao produto entre o estoque existente do recurso em dado período,  $X_t$ , e a taxa (percentual) de variação do estoque no tempo em relação ao estoque existente,  $F(X_t) = (dX/dt)/X_t$ :

$$G(X_t) = X_t F(X_t)$$

$$G(X_t) = X_t \left( \frac{dX/dt}{X_t} \right)$$

$$G(X_t) = \frac{dX}{dt}$$

**Equação 53**

De modo mais estrito,  $G(X_t)$  implica que a quantidade de crescimento,  $G$ , do estoque do recurso é uma função do tamanho do estoque existente em dado instante do tempo,  $X_t$ .

Considerando-se que:

$$\Delta X = X_{t+1} - X_t$$

**Equação 54**

e que o quociente diferencial ( $\Delta X/\Delta t$ ) corresponde à tradução discreta da taxa de variação instantânea em tempo contínuo ( $dX/dt$ ), a Equação 53 pode ser expressa como:

$$\Delta X = X_{t+1} - X_t$$

$$\frac{\Delta X}{\Delta t} = \frac{dX}{dt} = G(X_t)$$

$$\Delta t = 1$$

$$\Delta X = \frac{dX}{dt} = G(X_t)$$

$$\therefore G(X_t) = X_{t+1} - X_t$$

**Equação 55**

Com base na Equação 55, a Equação 50 pode ser expressa como:

$$\frac{G(X_t)}{X_t} = F(X_t)$$

$$G(X_t) = X_t F(X_t)$$

**Equação 56**

Substituindo-se o resultado final da Equação 55 na Equação 56, obtém-se:

$$\frac{X_{t+1} - X_t}{X_t} = F(X_t)$$

$$\frac{X_{t+1}}{X_t} - 1 = F(X_t)$$

$$\frac{X_{t+1}}{X_t} = 1 + F(X_t)$$

**Equação 57**

Finalmente, com a informação fornecida pela Equação 55, pode-se voltar à Equação 48 e reescrevê-la como:

$$X_t + G(X_t) = F(X_t) - H_t$$

$$X_t + \frac{dX}{dt} = F(X_t) - H_t$$

$$X_t + 0 = F(X_t) - H_t$$

$$H_t = F(X_t) - X_t$$

**Equação 58**

Ao estabelecer que  $dX/dt = G(X_t) = \Delta X = 0$ , a Equação 58 define a colheita  $H_t$  nos termos do *equilíbrio de estado estacionário*. Com base na Figura 28, a Equação 58 pode ser transcrita como:

$$H_t = A_t C_t - B_t C_t$$

$$H_t = \text{estoque futuro} - \text{estoque presente}$$

$$H_t = A_t B_t = \text{incremento do estoque (fluxo)}$$

$$H_t = \text{produtividade física}$$

**Equação 59**

A Equação 59 confirma que, se, em cada período, apenas o incremento  $A_t B_t$  do estoque for recolhido, sempre restará, no final de cada turno,  $B_t C_t = X_t = A_{t-1} C_{t-1}$  (Figura 28). Como o segmento  $A_t B_t$  ergue-se a partir da reta de  $45^\circ$ , recolhê-lo implica terminar num ponto situado exatamente sobre ela. Nesse ponto, a ordenada (eixo vertical), onde se medem os estoques futuros, tem o mesmo valor da abscissa (eixo horizontal), onde se medem os estoques correntes.

#### 4.2.1 – Equilíbrio de estado estacionário (EE)

Essa é precisamente a idéia do equilíbrio de estado estacionário. Tal estratégia de exploração consiste em otimizar a colheita econômica mantendo a população do recurso renovável (MURRAY, 1993). Outra forma de exprimir isso é ajustando-se a Equação 52 e a Equação 53 para a hipótese da predação humana, por exemplo (MURRAY, 1993; PERMAN et al., 1996).

$$\frac{dX}{dt} = G(X_t) - H_t$$

Equação 60

Com base na Equação 51, na Equação 55 e na Equação 56, a Equação 60 pode ser escrita como:

$$\frac{dX}{dt} = \left[ rX_t \left( 1 - \frac{X_t}{K} \right) \right] - H_t$$

$$\frac{dX}{dt} = \left( \underbrace{rX_t}_{\text{nascimentos}} - \underbrace{\frac{rX_t^2}{K}}_{\text{densidade}} \right) - \underbrace{H_t}_{\text{colheita}}$$

Equação 61

A Equação 61 corresponde à Equação 19, quando a *abundância* de um recurso submetido a colheita diminui (ZOBITZ, 2004).

Em seguida, resolve-se a equação diferencial resultante (Equação 60 e Equação 61) para o caso em que  $dX/dt = 0$ , quando se atinge o equilíbrio de estado estacionário:

$$\begin{aligned}
 0 &= G(X_t) - H_t \\
 H_t &= G(X_t) \\
 H_t &= rX_t \left( 1 - \frac{X_t}{K} \right) \\
 H_t &= rX_t - \frac{rX_t^2}{K}
 \end{aligned}$$

Equação 62

A última expressão da Equação 62 reúne as informações da Equação 50, da Equação 51 e da Equação 56. A Tabela 17 analisa as situações que a Equação 60 sugere.

Tabela 17 – Dinâmica bioeconômica

Situação	Rendimento líquido (incremento – colheita)	Variação do estoque no tempo	Estoque (biomassa)
Excedente ecológico	$G(X_t) > H_t$	$dX/dt > 0$	Crescente
Equilíbrio ecológico (EE)*	$G(X_t) = H_t$	$dX/dt = 0$	Estável
Endividamento ecológico	$G(X_t) < H_t$	$dX/dt < 0$	Decrescente

Fonte: Adaptado de MARTÍNEZ-ALIER & ROCA JUSMET (2000, p. 334)

(\*) EE = estado estacionário.

É lógico que a única situação de interesse é quando  $H_t > 0$  (MURRAY, 1993). Se o objetivo é não violar o equilíbrio de estado estacionário no longo prazo, é preciso conhecer o nível de estoque  $X_t = \varepsilon$  (Figura 28), além do qual  $H_t < 0$ , visto que  $F(X_t) < X_t$  (ponto *E* na Figura 28). Para tanto, basta calcular, com o auxílio da Equação 58 e da Equação 51, o nível de  $X_t = X_t^{EE}$  para o qual  $H_t = 0$  (Equação 63). Esse ponto indica até onde vai o rendimento econômico (EE) (MURRAY, 1993).

$$\begin{aligned}
0 &= F(X_t) - X_t \\
F(X_t) &= X_t \\
rX_t \left(1 - \frac{X_t}{K}\right) &= X_t \\
1 - \frac{X_t}{K} &= \frac{1}{r} \\
1 - \frac{1}{r} &= \frac{X_t}{K} \\
X_t^{EE} &= K \left(1 - \frac{1}{r}\right) \\
\frac{X_t^{EE}}{K} &= u^{EE} = \frac{r-1}{r}
\end{aligned}$$

**Equação 63**

onde se faz  $u = X/K$ . Na Equação 63,  $X_t^{EE} = K [1 - (1/r)]$  consiste no estoque limítrofe, para além do qual  $H_t < 0$ . Como, nas situações reais,  $X_t^{EE} > 0$ ,  $|1/r| < 1$ . Logo,  $r > 1$ . Quando  $r = 1$ ,  $X_t^{EE} = 0$ . Em hipótese alguma,  $r = 0$ .

#### 4.2.2 – Rendimento máximo sustentável (RMS)

Encontrado o limite crítico superior ( $X_t^{EE}$ ) para uma colheita positiva ( $H_t > 0$ ), resta conhecer onde ela atinge seu máximo. Essa circunstância costuma ser identificada como o ponto do RMS (*Rendimento Máximo Sustentável*). O RMS indica qual é o rendimento *biológico* máximo sustentável (MURRAY, 1993). Para calculá-lo, basta encontrar o nível de estoque  $X_t = X_t^{RMS}$ , que anula a derivada primeira da Equação 58.

$$\frac{dH_t}{dX_t} = 0$$

**Equação 64**

Com base na Equação 51, a Equação 58 fica:

$$H_t = rX_t \left( 1 - \frac{X_t}{K} \right) - X_t$$

$$H_t = rX_t - \frac{rX_t^2}{K} - X_t$$

**Equação 65**

A derivada primeira da Equação 65, com relação a  $X_t$ , corresponde a:

$$\frac{dH_t}{dX_t} = r - 2r \frac{X_t}{K} - 1$$

**Equação 66**

Igualando-se, como na Equação 64, a Equação 66 a zero e resolvendo-se para  $X_t$ , tem-se:

$$0 = r - 2r \frac{X_t}{K} - 1$$

$$2r \frac{X_t}{K} = r - 1$$

$$\frac{X_t^{RMS}}{K} = u^{RMS} = \frac{1}{2} \left( \frac{r-1}{r} \right)$$

$$u^{RMS} = \frac{1}{2} u^{EE}$$

$$X_t^{RMS} = \frac{K}{2} \left( \frac{r-1}{r} \right)$$

**Equação 67**

O resultado da Equação 67 denota o equilíbrio *biológico* do recurso. Se sua exploração (colheita) se detiver quando esse nível de estoque for atingido, a população do recurso terá tempo de se recompor e de, na geração seguinte, proporcionar novamente um RMS. Do contrário, se a colheita se estender além de  $X_t^{RMS}$ , os estoques não conseguirão recompor-se a uma taxa tal que os reconduza, na geração seguinte, ao nível de RMS. Como revelam a Equação 63 e a Equação 67, o equilíbrio *biológico* dos estoques (RMS) corresponde à metade de sua população de estado estacionário ( $X_t^{EE} = K$ ), quando  $X_{t+1} = X_t$ .

### 4.2.3 – Políticas de exploração sustentável

Pode-se, afinal, fazer uso das informações contidas na Equação 63, para se determinar onde uma dada “curva de reprodução”  $F(X_t)$  define pontos de equilíbrio de estado estacionário. Se a derivada primeira ( $dH_t/dX_t$ ) da Equação 58 entre dois pontos consecutivos desse tipo (EE) for nula (Equação 64), a colheita terá atingido um máximo (RMS) ou um mínimo. O exame da derivada segunda ( $d^2H_t/dX_t^2$ ), então, pode revelar de que situação se trata. Se  $d^2H_t/dX_t^2 < 0$ , trata-se de RMS; se  $d^2H_t/dX_t^2 > 0$ , de um ponto de mínima, bioeconomicamente irrelevante. No caso da Equação 66, verifica-se que:

$$\begin{aligned}\frac{dH_t}{dX_t} &= r - 2r \frac{X_t}{K} - 1 \\ \frac{d^2H_t}{dX_t^2} &= -\frac{2r}{K} \\ \frac{d^2H_t}{dX_t^2} < 0 &\Rightarrow RMS\end{aligned}$$

Equação 68

Considerando-se que  $0 < u_0 < 1$ , podem-se encontrar as soluções de *estado estacionário*,  $u_t \geq 0$  (MURRAY, 1993). Elas demarcam os limites dentro dos quais a colheita se reveste de algum significado econômico, contanto que positiva. Utilizando-se, como na Equação 63, o artifício de que  $u = X/K$ , tem-se que:

$$\begin{aligned}u_{t+1} &= ru_t(1 - u_t) \\ u_{t+1} &= ru_t - ru_t^2 \\ \frac{du_{t+1}}{du_t} &= r - 2ru_t\end{aligned}$$

Equação 69

a) Para  $u_t = 0$ :

$$\frac{du_{t+1}}{du_t} = r - 2r(0) ;$$

$$\frac{du_{t+1}}{du_t} = r$$

Equação 70

b) Para  $u_t = u^{EE} = (r - 1)/r$  (calculado na Equação 63):

$$\frac{du_{t+1}}{du_t} = r - 2r(u^{EE})$$

$$\frac{du_{t+1}}{du_t} = r - 2r\left(\frac{r-1}{r}\right)$$

$$\frac{du_{t+1}}{du_t} = r - 2(r-1)$$

$$\frac{du_{t+1}}{du_t} = r - 2r + 2$$

$$\frac{du_{t+1}}{du_t} = 2 - r$$

Equação 71

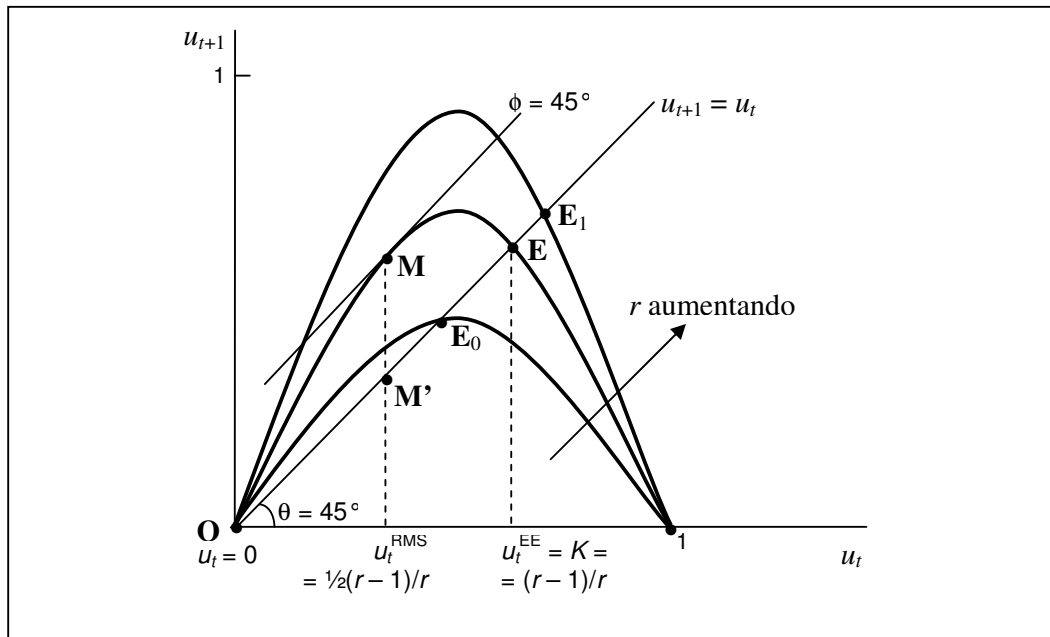
Os resultados da Equação 70 e da Equação 71 mostram o valor da inclinação da curva de reprodução  $u_{t+1} = F(u_t)$  nos pontos  $O$  ( $u_t = 0$ ) e  $E$  ( $u_t = u^{EE} = (r - 1)/r$ ), em que ela intercepta a reta de  $45^\circ$ , onde  $u_{t+1} = u_t$  (Figura 29). Nesse intervalo, compreendido entre  $O$  e  $E$ , o “ganho” máximo (ALBERS et al. in GARFUNKEL & STEEN, 1991) por período de tempo (RMS) é representado pela distância  $MM'$  (Figura 29). Nesse ponto ( $M$ ), a tangente à curva de reprodução possui a mesma inclinação que a reta  $u_{t+1} = u_t$  (i.e.,  $\phi = \theta = 45^\circ$ ).

A seção de curva delimitada por  $OME$ , na Figura 29, é o único domínio relevante para a definição de políticas de exploração sustentável de qualquer recurso natural renovável (ALBERS et al. in GARFUNKEL & STEEN, 1991). Por isso planejadores e economistas de recursos naturais costumam destacá-la e tratá-la em separado, como na Figura 30.

A Figura 30 mostra que os ganhos se esgotam no ponto  $E$ . Em  $E$ , como em  $O$ , a colheita (exploração) é nula. Mas, em  $O$ , faz sentido prosseguir, porque a colheita tende a crescer. Do ponto de vista biológico, ela deveria deter-se em  $M$ , quando atinge um máximo. Do ponto de vista econômico, o predador desejará recolher os benefícios restantes, ainda que menores, até  $E$ , quando, finalmente, a produtividade física se extingue. Prosseguir, além de  $E$ ,



com a colheita consiste, portanto, numa estratégia irracional sob todos os aspectos – tanto biológicos quanto econômicos.



Fonte: MURRAY (1993, p. 43)

Figura 29 – Rendimento econômico máximo ou colheita positiva

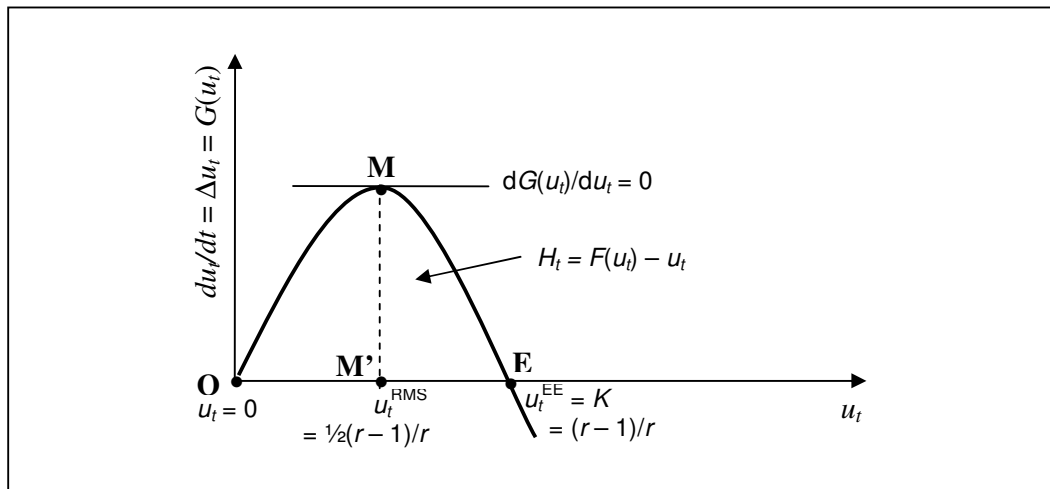


Figura 30 – Políticas de exploração sustentável para recursos naturais renováveis

Por fim, a Figura 30 condensa duas estratégias arquetípicas voltadas para a gestão de recursos naturais renováveis. A definição da estratégia está condicionada à resposta que se oferecer a duas questões que a Equação 58 suscita imediatamente (MURRAY, 1993):

- I. Qual é o rendimento *biológico* máximo sustentável (RMS)?
- II. Qual é o rendimento *econômico* máximo?

Implícito na resposta está um elemento crucial à gestão de recursos naturais: o tempo. No fundo, é essa variável que vai orientar a decisão racional sobre conservar ou usar a sustentabilidade (PEARCE & MORAN, 1994).

#### 4.2.4 – O critério biológico do *incremento médio anual* (IMA)

Uma resposta pioneira foi endereçada à primeira pergunta. Em busca de orientação para a gestão florestal, adotou-se um critério estritamente biológico definido pela razão entre o volume ( $V$ , por exemplo, em  $m^3$ ) de madeira num determinado povoamento florestal e a idade ( $t$ , por exemplo, em anos) desse povoamento. O *Incremento Médio Anual* (IMA), como esse critério foi denominado, prescrevia então que a idade de corte ideal para um povoamento cronologicamente uniforme correspondia àquela em que a razão  $V/t$  atingisse seu máximo (PERMAN et al., 1996).

Tal período de rotação corresponde ao de RMS (Figura 31), isto é, ao instante ( $T^*$ ) em que o rendimento marginal ( $V'(t)$ ) iguala o rendimento médio ( $V(t)/t$ ) (FAUCHEUX & NOËL, 1995). Geometricamente, esse instante pode ser traduzido como o ponto RMS (Figura 31), onde a *média* e a *inclinação* da curva são ambas máximas. Matematicamente, o RMS representa o instante em que a *taxa* de variação (crescimento) da função se iguala à *média* de variação. Daí para frente, a taxa de variação (marginal) declina progressivamente e puxa a média para baixo (CHIANG, 1982). Algebricamente, o ponto RMS (Figura 31) é descrito por:

$$\overbrace{V'(t)}^{\text{Marginal}} = \frac{\overbrace{V(t)}^{\text{Média}}}{t}$$

$$\frac{V'(t)}{V(t)} = \frac{1}{t}$$

**Equação 72**

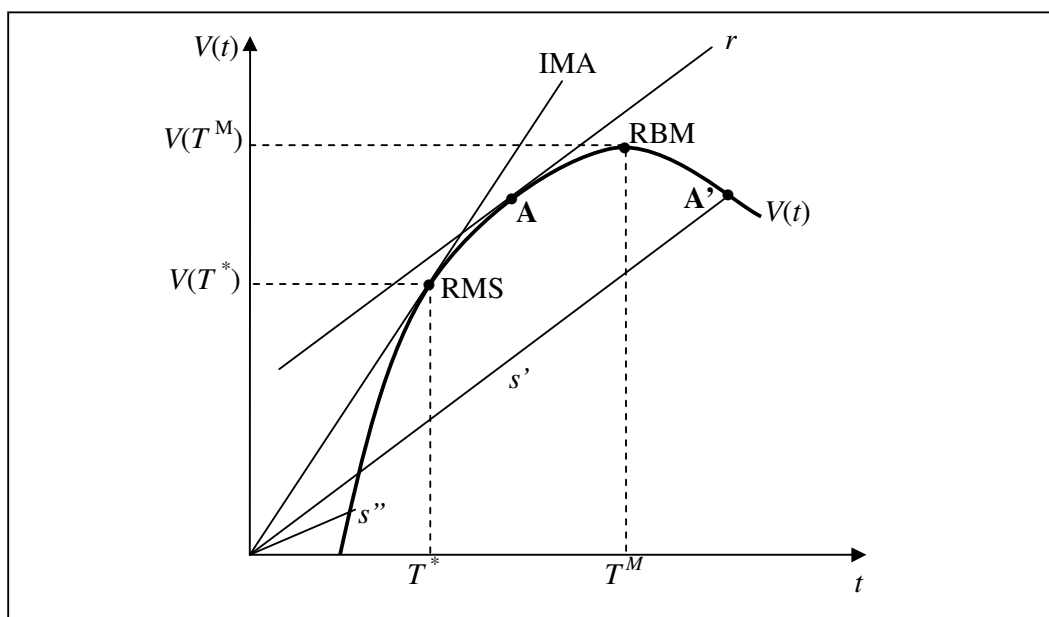
Em nenhum outro ponto da curva  $V(t)$  (por exemplo, A e A', na Figura 31), as retas provenientes da origem, como  $s'$  e  $s''$ , se sobrepõem às retas tangentes, como  $r$ . Para qualquer  $T$ , a inclinação de umas e outras é dada por:

$$\frac{dr}{dT} = V'(T) = \frac{dV(T)}{dT}$$

$$\frac{ds}{dT} = \frac{\Delta V(T)}{\Delta T} = \frac{V(T) - 0}{T - 0} = \frac{V(T)}{T}$$

Equação 73

No ponto RMS, ambas as inclinações dadas pela Equação 73 se sobrepõem (i.e., se igualam). Comparando-se as ordenadas de RMS e RBM, verifica-se que  $V(T^*) < V(T^M)$ . Quer dizer, a idade ótima de corte (RMS) ocorre quando o valor da árvore, medido pela quantidade de madeira que se pode extrair dela, é inferior ao valor máximo (RBM) que a árvore poderia alcançar sem rotação (FAUCHEUX & NOËL, 1995) (Figura 31).



Fonte: Versão ligeiramente modificada da original em FAUCHEUX & NOËL (1995, p. 194)

Nota: RMS = rendimento (biológico) máximo sustentável; RBM = rendimento biológico máximo; IMA = incremento médio anual.

Figura 31 – Época de corte de acordo com critérios biológicos

Sem demora, o IMA tornou-se atrativo, em virtude de sua simplicidade e plausibilidade. Tipicamente, as árvores apresentam intervalos muito longos entre o plantio e a colheita (PERMAN et al., 1996). Ao incluir o tempo, o cálculo do IMA não só contemplava essa peculiaridade dos recursos florestais mas também atendia a um imperativo racional de toda gestão de recursos naturais.

Apesar de tudo, não tardou a que os economistas o reprovassem (PERMAN et al., 1996). Suas ressalvas originavam-se da teoria do capital (PEARCE & MORAN, 1994), quer

com base no enfoque do *custo de oportunidade do capital* (FISHER, 1984), quer com base no enfoque da *preferência temporal* (BÖHM-BAWERK, 1890; BÖHM-BAWERK, 1891). O primeiro oferece uma base *objetiva* para a teoria do juro. Trata-se da *oportunidade de investimento* (FISHER, 1984), que envolve a escolha entre consumo e investimento. “[O] investimento em capital, que corresponde a uma renúncia ao consumo atual, deve gerar um rendimento, a produtividade do capital, que compense o sacrifício” (FAUCHEUX & NOËL, 1995, p. 153). O segundo enfoque provê a teoria do juro de uma base psicológica ou *subjetiva*, a partir da hipótese de que se costuma preferir os bens presentes aos bens futuros (FISHER, 1984).

#### 4.2.5 – O modelo de gestão florestal de Fisher

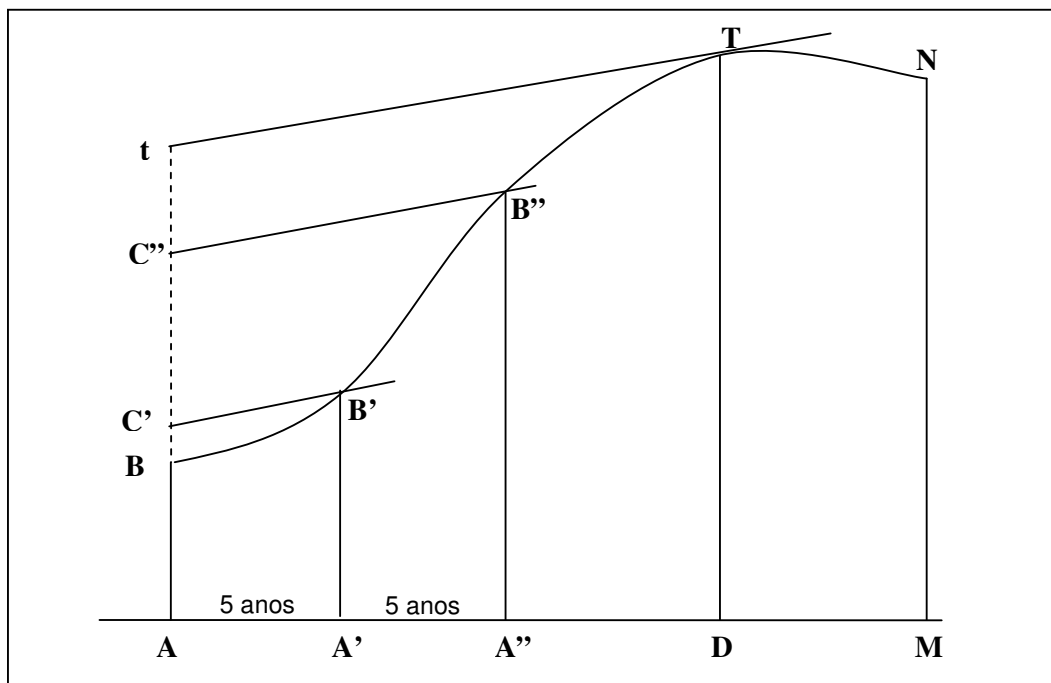
Segundo a análise do *custo de oportunidade do capital*, a floresta deve ser vista como um ativo intrinsecamente produtivo. A prática do RMS, seguida freqüentemente pelos madeireiros, obedece a um critério exclusivamente biológico. Mas, de um ponto de vista econômico, o IMA não permite comparar valores atuais com valores futuros das árvores, porque ignora o papel das taxas de juro ou de desconto.

Tais deficiências evocam as “teorias ingênuas da produtividade” (BÖHM-BAWERK, 1890) ou “teorias da produtividade orgânica” (GEORGE, 1879; FISHER, 1984). Em busca de uma base verdadeira para a teoria do juro, elas postulavam que a causa do juro, ou de um incremento do capital maior que o que seria devido ao trabalho, não pode ser encontrada na matéria inerte do universo nem, tampouco, nas coisas que, como o dinheiro, são desprovidas de qualquer poder reprodutivo (GEORGE, 1879).

É verdade que, se eu guardar dinheiro, ele não aumentará. Mas suponha-se, em vez disso, que eu guarde vinho. No final do ano, eu possuirei um valor maior, pois o vinho terá melhorado em qualidade. Ou, supondo-se que, num país adaptado a elas, eu comece a criar abelhas; no final do ano, disporei de mais enxames, bem como do mel que eles produziram ... [O] que assegura o incremento nesses casos é algo que, embora requeira trabalho para aproveitá-lo, é distinto e separável dele — a força ativa da natureza; o princípio do crescimento, da reprodução, que, em toda parte, caracteriza todas as formas imbuídas daquela coisa ou condição misteriosa a que chamamos vida (...) Existem, por assim dizer, nos movimentos que produzem o eterno fluxo da natureza, certas correntes vitais, que, se aproveitadas por nós, ajudam-nos, com uma força independente de nossos esforços, a converter matéria em formas que desejamos, isto é, em riqueza (GEORGE, 1879).

De acordo com essa proposição, a taxa de juros associada aos tipos de capital que se reproduzem coincide com sua taxa de crescimento. Daí se inferir que a taxa de juros consiste na “média de crescimento de animais e plantas” (DEL MAR e GEORGE *apud* FISHER,

1984, p. 105). A Figura 32, no entanto, ilustra por que essa conclusão deveria empregar “marginal” no lugar de “média”<sup>34</sup>.



Fonte: FISHER (1984, p. 104)

Nota: B'C', B''C'' e tT são paralelas, i.e., apresentam a mesma inclinação

Figura 32 – Seleção da época do corte de uma floresta

Na Figura 32, AB representa a quantidade de metros cúbicos ( $m^3$ ) de madeira por hectare (ha) de árvores em crescimento; A'B', a quantidade de madeira que pode ser esperada ao fim de 5 anos; A''B'', o que pode ser esperado em 10 anos, e assim por diante, durante anos sucessivos, até que a floresta atinja seu crescimento máximo, MN, ao fim de AM anos. A inclinação da porcentagem, ou taxa de ascensão, da curva BN em qualquer ponto, portanto, representa a taxa de crescimento da floresta em qualquer época.

O valor no presente (no ponto de tempo A) da floresta, *em termos de  $m^3$  de madeira*, é dado não pela altura AB, mas por AC'. A explicação para isso se encontra na curva de desconto B'C', traçada a partir de B'. A ordenada definida por essa curva, em qualquer tempo, representará os valores descontados de A'B' no momento presente. Portanto AC' representa o valor presente de A'B', isto é, da quantidade de madeira, se esta for cortada em 5

<sup>34</sup> As explicações a respeito da Figura 32 foram extraídas, quase que integralmente, de Fisher (1984, pp. 104-5).

anos. Da mesma maneira,  $AC''$  representará o valor presente de  $A''B''$ , se a madeira for cortada em 10 anos.

Analogamente, muitas curvas de desconto podem ser traçadas, até que se encontre uma como  $tT$ , tangente à curva  $BN$ . Então  $At$  será o valor correto da jovem floresta, e  $D$  representará a época na qual ela deveria ser cortada. Evidentemente,  $AT$  é bem diferente de  $AB$ , a quantidade de madeira no tempo presente, e bem diferente de  $DT$ , a quantidade de madeira na época de corte. Logo, para um período de corte compreendido entre  $A$  e  $D$ , os valores presentes da floresta variam de  $AB < A'C' < A''C'' < At$ . Quer dizer,  $At$  corresponde ao valor presente máximo, pois, se a floresta fosse cortada em qualquer outro ponto do tempo, em ambos os lados de  $T$ , a curva de desconto passando por esse ponto evidentemente ficaria abaixo da curva  $tT$ .

A curva  $tT$  é a curva da taxa de juro ou curva de desconto. Sua inclinação não necessariamente coincide com a taxa de crescimento da floresta em qualquer época, dada pela inclinação da curva  $BN$  (Figura 32). Apenas no ponto de tangência, isto é,  $T$ , as taxas de crescimento e de juro (ambas em termos de madeira) são idênticas. Portanto, somente aqui, seria válida a proposição das teorias da produtividade orgânica de que “a taxa de juro é a taxa de crescimento” (FISHER, 1984, p. 105).

Fora isso, em nenhuma hipótese, “a época de corte é a época de corte com aproveitamento máximo” (FISHER, 1984, p. 105). Enquanto, na Figura 31, a curva  $V(t)$  descreve o *volume* de madeira disponível em cada instante do tempo, na Figura 32, a curva  $BN$  descreve a *taxa* de crescimento (derivada primeira) desse volume através do tempo. Assim, na Figura 32, o ponto que, na Figura 31, corresponde ao RMS situa-se além de  $T$ . Isso significa que, na Figura 32, o RMS só ocorre quando a inclinação da curva  $BN$  é nula. Noutras palavras, quando a *taxa* de crescimento  $BN$  tenha alcançado o seu máximo.

Embora um ponto situado além de  $T$  possa responder pelo valor *biológico* máximo (RMS), ele dificilmente responderá pelo *valor presente* máximo. A menos que a taxa de juros (inclinação da curva de desconto  $tT$ ) seja nula, a época de corte não coincidirá com a do rendimento ou aproveitamento máximo (RMS). Do contrário, “[e]sperar por essa época consumiria juro em demasia” (FISHER, 1984, p. 105).

De um lado, isso explica por que a racionalidade econômica não comunga com a estratégia do RMS, embora, desde um ponto de vista biológico, ela pareça irretorquivelmente coerente (PERMAN et al., 1996). De outro lado, as reservas da razão econômica quanto ao RMS põem em confronto a eficiência econômica e a sustentabilidade biológica (eficiência ecológica) dos recursos naturais. Assume-se que, normalmente, prefere-se antecipar os benefícios e postergar os custos. A taxa de juro ou de desconto ( $\delta$ ) é, então, o elemento que

permite comparar ganhos e perdas que ocorrem em períodos diferidos de tempo (PEARCE & MORAN, 1994). Se a hipótese sobre a preferência temporal de benefícios e custos é verdadeira, a maximização do *valor presente líquido* implica que aqueles devem sofrer um desconto menor que estes. É lógico que essa discrepância é o resultado necessário da premissa de que se prefere colher os benefícios antes dos custos. Paradoxalmente, no entanto, como era do conhecimento da Ciência Florestal alemã desde o século XIX, é essa mesma premissa que pode determinar a extinção do recurso natural (GRAY, 1914; MARTÍNEZ ALIER & ROCA JUSMET, 2000; HAMPICKE, 2001).

Na verdade, desde uma perspectiva econômica, “[s]e a taxa de juro aumenta, as curvas de desconto empregadas tornam-se mais acentuadas, e o ponto de tangência T [Figura 32] se move para a esquerda, isto é, a floresta será cortada mais cedo” (FISHER, 1984, p. 105). Esse raciocínio leva à conclusão de que a produtividade marginal (taxa de crescimento) da floresta não pode constituir uma base verdadeira para a teoria do juro. Principalmente porque, ao contrário do que postulam as “teorias da produtividade orgânica”, não é a taxa de crescimento que determina a taxa de juro, mas, antes, é a taxa de juro que determina a taxa de crescimento. Afinal, a época em que a floresta deve ser cortada depende, ela própria, da taxa de juro. Assim, resume Fisher (1984, p. 105), as teorias da produtividade orgânica “constituem um caso especial submetido aos princípios de oportunidade”.

Esses princípios insistem em que o que deve ser maximizado é o *valor presente líquido* da floresta; não seu valor biológico “líquido” (Equação 59 e Equação 67) ou sustentável. De novo, o raciocínio implícito nessa proposição é de natureza tipicamente econômica. O aumento de valor presente líquido ( $VPL(t)$ ) da floresta no decurso de uma unidade de tempo deve ser igual ao que renderia a receita líquida  $VL(t) = V(t) - c$  dessa floresta se fosse posta a uma taxa de juro  $\delta$  (igual à taxa de desconto) (FAUCHEUX & NOËL, 1996). Em símbolos, a “regra de Fisher” resume-se a:

$$\begin{aligned} VPL(t) &= [V(t) - c]e^{-\delta t} \\ VPL(t) &= VL(t)e^{-\delta t} \end{aligned} \quad ,$$

#### Equação 74

onde  $c$  = custo de corte e de replantio.

Em essência, a Equação 74 corresponde a uma solução similar à oferecida pela Equação 13. Aplicar a “regra de Fisher” à gestão florestal nada mais é do que maximizar a Equação 74:

$$\text{Max } VPL(t) \Rightarrow \frac{\partial VPL(t)}{\partial t} = 0.$$

**Equação 75**

Fazendo-se

$$v = VL(t) \Rightarrow \frac{dv}{dt} = \frac{VL(t)}{dt}$$

$$u = -\delta t \Rightarrow \frac{du}{dt} = -\delta$$

$$w = e^u \Rightarrow \frac{dw}{du} = e^u = e^{-\delta t}$$

**Equação 76**

e aplicando-se a “regra do produto” à Equação 74 para desenvolver a Equação 75 (PERMAN et al., 1996, p. 195-6), tem-se:

$$\frac{\partial VPL(t)}{\partial t} = v \frac{dw}{dt} + w \frac{dv}{dt}$$

$$\frac{\partial VPL(t)}{\partial t} = v \left( \frac{dw}{du} \frac{du}{dt} \right) + w \frac{dv}{dt}$$

$$\frac{\partial VPL(t)}{\partial t} = VL(t) [e^{-\delta t} (-\delta)] + e^{-\delta t} \frac{VL(t)}{dt}$$

$$0 = -\delta VL(t) e^{-\delta t} + \frac{VL(t)}{dt} e^{-\delta t}$$

$$\delta VL(t) e^{-\delta t} = \frac{VL(t)}{dt} e^{-\delta t}$$

$$\delta = \frac{VL(t) / dt}{VL(t)} = \frac{VL'(t)}{VL(t)}$$

**Equação 77**

Abstraindo-se, por um momento, o fato de que a fórmula de Fisher (Equação 77) trabalha com valores *líquidos* ( $VL(t)$ ) e a do IMA (Equação 72) não ( $V(t)$ ), é possível compreender a diferença fundamental entre os critérios econômico e biológico de gestão florestal. Comparando-se, com as devidas ressalvas, a Equação 77 com a Equação 72, verifica-se que:



$$\delta = \frac{1}{t}$$

**Equação 78**

Essa relação, postulada por Böhm-Bawerk (1890, 1891) e Fisher (1984), fornece a medida da *impaciência*. Para Böhm-Bawerk, “só havia dois fatores de produção ‘originais’: a terra e o trabalho. O capital passava a existir quando se percebia que a produção levava *tempo*. O trabalho não pode ser feito instantaneamente; tem que ser feito com tempo” (HUNT, 1989, p. 341). Por conseguinte, se o objetivo da produção fosse maximizar a quantidade produzida, então sempre se optaria pelo período de produção mais longo possível (HUNT, 1989).

Isso só não acontecia porque as pessoas manifestam *preferências temporais*. Por exemplo, diante da penúria, da incerteza e da necessidade imediata, o presente torna-se mais importante que o futuro. Nessas circunstâncias, os indivíduos preferirão a renda<sup>35</sup> presente à renda futura. Tamaña impaciência acabará elevando suas taxas de juro (ou desconto), que nada mais são do que um preço que regula a troca entre bens presentes e bens futuros (FISHER, 1984; HUNT, 1989). Para indivíduos subjugados pela necessidade, os bens de que dispõem no presente são obviamente escassos. Portanto trocar bens escassos no presente por bens que só estarão disponíveis no futuro exige que se cobre um alto preço pela transação (FISHER, 1984).

Outro motivo que modula as preferências temporais é o da “*diminuição marginal da utilidade de rendimentos*” (PEARCE & MORAN, 1994, p. 45). Para os economistas, “utilidade” significa prosperidade ou bem-estar, ao passo que “marginal” significa “extra”. Se, por exemplo, o indivíduo imagina que ficará mais rico, a utilidade marginal que ele espera obter de cada unidade adicional de seu rendimento futuro é relativamente menor do que a utilidade marginal que ele obtém de cada unidade do seu rendimento presente (PEARCE & MORAN, 1994). Esse “otimismo” em relação ao porvir contribui para deprimir as taxas de juro (ou de desconto). Noutras palavras, diminui a impaciência dos indivíduos.

De maneira geral, “o grau real de impaciência de um indivíduo depende de duas circunstâncias” (FISHER, 1984, p. 154):

---

<sup>35</sup> Seja no sentido de rendimentos ou haveres monetários, seja no de bens de qualquer natureza que satisfaçam alguma necessidade. Resguardadas as ressalvas contidas na nota 40, o vocábulo “renda”, no contexto da teoria do juro, é empregado para distinguir-se do de “riqueza”, reservado para designar o conjunto (somatório) das rendas presentes e futuras.

- a) de sua “equação pessoal”: um perdulário estará mais propenso a tomar emprestado do que a emprestar renda, porque suas *linhas de propensão* são mais inclinadas que as de um avarento (Figura 33);
- b) da situação particular de sua renda: um indivíduo pobre, embora com grandes expectativas quanto ao futuro, é mais impaciente que um indivíduo rico.

Na Figura 33, a reta tracejada, negativamente inclinada a  $45^\circ$ , indica uma taxa de juro ou de desconto nula ( $\delta_0 = 0$ ). Enquanto o *senal algébrico* da inclinação ilustra o conflito (*trade-off*) na escolha entre renda presente e renda futura, seu *valor absoluto* ( $|\text{tg } \theta| = 1$ ) informa que cada unidade de renda tomada emprestada no presente é exatamente igual ao que deve ser devolvido no futuro. Nesse caso, o indivíduo seria indiferente quanto ao fato de dispor de renda no presente ou no futuro.

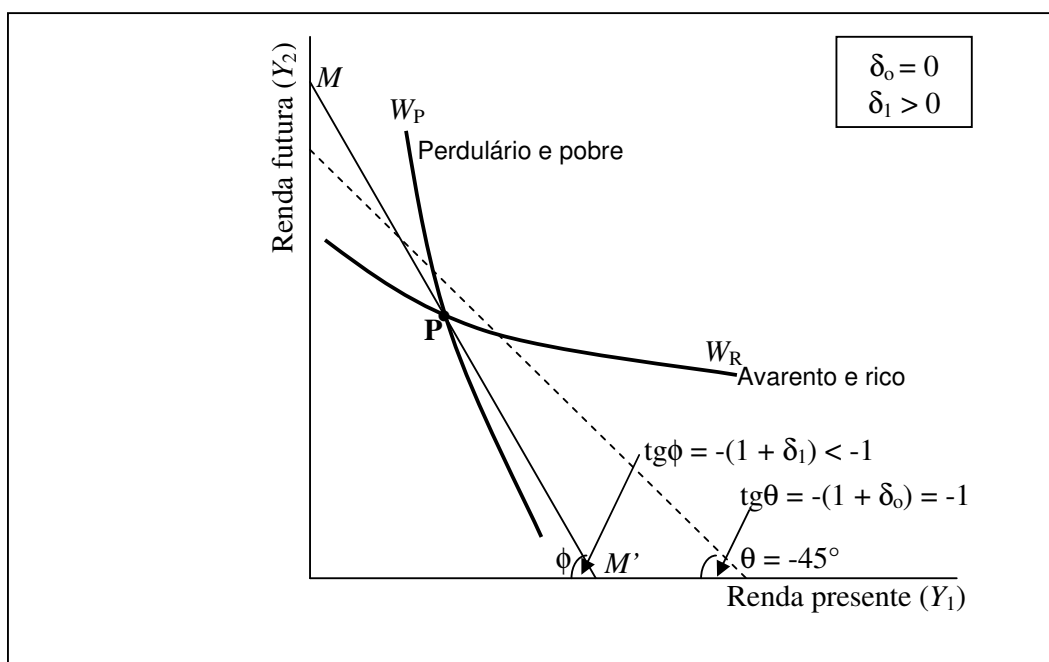
Obviamente, isso não descreve uma situação real. Tampouco o descreveria uma reta menos inclinada (mais “deitada”) que a linha tracejada da Figura 33. Qualquer inclinação inferior, em módulo, a  $|45^\circ|$  implica taxas de juro ou de desconto negativas. Porém “[t]ais situações são raras na prática. [Indicariam que] um indivíduo estaria propenso a economizar para o futuro sem qualquer incentivo na forma de juro” (FISHER, 1984, p. 154). Portanto a inclinação da “linha do Mercado, linha do Empréstimo ou linha da Taxa de Juro” (FISHER, 1984, p. 147)  $MM'$  (Figura 33) é certamente maior (mais “em pé”), em módulo, que  $|45^\circ|$ . Só assim podem ocorrer taxas de juro ou de desconto positivas ( $\delta_1 > 0$ ).

Essa premissa é a mesma que rege a Equação 78: quanto menor o tempo de espera ( $t$ ), maior a taxa de juro ou de desconto resultante ( $\delta$ ), e vice-versa. Quer dizer, o juro ou o desconto consiste no prêmio pela espera ou na punição pela pressa. As linhas curvas  $W$  (Figura 33) representam a taxa de preferência temporal ou de impaciência do indivíduo (FISHER, 1984). Como a taxa de juro ou de desconto ( $\delta$ ) aumenta com a inclinação, pode-se afirmar que, na Figura 33, o indivíduo cuja linha de propensão é  $W_P$  é *mais impaciente* que aquele cuja linha de propensão é  $W_R$ .

Para cada posição da renda do indivíduo (como, por exemplo, no ponto P da Figura 33), essas linhas mostram o quanto ele está propenso a emprestar ou a tomar emprestado<sup>36</sup>. Entretanto “[o] que uma pessoa está propensa a fazer e o que ela *pode* fazer são duas coisas bem distintas. A linha do Mercado [ $MM'$ ] mostra o que ela *pode* fazer, enquanto as linhas da propensão [ $W$ ] ... [mostram] o que [ela] estaria propensa a fazer” (FISHER, 1984, p. 148). Portanto, a despeito do grau de impaciência dos indivíduos, cada um deles apresenta propensão *tanto* para emprestar *quanto* para tomar emprestado. Como se enumerou pouco

acima, sua decisão vai depender da posição particular de sua renda e de sua atitude ou propensão pessoal frente a ela.

Movendo-se, a partir do ponto P, para *noroeste*, a inclinação de  $W_P$  torna-se *maior* que a da linha do Mercado,  $MM'$ , ao passo que a de  $W_R$  torna-se *menor*. Logo, *acima* de P, o indivíduo cuja linha de propensão é  $W_P$  converte-se num *tomador de empréstimo*, enquanto aquele cuja linha de propensão é  $W_R$  vira um *prestamista*. Por outro lado, movendo-se de P para *sudeste*, a inclinação de  $W_P$  torna-se *menor* que a de  $MM'$ ; a de  $W_R$ , *maior*. Portanto, *abaixo* de P, o indivíduo representado por  $W_P$  transforma-se num *prestamista*; o outro, identificado por  $W_R$ , num *tomador de empréstimo*.



Fonte: Versão modificada a partir de FISHER (1984, pp. 148-50)

Figura 33 – Graus de impaciência variáveis representados pela inclinação das linhas de propensão  $W$

#### 4.2.5.1 – Digressão sobre juros e renda

Sem dúvida, as teorias do capital e do juro de Fisher e Böhm-Bawerk têm o mérito de introduzir o tempo na análise das decisões econômicas. Nesse sentido, contribuem para apontar, em bases racionais, a insuficiência de um critério de decisão puramente biológico

<sup>36</sup> A interseção das linhas de propensão no ponto P da Figura 33 não é um resultado necessário. Só é considerada para efeito de comparação.

como o IMA. Não obstante suas premissas e proposições encobrem um conteúdo marcadamente psicológico e monetarista, algo afastado da “análise real” (ver Introdução) da economia e não raro embasado em “sentimentos extra-rationais”, “preconceitos populares” (SCHUMPETER in SCHUMPETER, 1994) ou empirismo vulgar.

Dito teor é conferido pelo conceito de *valor presente*, indissociável das noções de desconto e de “capital-valor”, adotadas por Fisher e Böhm-Bawerk. “[O] problema básico que a natureza nos coloca é sempre aquele de transportar o futuro para o presente, isto é, o problema de determinação do capital-valor da renda futura” (FISHER, 1984, p. 19). Segundo Fisher (1984, p. 18), “[a] ponte ou ligação entre renda e capital é a *taxa de juro*”. A taxa de juro pode ser definida “*como o prêmio percentual pago sobre um dinheiro, em determinada data, em termos de dinheiro que estará em mãos um ano depois. Teoricamente, ... [pode-se] substituir o dinheiro ... por trigo ou quaisquer outros bens ... Mas, na prática, somente dinheiro é negociado entre presente e futuro*” (FISHER, 1984, p. 18). Não por acaso, portanto, a tese “ingênua de que o juro expressa a produtividade física da terra, ou da natureza ...” (FISHER, 1984, p. 41) é repelida com veemência.

A colocação de que “capital produz renda” é verdadeira apenas no sentido físico; não é verdadeira no sentido do valor. Quer dizer, o *capital-valor não* produz renda em valor. Ao contrário, renda em valor produz capital-valor. Não é porque o pomar vale 100 mil dólares que a colheita anual valerá 5 mil dólares, mas é porque a colheita anual vale 5 mil dólares líquidos que o pomar valerá 100 mil dólares, se a taxa de juro for 5%. Os 100 mil dólares são o valor descontado da renda esperada de 5 mil dólares líquidos por ano; e, no processo de desconto, a taxa de juro de 5% já está implícita. Em geral, não é porque um homem tem uma propriedade que vale 100 mil dólares que ele obterá 5 mil dólares por ano, mas é porque ele obtém 5 mil dólares ao ano que sua propriedade vale 100 mil dólares ...

Em resumo ..., quando estamos tratando com os *valores* de capital e renda, sua conexão causal é o inverso do que é verdadeiro quando estamos lidando com suas *quantidades*. O pomar é a fonte das maçãs, mas o valor das maçãs é a fonte do valor do pomar ... Da mesma forma, uma máquina, uma fábrica, ou qualquer outra espécie de instrumento de capital é a fonte dos serviços que prestam, mas o valor desses serviços é a fonte do valor do instrumento que os presta ... O valor de qualquer coisa ... é calculado apenas tendo em vista os futuros serviços ou quantias esperados ... (FISHER, 1984, p. 42).

Por certo, a “análise monetária”, como a conduzida por Fisher e Böhm-Bawerk, não deixa de ter sua importância. No entanto esse tipo de análise refere-se tão-só a uma parte da teoria do processo econômico como um todo. Se aplicada isoladamente, torna-se perigosamente enganosa (SCHUMPETER in SCHUMPETER, 1994).

Via de regra, ela está vinculada à tradição econômica que enaltece o dispêndio e censura a parcimônia (SCHUMPETER in SCHUMPETER, 1994). O desconto sobre o futuro reduz o valor presente do retorno proporcionado pelas remoções futuras de um recurso natural. Por conseguinte a quantidade de capital fixo empregada deve ser maior no presente

do que no futuro, embora isso signifique incorrer em uma despesa crescente. Mesmo assim, o retorno líquido de cada tonelada extraída no presente pode ser maior que o valor presente dessa mesma tonelada removida a um custo mínimo no futuro (GRAY, 1914).

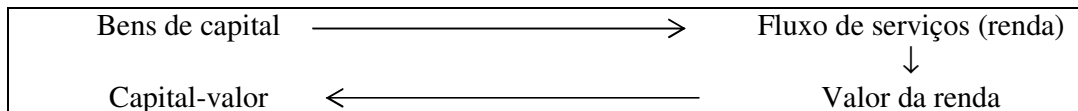
Devido ao conceito de *valor presente*, a taxa de utilização de um recurso natural resulta de dois fatores antagônicos. De um lado, a lei da *produtividade decrescente*<sup>37</sup> desestimula a remoção imediata do recurso. A tentativa de acelerar a taxa de remoção resulta numa diminuição do produto por unidade de despesa, ou seja, num retorno líquido unitário ou médio (por tonelada extraída) decrescente. O melhor, então, é remover um pouco no presente e postergar as remoções adicionais. Com isso, o retorno líquido por unidade removida será maior, porque a despesa, distribuída ao longo do tempo, é menor do que quando concentrada num único ponto do tempo (*e.g.*, no presente). De outro lado, no entanto, o *desconto* sobre os retornos proporcionados pela remoção futura diminui-lhes o valor presente. Para que desses retornos se obtenha um valor presente maior, a solução é antecipá-los o mais possível. Por conseguinte o uso futuro de qualquer recurso natural será comparativamente menos desejável que seu uso presente alternativo (GRAY, 1914).

Uma tentativa posterior de harmonizar o conflito que a *produtividade decrescente* e o *desconto* causavam ao valor presente foi combiná-los. Para isso, dividiu-se o retorno em duas partes: respectivamente, em *royalty* e *renda*. O *royalty* corresponde à *capitalização* da depreciação, isto é, da quantidade pela qual o valor total de um recurso (capital) natural, sujeito à lei da *produtividade decrescente*, é reduzido pelo uso (GRAY, 1914). Pretendia-se, assim, que o *royalty* pudesse *compensar* as perdas impostas pelo *desconto* sobre as *rendas* futuras.

Tautologicamente, o valor do capital que o *royalty* se propõe a *compensar* é derivado do valor *descontado* da *renda* líquida futura estimada (FISHER, 1984). Sem saber quanta renda um item de capital pode proporcionar, não se pode estabelecer nenhuma avaliação desse capital (Quadro 1). “É verdade que a colheita do trigo depende da terra que o produz. Mas o valor da colheita não depende do valor da terra. Pelo contrário, o valor da terra depende do valor esperado de suas colheitas” (FISHER, 1984, p. 19). Essencial e logicamente, portanto, *royalty* e *renda* são redundantes. Ambos dependem do *valor presente* do capital, cujo valor depende, por sua vez, da renda que, em última instância, seja capaz de gerar.

---

<sup>37</sup> Diminuição do produto resultante do aumento da despesa com outros fatores de produção aplicados a um dado capital (*e.g.*, terra) (GRAY, 1914).

**Quadro 1 – Determinação da renda segundo Fisher**

Fonte: FISHER (1984, p. 19)

Por seu turno, o *valor da renda* (Quadro 1) é determinado por um “processo humano no qual entra a previsão” (FISHER, 1984, p. 19). Prever ou antecipar exige lidar com as incertezas (“sombras”) dos “eventos vindouros”. “Eventos”, aqui, são “as experiências psíquicas da mente individual” (FISHER, 1984, p. 13) que compõem a renda de um determinado indivíduo. Logo, “renda é uma série de eventos” (FISHER, 1984, p. 13).

... [O]s seres humanos estão sempre lutando para controlar o fluxo de sua vida psíquica pela apropriação e utilização de materiais e forças da Natureza (...)

Na história primitiva do homem, ele tinha pouco domínio sobre seu ambiente. Ele estava, em grande parte, à mercê das forças naturais – vento e raios, chuva e neve, calor e frio. Mas hoje o homem se protege delas por meio das invenções chamadas casas, roupas e calefação ... Aumenta sua provisão de alimentos por meio de terras adequadas ... Transforma, então, o alimento por meio de moinhos, trituradores, fornos e outros instrumentos ...

Nem esses processos intermediários de criação e transformação, nem as transações monetárias que os seguem têm importância, exceto à medida que sejam requisitos necessários à renda psíquica – prazer humano.

Renda-prazer é uma entidade psicológica e não pode ser medida diretamente. Entretanto dela podemos nos aproximar indiretamente ... [através do] que é chamado renda real ... [A] renda real ... [consiste] naqueles eventos físicos finais no mundo *externo* que nos proporcionam prazeres *internos*.

Essa renda real inclui o abrigo de uma casa ..., o uso de roupas, a ingestão de alimentos, a leitura do jornal e todos os outros inúmeros eventos com os quais fazemos o mundo ao nosso redor contribuir para nosso prazer (FISHER, 1984, p. 14).

Tais excertos servem para constatar a força do componente psicológico na noção de *valor presente*. Fisher não tem dúvida sobre a relação de causalidade entre valor e renda nem sobre sua direção e sentido. Para ele, o valor presente de um bem de capital resulta de sua renda futura descontada. Entretanto, para que esse bem possua um valor, suas condições de utilização devem ser tais que o seu produto precisa ser extraído e vendido no presente a um custo (despesa) suficientemente baixo(a) para proporcionar um excedente. Nenhum uso futuro produzirá excedente, se a produção desse excedente não se verificar no presente. Via de regra, enquanto um capital não gera renda, ele permanece destituído de valor (GRAY, 1914).

Curiosamente, essa *supremacia do presente* traduz um modo de raciocinar que é estranho ao costume. “[U]sualmente pensamos nas causas e efeitos como funcionando para frente e não para trás no tempo. Poderia parecer, então, que a renda devesse ser derivada do

capital ...” (FISHER, 1984, p. 19). Foi o que pareceu a D. Ricardo e aos demais consortes da “antiga teoria da renda” (BÖHM-BAWERK, 1891).

Para esses, a renda é o efeito, nunca a causa do valor (GRAY, 1914). Conforme a definição Ricardo, renda (da terra) refere-se à “parte do produto da terra que é paga ao seu proprietário pelo uso dos poderes originais e indestrutíveis do solo” (RICARDO *apud* HUNT, 1989, p. 111). Portanto, de acordo com essa concepção, a renda consiste num pagamento que se faz pelo uso do recurso natural (terra). Ela surge porque esse recurso não é ilimitado em quantidade nem uniforme em qualidade (ver nota 40 abaixo) (HUNT, 1989).

Os críticos da teoria da renda de Ricardo acusam-na de confundir *gasto* com *investimento* (BÖHM-BAWERK, 1891). “Gastar é dar dinheiro por prazeres que são logo usufruídos. Investir é dar dinheiro por prazeres que são protelados ... [Portanto] [g]astar e investir diferem apenas em grau, dependendo do período de tempo compreendido entre o dispêndio e o prazer” (FISHER, 1984, p. 16). Se se preferir: o gasto traduz uma despesa de consumo; o investimento, uma despesa de produção.

Sustenta-se que a tautologia da *renda* e do *royalty* tenha prosperado a partir dessa confusão. Segundo Ricardo, a *renda* diminuía, à medida que se utilizassem terras de pior qualidade e se extinguiu para a terra de pior qualidade. Em contrapartida, para compensar os efeitos negativos dessa produtividade decrescente, o *royalty* devia corresponder à depreciação resultante da capitalização de uma série *finita* de rendimentos (GRAY, 1914). O retorno proporcionado pelo capital (*e.g.*, um povoamento florestal) que não pagasse renda da terra é que regularia, através da concorrência, a renda a ser paga pelos demais (GRAY, 1914). A concorrência encarregar-se-ia de fazer com que todos os produtores, no final, auferissem o *lucro econômico normal*, definido pelo capital que não pagava renda.

Em última análise, a explicação teórica da renda da terra coincide com a do juro. “A renda da terra nada mais é do que um caso especial do juro obtido a partir de bens duráveis” (BÖHM-BAWERK, 1891). Bens ditos “perecíveis” proporcionam um único serviço. Esgotam, tão logo o forneçam, todo o conteúdo útil que podem oferecer. Assim, para essa classe de mercadoria, o bem e o serviço coincidem. Por outro lado, bens “duráveis” são aqueles que proporcionam não um único, mas vários serviços sucessivos. Nesse caso, portanto, cada serviço em particular não corresponde senão a uma unidade econômica menor, nitidamente distinta do bem em si. A seu tempo, cada unidade pode ser extraída do conteúdo útil do bem para atender a uma determinada necessidade (BÖHM-BAWERK, 1891). Ou seja, no caso dos bens duráveis, os serviços mais remotos não podem ser prestados, antes que um tempo mais longo tenha transcorrido. Por isso existe o desconto. O valor de qualquer serviço remoto decresce com a distância da época em que ele pode ser oferecido (BÖHM-BAWERK,

1891). Quando a série de rendimentos (*income*) futuros é vista como infinita, o valor presente do rendimento mais remoto no tempo é, por causa do desconto, nulo. Todo o rendimento no presente é visto, portanto, exclusivamente como juro. Todavia, quando a sucessão de rendimentos futuros é finita (Tabela 18), seu valor presente compõe-se (GRAY, 1914):

- a) do rendimento líquido total no presente;
- b) *menos* o valor presente daquela porção do rendimento cuja acumulação é a mais remota no tempo.

A Tabela 18 exemplifica um bem que dura 6 anos e que, em cada ano, presta um serviço cujo valor presente é \$100. Ao contrário do que possa parecer, o valor total desse bem de capital *não* é  $6 \times \$100 = \$600$ . Seria, se a seqüência de serviços não fosse diferida no tempo, e se se pudesse desfrutar de toda a série deles no momento presente. Como não é assim, cada rendimento periódico cujo valor presente é \$100 torna-se, por causa do desconto, comparativamente menor, quanto mais afastado se encontra do presente.

O *princípio da supremacia do presente*, que preside a teoria do juro, estabelece que os serviços (rendimentos) menos remotos sejam sempre preferidos aos mais remotos. Por isso, em cada período da vida útil de um bem durável, a série de rendimentos que ele proporciona se degenera a partir do final. Conforme a Tabela 18, no início do primeiro ano ( $t = 0$ ), o bem de capital é capaz de proporcionar 6 serviços. Só o primeiro deles, que já pode ser utilizado no presente, vale efetivamente \$100; os demais, que o sucedem na seqüência, sofrem um aviltamento, em virtude do desconto a que seu afastamento do presente os sujeita. Por conseguinte o valor presente desse bem de capital equivale, no início de sua vida útil, a \$532,95.

No início do segundo ano ( $t = 1$ ), restam ao mesmo bem durável mais 5 serviços – uma vez que um deles já foi consumido no ano anterior. Quando o usuário do serviço se encontrava em  $t = 0$ ,  $t = 1, \dots, 5$  correspondia-lhe ao futuro. Então, pelo princípio da supremacia do presente e pela lógica do desconto, ele avaliava que  $Y_0 = \$100 > Y_1 > Y_2 > Y_3 > Y_4 > Y_5$ . Porém, chegando a  $t = 1$ ,  $Y_1 = \$100 > Y_2 > Y_3 > Y_4 > Y_5$ , porque, agora, do ponto de vista do usuário,  $Y_1$  corresponde ao seu rendimento (ou serviço) presente. Seu fluxo de rendimentos futuros passa a ser dado por  $Y_2 + Y_3 + Y_4 + Y_5$ , diferidos, respectivamente, em relação ao presente ( $Y_1$ ), de 1, 2, 3 e 4 períodos. Por conseguinte o valor presente total do bem de capital, no início do segundo ano de sua vida útil, corresponde a \$454,60. A diferença em relação ao valor presente que o referido bem apresentava no período anterior (\$532,95) é exatamente \$78,35, o valor presente do rendimento mais remoto (i.e., *rendimento marginal*) quando  $t = 0$ .



Pelo mesmo raciocínio, atingindo-se  $t = 2$ ,  $Y_2 = \$100 > Y_3 > Y_4 > Y_5$ ;  $t = 3$ ,  $Y_3 = \$100 > Y_4 > Y_5$ ;  $t = 4$ ,  $Y_4 = \$100 > Y_5$ . De um ano para outro, a diferença entre valores presentes totais consecutivos do bem de capital sempre corresponderá ao rendimento mais remoto em cada período ( $Y_5$  na Tabela 18). Finalmente, alcança-se  $t = 5$ , quando o bem durável terá sido completamente consumido, sem que lhe reste mais nenhum serviço a proporcionar. A essa altura,  $Y_5 = \$100$ , ou seja, o valor presente do bem de capital coincide com o valor presente do seu rendimento periódico.

**Tabela 18 – Teoria do juro e a determinação do capital-valor segundo Böhm-Bawerk**

Seqüência <sup>a</sup> de rendimentos esperados, $Y_t$ (em \$) ( $\delta = 5\%$ a.a.)	Vida útil do bem de capital (em $t, \dots, T$ anos)					
	$t = 0$	$t = 1$	$t = 2$	$t = 3$	$t = 4$	$T = 5$
$Y_0$	100,00					
$Y_1$	95,24	100,00				
$Y_2$	90,70	95,24	100,00			
$Y_3$	86,38	90,70	95,24	100,00		
$Y_4$	82,27	86,38	90,70	95,24	100,00	
$Y_5$	78,35	82,27	86,38	90,70	95,24	100,00
<b>Série<sup>a</sup> VP<sup>b</sup> (<math>\sum Y_t</math>)</b>	<b>532,95</b>	<b>454,60</b>	<b>372,32</b>	<b>285,94</b>	<b>195,24</b>	<b>100,00</b>
Perda VP ( $Y_5^{t-1}$ )		78,35	82,27	86,38	90,70	95,24
Ganho líq. ( $100 - Y_5^{t-1}$ )		21,65	17,73	13,62	9,30	4,76
$\delta = \text{Ganho}/(\text{VP}-100)$		0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
$Y_{T-1} = \text{Perda} \times (1+\delta)^{T-(t-1)}$		100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

Fonte: Baseado em BÖHM-BAWERK (1891), bk. VI, chap. VII

Notas: (a) “Seqüência é uma sucessão de termos ..., formada por uma determinada regra” (WEBER, 1977, p. 284). Nesse caso, a regra (razão geométrica) é dada por  $Y_{t+1} = [1/(1 + \delta)] Y_t$ . “Série é a soma ... dos termos de uma seqüência” (WEBER, 1977, p. 284). (b) VP = Valor Presente

O *juro*, ou ganho líquido (antepenúltima linha da Tabela 18), nada mais é do que a diferença entre o valor do rendimento periódico corrente e o *valor presente do rendimento marginal*, mais remoto, que resta, por assim dizer, “perdido” no instante corrente. A *taxa de juro* ou de desconto ( $\delta$ ) (penúltima linha da Tabela 18) informa, em cada período, o quanto esse ganho líquido presente representa em relação ao valor presente *líquido* (i.e., deduzido do valor do rendimento corrente) total do bem de capital. A taxa de juro é tal que restitui ao rendimento marginal seu valor corrente (\$100), degenerado justamente porque o serviço a que ele corresponde encontra-se afastado do período corrente. A operação consiste em capitalizar o rendimento marginal a essa taxa de juro, pelo tempo que restar até o fim da vida útil do bem durável (última linha da Tabela 18). A essa altura, então, todos os serviços que ele podia oferecer terão sido consumidos completamente.

Esse processo de capitalização da perda do valor presente total sofrida por um bem de capital, período após período, funciona como um fundo de *depreciação*. Com freqüência, ele

é identificado com o *royalty*. Mas, como se verifica pela Tabela 18, de maneira alguma, a renda pode ser identificada com o resíduo que permanece após a dedução do *royalty* (GRAY, 1914). Era, não obstante, o que sugeria a antiga teoria da renda. Ricardo conjecturava que, à medida que se cultivassem terras de pior qualidade (menor fertilidade), a renda da terra (bem durável) aumentaria com o uso. Em flagrante contraste, a Tabela 18 mostra que a renda – ou valor presente total – de qualquer bem durável diminui, ao invés de aumentar com o uso. Como sintetiza Böhm-Bawerk (1891, bk. VI, chap. VII.9):

Em termos gerais, oferecemos uma explicação muito simples para o fenômeno do juro sobre bens duráveis. O proprietário de um bem durável sempre pode realizar o valor total (mais alto) da utilidade então presente no bem, e isso representa o “retorno bruto” deste último ou seu “juro bruto”. Por outro lado, graças ao avanço inexorável dos serviços mais remotos em direção ao presente, [o proprietário] perde apenas o valor menor do último serviço então contido no bem. Esse valor menor determina a quantidade do “desgaste” ou “depreciação” (*wear and tear*) ... [A]ssim, sempre há uma diferença entre o juro bruto e a quantidade de depreciação; [essa] diferença constitui o lucro líquido ou o juro líquido do proprietário. A causa, então, a que o juro deve sua existência nada mais é do que o incremento no valor dos serviços futuros – serviços que previamente detinham menor valor, mas que, durante o período de utilização do bem, tiveram de ser antecipados ou trazidos para o presente.

Enquanto, na “antiga teoria”, a renda (da terra) era devida aos “poderes originais e indestrutíveis do solo”, sua versão mais moderna considera que o ganho, retorno, juro ou renda líquidos resultam simplesmente do baixo valor atribuído aos bens e serviços futuros. Tal aviltamento se deve ao princípio da supremacia do presente, através do qual o valor presente dos fluxos remotos de rendimento (serviços) é reduzido. Nada tem a ver com qualidades porventura imanentes ao bem durável (terra), tais como fertilidade, tipo de solo ou qualquer outra coisa (BÖHM-BAWERK, 1891).

Segundo Böhm-Bawerk (1891), a explicação correta do fenômeno começa por reconhecer que a existência de um retorno líquido não constitui a *causa* primeira na determinação do valor definido de nenhum bem durável. Ao contrário, é a expectativa de que esse bem proporcione um retorno líquido que possibilita atribuir-lhe um valor definido. Esse valor, por sua vez, se deve à capacidade do bem durável de comportar serviços futuros. Tais serviços sucessivos, porém, são estimados segundo um valor menor do que o valor total que eles efetivamente representariam no momento em que fossem proporcionados. Por conseguinte “a soma capitalizada é menor que a soma das quantidades realizadas pelos serviços no curso do tempo” (BÖHM-BAWERK, 1891, bk. VI, chap. VII.14). Em virtude dessa discrepância, é que “existe um excedente líquido sobre o retorno corrente”.

Tamanha insistência com relação ao sentido de causação do valor destinava-se a demonstrar a proposição de que a taxa de juro não podia ser confundida com a taxa de produtividade física. “Juro é uma taxa percentual, um número abstrato. Produtividade física é uma taxa de uma coisa concreta em relação a outra coisa concreta, incomensurável com a primeira” (FISHER, 1984, p. 43). Um pomar que dobre sua produtividade física por hectare não terá necessariamente sua taxa de juro dobrada, pois o valor do pomar sobe automaticamente com o acréscimo na sua produtividade de valor. Por isso o número que expressa a taxa de juro é de natureza essencialmente monetária.

É perfeitamente verdadeiro, como freqüentemente se tem afirmado, que, quando um indivíduo empresta 100 dólares este ano, de forma a obter 105 dólares no ano seguinte, ele não está sacrificando 100 dólares em dinheiro propriamente dito, mas o valor de 100 dólares de outros bens, tais como, alimentos, roupas, habitação ou viagens de lazer, de forma a obter, no ano seguinte, não 105 dólares em dinheiro propriamente dito, mas o valor de 105 dólares em outros bens. Mas esse fato não remove o fator monetário do nosso problema. O fator monetário afeta a taxa de juro

...

(...) Quando ... o dinheiro e os bens mudam em relação um ao outro – em outras palavras, quando o padrão monetário valoriza ou desvaloriza em termos de bens –, os números que expressam as duas taxas de juro, uma calculada em termos de dinheiro e outra calculada em termos de bens, serão um tanto diferentes (...)

Precisamos, então, distinguir entre o juro expresso em termos de dinheiro [juro monetário] e o juro expresso em termos de outros bens [juro real]. Mas nunca se pode esperar que dois tipos de bens mantenham uma relação absolutamente constante de preços entre si. (...) Por exemplo, se a taxa de juro expressa em ouro é 4%, e se o trigo valoriza em relação ao ouro também 4%, a taxa de juro expressa em trigo ... teria teoricamente que cair para zero. Mas juro zero ou negativo é praticamente ... impossível ... [Q]uando a taxa de juro em dinheiro é 4%, o trigo seria armazenado, e tantos o quereriam que seu preço presente tenderia instantaneamente a atingir os 4% do seu preço do próximo ano. Isso evitaria, a partir daquele instante, que a taxa de juro em termos de trigo passasse abaixo do marco zero (...) *Há, portanto, teoricamente, tantas taxas de juro expressas em termos de bens quantos forem os tipos de bens que tenham valores divergentes entre si* (FISHER, 1984, pp. 31, 33 e 34).

Conclui-se que o tipo dos bens afeta a taxa de juro, “descrita como um prêmio percentual sobre bens presentes em relação aos bens futuros do mesmo tipo” (FISHER, 1984, p. 31). Essa constatação, por outro lado, favorece ou, na pior das hipóteses, não invalida as teses da “produtividade orgânica” que ela se propõe a desqualificar. Em primeiro lugar, porque a improbabilidade de que existam taxas de juro nulas ou negativas é imputada à possibilidade de se armazenar *qualquer* bem durável, inclusive dinheiro, *sem perda* (FISHER, 1984). Em segundo lugar, porque, embora, no mundo natural, os juros nem sempre possam ser expressos em valores numéricos ou em taxas percentuais, em tese, “eles refletem o termo de troca subjacente a todas as situações de permuta intertemporal em modalidades como ‘usufruir agora, pagar depois’ – e vice-versa” (GIANNETTI, 2005, p. 76).

Poucas vezes, na natureza, essa escolha resulta de cálculo consciente ou de solução deliberada. Na maior parte do tempo, a decisão é orientada por dois tipos básicos de respostas evolutivas, apreendidas através de um lento e gradual processo adaptativo (GIANNETTI, 2005):

- a) respostas *metabólicas* – menos flexíveis, porquanto determinadas pela morfologia e fisiologia dos organismos vivos;
- b) respostas *comportamentais* – mais flexíveis, porquanto destinadas a lidar com as ameaças e as incertezas da vida finita, mas limitadas por peculiaridades intra e interespecíficas.

A mensuração numérica ou a taxa de juro que preside a troca intertemporal simplesmente define um denominador comum (um numerário) para comparar diretamente os custos e benefícios envolvidos na antecipação ou no diferimento de todos os valores em jogo. A escolha de um denominador estritamente monetário é, portanto, totalmente arbitrária. Não comunica outra coisa que não o confinamento do vasto universo das trocas e escolhas intertemporais à diminuta e peculiar constelação das operações monetárias e dos mercados financeiros (GIANNETTI, 2005).

#### 4.2.6 – O modelo de gestão florestal de Faustmann

Os princípios da teoria do capital, desenvolvida por Fisher e Böhm-Bawerk, haviam sido estabelecidos em 1813 por von König e voltavam-se para a Economia Florestal. Em 1849, Martin Faustmann difundiu-os e aplicou-os à gestão de empresas florestais. Por isso esse modelo de gestão acabou ficando impropriamente conhecido, na Economia Florestal, como “fórmula de Faustmann” (SPEIDEL, 1967).

Segundo o enfoque da “fórmula de Faustmann”, a produção de madeira era o único benefício que a sociedade podia obter da floresta. Obviamente, na época atual, isso não corresponde mais à verdade completa. Outras funções florestais ganharam importância desde então. Elas compreendem desde a proteção do solo, do clima e dos recursos hídricos até a conservação da biodiversidade, o sequestro de carbono e a recreação (HAMPICKE, 2001).

Em comparação com o modelo de gestão florestal de Fisher, o de Faustmann representa sua versão dinâmica. A rotação de corte calculada através da “fórmula de Fisher” (Equação 74, Equação 77 e Equação 78) refere-se ao “corte raso” para uma única geração de árvores. Isto é, a “regra de Fisher” considera que, em cada  $T_k$  de uma seqüência de tempos  $T_1$

$< T_2 < T_3 < \dots$ , a floresta é completamente derrubada e replantada. Para a maioria das aplicações práticas, esse recorte estático, que restringe a análise a uma única geração de árvores, é perturbador. Não permite examinar as conseqüências, para as gerações futuras de árvores, do corte ocorrido no presente (FAUCHEUX & NOËL, 1995).

Para contornar essa desvantagem, o modelo de gestão florestal proposto por Faustmann inseriu um componente dinâmico no modelo de Fisher. Faustmann tratou de “dar conta do efeito da rotação de corte sobre o valor atualizado [valor presente] de todas as árvores futuras e não apenas de uma única geração de árvores vendidas ...” (FAUCHEUX & NOËL, 1995, p. 197). Para isso, em vez de aplicar a “fórmula de Fisher” (Equação 74) a um único período, Faustmann tratou-a como uma *série* (i.e., um somatório) constituída por uma *seqüência*<sup>38</sup> de períodos sucessivos, de igual duração.

$$VPL(t) = \sum_{k=1}^{\infty} VL(t) e^{-k\delta t}$$

$$VPL(t) = VL(T_1)e^{-\delta T_1} + VL(T_2)e^{-\delta T_2} + VL(T_3)e^{-\delta T_3} + \dots + VL(T_{\infty})e^{-\delta T_{\infty}}$$

**Equação 79**

O suposto de que os períodos da seqüência têm todos a mesma duração implica que:

- a)  $T_1 = T; T_2 = 2T; T_3 = 3T; \dots; T_k = kT$  (FAUCHEUX & NOËL, 1995);
- b)  $VL(T_1) = VL(T_2) = VL(T_3) = \dots = VL(T_{\infty}) = VL(T)$ .

De um ponto de vista financeiro,  $VL(T)$  representa uma *anuidade* – “uma seqüência de [rendimentos] iguais em intervalos regulares [i.e., de mesma duração], ao longo de um período de tempo especificado” (SIMON & BLUME, 2004, p. 114). O *valor presente* de uma anuidade que paga  $VL$  unidades monetárias ao *final* de cada um dos próximos  $t = T_1, \dots, T_{\infty} = T, 2T, \dots, kT$  períodos (anos) de mesma duração é dado por (HAMPICKE, 2001):

$$VPL(T) = VL(T) \left( e^{-\delta T} + e^{-2\delta T} + \dots + e^{-k\delta T} \right)$$

**Equação 80**

Pelas leis algébricas da adição e multiplicação de polinômios (SMITH, 1966, p. 35-6), tem-se que:

<sup>38</sup> Ver nota explicativa *a*, abaixo da Tabela 18 (WEBER, 1977, p. 284).

$$\begin{aligned}
 x^2 - y^2 &= (x - y)(x + y) \\
 x^3 - y^3 &= (x - y)(x^2 + xy + y^2) \\
 x^4 - y^4 &= (x - y)(x^3 + x^2y + xy^2 + y^3) \\
 \vdots &= \quad \quad \quad \vdots \\
 x^n - y^n &= (x - y)(x^{n-1}y^0 + x^{n-2}y^1 + x^{n-3}y^2 + \dots + x^0y^{n-1})
 \end{aligned}$$

**Equação 81**

Portanto uma série de  $n$  termos pode ser expressa como (SMITH, 1966, p.358):

$$\begin{aligned}
 S_n &= a + ar + ar^2 + \dots + ar^{n-1} \\
 S_n &= a(1 + r + r^2 + \dots + r^{n-1}) \\
 S_n &= a(1 - r)(1^{n-1}r^0 + 1^{n-2}r^1 + 1^{n-3}r^2 + \dots + 1^0r^{n-1}) \\
 S_n &= a(1 - r)(1 + r + r^2 + \dots + r^{n-1}) \\
 S_n &= a(1^n - r^n) \\
 a(1 - r)(1 + r + r^2 + \dots + r^{n-1}) &= a(1^n - r^n) \\
 \frac{a(1 - r)(1 + r + r^2 + \dots + r^{n-1})}{a(1 - r)} &= \frac{a(1^n - r^n)}{a(1 - r)}
 \end{aligned}$$

$$1 + r + r^2 + \dots + r^{n-1} = \frac{1 - r^n}{1 - r}$$

**Equação 82**

A última expressão da Equação 82 mostra qual é o resultado da soma da razão geométrica ( $r$ ) ao cabo, por exemplo, de  $n$  períodos. No lado esquerdo da última expressão da Equação 82, contudo, não há nenhum termo inicial a que se aplique essa razão geométrica. Quando esse termo inicial é conhecido, o resultado da série é dado, então, pelo produto entre esse elemento e o somatório da razão (membro direito da última expressão da Equação 82). Tal resultado indica que a razão geométrica foi aplicada  $n$  vezes ao termo inicial (Equação 83).

$$S_n = a \frac{(1 - r^n)}{1 - r}$$

**Equação 83**

Se, agora, a série da Equação 83 é tal como a indicada pela Equação 80, então  $S_n = VPL(T)$ ,  $a = VL(T)$  e  $r = e^{-\delta T}$ . Aplicando-se as leis algébricas descritas pela Equação 81 e empregadas na Equação 82, a Equação 80 fica (FAUCHEUX & NOËL, 1995; HAMPICKE, 2001; SIMON & BLUME, 2004):

$$\begin{aligned}
 VPL(T) &= VL(T)(r + r^2 + \dots + r^n) \\
 VPL(T) &= VL(T)(1 - r)(r + r^2 + \dots + r^n) \\
 VPL(T) &= VL(T) \frac{(r - r^{n+1})}{1 - r} \\
 VPL(T) &= VL(T) \frac{r(1 - r^n)}{1 - r} \\
 r &= e^{-\delta T} \quad e \quad N = n \rightarrow \infty \\
 VPL(T) &= VL(T) \frac{e^{-\delta T} (1 - e^{-\delta NT})}{1 - e^{-\delta T}} = VL(T) \frac{e^{-\delta T}}{1 - e^{-\delta T}} \\
 VPL(T) &= \frac{VL(T)}{e^{\delta T} - 1} = VL(T) (e^{\delta T} - 1)^{-1}
 \end{aligned}$$

**Equação 84**

Através da Equação 84, calcula-se o valor presente de *todas* as operações de corte da madeira (abate) e não mais só daquelas referentes a um único turno de rotação. A chamada “equação de Faustmann” para a gestão florestal resulta da maximização da Equação 84 em relação a  $T$  (HAMPICKE, 2001). Para isso, emprega-se o mesmo procedimento descrito pela Equação 76 e pela Equação 77.

Fazendo-se

$$\begin{aligned}
 z &= VPL(T) \\
 v &= VL(T) \\
 y &= w^{-1} \quad , \\
 w &= (e^u - 1) \\
 u &= \delta T
 \end{aligned}$$

**Equação 85**

a Equação 84 pode ser reescrita como:

$$\begin{aligned}
 VPL(T) &= VL(T) \left[ (e^{\delta T} - 1)^{-1} \right] \\
 z(T) &= v(T)y(T) \\
 z &= vy
 \end{aligned}$$

**Equação 86**

Para maximizar a Equação 86, é preciso que a derivada primeira de  $VPL(T) = z(T)$  com relação a  $T$  seja nula. Na Equação 86, o cálculo dessa derivada envolve a “regra do produto”:

$$\begin{aligned}
 \frac{\partial VPL(T)}{\partial T} &= 0 \\
 \frac{dz}{dT} &= 0 \\
 v \frac{dy}{dT} + y \frac{dv}{dT} &= 0
 \end{aligned}$$

**Equação 87**

Utilizando-se as definições da Equação 85, calculam-se-lhes as derivadas primeiras:

$$\begin{aligned}
 \frac{dv}{dT} &= VL'(T) = \frac{VL(T)}{dT} \\
 \frac{du}{dT} &= \delta \\
 \frac{dw}{du} &= e^u \\
 \frac{dy}{dw} &= -w^{-2} = -(e^u - 1)^{-2} \\
 \frac{dy}{dT} &= \frac{dy}{dw} \frac{dw}{du} \frac{du}{dT} = -(e^u - 1)^{-2} e^u \delta
 \end{aligned}$$

**Equação 88**

Finalmente, aplicam-se os resultados da Equação 88 e as definições da Equação 85 à Equação 87:



$$\begin{aligned}
VL(T) \left[ - (e^u - 1)^{-2} e^u \delta \right] + (e^u - 1)^{-1} \frac{VL(T)}{dT} &= 0 \\
-\frac{\delta e^u VL(T)}{(e^u - 1)^2} + \frac{1}{(e^u - 1)} \frac{VL(T)}{dT} &= 0 \\
\frac{1}{(e^u - 1)} \frac{VL(T)}{dT} &= \frac{\delta e^u VL(T)}{(e^u - 1)^2} \\
\frac{VL(T) / dT}{VL(T)} &= \frac{\delta e^u}{e^u - 1} = \frac{\delta}{e^{-u} (e^u - 1)} = \frac{\delta}{1 - e^{-u}} \\
\frac{VL'(T)}{VL(T)} &= \frac{\delta}{1 - e^{-\delta T}}
\end{aligned}$$

**Equação 89**

Comparada com a “fórmula de Fisher” (Equação 77), a “fórmula de Faustmann” (Equação 89) mostra que, quando se levam em conta *todas* as operações de abate em uma floresta, a idade ótima de corte acontece mais cedo do que quando se tem em conta apenas um período de rotação. Algebricamente, essa diferença se manifesta através do fator  $1/(1 - e^{-\delta T})$ , presente na Equação 89, mas ausente na Equação 77.

Pela Equação 72, sabe-se que a regra de maximização  $VL'(T)/VL(T)$  corresponde à recíproca do período de rotação. Com base nessa informação, a Equação 89 pode ser escrita como:

$$\begin{aligned}
\frac{1}{T} &= \frac{\delta}{1 - e^{-\delta T}} \\
T &= \frac{1 - e^{-\delta T}}{\delta} \\
T &= \underbrace{\frac{1}{\delta}}_{\text{Fisher}} - \underbrace{\frac{e^{-\delta T}}{\delta}}_{\text{Faustmann}}
\end{aligned}$$

**Equação 90**

Comparando-se o resultado da Equação 90, deduzido a partir da “fórmula de Faustmann”, com o da Equação 78, obtido pela “fórmula de Fisher”, verifica-se que o período ótimo de rotação,  $T$ , é *menor* naquela do que nesta. Na verdade, o turno ótimo de rotação de Faustmann equivale ao turno de Fisher ( $1/\delta$ ) (Equação 78) *menos*  $e^{-\delta T}/\delta$ .

Embora *mais impaciente* que o de Fisher, o modelo de gestão florestal de Faustmann é mais realista. O modelo de Fisher só leva em conta a maximização do valor presente das

receitas líquidas obtidas com o abate de árvores de uma mesma geração. Não está preocupado com a influência que o turno de rotação possa exercer sobre essas receitas. O modelo de Faustmann, por outro lado, ocupa-se desse aspecto. Quando se toma em conta o período de rotação, “a necessidade de plantar a geração de árvores seguinte e de as ver ‘render’ mais rapidamente leva a abater mais cedo a geração anterior” (FAUCHEUX & NOËL, 1995, p. 197).

#### 4.2.7 – Modelos da pesca

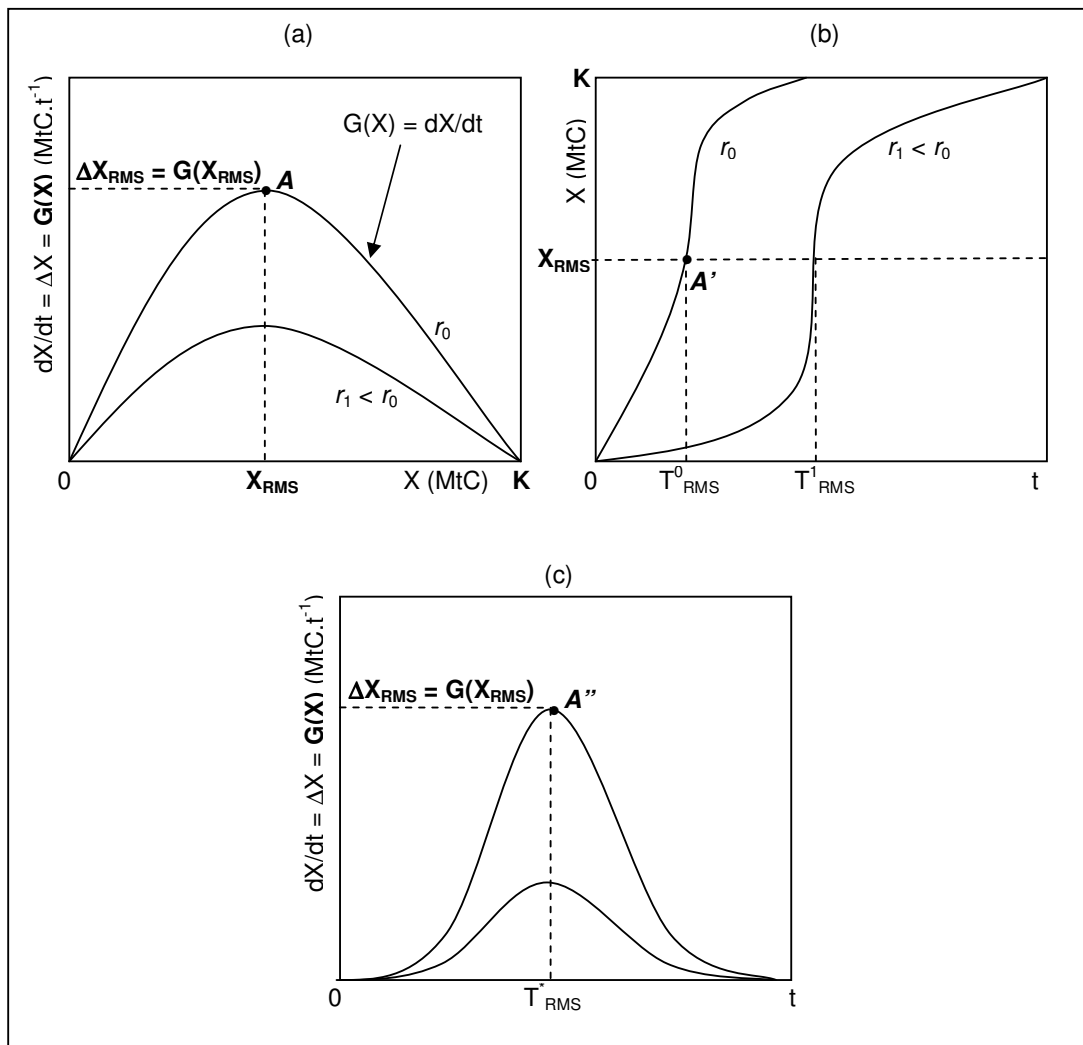
O traço comum aos modelos de gestão florestal encontra-se na diferenciação da população do recurso natural por idades. Em virtude disso, a Economia Florestal é elaborada a partir da noção do RMS (MARTÍNEZ ALIER & ROCA JUSMET, 2000). Essa perspectiva, no entanto, se inscreve numa tradição mais antiga (FAUCHEUX & NOËL, 1995), derivada da Engenharia Florestal alemã e do culto estadunidense à eficiência, tal como difundido por Gifford Pinchot (MARTÍNEZ ALIER & ROCA JUSMET, 2000; RIFKIN, 2005).

Embora os modelos florestais – sobretudo os de Fisher e Faustmann – se preocupem com a sustentabilidade do recurso em algum sentido econômico (MARTÍNEZ ALIER & ROCA JUSMET, 2000), suas regras de exploração (corte) derivadas do RMS foram censuradas por seu cunho demasiadamente biológico e insuficientemente econômico. Por depender unicamente das características biológicas da população, o RMS era calculado na ausência de colheita efetiva (FAUCHEUX & NOËL, 1995).

A noção de rendimento máximo sustentável assenta[-se] sobre um modelo de crescimento biológico: é a idéia de que, para qualquer população situada abaixo de um certo nível  $K$ , existe um excedente que pode ser [colhido] perpetuamente, sem alterar o nível do *estoque*. Se esse excedente não for [colhido], o *estoque* crescerá até  $K$ , que representa a capacidade máxima de carga, ou seja, o nível em que o excedente tende para 0. O rendimento máximo sustentável (RMS) corresponde, por seu lado, ao ponto em que o excedente [explorável] é máximo (FAUCHEUX & NOËL, 1995, p. 167).

O modo como ocorre a produção desse excedente é ilustrado pela Figura 34.a, que replica, abaixo, a Figura 30. De maneira análoga, o traçado da curva  $G(X) = dX/dt = \Delta X$  da Figura 34.a é definido pelas alturas de segmentos de reta tais como  $A_t B_t$ , na Figura 28. Essas alturas, contudo, são obtidas de forma tal como se não dependessem da predação (colheita). Como se, para a conformação da curva  $g(X)$  (Figura 28) ou das curvas  $G(X)$  (Figura 34.a),

concorresse apenas a “taxa intrínseca de crescimento” (ROYAMA, 1992; FAUCHEUX & NOËL, 1995),  $r$ , da população.



Fontes: FAUCHEUX & NOËL (1995, p. 167); COMMON (1996, p. 250); SEIJO et al. (1998, p. 13)

Figura 34 – Modelo logístico de crescimento biológico

Aos poucos, conceitos que atribuem maior importância aos fatores econômicos foram sendo incorporados aos modelos populacionais de recursos renováveis (FAUCHEUX & NOËL, 1995). Num primeiro momento, esse refinamento deu-se pela inclusão da colheita em modelos logísticos simples (MURRAY, 1993). Assim, avançou-se da Equação 47, em que a colheita está ausente, para a Equação 48. A Equação 48 introduz a colheita  $H_t$ , realizada a partir da produção excedente do recurso no tempo  $t$ . Esse excedente depende do nível de estoque existente em  $t$ , que, por sua vez, vai gerar a população do período seguinte,  $t + 1$

(MURRAY, 1993). Em seguida, a Equação 52 foi substituída pela Equação 60, e a Equação 58, pela Equação 62.

Todas essas modificações redundaram na determinação de um espectro economicamente relevante para a colheita (i.e., onde  $H_t \geq 0$ ) (Equação 63, Equação 67, Figura 29 e Figura 30). Mesmo assim, objetava-se que esse espectro ainda refletia estratégias de gestão intensamente biológicas.

De uma parte, o suposto do “equilíbrio de estado estacionário” relaciona-se, fundamentalmente, com a taxa *per capita* ou intrínseca de crescimento da população,  $r$ . É bem possível, no entanto, que, em algumas populações, essa taxa de crescimento seja suficientemente elevada para conduzi-las a um comportamento caótico, ao invés de estacionário ou mesmo periódico<sup>39</sup> (CHIANG, 1982; MURRAY, 1993; SIMON & BLUME, 2004).

De outra parte, a estratégia do RMS pode ser difícil de cumprir. Ela se destina a manter continuamente os estoques populacionais do recurso de tal maneira que eles possam proporcionar o(a) máximo(a) rendimento (produtividade física). Todavia, em particular para recursos pesqueiros, nem sempre é fácil estimar qual é a população existente. O que normalmente se conhece são as quantidades efetivamente pescadas e o esforço empregado para apanhá-las (MURRAY, 1993).

Logo se percebeu que, de um ponto de vista econômico, o RMS não poderia representar validamente o *ótimo*, a menos que fosse considerado, em paralelo, com o esforço (custo) mínimo para obtê-lo (MURRAY, 1993; FAUCHEUX & NOËL, 1995). Ao contrário das florestas e da maioria dos recursos renováveis, a gestão da pesca é ameaçada pela propriedade comum (livre acesso) e pela mobilidade dos recursos pesqueiros. “O peixe pode, particularmente, ser levado a deslocar-se sob a influência de eventualidades climáticas ou sob a pressão de atividades concorrentes [*e.g.*, transporte marítimo, exploração petrolífera oceânica, industrialização ou intensificação da agricultura em zonas costeiras]. Atribuir um direito de uso exclusivo a indivíduos ou a grupos sobre esse tipo de recurso não é uma solução imediata” (FAUCHEUX & NOËL, 1995, p. 162). Tamanhas restrições submetiam a pesca a uma “armadilha social”, cuja instalação se devia à oportunidade para que certos

---

<sup>39</sup> Em Dinâmica, o comportamento periódico é definido por trajetórias temporais alternadas. Quando essa alternância segue um padrão de repetição regular, à maneira das funções circulares, ela é chamada de *flutuação*; quando esse padrão *não* é regular, ele é chamado de *oscilação* (CHIANG, 1982). Quando a trajetória temporal segue um padrão instável divergente, não consegue tender para  $X^*$  (como na Figura 25) e apresenta  $F'(X_t) < -1$  (ao contrário da Figura 25 e da Figura 28), surge a oscilação *caótica*. Enquanto a oscilação divergente afasta a trajetória de um certo limite (assíntota), a oscilação *caótica* diverge entre um limite mínimo e outro máximo (Figura 25). Tecnicamente, diz-se que a oscilação divergente é *localmente* instável e que a oscilação caótica é *globalmente* instável (MURRAY, 1993).

comportamentos imprudentes (*free rider behaviour*) se estabelecessem entre os produtores (SEIJO et al., 1998).

No curto prazo, o objetivo de cada pescador (objetivo microeconômico) é apanhar a maior quantidade possível de peixes. Com isso, cada produtor procura incrementar seus benefícios marginais. No longo prazo, o objetivo (objetivo macroeconômico) é atingir o RMS. Contudo a incerteza quanto à disponibilidade futura de estoques faz com que os objetivos de curto prazo prevaleçam sobre os de longo prazo. Nenhum pescador considerado individualmente pode ter certeza de que os demais vão adotar um comportamento que os conduzirá até o RMS. Por conseguinte, a menos que um acordo coletivo, regulamentando o *esforço de pesca*, seja voluntariamente estabelecido entre os pescadores, nenhum deles tenderá a agir no sentido de prevenir a extinção dos estoques pesqueiros (SEIJO et al., 1998).

Esse comportamento improvidente (*free rider*) decorre essencialmente do livre acesso ao recurso. A “tragédia dos comuns”, que essa atitude anuncia, propaga-se rapidamente, através de três externalidades econômicas negativas (ou “deseconomias”), geradas pelo regime de livre acesso (SEIJO et al., 1998):

- a) *deseconomias de estoque* – provocadas pela entrada, na indústria da pesca, de novos barcos pesqueiros, que reduzem não só a disponibilidade futura dos estoques de peixes mas também os custos de pesca para os demais produtores. Esses chamados “custos externos” de pesca se reduzem, porque, marginalmente, não faz sentido aumentar-se o *esforço de pesca* (e.g., recrutar mais barcos) para apanhar unidades adicionais de um recurso (o pescado) cada vez mais escasso. Entretanto cada pescador percebe apenas seus custos privados (*internos*) e ignora esse rebaixamento que a diminuição dos estoques pesqueiros causa nos custos *externos* de pesca;
- b) *deseconomias de aglomeração* – surgem quando a aglomeração de barcos nas fazendas pesqueiras eleva os custos marginais da pesca. Isso ocorre porque o *esforço de pesca* não se distribui perfeitamente no espaço (e.g., onde se localizam as maiores concentrações do recurso) nem no tempo (e.g., em virtude da espera para ter acesso a um determinado sítio de pesca). Esse fenômeno é comum em espécies sedentárias, com distribuição irregular. Nesse caso, a estratégia de exploração se volta, primeiro, para as áreas mais lucrativas;
- c) *deseconomias tecnológicas* – classificam-se em *seqüenciais* e *incidentais*. No primeiro grupo, inscrevem-se as externalidades associadas à tecnologia empregada pela frota. Embarcações artesanais concentram seu *esforço de pesca* junto à zona costeira, onde habitam exemplares mais jovens de peixes. Embarcações industriais operam em águas profundas, onde se apanham os exemplares adultos. Um aumento

substancial do esforço de pesca por parte da frota artesanal provoca uma diminuição dos estoques de pescado disponíveis para a frota industrial em períodos subseqüentes. De outra parte, as externalidades *incidentais* costumam verificar-se quando a indústria da pesca é tecnologicamente interdependente. Esse fenômeno é comum na pesca indiscriminada, quando certas espécies secundárias apanhadas *incidentalmente* numa fazenda *A* comprometem a produção de outra fazenda *B*, onde essa espécie constitui o alvo principal.

#### 4.2.7.1 – Modelo de Schaefer

De um lado, o *esforço de pesca* ( $E_t$ ) concorre para a manifestação de qualquer daquelas externalidades negativas (custos). Essa variável é definida como uma medida agregada dos insumos que se costuma utilizar na atividade pesqueira, tais como número de embarcações por unidade de tempo da frota pesqueira; número de redes, linhas ou anzóis por unidade de tempo, etc. (FAUCHEUX & NOËL, 1995; PERMAN et al., 1996; MARTÍNEZ ALIER & ROCA JUSMET, 2000). De outro lado, esse mesmo esforço determina o tamanho da colheita (benefícios). Portanto a colheita ( $H_t$ ) é uma variável econômica que depende dos insumos que se destinem à atividade pesqueira. Ao contrário do que enunciava a Equação 62,  $H_t$  é função não só do estoque de população existente,  $X_t$ , mas também da quantidade de *insumos* – ou *esforço* ( $E_t$ ) – empregada(o) (PERMAN et al., 1996; MARTÍNEZ ALIER & ROCA JUSMET, 2000):

$$\begin{aligned} H_t &= H_t(E_t, X_t) \\ H_t &= qE_t X_t \end{aligned}$$

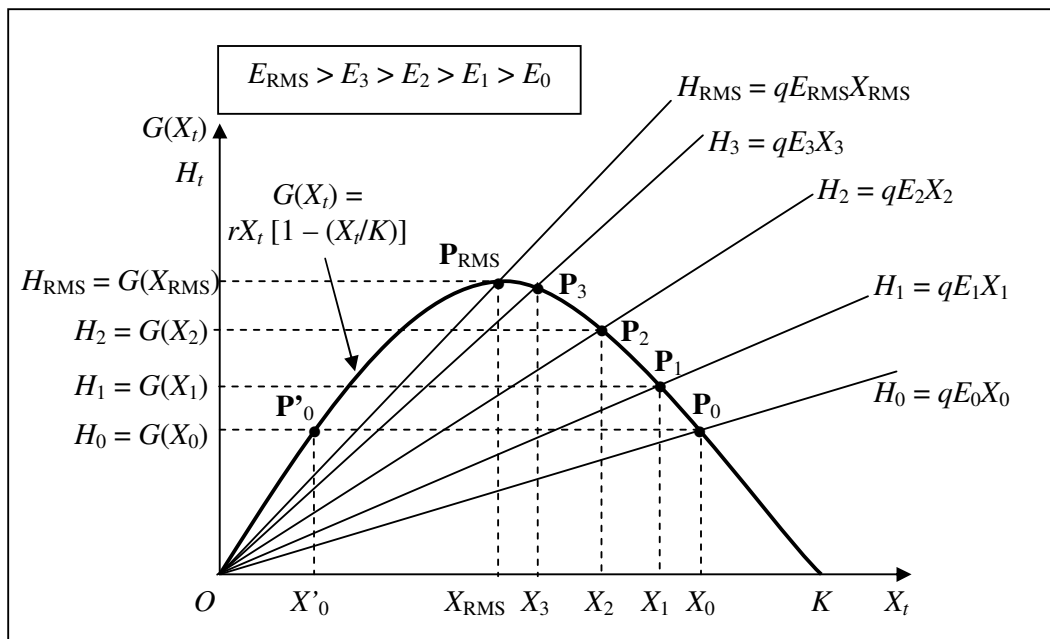
#### Equação 91

onde  $H_t$  = colheita ou taxa de captura (em toneladas/dia);  $E_t$  = esforço econômico (em embarcações/dia);  $X_t$  = estoque (em toneladas);  $q$  = “coeficiente de expugnabilidade” (FAUCHEUX & NOËL, 1995, p. 170) ou ou coeficiente de captura (*catchability coefficient*) (PERMAN et al., 1996, p. 174) (unidades apanhadas por embarcação/dia).

A Equação 91 foi proposta por M. B. Schaefer, em 1957. Ao inseri-la num modelo logístico, como o da Equação 65, Schaefer não só fornecia uma razão *biológica* para o manejo

de recursos pesqueiros mas também esclarecia os vínculos entre o esforço de pesca e a dinâmica dos estoques (WILEN, 2000).

Com a Equação 91, o problema de otimização proposto pela Equação 60 e pela Equação 65 passa a ser formulado em termos de rendimento (colheita) e esforço (custo), em vez de, simplesmente, em termos de RMS submetido a uma colheita ( $H_t$ ) fixa (MURRAY, 1993; Equação 64 à Equação 67). Agora, a premissa é que, quanto maior o esforço econômico ( $E_t$ ), maior a proporção do estoque  $X_t$  que é colhida ( $H_t$ ) (GANGADHARAN in GANGADHARAN, 2005b; Figura 35).



Fontes: MURRAY (1993, p. 27); FAUCHEUX & NOËL (1995, p. 171); GANGADHARAN in GANGADHARAN (2005b)

Figura 35 – Nível de estoque e colheita ( $X_t, H_t$ ) em função do esforço econômico ( $E_t$ ) aplicado

Essas relações podem ser observadas com maior nitidez, dividindo-se a Equação 91 por  $E_t$  (PERMAN et al., 1996):

$$\begin{aligned} \frac{H_t}{E_t} &= \frac{qE_t X_t}{E_t} \\ \frac{H_t}{E_t} &= qX_t \\ E_t &= \frac{1}{qX_t} H_t \\ q &= \frac{1}{E_t} \frac{H_t}{X_t} \end{aligned}$$

**Equação 92**

A segunda expressão da Equação 92 mostra que cada unidade de esforço ( $E_t = 1$ ) aplicada resulta na pesca de  $qX_t$  indivíduos de uma população  $X_t$ . De maneira análoga, a penúltima expressão da Equação 92 informa que o esforço para reduzir  $X_t$  de 1 unidade (i.e., quando  $H_t = 1$ ) é  $1/qX_t$  (MURRAY, 1993).

A constante  $q$  é chamada de “coeficiente de expugnabilidade” (FAUCHEUX & NOËL, 1995). É um parâmetro que não depende da densidade da população (MURRAY, 1993), mas de cada espécie em particular e da tecnologia de captura (MARTÍNEZ ALIER & ROCA JUSMET, 2000).

Cada ponto  $P_t$ , na Figura 35, define um equilíbrio de:

- a) *rendimento sustentável* ( $P_0, P_1, P_2, P_3$ ) – onde  $H_t = G(X_t)$  (Equação 62), com  $H_t$  sendo definido, agora, pela Equação 91:

$$\begin{aligned} H_t &= G(X_t) \\ qE_t X_t &= rX_t \left(1 - \frac{X_t}{K}\right) \\ qE_t &= r \left(1 - \frac{X_t}{K}\right) ; \\ \frac{qE_t}{r} &= 1 - \frac{X_t}{K} \\ X_t &= K \left(1 - \frac{qE_t}{r}\right) \end{aligned}$$

**Equação 93**

- b) *rendimento máximo sustentável* ( $P_{RMS}$ ) – onde  $dH_t/dX_t = dG(X_t)/dX_t = 0$ , ou seja, onde a derivada primeira da Equação 62 se anula:



$$\begin{aligned}\frac{dH_t}{dX_t} &= \frac{dG(X_t)}{dX_t} = 0 \\ 0 &= r - \frac{2rX_t}{K} \\ \frac{2rX_t}{K} &= r \\ X_{RMS} &= \frac{1}{2}K\end{aligned}$$

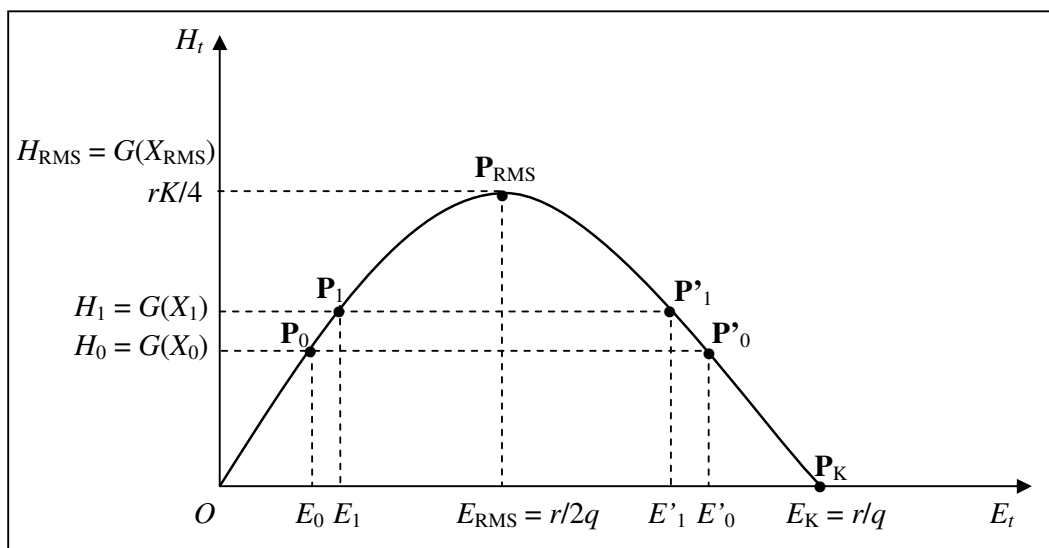
**Equação 94**

A Equação 93 reafirma o que é proposto pela Equação 91. A determinação completa da sustentabilidade exige que se conheça  $H_t$  em termos de  $E_t$ . Para tanto, substitui-se o resultado da Equação 93 na Equação 91:

$$\begin{aligned}H_t &= qE_t X_t \\ H_t &= qE_t \left[ K \left( 1 - \frac{qE_t}{r} \right) \right] \\ H_t &= qKE_t - \frac{q^2 KE_t^2}{r}\end{aligned}$$

**Equação 95**

A Equação 95 revela que  $H_t$  mantém uma relação quadrática com  $E_t$ , assim como a que  $G(X_t)$ , de que  $H_t$  também depende (Equação 59 e Equação 62), mantém com  $X_t$  (Equação 51 e Equação 53). Graficamente, essa solução (Equação 95) é representada pela chamada “curva de rendimento-esforço” ou “curva de Schaefer”:



Fontes: MURRAY (1993, p. 56); FAUCHEUX & NOËL (1995, p. 172)

Figura 36 – Curva de rendimento-esforço ou curva de Schaefer

Embora de conformação idêntica, a Figura 36 não deve ser confundida com a Figura 30 nem com a Figura 34.a. Em primeiro lugar, estas indicam que movimentos à direita, ao longo do eixo horizontal, representam maiores estoques, enquanto, naquela, esses mesmos movimentos indicam maiores esforços e menores estoques (MARTÍNEZ ALIER & ROCA JUSMET, 2000). Logo, embora apresente a mesma forma (quadrática) que a curva  $G(X_t)$ , traçada no plano  $(X_t, \Delta X)$  ou  $(X_t, dX/dt)$ , a “curva de Schaefer” (Figura 36) é traçada no plano  $(E_t, H_t)$ . Enquanto aquela descreve a evolução do estoque do recurso,  $dX/dt = G(X_t) = \Delta X$ , esta representa o rendimento em função do esforço. Daí por que também denominá-la “curva de rendimento-esforço” (FAUCHEUX & NOËL, 1995).

A interpretação correta da “curva de Schaefer” é que ela reúne todos os pontos do equilíbrio *único* entre cada nível de rendimento  $H_t$  e cada nível de esforço  $E_t$  que lhe corresponde (FAUCHEUX & NOËL, 1995). “A cada nível de esforço pesqueiro  $[E_t]$  mantido *indefinidamente* corresponde um nível de pesca  $[H_t]$  determinado, supondo-se que as circunstâncias não variem” (MARTÍNEZ ALIER & ROCA JUSMET, 2000, p. 336).

No longo prazo, a relação entre esforço e colheita não é sempre crescente. Sem esforço, não há colheita; com esforço, a colheita aumenta até um máximo limitado biologicamente ( $H_{RMS}$ ) (Figura 36). Até lá (ponto  $P_{RMS}$ , na Figura 36), a colheita pode, no curto prazo, ser mantida com dois equilíbrios diferentes, indicados, na Figura 36, pelos pontos  $P_t$  e  $P'_t$ . Em pontos como  $P_0$ , o nível de esforço é pequeno ( $E_0$ ) (Figura 36), mas o de estoque populacional é elevado ( $X_0$ , na Figura 35). Por outro lado, em  $P'_0$  (Figura 36), o nível de

esforço é grande ( $E'_0$ ), mas o de estoque populacional é baixo ( $X'_0$ , na Figura 35) (MARTÍNEZ ALIER & ROCA JUSMET, 2000).

Obviamente, o raciocínio implícito aqui deriva da Equação 91 e é ilustrado pela Figura 35. No curto prazo, baixas de estoque ( $X_t$ ) podem ser compensadas por incrementos de esforço ( $E_t$ ). Todavia essa estratégia só é válida até o ponto de RMS ( $P_{RMS}$ ). Uma vez atingido esse equilíbrio (biológico) de longo prazo, a aplicação de um esforço crescente conduzirá a população do recurso a zero (MARTÍNEZ ALIER & ROCA JUSMET, 2000).

Na Equação 93,  $qE_t$  pode ser interpretado como a “taxa de mortalidade” ou de “deterioração” do recurso natural devido ao esforço de captura ou colheita;  $r$  é a taxa intrínseca de crescimento por unidade de tempo. Quando  $qE_t = r$ , o rendimento sustentável é zero, e o estoque do recurso  $X_t$  tende assintoticamente para zero (FAUCHEUX & NOËL, 1995). Portanto “[o] que é possível no curto prazo nem sempre é possível de forma permanente, sustentável ... [E]m algum momento futuro, a captura haverá de diminuir, por mais que se aumente o esforço pesqueiro” (MARTÍNEZ ALIER & ROCA JUSMET, 2000, p. 337).

A análise da “curva de Schaefer” (Figura 36, Equação 91, Equação 93 e Equação 95) destaca dois pontos críticos de equilíbrio:

- a)  $P_{RMS} = (E_{RMS}; H_{RMS})$  – onde a derivada primeira da Equação 95 se anula, i.e.,  $dH_t(E_t)/dE_t = 0$ :

$$\begin{aligned} \frac{dH_t(E_t)}{dE_t} &= 0 \\ qK - \frac{2q^2 KE_t}{r} &= 0 \\ qK &= \frac{2q^2 KE_t}{r} \\ E_{RMS} &= \frac{1}{2} \frac{r}{q} \end{aligned}$$

**Equação 96**

- b)  $P_K = (E_K, H_K)$  – onde a Equação 95 se anula:

$$\begin{aligned}
 H_t(E_t) &= 0 \\
 qKE_t - \frac{q^2 KE_t^2}{r} &= 0 \\
 qKE_t &= \frac{q^2 KE_t^2}{r} \\
 r &= qE_t \\
 E_K &= \frac{r}{q}
 \end{aligned}$$

**Equação 97**

A esta altura, é possível calcular  $H_{RMS}$  – a ordenada do ponto  $P_{RMS}$  na Figura 35 e na Figura 36. Para isso, substituem-se os resultados da Equação 94 e da Equação 96 na Equação 91:

$$\begin{aligned}
 H_{RMS} &= qE_{RMS} X_{RMS} \\
 H_{RMS} &= q \frac{r}{2q} \frac{K}{2} \\
 H_{RMS} &= \frac{rK}{4}
 \end{aligned}$$

**Equação 98**

Um modo alternativo de chegar-se ao mesmo resultado é substituindo-se o valor encontrado pela Equação 96 na Equação 95:

$$\begin{aligned}
 H_{RMS} &= qKE_{RMS} - \frac{q^2 KE_{RMS}^2}{r} \\
 H_{RMS} &= qK \frac{r}{2q} - \frac{q^2 K \left( \frac{r}{2q} \right)^2}{r} \\
 H_{RMS} &= \frac{rK}{2} - \frac{q^2 Kr^2}{4q^2 r} = \frac{rK}{2} - \frac{rK}{4} = \frac{2rK - rK}{4} \\
 H_{RMS} &= \frac{rK}{4}
 \end{aligned}$$

**Equação 99**

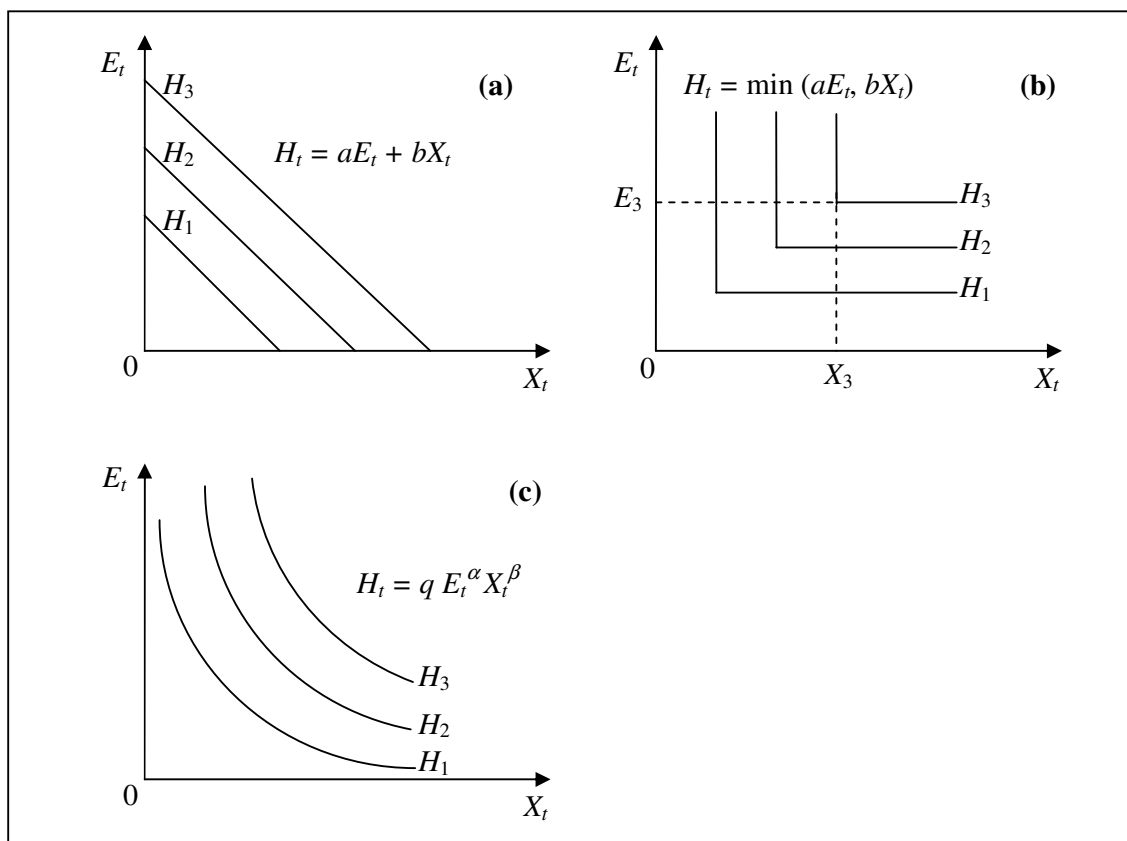
Por fim, enquanto cada raio-vetor  $OP_t$ , na Figura 35, define uma estratégia de *esforço constante*, os segmentos  $P_tP'_t$ , na Figura 36, definem estratégias de *rendimento constante*. As

do primeiro tipo costumam ser menos catastróficas do que estas últimas (MURRAY, 1993). Realmente, na prática, é mais fácil ter controle sobre os custos envolvidos no esforço econômico do que sobre a evolução dos estoques populacionais.

Empiricamente, é essa premissa que sustenta a Equação 91. Teoricamente, no entanto, a Equação 91 representa, tão-só, o modelo mais simples para descrever a relação entre rendimento ( $H_t$ ), esforço econômico ( $E_t$ ) e estoques populacionais ( $X_t$ ) (PERMAN et al., 1996; MARTÍNEZ ALIER & ROCA JUSMET, 2000). Na verdade, ela pode assumir uma variedade de formas funcionais particulares, embora, para muitas situações reais, a da Equação 91 constitua uma boa aproximação (PERMAN et al., 1996).

Formalmente, o “modelo de Schaefer” (Equação 91) parece retratar uma função neoclássica de produção, com  $\alpha = \beta = 1$  (Figura 37.c). No painel (c) da Figura 37,  $E_t$  e  $X_t$  combinam-se em *proporções* infinitesimalmente *variáveis*, conforme o valor dos parâmetros  $\alpha$  e  $\beta$ . Essa função de produção *neoclássica* contrasta com a função de produção *clássica* ou *ricardiana* (Figura 37.a), na qual os insumos produtivos ( $E_t$  e  $X_t$ ) são arranjados segundo uma proporção *fixa* (COMMON, 1996).

Em nenhum desses casos, os recursos naturais ( $X_t$ ) são *essenciais* à produção. Somente na Figura 37.b,  $H_t = 0$ , quando  $X_t = 0$ . Quer dizer, há uma quantidade mínima necessária de insumos produtivos que determina o nível efetivo de produto. Se  $aE_t < bX_t$ ,  $H_t = aE_t$ ; se  $bX_t < aE_t$ ,  $H_t = bX_t$ . Assim, se, na Figura 37.b,  $X_3$  é a quantidade de recurso natural a ser utilizada como insumo, não se conseguirá produzir mais que  $H_3$  — não importa quanto  $E$  se empregue. Noutras palavras, nenhuma quantidade de capital manufaturado ( $E$ ) é capaz de superar os problemas, para a produção, causados por taxas muito baixas ou nulas de  $X$  (COMMON, 1996).



Fonte: COMMON (1996, p. 274)

Figura 37 – Tecnologias ou funções de produção (isoquantas  $H_t$ ) conforme a substitutibilidade entre o capital manufaturado ( $E_t$ ) e o capital natural ( $X_t$ )

Informalmente, essa é, na certa, a premissa mais próxima do “modelo de Schaefer” (Equação 91). Em desacordo com a função de produção neoclássica (Figura 37.c), Schaefer não parece pugnar pela *perfeita substitutibilidade* entre os insumos produtivos ( $E_t$  e  $X_t$ ). Do contrário, uma redução, por exemplo, à metade, do estoque de peixes ( $X_t$ ) poderia ser perfeitamente compensada pela duplicação da quantidade de insumos manufaturados ( $E_t$ ) empregada (Equação 100). Ao menos no longo prazo, Schaefer prevê que, se o nível de exploração superar o de RMS, a população de peixes declinará a tal ponto que nem um aumento do esforço econômico, nem, tampouco, a aplicação de técnicas de captura mais eficientes conseguirão compensar a perda de estoques (MARTÍNEZ ALIER & ROCA JUSMET, 2000).

$$H_0 = qE_0^\alpha X_0^\beta$$

$$H_1 = qE_1^\alpha X_1^\beta$$

$$E_1 = 2E_0$$

$$X_1 = \frac{1}{2}X_0$$

$$H_1 = q(2E_0)^\alpha \left(\frac{1}{2}X_0\right)^\beta = q2^\alpha E_0^\alpha \frac{1}{2^\beta} X_0^\beta$$

Para  $\alpha = \beta$ :

$$H_1 = qE_0^\alpha X_0^\beta = H_0$$

$$\therefore H_1 = H_0$$

#### Equação 100

A Equação 100 ilustra como o *problema da parametrização* (PERMAN et al., 1996) ou da *calibragem* (SHOVEN & WHALLEY, 1984) pode influenciar, de maneira decisiva, os resultados do “modelo de Schaefer” (Equação 91). Toda função de produção com mais de um fator precisa conjecturar ou pressupor o valor dos parâmetros  $\alpha$  e  $\beta$ . Ambos medem os retornos de escala (produtividade) associados a cada fator de produção e comunicam a elasticidade de substituição entre os insumos produtivos.

O procedimento mais comum para estimar  $\alpha$  e  $\beta$  é assumir que o sistema sob estudo está em equilíbrio (*benchmark equilibrium*). O valor dos parâmetros é então escolhido, desde que permita replicar, como solução de equilíbrio do modelo, suas condições iniciais (*benchmark*). Na prática, costuma-se recorrer a valores exógenos, estimados pela literatura especializada (SHOVEN & WHALLEY, 1984). Nada garante, porém, que o problema da substitutibilidade entre os fatores/insumos produtivos se resolva de uma vez por todas.

#### 4.2.7.2 – Modelo de Gordon

Outro problema, talvez mais aparente, já havia sido detectado por H. S. Gordon, em 1954, e por A. D. Scott, em 1955. De acordo com eles, a conservação de um recurso natural deveria assentar-se em bases mais econômicas do que biológicas. No intuito de explicar por que os programas de conservação, então orientados por biólogos, vinham sendo sistematicamente frustrados, os economistas identificaram um erro na função-objetivo desses problemas. Enquanto os biólogos argumentavam que o que se deveria maximizar era o rendimento *físico* sustentável, os economistas replicavam que a sociedade, em vez disso, procurava maximizar as *rendas* sustentáveis ou o seu *rendimento econômico* (WILEN, 2000).

Numa analogia direta com as funções econômicas, a função biológica de um recurso renovável sujeito a predação (Equação 60) guarda alguma semelhança com o lucro econômico. Por isso se aplica aos recursos naturais uma noção semelhante ao lucro econômico, resultante da diferença entre receitas e custos. Mas, desde que – como ilustra o fenômeno da “tragédia dos comuns” – ninguém é rigorosamente proprietário de nenhum recurso natural, a noção de lucro aqui deve ser substituída pela de *renda*<sup>40</sup> *econômica sustentável* (ZOBITZ, 2004).

---

<sup>40</sup> De acordo com Napoleoni (1988), “renda” (*rent*) é uma das três espécies de rendimento (*income*) em um sistema-tipo capitalista. Dentre as três classes sociais que o compõem, a “renda” é a parte que cabe aos proprietários de recursos naturais; os salários, aos trabalhadores; e os lucros, aos capitalistas. Distinguem-se duas espécies de renda (*rent*). A “renda absoluta” surge se a quantidade globalmente disponível do recurso é inferior às necessidades. Em um sistema concorrencial, no longo prazo, a produção é estimulada até o ponto em que o preço (ou receita unitária) do bem ou serviço iguale o seu custo médio (ou custo unitário). Desse modo, o preço competitivo de longo prazo nunca pode conter um valor superior ao custo médio, a menos que a quantidade existente do recurso natural limite a expansão da produção até aquele ponto. Esse excesso de valor sobre o custo (unitário) de produção no longo prazo é que constitui a renda absoluta (unitária). A limitada disponibilidade do recurso natural tende a perpetuar a existência desse excedente, visto que impede o afluxo potencial de novas empresas exploradoras. Em resumo: “a renda cabe aos proprietários porque os capitalistas estão em concorrência entre si, enquanto os proprietários, como detentores de um recurso que não aumenta além de um certo limite, não estão” (NAPOLEONI, 1988, p. 118). Por isso os proprietários de recursos naturais “são aqueles que tiram todas as vantagens da existência de um monopólio natural.” (NAPOLEONI, 1988, p. 119).

Outra categoria de renda é a “renda diferencial”. Trata-se da “renda que *alguns* proprietários auferem *em acréscimo* à renda absoluta” (NAPOLEONI, 1988, p. 119). À medida, por exemplo, que a produtividade de um determinado recurso biológico dependa da fertilidade do solo, a necessidade de se utilizarem solos cada vez menos férteis (marginais) para cultivá-lo conferirá aos proprietários estabelecidos em solos mais férteis uma renda adicional, devida a essa diferença de fertilidade.

Conforme Perman et al. (1996, p. 173), “a renda econômica é definida como a diferença entre a receita total advinda da venda dos recursos coletados e o custo total incorrido por ocasião da colheita”. Num equilíbrio de livre acesso (*open access equilibrium*), *todas* as firmas — ou, mais geralmente, os exploradores de recursos — auferem renda econômica zero. Equivalentemente, pode-se dizer que o equilíbrio de livre acesso é caracterizado por *royalties* zero ou por preço líquido, em média, zero (PERMAN et al., 1996). Nesse sentido, o vocábulo mais apropriado seria “lucro” (FAUCHEUX & NOËL, 1995). Mesmo assim, é difícil contornar as ambigüidades que cercam essas noções. Fisher (1984) e Böhm-Bawerk (1890, 1891), por exemplo, como se viu na seção 4.2.5, repelem com veemência esses conceitos clássicos ou “ricardianos” de renda.

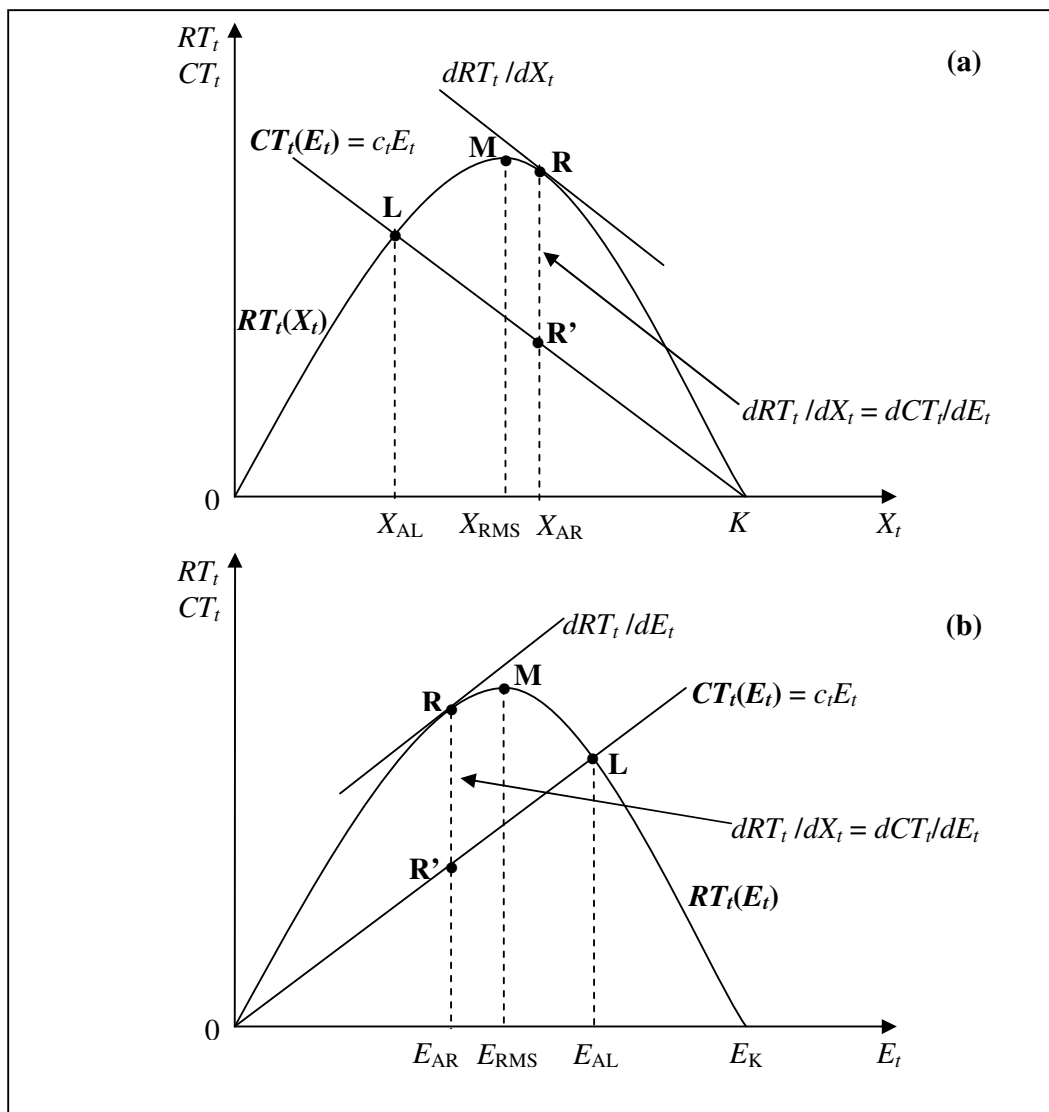


Antes, é preciso definir, para os recursos naturais renováveis, o que constitui seu “produto” (função de produção) – medido em unidades físicas (*e.g.*, toneladas) – e o que constitui seus “dispêndios” (função custo) – também medidos em unidades físicas (Equação 101). Depois, multiplicando-se essas *quantidades* de produto e insumos por seus respectivos *preços unitários* de mercado, chega-se ao seu *valor monetário*. As quantidades produzidas vezes seu preço unitário ( $p_t$ ) fornecem o equivalente à “receita” ( $RT_t$ ) associada à venda dos recursos naturais; as quantidades de insumos vezes seu preço unitário ( $c_t$ ) correspondem aos “custos” ( $CT_t$ ) implicados na produção desses recursos (Equação 102). Por fim, reunindo-se a Equação 101 e a Equação 102, obtém-se um sistema de equações (Quadro 2) cuja solução é denominada *equilíbrio bioeconômico*.

**Quadro 2 – Modelo bioeconômico de Gordon-Schaefer**

Modelo	Formulação do problema*	Soluções de equilíbrio
Schaefer	$\frac{dX}{dt} = G(X_t) - H_t$ $\frac{dX}{dt} = rX_t \left(1 - \frac{X_t}{K}\right) - qE_t X_t$ <p style="text-align: center;"><b>Equação 101</b></p>	Equilíbrio biológico $dX/dt = 0$
Gordon	$Y_t = RT_t - CT_t$ $Y_t = p_t H_t - c_t E_t$ $Y_t = p_t q E_t X_t - c_t E_t$ <p style="text-align: center;"><b>Equação 102</b></p>	Equilíbrio econômico <sup>†</sup> <ul style="list-style-type: none"> <li>• AL: <math>Y_t = 0</math></li> <li>• AR(<math>E_t</math>): <math>dY_t/dE_t = 0</math></li> <li>• AR(<math>X_t</math>): <math>dY_t/dX_t = 0</math></li> </ul>

(\*)  $Y_t$  = renda (lucro) econômica(o);  $RT_t$  = receita total;  $CT_t$  = custo total;  $p_t$  = preço unitário;  $c_t$  = custo unitário. O subscrito  $t$  indica o período a que a variável se refere. Todavia pode muito bem ser omitido, sem nenhuma perda de generalidade. (†) AL = acesso livre; AR = acesso restrito (ver Figura 38 e nota 41 abaixo).



Fontes: FAUCHEUX & NOËL (1995, p. 176); PERMAN et al. (1996, pp. 175 e 178)  
 Notas: AL<sup>41</sup> = acesso livre; AR<sup>41</sup> = acesso restrito; RMS = rendimento máximo sustentável

Figura 38 – Equilíbrios bioeconômicos no modelo estático de Gordon-Schaefer

<sup>41</sup> Teoricamente, considera-se que os recursos de pesca estão sujeitos a quatro tipos diferentes de regimes ou direitos de propriedade: a) *propriedade estatal* – quando uma instituição governamental detém o direito de gestão; b) *propriedade privada* – quando os pescadores detêm o direito de decidir sobre os usos socialmente aceitáveis do recurso ou, mesmo, de se abster de seus usos predatórios; c) *propriedade comum (res communis)* – quando o Estado aloca direitos de propriedade para um grupo bem-definido de pescadores; d) *livre acesso (res nullius)* – quando a propriedade sobre o recurso não existe, de modo que ninguém pode explorá-lo (SEIJO et al., 1998). No caso de controle coletivo, o conjunto de pescadores constituiria uma espécie de monopólio, como se todos eles formassem um só indivíduo. Nessas circunstâncias, o ponto R, na Figura 38, equivaleria a um *ótimo social*. Em oposição, o *ótimo descentralizado* (ponto L) representaria, então, um equilíbrio em que “o lucro libertado, longe de ser máximo, é totalmente ‘dissipado’ entre os pescadores” (FAUCHEUX & NOËL, 1995, p. 176). Por isso, nada garante, em tese, que regimes similares ao de propriedade privada, com acesso restrito ou monopolizado, impeçam que a exploração economicamente ótima de um recurso o conduza à extinção (PERMAN et al., 1996). Por fim, tampouco se sustenta a proposição de que regimes de livre acesso necessariamente resultarão na extinção de recursos renováveis (PERMAN et al., 1996). Dependendo da inclinação das curvas de custo ( $CT_t(E_t)$ ) na Figura 38.a, o ponto L pode situar-se aquém, além ou, mesmo, *sobre* o ponto M (PERMAN et al., 1996).

A lógica do “modelo bioeconômico de Gordon-Schaefer” é que o custo econômico envolvido no esforço de pesca encarrega-se de deter a captura. Como resume o próprio Gordon (*apud* WILEN, 2000, p. 310): “O problema da conservação exige, essencialmente, uma formulação dinâmica<sup>42</sup>. Conservar significa postergar o uso de um recurso. A justificativa econômica para a conservação é a mesma que vale para qualquer investimento de capital – ao postergar-se o uso, espera-se dispor de uma maior quantidade para ser utilizada em data futura”. Por isso devem-se esperar estoques de biomassa maiores e níveis de colheita menores do que os estimados pelas políticas biologicamente orientadas do RMS (WILEN, 2000 e Figura 38).

A essência do raciocínio bioeconômico é transmitida pela Figura 38. O que Gordon e Scott pretendiam demonstrar era por que as políticas de gestão de inspiração biológica, baseadas no RMS, não conseguiam conter a pesca predatória. De um lado, a estratégia do RMS negligenciava em demasia os aspectos microeconômicos (custos e receitas) da pesca. No intuito de salvaguardar os estoques, essa política terminava assumindo contornos regulatórios muito fortes. Em nome da proteção aos recursos haliêuticos, muitas restrições eram impostas à tecnologia de pesca – desde a determinação de um tamanho mínimo para as malhas das redes até a proibição completa de certos tipos de embarcações (WILEN, 2000). De outro lado, a inclusão, por si só, do esforço econômico, à maneira de Schaefer (FAUCHEUX & NOËL, 1995), era, decerto, condição necessária, mas não suficiente, para comunicar as motivações econômicas presentes na atividade pesqueira.

Em essência, a função  $CT_t(E_t)$ , na Figura 38, retém a proposição de que os estoques ( $X_t$ ) do recurso diminuem, à medida que o esforço econômico ( $E_t$ ) aumenta. Por isso, na Figura 38.a, a função  $CT_t(E_t)$  é negativamente inclinada em relação ao eixo  $X_t$  (horizontal) e, na Figura 38.b, ela é positivamente inclinada em relação ao eixo  $E_t$  (horizontal). Essa mesma premissa já estava presente na Figura 35 e na Figura 36, definidas a partir da Equação 91. Todavia a “curva de rendimento-esforço”, de Schaefer, nada mais informa do que as adaptações biodemográficas que o recurso deve sofrer, à medida que é colhido (FAUCHEUX & NOËL, 1995). As considerações econômicas só se manifestam efetivamente quando se confere um preço à produtividade biológica – i.e., à colheita (Equação 59) – e quando se

---

<sup>42</sup> Apesar disso, o “modelo de Gordon” não era exatamente dinâmico. Não, pelo menos, no sentido que o vocábulo adquiriu na *Economia dos Recursos Naturais*. A análise dinâmica ganhou um impulso considerável, após o nascimento da *teoria do controle ótimo*, em 1962, e sua aplicação, por volta de meados da década de 1960, na teoria do crescimento econômico e na teoria do investimento. Em contraste, a *Economia Ambiental* (ou *Economia do Meio Ambiente*) adotava um instrumental analítico mais estático, voltado para a economia do bem-estar, as externalidades e os bens públicos (WILEN, 2000).

fazem intervir os custos associados ao esforço de pesca (FAUCHEUX & NOËL, 1995; COMMON, 1996).

Na Figura 38, o ponto  $L$  é similar aos pontos  $P_t$  na Figura 35 e na Figura 36. A diferença é que o ponto  $L$  denota um equilíbrio em termos *monetários*, entre receitas (Equação 103) e custos (Equação 104), com lucro econômico zero<sup>43</sup>, enquanto os pontos  $P_t$  traduzem um equilíbrio em termos *físicos*, entre *quantidades* de colheita ( $H_t$ ) e esforço ( $E_t$ ). À medida que  $c_t$  diminui, a função  $CT_t(E_t)$  torna-se menos inclinada. Por conseguinte tanto ela quanto o ponto  $L$  (Figura 38) se aproximam do eixo horizontal, ou seja,  $X_{AL} \rightarrow 0$  (Figura 38.a) e  $E_{AL} \rightarrow E_K$  (Figura 38.b). Ao contrário, se  $c_t$  aumenta, a função  $CT_t(E_t)$  torna-se mais vertical. Com isso, o ponto  $L$  aproxima-se do ponto  $M$ , ou seja,  $X_{AL} \rightarrow X_{RMS}$  (Figura 38.a) e  $E_{AL} \rightarrow E_{RMS}$  (Figura 38.b).

Tanto para o ponto  $L$  (Figura 38) quanto para os pontos  $P_t$  (Figura 35 e Figura 36), vale o equilíbrio de estado estacionário, segundo o qual  $H_t = G(X_t)$  (Equação 60 e Equação 62). Contudo, nesses últimos, o ajuste é simplesmente biodemográfico (FAUCHEUX & NOËL, 1995). Aponta o crescimento biológico ( $G(X_t)$ ) mínimo necessário para fazer frente à predação ( $H_t$ ), de modo que os estoques futuros ( $X_{t+1}$ ) nunca sejam inferiores aos estoques correntes ( $X_t$ ). Na prática, é difícil realizar a sintonia fina desse ajuste biológico. A Figura 36, a Equação 96 e a Equação 99 mostram que os únicos parâmetros que ligam o esforço econômico ( $E_t$ ) ao crescimento natural ( $G(X_t)$ ) são determinados biologicamente. Portanto, a menos que se consiga ajustar esses parâmetros exógenos, nada garante que as variáveis de que a colheita ( $H_t$ ) tanto depende vão convergir para equilíbrios como os indicados pelos pontos  $P_t$  (Figura 35 e Figura 36).

Em comparação com eles, o ponto  $L$  sugere um equilíbrio mais pragmático. Contanto que se atribuam preços monetários a cada unidade de biomassa que se adiciona ao estoque (curva  $G(X_t)$ , na Figura 35) e a cada unidade de esforço destinada à sua captura (curva  $H_t$  na Figura 35), a curva  $G(X_t)$  (Figura 35) transforma-se na curva  $RT_t(X_t)$  (Figura 38), descrita pela Equação 103:

---

<sup>43</sup> Lucro *econômico* zero não é sinônimo de lucro *contábil* zero. Tanto a taxa de lucro “normal”, estabelecida pela concorrência, quanto os custos de oportunidade dos investimentos (ou custos implícitos), além dos custos contábeis (explícitos) estão contemplados no cálculo do lucro econômico. De modo diverso, o lucro contábil trabalha apenas com receitas e custos explícitos.

$$\begin{aligned}
 RT_t(X_t) &= p_t H_t \\
 H_t &= G(X_t) \\
 RT_t(X_t) &= p_t \left[ rX_t \left( 1 - \frac{X_t}{K} \right) \right], \\
 RT_t(X_t) &= p_t rX_t - \frac{p_t rX_t^2}{K}
 \end{aligned}$$

**Equação 103**

e a curva  $H_t$  (Figura 35), na curva  $CT_t(E_t)$  (Figura 38), descrita pela Equação 104

$$CT_t(E_t) = c_t E_t.$$

**Equação 104**

Embora graficamente nada pareça mudar, semanticamente, a Figura 38 representa a transição da gestão biológica para a gestão econômica dos estoques. As funções auxiliares (Equação 103 e Equação 104) transferem, por assim dizer, o controle de estoques da natureza para a economia.

Mais precisamente, o ajuste que conduz ao ponto  $L$  (Figura 38) depende fundamentalmente da relação entre  $c_t$  (custos unitários do esforço econômico) e  $p_t$  (preços unitários da produtividade biológica) (Equação 107 e Equação 108, Quadro 3). Se  $c_t < p_t$ ,  $X_{AL} \rightarrow 0$  (Figura 38.a) e  $E_{AL} \rightarrow E_K$  (Figura 38.b); se  $c_t > p_t$ ,  $X_{AL} \rightarrow X_{RMS}$  (Figura 38.a) e  $E_{AL} \rightarrow E_{RMS}$  (Figura 38.b). Ou seja, desde que  $0 < c_t/p_t < 1$ , o regime de acesso livre (AL) pode acelerar a extinção do recurso.

O contraste entre a ênfase econômica do ponto  $L$  (Figura 38) e a supremacia biológica dos pontos  $P_t$  (Figura 35 e Figura 36) imediatamente confrontou o “modelo de Gordon” com o “modelo de Schaefer”. Entretanto as ressalvas dos economistas, sedimentadas no “modelo de Gordon”, sofreram uma oposição surpreendentemente mais forte de parte de gestores treinados em Biologia e versados na Ciência Florestal alemã do século XIX (WILEN, 2000). Para estes, perseguir a quantidade máxima sustentável de produtividade biológica, medida em termos físicos (RMS), traduzia-se num objetivo muito mais convincente e prático do que o de maximizar a renda (ou lucro) econômica(o).

Outra vez, o contraponto dos economistas pode ser demonstrado com o auxílio da Figura 38. Em comparação com uma função  $CT_t(E_t)$  que passa pelo ponto  $L$ , outra, com a mesma origem em  $K$ , mas que passe pelo ponto  $M$ , será, necessariamente, mais inclinada. Em termos geométricos, isso significa que  $c_t^L < c_t^M$ . Em termos econômicos, uma inclinação  $KM$ ,

maior que outra  $KL$ , implica custos de captura mais elevados (Equação 104). Então, para compensá-los, os produtores seriam compelidos a intensificar a colheita ( $H_t$ ), movendo-se para a esquerda de  $M$ . Assim, com os preços de venda  $p_t$  do recurso sendo determinados pela concorrência, os produtores conseguiriam, de acordo com a primeira linha da Equação 103, elevar também sua receita,  $RT_t(X_t)$ . Logo, a conclusão do “modelo de Gordon” é que, na melhor das hipóteses, o equilíbrio biológico de RMS não se sustentaria. Ao menos, não no longo prazo.

Nem por isso o “modelo de Gordon” conclui pelo equilíbrio de livre acesso. Em  $L$  (Figura 38), não se verifica a “renda (lucro) econômica(o) máxima(o)”. Ocorre o contrário. Em  $L$ , o lucro econômico é, na verdade, nulo (ver nota 43 acima), uma vez que a Equação 102 também se anula. O lucro econômico só atinge o seu máximo no ponto  $R$ , onde o segmento  $RR'$  representa a maior distância possível entre as curvas  $RT_t(X_t)$  e  $CT_t(E_t)$ . Matematicamente, isso equivale ao ponto em que as inclinações (ou derivadas primeiras) de ambas as curvas são iguais. Em  $R$ , os estoques não só, em contraste com  $L$ , estariam mais distantes da extinção mas também se deteriam antes de  $M$ , o equilíbrio biológico de RMS. Portanto, em  $R$ , os estoques seriam inclusive maiores que os de RMS!

Por certo, nisso reside a virtude do “modelo de Gordon”. Em primeiro lugar, seus resultados ajudam a esclarecer por que, afinal, se censura o equilíbrio de RMS, em  $M$ , por seu caráter exclusivamente biológico. Na Figura 38, é fácil ver que a altura  $MX_{RMS}$  simplesmente ignora a existência da função custo econômico,  $CT_t(E_t)$ . Mais importante que isso, talvez, é que o “modelo de Gordon” foi pioneiro em apontar os aspectos institucionais do equilíbrio bioeconômico (WILEN, 2000). Conforme o regime ou direitos de propriedade adotado, acesso livre (AL) ou restrito (AR), obtém-se um ( $L$ ) ou outro ( $R$ ) equilíbrio para os estoques ( $X_{AL}$  ou  $X_{AR}$ ) (Figura 38).

O Quadro 3 oferece uma exposição panorâmica desses equilíbrios. Desde a inclusão do esforço econômico ( $E_t$ ) (Equação 91), os benefícios ( $G(X_t)$ ) e custos ( $H_t$ ) da atividade podem ser expressos tanto em termos de estoque ( $X_t$ ) quanto em termos de esforço ( $E_t$ ). Na Figura 38, a curva  $RT_t$  é traçada em função do estoque ( $X_t$ ); a curva  $CT_t$ , em função do esforço econômico ( $E_t$ ). Mas este, por sua vez, de acordo com a Equação 92, relaciona-se inversamente com o estoque. Por isso o Quadro 3 apresenta o equilíbrio tanto para os estoques ( $X^*$ ) quanto para o esforço ( $E^*$ ). Em qualquer caso, pressupõe-se equilíbrio de estado estacionário ( $H_t = G(X_t)$ ) (Equação 60 e Equação 62).

Quadro 3 – Soluções do modelo bioeconômico de Gordon-Schaefer (Quadro 2)

Modelos	Regimes <sup>†</sup>	Equilíbrios	
		$X^*$	$E^*$
Schaefer (equilíbrios biológicos)	RMS	$X_{RMS} = K \left( 1 - \frac{qE_{RMS}}{r} \right)$ $X_{RMS} = K/2$ <p><b>Equação 105</b> (Equação 93 e Equação 94)</p>	$E_{RMS} = \frac{r}{2q}$ <p><b>Equação 106</b> (Equação 96)</p>
Gordon (equilíbrios econômicos)	AL	$X_{AL} = \frac{c_t}{p_t q}$ <p><b>Equação 107</b></p>	$E_{AL} = \frac{r}{q} \left( 1 - \frac{c_t}{K p_t q} \right)$ <p><b>Equação 108</b></p>
	AR	$X_{AR} = \frac{K}{2} + \frac{1}{2} \frac{c_t}{p_t q}$ $X_{AR} = X_{RMS} + \frac{1}{2} X_{AL}$ <p><b>Equação 109</b></p>	$E_{AR} = \frac{1}{2} \frac{r}{q} \left( 1 - \frac{c_t}{K p_t q} \right)$ $E_{AR} = \frac{1}{2} E_{AL}$ <p><b>Equação 110</b></p>

(†) RMS = rendimento (biológico) máximo sustentável; AL = acesso livre; AR = acesso restrito

As soluções de Schaefer (Equação 105 e Equação 106) já haviam sido calculadas anteriormente. As soluções de Gordon tratam de inserir o equilíbrio biológico obtido por Schaefer (Equação 101, Quadro 2) na Equação 102 (Quadro 2). Desta, derivam as soluções de AL e de AR (Quadro 3), que definem o chamado *equilíbrio bioeconômico*.

As soluções de AL (Equação 107 e Equação 108) são obtidas igualando-se a Equação 102 a zero. Primeiro, com base na primeira expressão da Equação 103, na Equação 104 e na Equação 91, ela é resolvida para  $X_t$ :

$$\begin{aligned}
 Y_t &= 0 \\
 0 &= RT_t - CT_t \\
 RT_t &= CT_t \\
 p_t H_t &= c_t E_t \\
 p_t q E_t X_t &= c_t E_t \\
 X_{AL} &= \frac{c_t}{p_t q}
 \end{aligned}$$

**Equação 111**

Depois, recorrendo-se à Equação 95 e à Equação 104, ela é resolvida para  $E_t$ :

$$\begin{aligned}
Y_t &= 0 \\
0 &= RT_t(E_t) - CT_t(E_t) \\
RT_t(E_t) &= CT_t(E_t) \\
p_t \left( qKE_t - \frac{qKE_t^2}{r} \right) &= c_t E_t \\
p_t qKE_t - p_t \frac{qKE_t^2}{r} &= c_t E_t \\
p_t qKE_t \left( 1 - \frac{qE_t}{r} \right) &= c_t E_t \\
1 - \frac{qE_t}{r} &= \frac{c_t}{Kp_t q} \\
1 - \frac{c_t}{Kp_t q} &= \frac{qE_t}{r} \\
E_{AL} &= \frac{r}{q} \left( 1 - \frac{c_t}{Kp_t q} \right)
\end{aligned}$$

**Equação 112**

As soluções de AR (Equação 109 e Equação 110) são encontradas anulando-se a derivada primeira da Equação 102 (Quadro 2). De maneira análoga à das soluções de AL, novamente se isolam  $X_t$  e  $E_t$ .

Para se chegar à solução de  $X_{AR}$  (Equação 109), é preciso calcular as derivadas primeiras, em relação a  $X_t$ , das funções descritas pela Equação 103 e pela Equação 104:

$$\begin{aligned}
\frac{dY_t}{dX_t} &= 0 \\
\frac{dRT_t}{dX_t} - \frac{dCT_t(E_t)}{dX_t} &= 0 \\
\frac{dRT_t}{dX_t} &= \frac{dCT_t(E_t)}{dX_t}
\end{aligned}$$

**Equação 113**

O valor de  $dRT_t/dX_t$  é obtido diretamente a partir da última expressão da Equação 103:

$$\frac{dRT_t}{dX_t} = p_t r - \frac{2p_t r X_t}{K}$$

**Equação 114**



Entretanto o cálculo de  $dCT_t(E_t)/dX_t$  é um pouco mais trabalhoso.

Pela “regra da cadeia”, sabe-se que:

$$\frac{dCT_t(E_t)}{dX_t} = \frac{dCT_t(E_t)}{dE_t} \frac{dE_t}{dX_t}.$$

**Equação 115**

Da Equação 104, vem, diretamente, que:

$$\frac{dCT_t(E_t)}{dE_t} = c_t.$$

**Equação 116**

A penúltima expressão da Equação 92 permite explicar o esforço ( $E_t$ ) em função do estoque ( $X_t$ ):

$$\begin{aligned} E_t &= \frac{H_t}{qX_t} \\ H_t &= G(X_t) \\ E_t &= \frac{1}{qX_t} \left[ rX_t \left( 1 - \frac{X_t}{K} \right) \right] \\ E_t &= \frac{r}{q} \left( 1 - \frac{X_t}{K} \right) \\ E_t &= \frac{r}{q} - \frac{rX_t}{qK} \end{aligned}$$

**Equação 117**

Enfim, a partir da Equação 117, obtém-se:

$$\frac{dE_t}{dX_t} = -\frac{r}{qK}$$

**Equação 118**

Substituindo-se a Equação 116 e a Equação 118 na Equação 115, tem-se como resultado:

$$\frac{dCT_t(E_t)}{dX_t} = -\frac{rc_t}{Kq}$$

**Equação 119**

Finalmente, substituindo-se a Equação 114 e a Equação 119 na Equação 113, chega-se à solução de  $X_{AR}$  (Equação 109, Quadro 3):

$$p_t r - \frac{2p_t r X_t}{K} = -\frac{rc_t}{Kq}$$

$$p_t r + \frac{rc_t}{Kq} = \frac{2p_t r X_t}{K}$$

$$\frac{Kp_t q r + rc_t}{Kq} = \frac{2p_t r X_t}{K}$$

$$\frac{r(Kp_t q + c_t)}{q} = 2p_t r X_t$$

$$\frac{Kp_t q + c_t}{2p_t q} = X_{AR}$$

$$\frac{Kp_t q}{2p_t q} + \frac{c_t}{2p_t q} = X_{AR}$$

$$X_{AR} = \frac{K}{2} + \frac{1}{2} \frac{c_t}{p_t q}$$

$$X_{AR} = X_{RMS} + \frac{1}{2} X_{AL}$$

**Equação 120**

Mantendo-se a premissa do equilíbrio de estado estacionário (Equação 60 e Equação 62), tal que  $H_t = G(X_t)$ , chega-se também à solução de  $E_{AR}$  (Equação 110, Quadro 3). Nesse caso, calcula-se:

$$\frac{dY_t(E_t)}{dE_t} = 0$$

$$\frac{dRT_t(H_t)}{dE_t} - \frac{dCT_t(E_t)}{dE_t} = 0$$

$$\frac{dRT_t(H_t)}{dE_t} = \frac{dCT_t(E_t)}{dE_t}$$

**Equação 121**

O lado direito da última expressão da Equação 121 corresponde à Equação 116. O lado esquerdo é a derivada primeira da Equação 103 em relação a  $E_t$ . Aplicando-se a “regra da cadeia”, essa derivada vale:

$$\frac{dRT_t(H_t)}{dE_t} = \frac{dRT_t(H_t)}{dH_t} \frac{dH_t}{dE_t}$$

**Equação 122**

Com base na primeira expressão da Equação 103, obtém-se, diretamente, que:

$$\frac{dRT_t(H_t)}{dH_t} = p_t.$$

**Equação 123**

Com base na Equação 95, tem-se que:

$$H_t = qKE_t - \frac{q^2 KE_t^2}{r}$$

$$\frac{dH_t}{dE_t} = qK - \frac{2q^2 KE_t}{r}$$

**Equação 124**

Substituindo-se a Equação 123 e a Equação 124 na Equação 122, acha-se:

$$\frac{dRT_t(H_t)}{dE_t} = p_t \left( qK - \frac{2q^2 KE_t}{r} \right)$$

**Equação 125**

Por fim, substituindo-se a Equação 125 e a Equação 116 na Equação 121, chega-se ao resultado disposto pela Equação 110 (Quadro 3):

$$\begin{aligned}
p_t \left( qK - \frac{2q^2 KE_t}{r} \right) &= c_t \\
qK \left( 1 - \frac{2qE_t}{r} \right) &= \frac{c_t}{p_t} \\
1 - \frac{2qE_t}{r} &= \frac{c_t}{Kp_t q} \\
1 - \frac{c_t}{Kp_t q} &= \frac{2qE_t}{r} \\
E_{AR} &= \frac{1}{2} \frac{r}{q} \left( 1 - \frac{c_t}{Kp_t q} \right) \\
E_{AR} &= \frac{1}{2} E_{AL}
\end{aligned}$$

Equação 126

#### 4.2.8 – Teorias do capital e do controle ótimo

Do ponto de vista dos biólogos, as políticas de pesca deviam ter por objetivo o controle da mortalidade dos peixes. Em virtude disso, seu principal instrumento era restringir a tecnologia e proibir a utilização de embarcações eficientes. Os economistas replicavam que tais medidas não faziam nenhum sentido. Segundo eles, a mortalidade excessiva de peixes era tão-somente um *sintoma* do problema fundamental – a indefinição de direitos de propriedade (WILEN, 2000).

O *excesso de capital* era o principal sintoma dos incentivos proporcionados por um regime de acesso livre (AL) (WILEN, 2000). A ineficiência fundamental atribuída ao regime de AL era que os produtores não conseguiam apropriar-se dos benefícios proporcionados pelo investimento no recurso. Se um determinado produtor se abstivesse de colher o recurso no presente, deixando a colheita para uma data futura, todos os demais se beneficiariam dessa decisão individual. Os custos associados ao esforço de pesca seriam reduzidos em toda a indústria pesqueira, simplesmente porque haveria mais peixes do que antes à disposição. Muitos pescadores, por conseguinte, sentiam-se estimulados a agir com imprudência (*free rider behaviour*): aumentavam a captura, enquanto outros a reduziam (PERMAN et al., 1996).

Além do mais, condições de livre acesso possibilitavam que novos produtores ingressassem na indústria, tão logo as rendas (lucros) se tornassem positivas(os). Essa característica de não-exclusão conferia aos recursos de livre acesso qualidades típicas de um

bem público e impedia que, no longo prazo, os produtores envolvidos com ele auferissem qualquer renda econômica (ponto *L*, na Figura 38) (PERMAN et al., 1996). A mortalidade excessiva de peixes era tão-só um produto derivado dessas circunstâncias (WILEN, 2000).

Apesar de tudo, os biólogos resistiram aos inconvenientes normativos que essa perspectiva implicava. Não lhes parecia que o rendimento *econômico* máximo sustentável (ponto *R*, na Figura 38) pudesse substituir o RMS (ponto *M*, na Figura 38) como objetivo de gestão. Em muitos aspectos, tal controvérsia evocava aquela que, quase um século antes, opusera a gestão florestal pelo IMA (seção 4.2.4) ao modelo de Fisher (seção 4.2.5). Na atual controvérsia, porém, a diferença entre precipitar e postergar a colheita do recurso não é imputada à taxa de juros. Afinal, nem o “modelo de Schaefer” (Equação 91), nem o “modelo de Gordon” (Quadro 2) preocuparam-se em incluí-la. Preferiu-se, em vez disso, derivar a solução a partir dos direitos de propriedade. Na falta de investigações empíricas, os economistas decidiram assumir que os ganhos previstos pelo “modelo de Gordon” emergiriam da economia de custos e da eliminação do capital redundante. Porém tais resultados só seriam alcançados, à medida que o crescimento do capital fosse contido por restrições impostas sobre o livre acesso ao recurso (WILEN, 2000).

Na verdade, os próprios economistas já haviam reconhecido, ainda na infância dos modelos da pesca, que o rendimento econômico máximo sustentável não parecia conceitualmente muito correto (WILEN, 2000). Em primeiro lugar, era difícil sustentar a idéia de que os pescadores (produtores) eram, de certo modo, “redundantes” e podiam representar “capital excessivo” na indústria da pesca. Em segundo lugar, o argumento de que era preciso preocupar-se mais com o esforço excessivo de pesca do que com os estoques de biomassa em risco de extinção ou colapso não parecia, realmente, nem um pouco persuasivo. Por último, mesmo quando a análise dinâmica foi incluída na economia da pesca, era politicamente perturbador substituir um programa de RMS por outro que favorecesse a troca de um recurso natural por dinheiro, seguida do investimento financeiro das receitas obtidas com sua comercialização (WILEN, 2000).

Ironicamente, inibições como essas levaram os economistas a soluções de estado estacionário que não divergiam substancialmente daquelas propostas pelos biólogos (WILEN, 2000). A Figura 38.a mostra que, com custos de colheita dependentes da densidade, a solução estática de maximização da renda (lucro) (ponto *R*) ocorre à direita do ponto *M* (RMS). Na verdade, isso já era apontado pelos primeiros críticos das políticas de pesca orientadas biologicamente. O que a análise dinâmica revelaria mais tarde é que esse ótimo estático corresponde à solução de estado estacionário quando a taxa de juro (ou de desconto) é zero. Para taxas de desconto positivas, a solução dinamicamente ótima de estado estacionário é

puxada para a esquerda do ótimo estático. Portanto, desde que a taxa de desconto e os custos dependentes da densidade populacional sejam considerados, o equilíbrio (econômico) ótimo de estado estacionário termina bem próximo daquele produzido pelo RMS. Além disso, para uma curva de rendimento ( $RT_t(X_t)$ , Figura 38.a) mais “achatada”, haveria pouca discrepância entre o RMS (ponto  $M$ ) e uma ampla variedade de rendimentos econômicos ótimos resultantes de diferentes taxas de desconto e pressuposições de custo (BROWN *apud* WILEN, 2000).

A Figura 38.b ajuda a elucidar os mecanismos que comprometem o ótimo estático (ponto  $R$ ) reclamado pelo “modelo de Gordon”. Desde uma perspectiva dinâmica, uma redução do esforço de pesca de  $E_{AL}$  para  $E_{AR}$  provocaria, primeiramente, uma baixa da renda (lucro)  $Y_t$ . Manipulando-se algebricamente a Equação 102, obtém-se:

$$Y_t = E_t(p_t q X_t - c_t)$$

#### Equação 127

Mantidos constantes os termos entre parênteses – i.e., tanto os estoques quanto os parâmetros biológicos e econômicos –, a Equação 127 mostra por que  $Y_t$  cai com a queda de  $E_t$ . Não obstante isso seria tão-só uma consequência imediata. Numa análise dinâmica,  $E_t$  tornaria a aumentar em seguida (FAUCHEUX & NOËL, 1995). Não só para compensar a queda na renda ( $Y_t$ ) mas também para apanhar os estoques cuja quantidade a reprodução biológica ( $G(X_t)$ ) e a redução inicial do esforço econômico ( $E_t$ ) se encarregaram de expandir. Por conseguinte o equilíbrio dinâmico seria tal que, na certa, se estabeleceria além de  $E_{AL}$  (Figura 38.b).

Tais adaptações biológicas e econômicas não se deixavam captar pelo critério da maximização do lucro *instantâneo*, freqüentemente adotado pela literatura clássica a respeito das pescas. Sobretudo, as adaptações econômicas dinâmicas supõem que se tenha em conta a taxa de desconto, que permite a comparação dos valores no tempo (FAUCHEUX & NOËL, 1995). À medida que a taxa de desconto sobe, por exemplo, o nível ótimo de biomassa no estado estacionário se reduz, comparativamente ao ótimo estático (ponto  $R$ , na Figura 38) (WILEN, 2000). Somente em condições de livre acesso (AL), a taxa de desconto não importa. Nessas circunstâncias, as rendas, no equilíbrio de estado estacionário, são nulas de todo modo (PERMAN et al., 1996).

Esse não é o caso em um regime de acesso restrito (AR). Visto que, nessas condições, o equilíbrio produz rendas positivas, a taxa de desconto realmente faz diferença (PERMAN et al., 1996) na hora de decidir entre colher o recurso já ou mais tarde. Desde um artigo

publicado por A. D. Scott, em 1955, a conservação de recursos naturais já havia sido comparada à administração de ativos<sup>44</sup>. Intellectualmente enraizada na teoria dinâmica, na teoria do capital e na teoria do investimento (WILEN, 2000), essa analogia postulava que todo recurso natural renovável é um bem (ou ativo) de capital (PERMAN et al., 1996).

Embora, à época, essas noções confundissem o pensamento estabelecido em torno da conservação de recursos naturais, foi através delas que a análise dinâmica logrou operar uma revolução na Economia da Pesca, da Floresta e dos demais usos do solo (WILEN, 2000). A intuição básica é que o proprietário de um recurso natural, assim como o proprietário de qualquer ativo de capital, realiza um investimento em estoques a partir do momento em que se abstenha de colher o recurso. Devido aos processos de crescimento biológico, o estoque pode aumentar mais do que o investimento inicial. Noutras palavras, o ativo é produtivo<sup>45</sup> (PERMAN et al., 1996). Ou, em termos *físicos*, a recompensa pelo investimento extra em estoques é um aumento no tamanho do estoque do período seguinte (COMMON, 1996).

Na indústria da pesca, pode-se permitir que o peixe cresça e se reproduza, de modo que o estoque, em uma data futura, seja maior do que o seria, caso houvéssimos tentado apanhar tanto peixe quanto possível no presente (...) Em termos teóricos, isso significa que o grau ótimo de exploração na pesca deve ser definido como alguma função do tempo. Quer dizer, é necessário chegar a um ótimo que consista num certo nível de colheita por unidade de tempo, e deve-se atingir esse objetivo considerando-se a interação entre a taxa de colheita, a dinâmica das populações de peixe e o padrão econômico de preferência temporal da comunidade ou a taxa de juro [retorno] sobre o capital investido. Isso é um problema muito complicado, e eu suspeito que teremos de recorrer aos economistas matemáticos para que nos auxiliem a esclarecê-lo (GORDON *apud* WILEN, 2000, p. 310).

A decisão sobre *quando* realizar a colheita depende, como no caso de qualquer investimento produtivo, da maximização do *valor presente* dos lucros (rendas) ao longo do tempo (PERMAN et al., 1996). Por conseguinte o controle ou manejo de um ativo *através do tempo* depende, decisivamente, da taxa de desconto (ou de juro) utilizada para comparar rendimentos diferidos (PERMAN et al., 1996; WILEN, 2000).

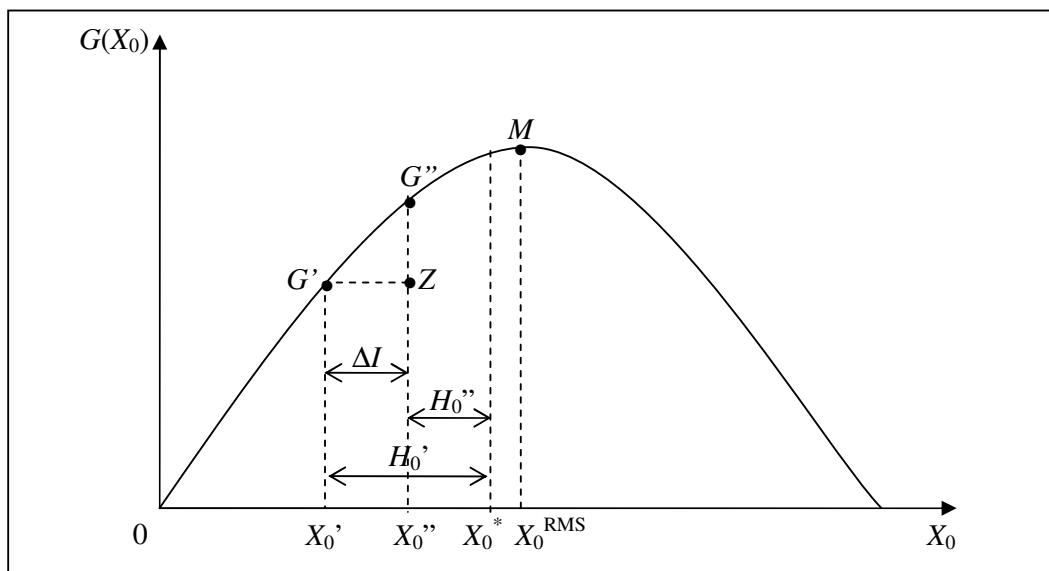
A Figura 39 ilustra como a decisão de investir em estoques determina a taxa de juro<sup>46</sup>. Por hipótese,  $X^*_0$  representa o estoque existente no início do período 0. Se a colheita for  $H'_0$ , o estoque restante, no final do período 0, será  $X'_0$ . Com esse tamanho de população, o crescimento do estoque, lido na curva  $G(X_0)$ , é dado por  $X'_0G'$ , que corresponde ao estoque de abertura do período imediatamente seguinte ( $X'_1$ ). Entretanto, se os produtores decidirem

<sup>44</sup> A. D. Scott, *Natural Resources: The Economics of Conservation*, Univ. of Toronto Press, 1955 (WILEN, 2000).

<sup>45</sup> Ironicamente, tal intuição não deixa quase nada a dever às “teorias da produtividade orgânica” (GEORGE, 1879), tão vigorosamente atacadas por Böhm-Bawerk (1890, 1891) e Fisher (1984) (ver seção 3.3.5).

<sup>46</sup> As deduções que seguem encontram-se em Common (1996, p. 251).

reduzir a colheita para  $H''_0$ , o estoque remanescente, no final do período 0, será  $X''_0 > X'_0$ . Dessa vez, o crescimento do estoque será  $X''_0 G'' > X'_0 G'$ , e o estoque de abertura do período subsequente,  $X''_1 > X'_1$ .



Fonte: COMMON (1996, p. 251)

Figura 39 – Investimento em um recurso natural renovável

Como se vê, na Figura 39, a expansão do estoque de abertura no período seguinte,  $X''_0 G'' - X'_0 G' = G'' Z$  (Equação 129), lida no eixo vertical, depende da retração da colheita,  $H'_0 - H''_0 = G' Z$  (Equação 128), observada no eixo horizontal (com  $\Delta I =$  variação do investimento em estoques).

$$G' Z = \Delta I$$

$$\Delta I = H'_0 - H''_0$$

$$\Delta I = (X_0^* - X_0') - (X_0^* - X_0'')$$

$$\Delta I = X_0'' - X_0' = \Delta X_0$$

**Equação 128**

$$G'' Z = X_0'' G'' - X_0' G'$$

$$G'' Z = X_1'' - X_1'$$

$$G'' Z = \Delta X_1$$

**Equação 129**



Economicamente, essa relação (*trade-off*) entre estoques futuros e presentes é definida como a *taxa de juros* ( $\delta$ ) que preside a escolha. Geometricamente, verifica-se, através da Figura 39, que, contanto que  $G'$  e  $G''$  estejam próximos o bastante para definirem um segmento de reta ( $\overline{G'G''}$ ), essa taxa corresponde à inclinação  $G'G''$  (taxa de variação) da curva  $G(X_0)$ :

$$\delta_{\overline{G'G''}} = \frac{G''Z}{\Delta I},$$

$$G''Z = (X_0''G'' - X_0'G') = \delta\Delta I$$

**Equação 130**

Comparando-se a Equação 130 com a Equação 129, fica evidente que:

$$\Delta X_1 = \delta\Delta I.$$

**Equação 131**

Porém, com base na Equação 55 e na Figura 39, sabe-se que:

$$X_1' = X_0' + G(X_0')$$

$$X_1' = (X_0^* - H_0') + X_0'G'$$

**Equação 132**

$$X_1'' = X_0'' + G(X_0'')$$

$$X_1'' = (X_0^* - H_0'') + X_0''G''$$

**Equação 133**

Substituindo-se a Equação 132 e a Equação 133 na Equação 129, obtém-se:

$$\Delta X_1 = X_1'' - X_1'$$

$$\Delta X_1 = (X_0^* - H_0'') + X_0''G'' - [(X_0^* - H_0') + X_0'G']$$

$$\Delta X_1 = (H_0' - H_0'') + (X_0''G'' - X_0'G')$$

**Equação 134**

Finalmente, empregam-se, na Equação 134, as informações contidas na Equação 128 e na Equação 130, para encontrar-se:

$$\begin{aligned}\Delta X_1 &= \Delta I + \delta \Delta I \\ \Delta X_1 &= (1 + \delta) \Delta I \\ \delta &= \frac{\Delta X_1 - \Delta I}{\Delta I}\end{aligned}$$

**Equação 135**

Desde que, pela Equação 128, sabe-se que  $\Delta I$  pode ser traduzido em termos de variações em  $X_0$  ou em  $H_0$ , é mais conveniente exprimir a Equação 135 com referência a essas variáveis. Para isso, é preciso, primeiro, deduzir, a partir da Equação 128, como elas se relacionam:

$$\begin{aligned}\Delta I &= \Delta X_0 \\ \Delta I &= H_0' - H_0'' \\ \Delta X_0 &= H_0' - H_0''\end{aligned}$$

**Equação 136**

A Equação 136 é tão-somente um silogismo construído a partir da Equação 128. Observando-se a Figura 39, pode-se desdobrá-lo em:

$$\begin{aligned}H_0' &= X_0^* - X_0' \\ H_0'' &= X_0^* - X_0'' \\ \Delta H_0 &= H_0'' - H_0' \\ \Delta H_0 &= (X_0^* - X_0'') - (X_0^* - X_0') \\ \Delta H_0 &= -X_0'' + X_0' \\ \Delta H_0 &= -(X_0'' - X_0') \\ \Delta H_0 &= -\Delta X_0 \\ \Delta X_0 &= -\Delta H_0\end{aligned}$$

**Equação 137**

Então, combinando-se os resultados da Equação 137 e da Equação 136, a Equação 135 pode ser expressa como:

$$\delta = \frac{\Delta X_1 - \Delta X_0}{\Delta X_0} = \frac{\Delta X_1}{\Delta X_0} - 1$$

$$(1 + \delta) = \frac{\Delta X_1}{\Delta X_0}$$

$$\Delta X_0 = \frac{\Delta X_1}{1 + \delta}$$

**Equação 138**

ou como:

$$\delta = \frac{\Delta X_1 - (-\Delta H_0)}{-\Delta H_0} = \frac{\Delta X_1 + \Delta H_0}{-\Delta H_0} = -\frac{\Delta X_1}{\Delta H_0} - 1$$

$$(1 + \delta) = -\frac{\Delta X_1}{\Delta H_0}$$

$$-\Delta H_0 = \frac{\Delta X_1}{1 + \delta}$$

**Equação 139**

Tanto na Equação 138 como na Equação 139, o denominador de suas últimas expressões corresponde ao fator de desconto e revela o quanto a taxa de juro ( $\delta$ ) afeta a decisão de investir em estoques ou consumi-los. O sinal negativo remanescente na Equação 139 indica esse conflito (*trade-off*) entre  $\Delta X_1 = G''Z$  (Equação 129) e  $\Delta H_0$ , tal como ilustrado na Figura 39.

Até aqui, a determinação da taxa de juro ( $\delta$ ) foi examinada desde o ponto de vista da *demanda* por estoques. Sozinha, no entanto, ela não consegue consumir a decisão de investir. Falta analisar o investimento a partir da perspectiva da *oferta* de estoques. Por se tratar de ativos naturais renováveis, sua *taxa de retorno* ( $i$ ) é definida por sua função de crescimento biológico ( $G(X_t)$ ), assim como a produtividade de qualquer máquina (ativo manufaturado) obedece ao que suas especificações técnicas determinam.

Retomando-se e rearranjando-se ligeiramente a Equação 131, tem-se:

$$\delta = \frac{\Delta X_1}{\Delta I}$$

**Equação 140**

Mas, considerando-se a Equação 47

$$\begin{aligned} X_1 &= F(X_0) \\ \Delta X_1 &= \Delta F(X_0) \end{aligned}$$

**Equação 141**

e a Equação 128, a Equação 140 pode ser reescrita como:

$$\delta = \frac{\Delta F(X_0)}{\Delta X_0}$$

**Equação 142**

Substituindo-se  $\delta$  por  $i$  e considerando-se a Equação 56, a Equação 142 fica:

$$\begin{aligned} i &= \frac{\Delta \left[ \frac{G(X_0)}{X_0} \right]}{\Delta X_0} \\ i &= \frac{\Delta G(X_0) / \Delta X_0}{X_0} \\ i &= \frac{dG(X_t) / dX_t}{X_t} \end{aligned}$$

**Equação 143**

A Equação 143 fornece a taxa *percentual* de retorno sobre o investimento em estoques de ativos naturais renováveis. Como recém demonstrado, a *taxa de retorno* ( $i$ ) (Equação 143) está intimamente relacionada à *taxa de juro* ( $\delta$ ) (Equação 131 e Equação 140). Porquanto a decisão de investir dependa de comparar-se uma com outra, o investimento só não se realiza caso  $i < \delta$ . Portanto, desde que  $i = \delta$  (Equação 143 = Equação 140), admite-se que o investimento é viável.

Enquanto a penúltima expressão da Equação 143 refere-se ao caso discreto, a última delas aplica-se ao caso contínuo, quando, na Figura 39,  $G''$  aproxima-se infinitesimalmente de  $G'$ . Evocando-se a Equação 52 e a Equação 53, pode-se dissecar ainda mais esta última expressão da Equação 143:

$$i = \frac{d\left(\frac{dX}{dt}\right)/dX_t}{X_t}$$

$$i = \frac{\left(\frac{d^2 X}{dt}\right)/dX_t}{X_t} = \frac{d^2 X_t}{dX_t X_t}$$

$$i = \frac{d^2 X_t}{dX_t^2}$$

**Equação 144**

A Equação 144 esclarece que a *taxa de retorno* ( $i$ ) equivale à derivada segunda da função de reprodução primitiva  $F(X_t)$  (Figura 26), cuja derivada primeira é a função de crescimento biológico  $G(X_t)$  (Figura 30). Noutras palavras,  $i$  informa a taxa a que a taxa de crescimento ( $G(X_t) = dX/dt$ ) cresce (ou decresce). Ou, ainda,  $i$  é a derivada primeira da derivada primeira ( $G(X_t)$ ) de  $F(X_t)$ .

É importante saber onde  $i = 0$ . Observando-se novamente a Figura 39, é fácil ver que as tangentes (derivadas primeiras) à curva  $G(X_0)$  terão inclinação nula no ponto  $M$  (onde  $X_0 = X_0^{\text{RMS}}$ ). Daí por diante, entra-se numa região em que as tangentes à curva  $G(X_0)$  assumem uma inclinação negativa. Portanto, desde um ponto de vista da teoria do capital, trata-se de uma região desprovida de interesse econômico. Com taxas de retorno negativas ( $i < 0$ ), não haverá investimento em estoques de ativos naturais. Isso explica por que nem a teoria do capital, nem a análise dinâmica favorecem o equilíbrio de livre acesso ou qualquer outro que se estabeleça além do ponto de RMS.

A exemplo da análise geométrica, o cálculo também confirma que esse constitui realmente um limite para o investimento. Comparando-se a Equação 15 com a Equação 53, pode-se afirmar que:

$$G(X_t) = rX_t - \frac{rX_t^2}{K}$$

**Equação 145**

Derivando-se a Equação 145 com relação a  $X_t$ , obtém-se:

$$\frac{dG(X_t)}{dX_t} = r - \frac{2rX_t}{K}$$

**Equação 146**

Enfim, inserindo-se o resultado da Equação 146 no numerador da última expressão da Equação 143 para quando  $i = 0$ , tem-se:

$$0 = \frac{r - \frac{2rX_t}{K}}{X_t}$$

$$0 = r - \frac{2rX_t}{K}$$

$$\frac{2rX_t}{K} = r$$

$$X_{i=0} = K/2 = X_{RMS}$$

**Equação 147**

O curioso é que a Equação 147, embora por um caminho diferente, chega à mesma conclusão do “modelo de Gordon”. A Equação 147 revela que, quando se leva em conta o tempo (análise dinâmica), através da taxa de juro/retorno, tampouco se pode esperar que o equilíbrio de RMS se estabeleça. Quando a taxa de juro é positiva, refletindo taxas de retorno positivas, então a eficiência intertemporal requer que os estoques sejam mantidos em níveis abaixo daqueles correspondentes ao de RMS. Noutras palavras, do ponto de vista da teoria do capital, a colheita de RMS só é compatível com taxas de juro/retorno nulas (COMMON, 1996). Menos compatíveis ainda seriam os equilíbrios de acesso livre (AL), localizados à direita (Figura 39) do ponto de RMS, onde as taxas de juro/retorno são negativas.

Os equilíbrios biológico e econômico permanecem discrepantes. A explicação da teoria dinâmica do capital é que, no equilíbrio biológico de RMS, o retorno sobre um incremento marginal do investimento em estoques naturais é zero. Se os retornos em outros setores de atividade são positivos, a economia deve, em nome da eficiência, reduzir o investimento em ativos naturais e aumentar o investimento em outros ativos. Com esses movimentos, a taxa de retorno dos primeiros volta a subir, enquanto a dos últimos entra em declínio (COMMON, 1996).

## 5 – MODELO BIOECONÔMICO PARA SEQÜESTRO FLORESTAL DE CO<sub>2</sub> (BESF): METODOLOGIA

Fundamentalmente, o conflito que se estabelece entre objetivos econômicos (crescimento econômico) e ecológicos (sustentabilidade dos ecossistemas) decorre da discrepância entre as escalas temporais mercantil e evolutiva (REGEV et al., 1998). Essa incongruência se propaga através de taxas de juro de mercado normalmente mais elevadas que as taxas de retorno proporcionadas pelos investimentos em recursos naturais.

A teoria econômica convencional tem amplamente ignorado a relação entre crescimento econômico e recursos renováveis. Os modelos neoclássicos, em particular, preferem contornar os limites biológicos ao crescimento econômico invocando o progresso técnico (REGEV et al., 1998). Sua intuição habitual é que a causa primeira do desperdício de recursos naturais é, por paradoxal que pareça, a abstenção em utilizá-los. Portanto far-se-ia muito mais pela preservação deles, à medida que se aperfeiçoasse a tecnologia para explorá-los (GRAY, 1914; REGEV et al., 1998; AMIR, 2002).

Obviamente, indispensável a essa conclusão é a premissa de que há uma sinergia entre avanço tecnológico e taxa de desconto (ou de juro) (REGEV et al., 1998). Como a escala de tempo evolutiva é mais extensa que a mercantil, as taxas de retorno associadas a recursos naturais (Equação 143) tendem a ser relativamente baixas. Se a taxa natural a que a população do recurso está crescendo é maior que a taxa de juro vigente no mercado, vale a pena deixar uma floresta, por exemplo, continuar crescendo. Por outro lado, se a floresta está naturalmente crescendo de maneira mais lenta que a taxa de juro de mercado, a estratégia economicamente ótima é derrubar todas as árvores logo e investir, à taxa de juro vigente, o dinheiro obtido com a comercialização delas (ALBERS in GARFUNKEL & STEEN, 1991). Na realidade, porém, “*muito poucos recursos renováveis economicamente relevantes conseguem sustentar taxas de crescimento [natural] anuais acima de 10%*. Muitos, como ... a maioria das florestas, apresentam taxas de crescimento [natural] na faixa dos 4% a 5%. Valores como esses – e mesmo uma taxa de crescimento [natural] de 10% – estão muito aquém do retorno esperado pelos investidores” (ALBERS in GARFUNKEL & STEEN, 1991, p. 395).

Uma exceção recente tem sido observada nas florestas plantadas. Atualmente, as plantações florestais conseguem proporcionar taxas internas de retorno até maiores que 10% ao ano. O eucalipto destinado à produção de madeira para celulose tem fornecido uma taxa

interna de retorno de 10% ao ano. Porém o *Pinus taeda* e a acácia-negra oferecem retornos de 14,6% ao ano e 28,4% ao ano, respectivamente (SCHNEIDER, 2006).

Em compensação, os investimentos em ativos distintos dos recursos naturais (renováveis) operam com escalas de tempo mais curtas. Por conseguinte as taxas mercantis de juro ou desconto tendem a ser mais altas que as taxas de retorno oferecidas pelos ativos naturais. Tal discrepância indica não só o tamanho da impaciência que prevalece no mercado; indica também que, em virtude de as taxas de juro (ou de desconto) serem mais elevadas, o ritmo de exploração dos recursos naturais deve acelerar-se (GRAY, 1914; REGEV et al., 1998) (v. tb. seção 4.2.5, acima). O progresso técnico viabiliza essa aceleração. A utilização intensiva de tecnologia possibilita aumentar as colheitas. No começo, a produtividade se eleva, e o crescimento econômico se mantém. Posteriormente, instala-se um “círculo vicioso” que conduz à sobrexploração dos recursos e ao colapso da indústria que os utiliza (REGEV et al., 1998).

Na literatura bioeconômica, encontram-se modelos que ora privilegiam o equilíbrio biológico/ecológico (modelos florestais), ora o equilíbrio econômico (modelos da pesca). Em que pese a pertinência das ressalvas vindas de um lado e de outro, ambos chegam a conclusões que, em absoluto, harmonizam a produção econômica com os mecanismos de reprodução da biosfera (MARÉCHAL in MARÉCHAL, 1999).

De um lado, a noção do RMS é irrealista. As populações biológicas flutuam – com frequência, amplamente – em resposta a mudanças drásticas em fatores bióticos e abióticos. A probabilidade de as espécies resultarem extintas em virtude da sobrexploração é ainda maior, quando perturbações estocásticas, tais como as mudanças climáticas, afetam o recurso (REGEV et al., 1998). De outro lado, a *eficiência econômica intertemporal* pode exigir que algumas espécies sejam mantidas com níveis baixíssimos de estoque ou, mesmo, extintas. Paradoxalmente, de um ponto de vista econômico, justo as espécies que apresentam baixas taxas de crescimento natural é que estão mais propensas à extinção. Desde que suas taxas (naturais) de retorno sejam pequenas, é bem provável que a taxa de juro (ou de desconto) do mercado as supere. Nessas circunstâncias, quanto mais depressa se colher o recurso, maior o *valor presente* de cada rendimento periódico esperado (GRAY, 1914; COMMON, 1996; Tabela 18).

O “equilíbrio bioeconômico” do modelo de Gordon e da teoria do capital é regido por interesses predominantemente econômicos – respectivamente, a maximização dos lucros (rendas) e a maximização do valor presente líquido. Num caso e noutro, o progresso técnico é sempre favorável, porque reduz os custos econômicos de captura. Jamais se pondera que, ao promover aumentos da eficiência e das taxas de exploração, o progresso técnico pode, ao contrário, prejudicar a preservação dos recursos naturais (REGEV et al., 1998). Tal enfoque “bioeconômico”, portanto,



retém muito pouco do que o “princípio da prudência” sugere (MARÉCHAL in MARÉCHAL, 1999).

## 5.1 – Método de abordagem

Esse princípio assenta-se na proposição de que a atividade econômica causa danos (e benefícios) tanto ao homem quanto ao meio ambiente (MARÉCHAL in MARÉCHAL, 1999).

A nossa dependência em relação ao meio exige a perenidade dos recursos naturais e das energias motrizes, bem como das reservas, onde matérias-primas e energias se sucedem no tempo da história. Não podemos esgotar nem umas, nem outras sem nos destruirmos a nós próprios, pelo que se trata de questões de harmonia e não de sujeição e domínio que devemos fazer nossas (BARTOLI, 1996, p. 157).

A esfera econômica deve redobrar a atenção e o respeito pelos processos que ocorrem na biosfera (BARTOLI, 1996; MARÉCHAL in MARÉCHAL, 1999). Para isso, é preciso adotar dois tipos de *normas* de procedimento (MARÉCHAL in MARÉCHAL, 1999):

- a) *normas quantitativas* – visam a assegurar o respeito pelo ritmo de reconstituição dos recursos renováveis e a fixar taxas de exploração compatíveis com as perspectivas de substituição de um recurso não-renovável por outro. Regem, portanto, decisões e atividades relacionadas à *estratégia da mitigação* (IPCC) – e.g., LULUCF/MDL;
- b) *normas qualitativas* – têm por objetivo preservar a pureza do meio ambiente (atmosfera, hidrosfera, solo); a biodiversidade, que garante a estabilidade dos ecossistemas; e a estética das paisagens ou “amenidades” (PEARCE & MORAN, 1994). Regem, portanto, decisões e atividades relacionadas à *estratégia da conservação* (FAO).

O método bioeconômico que se emprega a seguir não apresenta, como função-objetivo, nem o RMS, nem o valor presente máximo do lucro (renda) econômico(a). Sua razão bioeconômica aproxima-se dessa que se define pelo princípio da prudência (ou da precaução).

O impulso produzido pela colheita antropogênica de remoção ( $H_t$ ), sua variável de controle (fluxo), não deve ser confundido com uma pretensa supremacia dos interesses econômicos. Antes, ele é um indicador da pressão, medida em MtC (megatoneladas de carbono) armazenados na biomassa florestal, que o crescimento da economia exerce sobre a base de recursos naturais (atmosfera e biosfera).

Embora a demanda por remoção ( $H_t$ ) se defina nos domínios exclusivos da economia, a função propulsora atribuída a essa variável não pressupõe nem implica nenhum

rebaixamento metodológico da esfera biológica/ecológica. Em vez disso, essa concessão simplesmente subscreve ao “princípio da economicidade”. Isto é, à constatação de que “os homens nunca estiveram em ‘equilíbrio’ com o seu meio e, sem dúvida, nunca deixarão de adaptar-se-lhe na sua tentativa de torná-lo propício às suas ações, com vista à sobrevivência e a um maior bem-estar” (BARTOLI, 1996, p. 147). Afinal de contas, viver não é apenas conservar-se; é enfrentar riscos, ser capaz de várias normas de escolha e de decisão.

Viver [tampouco] ... é sofrer as provocações do ambiente, as influências do meio sobre a liberdade; é bater-se com elas. A vida é uma força organizadora biológica em ação na atmosfera ... [A] atividade econômica assim entendida é organização de um universo em conformidade com o desejo dos homens, movimento de valorização e gestão da Terra num *habitat* humano (BARTOLI, 1996, pp. 147 e 148).

De acordo com esse paradigma, os humanos são governados por “normas antropogênicas de comportamento” (CHOPRA & KUMAR, 2004). Quer dizer, a funcionalidade da biodiversidade é definida com relação ao uso humano. Nesse sentido, o objetivo da Ciência Econômica volta-se para o pleno desenvolvimento dos recursos humanos e para a recusa de tudo quanto os desvaloriza ou destrói (BARTOLI, 1996).

## **5.2 – Pressupostos**

Em obediência ao “princípio da economicidade” (BARTOLI, 1996), as curvas deduzidas no “modelo de seqüestro florestal de CO<sub>2</sub>” não denotam crescimento exclusivamente biológico. Quer dizer, elas não se reduzem a representações estilizadas do crescimento biológico de nenhuma espécie em particular, desenvolvendo-se em algum local estritamente delimitado (PERMAN et al., 1996).

O serviço florestal de remoção de CO<sub>2</sub>, além de vários outros (*e.g.*, regulação do ciclo das águas e do microclima, prevenção da erosão do solo, etc.), é proporcionado por uma diversidade de espécies florestais. Portanto, do ponto de vista da sustentabilidade, a mensuração dessa diversidade exige a inclusão de escalas espaciais que ultrapassem o domínio específico de um ou outro povoamento florestal (CHOPRA & KUMAR, 2004).

### **5.2.1 – Plantações florestais e florestas nativas**

A exploração dos serviços e produtos da floresta se dá de diferentes maneiras (CHOPRA & KUMAR, 2004):

- a) através das plantações florestais, que se destinam a aumentar a oferta de algum produto ou serviço comercializável (*e.g.*, madeira ou armazenamento de carbono);
- b) através de uma mudança na biodiversidade dos estoques florestais, o que, por sua vez, resulta numa oferta menor de produtos e serviços não-comercializáveis.

Assim, o tipo de formação florestal (nativa ou plantada) é determinante para a biodiversidade. A proporção da área de florestas plantadas em relação à área total de florestas informa sobre a condição ecológica desse bioma (ver seção 5.4.2, adiante).

Essa proporção lembra as taxas de conversão florestal ( $\lambda_{CF}$ ) (ACHARD et al., 2005), empregadas na estratégia da proteção (seção 2.2.2.3) e calculadas por:

$$\lambda_{CF} = \frac{\Delta S_F}{\sum S_F},$$

**Equação 148**

onde, no numerador,  $S_F$  = área de floresta, e, no denominador,  $\sum S_F$  = área florestal total. A interpretação dos resultados do modelo BESF depende de como se caracterize a conversão florestal.

O Quadro 4 mostra que esse conceito varia conforme o sentido atribuído a cada categoria florestal e conforme a mudança de uso do solo (LULUCF) considerada. Em seguida, é preciso revisar o estado da arte quanto às finalidades e técnicas relacionadas a cada estratégia de conversão florestal. Os resultados consolidados são dispostos no Quadro 5.

Por fim (Tabela 19), resta correlacionar os movimentos teóricos da variável  $\lambda$ , no modelo BESF, e seu significado prático, em termos de estratégias reais de conversão florestal. Da análise exposta na Tabela 19, conclui-se que somente as hipóteses A (conservação), G e H (MDL) são pertinentes ao modelo BESF. Mais adiante, tais hipóteses são testadas, uma contra as outras, para verificar se as diferentes tecnologias que elas representam são substitutas ou complementares entre si.

**Quadro 4 – Definições, categorias, estratégias e tipos de conversão florestal segundo diferentes concepções**

Critérios e indicadores	Definições			Estratégias	
	Geral	Específicas		IPCC/ UNFCCC	FAO
Categoria florestal	(FAO, 2004)	IPCC/ UNFCCC	FAO		
Floresta plantada ( <i>x</i> )	Povoamentos de espécies exóticas <sup>1</sup> ou nativas, estabelecidas por plantio ou semeadura (i.e., florestamento ou reflorestamento).	Dossel > 10%	Floresta <i>não-intacta</i> , com sinais de perturbação <sup>2</sup> (extração de madeira)		
Plantação florestal	Subconjunto de floresta plantada				
Floresta natural ou primária ( <i>y</i> )	Formação composta de árvores nativas não classificadas como plantação florestal	10% ≤ dossel < 100%	Floresta <i>intacta</i> , sem sinal de perturbação <sup>2</sup> (sem extração de madeira)		
Área não-florestal/Outros usos do solo ( <i>q</i> )	Terra não classificada como floresta nem como bosque <sup>3</sup>	0% ≤ dossel < 10%	Terra não classificada como floresta nem como bosque <sup>3</sup>		
Categorias de LULUCF					
$x \leftarrow y$				desmatamento <sup>4</sup> (BESF)	degradação florestal
$q \leftarrow x$				desmatamento	degradação florestal
$q \leftarrow y$				desmatamento	degradação florestal
$q \rightarrow x$				florestamento/reflorestamento	—
$\bar{x} < \bar{y}$ <sup>(5)</sup>				—	conservação/conversão florestal evitada

Fontes: FAO (2004); ACHARD et al. (2005); MOLLICONE et al. (2006)

Notas: (1) Espécies forâneas das quais não há registros nem históricos, nem presentes de distribuição no local onde são introduzidas. Distinguem-se, portanto, das espécies nativas, que existem, naturalmente, em determinado lugar ou ecossistema particular, sem que tenham sido movidas para lá por humanos (FAO, 2004). (2) Flutuação ambiental e evento destrutivo que abala a saúde da floresta, sua estrutura e vitalidade. Inclui as mudanças nos recursos ambientais e/ou no ambiente físico verificadas em qualquer escala espacial e temporal (FAO, 2004). (3) Área > 0,5 ha; altura das árvores > 5 metros; dossel = 5%-10%; cobertura agregada de arbustos e árvores > 10% (FAO, 2004). (4) A rigor, no modelo BESF, essa categoria de LULUCF indica uma substituição da conservação pelo MDL. Nesse sentido, o modelo BESF não se ocupa diretamente do desmatamento – tal como esse fenômeno é concebido pelo IPCC/UNFCCC. Para o IPCC/UNFCCC, a substituição de florestas naturais por plantadas é, indevidamente (ACHARD et al., 2005; MOLLICONE et al., 2006), considerada desmatamento – embora esse movimento implique, sem dúvida, uma variação nos estoques florestais de carbono. (5) A barra horizontal sobre as variáveis significa ausência de variação (i.e., conservação). Pela lógica, *y* não pode, deliberadamente, aumentar, pois, nesse caso, a expansão supõe a presença de processos não-naturais, controlados artificialmente. Por outro lado, a diminuição tanto de *x* quanto de *y* caracterizaria a ocorrência de desmatamento. Da mesma forma, à medida que  $x > y$ , ocorre a substituição de florestas naturais (*y*) por plantadas (*x*). No conceito abrangente – e um tanto quanto impreciso (ACHARD et al., 2005; MOLLICONE et al., 2006) – do IPCC/UNFCCC, pelo menos, esse movimento é suficiente para configurar o fenômeno do desmatamento.

**Quadro 5 – Delimitação e pormenorização das estratégias de política climática**

Estratégia polít.clim.	Modalidade	Aplicação/Finalidade	Técnicas
MDL	Floresta- mento	Estabelecimento de plantações florestais em terras que, até então, não eram classificadas como floresta (FAO, 2004)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Rotações mais longas;</li> <li>• Povoamentos com árvores específicas e sistemas silviculturais;</li> <li>• Manutenção de árvores maiores no sítio (AUSTRÁLIA, 2004): <ul style="list-style-type: none"> <li>▶ corte/manejo seletivo<sup>2</sup>;</li> <li>▶ desbaste<sup>3</sup></li> </ul> </li> <li>• Plantações protetoras: espécies exóticas ou nativas, estabelecidas por plantio ou sementeira, para a provisão de serviços ambientais (FAO, 2004)</li> </ul>
	Refloresta- mento	Estabelecimento de plantações florestais em áreas onde as florestas existentes foram desmatadas (FAO, 2004)	
	Manejo florestal (COP-7) (SFM <sup>1</sup> )	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Produção de madeira;</li> <li>• Usos não-mercantis;</li> <li>• Proteção de florestas naturais (plantações protetoras) (ROSENBAUM et al., 2004)</li> </ul>	
Proteção/Conservação <sup>4</sup> (BESF)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Prevenção</li> <li>• Conservação</li> </ul> (EsA – Abordagem dos ecossistemas <sup>5</sup> )	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Prevenção do desmatamento (ou “desmatamento evitado”) (ACHARD et al., 2005; MOLLICONE et al., 2006);</li> <li>• Florestas naturais, intactas ou primárias (com espécies nativas);</li> <li>• Florestas sem perturbação (sem extração de madeira) (MOLLICONE et al., 2006);</li> <li>• Proteção legal/institucional: controle governamental ou regulação legal de áreas sob risco de desmatamento (unidades de conservação) (ROSENBAUM et al., 2004)</li> </ul>	

Fontes: AUSTRÁLIA (2004); FAO (2004); ROSENBAUM et al. (2004); ACHARD et al. (2005); MOLLICONE et al. (2006).

Notas: (1) *Sustainable Forest Management* (Manejo Florestal Sustentável) – conceito desenvolvido por profissionais da área florestal (FAO) e voltado, preponderantemente, para a produção de bens e serviços e para a prática das operações florestais em terras controladas pelos proprietários (IUCN & WWF, 2004). (2) Técnica de manejo florestal que consiste em remover determinada proporção de árvores de um povoamento, respeitando limites mínimos para o tamanho delas ou para a quantidade de exemplares maduros que devem permanecer no local. Procura reproduzir a estrutura etária mista existente entre as árvores de florestas nativas (AUSTRÁLIA, 2004). (3) Técnica de manejo florestal similar ao corte seletivo. De modo análogo, o desbaste também remove árvores específicas, enquanto permite que outras continuem crescendo. A diferença entre o corte seletivo e o desbaste resume-se ao propósito de cada um deles e à época em que um e outro se aplicam. A finalidade do desbaste é remover a vegetação improdutiva de uma floresta ou plantação, para maximizar o crescimento das árvores remanescentes. A remoção das árvores menos produtivas ou de outras plantas cria mais espaço para o crescimento das árvores remanescentes. Quanto à época do desbaste, ele é normalmente aplicado precocemente, nos estágios iniciais do ciclo de produção da floresta ou plantação florestal (AUSTRÁLIA, 2004). (4) Embora a estratégia da proteção (seção 1.2.2.3) discrimine, a rigor, entre conservação e prevenção, o modelo BESF restringe-a à conservação. A razão disso é que o modelo BESF não trata do desmatamento propriamente dito – cuja mensuração se aplica e interessa à modalidade da prevenção. (5) *Ecosystem Approaches* (EsA) – conceito desenvolvido por um grupo mais heterogêneo (CBD – Convenção da Biodiversidade) e preocupado com a conservação. Representa um avanço em relação ao SFM, porque incorpora um conjunto mais amplo de objetivos – manejo integrado da terra, água e recursos biológicos para garantir, de maneira equitativa, sua conservação e uso sustentável (IUCN & WWF, 2004).

**Tabela 19 – Análise de predicados (lógica formal) das categorias de LULUCF no modelo BESF**

Hipóteses	Variáveis		Estratégia de política climática	Consistência lógica		Condicionamento lógico
	$\lambda$	$(x, y)^1$		Interna <sup>2</sup>	Externa <sup>3</sup>	
<b>A</b>	alta	$\bar{x} < \bar{y}$	<b>Conservação</b>	<b>sim</b>	<b>sim</b>	—
<b>B</b>	$\uparrow$	$\downarrow x, \bar{y}$	Conservação	não	sim	$\downarrow x + \bar{y} < X$
<b>C</b>	$\uparrow$	$\downarrow x, \uparrow y$	?	não	não	$\uparrow y = \text{impossível}$
<b>D</b>	$\uparrow$	$\downarrow x < \downarrow y$	Desmatamento	não	sim	$\nexists$ desmat.(BESF)
<b>E</b>	$\downarrow$	$\uparrow x, \bar{y}$	MDL	não	sim	$\uparrow x + \bar{y} > X$
<b>F</b>	$\downarrow$	$\bar{x}, \downarrow y$	Desmatamento	não	sim	$\nexists$ desmat.(BESF)
<b>G</b>	$\downarrow$	$\uparrow x, \downarrow y$	<b>MDL</b>	<b>sim</b>	<b>sim</b>	$\varepsilon > 1$ (dív. ecol.)
<b>H</b>	$\downarrow$	$\uparrow x, \downarrow y$	<b>MDL (SFM)</b>	<b>sim</b>	<b>sim</b>	$0 < \varepsilon \leq 1$ (créd./equil. ecol.)

(1) Com  $x < y$  (conforme Tabela 42). (2) Compatibilidade com as premissas do modelo BESF. (3) Compatibilidade com o saber existente, isto é, com as categorias de conversão florestal e com as estratégias de política climática existentes. (4)  $x + y = X$  (Quadro 8)

No primeiro caso, em virtude do *trade-off* que se estabelece entre elas, supõe-se que haja a possibilidade de *compensações*. Nessas circunstâncias, portanto, em sintonia com o Protocolo de Kyoto, o MDL (florestamento, reflorestamento e SFM) serviria como substituto da conservação. Por outro lado, desde que essas tecnologias sejam complementares, o MDL não se constituiria, como pretende o Protocolo de Kyoto, em alternativa para compensar a conservação preterida. Quer dizer, o descaso pela conservação causaria danos irreversíveis, que não poderiam ser, completa ou, ao menos, satisfatoriamente, compensados. A implicação lógica de tais irreversibilidades é que, ao contrário do endividamento financeiro, o endividamento ecológico não admite “ressarcimento” pleno. Nessas circunstâncias, o MDL se prestaria, na melhor das hipóteses, a promover um maior aproveitamento dos recursos naturais excedentes nas regiões ecologicamente credoras.

Por ora, antes que se analise o *trade-off* entre as estratégias do MDL e da conservação, nenhuma conclusão pode ser extraída. À medida que as atividades econômicas continuem a emitir CO<sub>2</sub>, e o sistema econômico, a exigir removê-lo, a demanda por remoção ( $H_t$ ) torna-se a variável determinante para o *trade-off* entre florestas para exploração comercial (plantações florestais) e para preservação de biodiversidade (florestas nativas). O significado *bioeconômico* dessa variável circunscreve-se à relação entre a diversidade dos ecossistemas florestais e seu uso por humanos (uso antropogênico) (CHOPRA & KUMAR, 2004).

As curvas deduzidas aqui refletem essa “biodiversidade em uso” (CHOPRA & KUMAR, 2004, p. 138). Descrevem o crescimento do estoque de biomassa florestal *necessário* para remover as emissões de CO<sub>2</sub> associadas a cada nível programado ou observado de crescimento da atividade econômica – restrita à atividade do setor florestal. Em virtude disso, mesmo a oferta de remoção ( $\hat{G}(X_t)$ ) é estimada *bioeconomicamente*, a partir de

normas e comportamentos antropogênicos, que associam a *funcionalidade ecológica* da floresta (fotossíntese, transpiração, fluxos de matéria e energia, crescimento das árvores, etc.) ao uso humano (CHOPRA & KUMAR, 2004). Noutras palavras, a oferta *bioeconômica* de remoção ( $\hat{G}(X_t)$ ) é estimada a partir da demanda antropogênica por remoção ( $H_t$ ) (Tabela 35; Equação 267 e Equação 268).

Outro pressuposto implícito nesse construto é o de um sistema *ecologicamente fechado*, mas *economicamente aberto*. Em um sentido estritamente ecológico, todo sistema é rigorosamente fechado, constituído por fontes e fossas de matéria e energia (ALTVATER, 1995; PERMAN et al., 1996; BOULDING in NELISSEN et al., 1997; AYRES, 1999). Em um sentido econômico, porém, o grau de abertura ou de oclusão de qualquer sistema depende do tipo de bem ou serviço de que se está tratando.

## 5.2.2 – Bens ou serviços comercializáveis e não-comercializáveis

Certos tipos de bens, ditos *comercializáveis*, conseguem transpor fronteiras a um custo desprezível ou, pelo menos, recompensador. Um exemplo pode ser encontrado nas *commodities* (agrícolas e minerais) negociadas através do comércio internacional. Em contrapartida, uma outra classe de bens, ditos *não-comercializáveis*, só lograria transpor fronteiras a um custo proibitivo. Por exemplo, nenhum consumidor racional importaria um barbeiro para fazer-lhe a barba (SÖDERSTEN & REED, 1994).

De uma maneira geral, bens econômicos inserem-se na categoria de mercadorias *comercializáveis*; serviços, na de mercadorias *não-comercializáveis*. Porém, antes de se considerar a remoção florestal de CO<sub>2</sub> como um serviço não-comercializável, é preciso esclarecer que, nesse caso, não é o serviço de remoção propriamente dito que deve transpor fronteiras para se tornar objeto de troca. Tampouco se trata de deslocar seus produtores ou seus consumidores. Muito menos é exigido, como para a maioria dos serviços, que o de remoção florestal seja consumido no mesmo local em que é produzido (SÖDERSTEN & REED, 1994). Antes, é da matéria-prima da remoção, ou seja, das emissões, que se requer essa mobilidade.

Em primeiro lugar, essa exigência está de acordo com estudos empíricos recentes. Eles mostram que a maior parte do comércio internacional consiste no intercâmbio de bens intermediários (matérias-primas ou insumos), embora a teoria do comércio internacional se ocupe, em larga medida, de bens finais (SÖDERSTEN & REED, 1994). Por último, mas não menos importante, não há dúvida de que as emissões de CO<sub>2</sub> transpõem fronteiras a custo

zero, embora os retornos econômicos dos bens e serviços resultantes não sejam nulos em absoluto. Assim, em que pesem certas imperfeições conceituais, a remoção florestal de CO<sub>2</sub> se ajusta, em tese, a uma definição mais geral de “comércio de serviços”. Sugere-se que ela seja aplicada toda vez que não-residentes (importadores) remunerem fatores (insumos) domésticos de produção em troca de serviços prestados (SÖDERSTEN & REED, 1994).

Para os propósitos deste estudo, as emissões restringem-se ao CO<sub>2</sub>. À medida que a renda (PIB) cresce, elas seguem uma trajetória marcadamente ascendente ao longo do tempo (Figura 60 e Figura 61). A passagem do tempo é comparável, portanto, a alguma “fonte” difusa de emissões de CO<sub>2</sub>, como se cada período de tempo representasse uma “chaminé” nas instalações da fábrica emissora.

### 5.2.3 – Estratégias de política climática

Quanto às fossas de remoção florestal, segue-se a convenção de classificá-las em duas grandes categorias: *a*) as plantações florestais ou florestas plantadas; e *b*) as florestas naturais ou nativas. As primeiras permitem examinar a *estratégia de mitigação*, que inclui florestamento/reflorestamento (ou, de acordo com o IPCC, AR – *Afforestation/Reforestation*) e, mais recentemente, o conjunto de técnicas de manejo florestal conhecidas por SFM (*Sustainable Forest Management*). Todas essas modalidades são favorecidas pelo MDL (Mecanismo de Desenvolvimento Limpo) do Tratado de Kyoto (Quadro 5). Por outro lado, a categoria das florestas nativas alinha-se com a *estratégia da conservação*, recentemente proposta pela FAO, mas não contemplada pelo MDL (Quadro 5). Para o Rio Grande do Sul, o total de carbono estocado nessas florestas foi apurado para o ano de 2005. Constitui, assim, o estoque do *ano-base* ou de *baseline*, de onde as análises partirão.

Por fim, admite-se que não pode haver produção sem resíduos ou emissões – tanto para as atividades econômicas quanto para os ecossistemas. A produção econômica é tomada como a fonte preponderante de emissões de CO<sub>2</sub> – o mais importante GEE (gás de efeito-estufa) –, embora, na Tabela 27, os dados sobre esse tipo de emissão também incluam aquelas provenientes da biomassa. As florestas nativas ou plantadas, por outro lado, são consideradas como fossas dessas emissões. Através da fotossíntese, elas são capazes de converter o CO<sub>2</sub> emitido em estoque de biomassa. As curvas à frente, portanto, assumem que, num sistema fechado, toda emissão de CO<sub>2</sub> deveria, idealmente, restar apreendida na forma de carbono em estado sólido (C) retido na biomassa.



Desde que as florestas constituam alternativas para efetuar essa remoção, o crescimento dos estoques florestais deveria acompanhar o ritmo da “colheita”. A “colheita”, nesse caso, corresponde à utilização (consumo) antropogênica(o) do serviço biológico de remoção de CO<sub>2</sub> (biocapacidade), prestado pelas florestas.

Como revelarão a Figura 60 e a Equação 263, as emissões não crescem exponencialmente com o PIB. Isso indica que, em algum ponto, deve haver limites ao crescimento. A certa altura, as emissões começam a comprometer o crescimento econômico. Tanto a Figura 60 e a Equação 263, para o Brasil, quanto a Figura 61 e a Equação 264, para o Rio Grande do Sul, confirmam essa suspeita. Não obstante essa hipótese parece ser universal o bastante para haver sido adotada por uma classe geral de modelos de crescimento que descrevem processos dependentes da densidade (ROYAMA, 1992; PERMAN et al., 1996). Esse é reconhecidamente o caso dos modelos de crescimento restrito (BATSCHELET, 1978) ou logístico, tanto na biologia quanto na literatura econômica de recursos naturais.

### **5.3 – Método de procedimento**

O saber bioeconômico dominante é ligeiramente distinto daquele que se propõe aqui. Tecnicamente, enquanto aquele assume restrições ao crescimento (oferta) dos estoques (função logística de crescimento), este impõe restrições à expansão da *demanda* por eles. Porém, nesse caso, a demanda por estoques de biomassa florestal é mediada pela demanda por remoção de CO<sub>2</sub>.

Não se trata, como a literatura bioeconômica ordinariamente supõe, de consumir os estoques diretamente, mas de consumir seus *serviços*. Os estoques só interessam enquanto *fossas* de carbono. A capacidade de armazenamento dessas fossas, contudo, é limitada, em comparação com as emissões de CO<sub>2</sub> pelas *fontes* do crescimento econômico.

Uma vez que as formações florestais devem ser consideradas em termos agregados, não é possível definir-lhes uma função biológica de crescimento específica. Não se trata de avaliar os limites ao crescimento para uma única espécie, mas sim de observar seus efeitos sobre o conjunto das florestas, quer plantadas, quer nativas.

O artifício empregado para conseguir isso é obter o equivalente à função logística de crescimento biológico ( $G(X_t)$ ). Como exposto na seção dedicada à teoria logística (4.1), a *função logística* corresponde à *taxa*  $dX/dt$  (Equação 15). A Equação 15 é a *equação logística*, uma equação diferencial cuja solução é dada pela *função de regressão logística* (Equação 35).

Geometricamente, essa solução descreve uma trajetória temporal que converge para um limite superior (nível máximo de estoque)  $K$  (Figura 34.b). Essa trajetória mostra como o estoque ( $X_t$ ) cresce com o tempo ( $t$ ) (Figura 34.b).

A influência de taxas como essa gera uma curva de reprodução biológica como a da Figura 26. Por seu turno, cada curva dessas, de reprodução biológica, retorna incrementos de estoque ( $G(X_t) = \Delta X = dX/dt$ ), proporcionados a partir de um dado estoque existente ( $X_t$ ). Esses incrementos são mensurados tal como na Figura 28, pelas alturas  $A_t B_t$ , e representados como na Figura 30.

### 5.3.1 – Dedução matemática da função logística de remoção

Um procedimento análogo é agora empregado para impor um limite superior ( $K_H$ ) à *demanda por remoção* ( $H_t$ ). Parte-se de uma equação diferencial análoga à da Equação 15, porém autônoma<sup>47</sup> (i.e., independente do tempo):

$$\frac{dH_t}{dX_t} = H_t(K_H - H_t),$$

**Equação 149**

A Equação 149, contudo, é tão-só um caso particular da equação mais geral, dada por:

$$\frac{dH_t}{dX_t} = H(X_t)X(H_t).$$

**Equação 150**

A Equação 150 contém a informação mais completa, porque revela que a taxa de variação de  $H_t$  em relação a  $X_t$  depende, ao mesmo tempo de:

---

<sup>47</sup> "... [A]s equações diferenciais de estudos populacionais são autônomas. Como uma população cresce depende somente da população inicial e não do instante do tempo em que [se começa] a estudar a população inicial. Uma população que começa com 100 indivíduos na terça-feira vai evoluir exatamente como uma população que começa com 100 indivíduos na quarta-feira. Por outro lado, um estudo populacional de aves migratórias utilizaria um modelo *dependente do tempo* para refletir a sazonalidade da taxa de crescimento. O crescimento dessa população de pássaros é muito menor (se não for negativo) durante o período de migração e muito maior durante o período de acasalamento" (SIMON & BLUME, 2004, p. 637).

- a)  $H(X_t)$  – uma função contida de consumo de remoção (Equação 149), que, por sua vez, depende de  $X_t$ ;
- b)  $X(H_t)$  – uma função desconhecida, porém inversa à da Equação 149, que mostra que o estoque disponível para consumo (colheita) depende da colheita corrente.

A Equação 149, como se observa, é uma simplificação da Equação 150. Aquela, à maneira das equações diferenciais autônomas, torna  $X(H_t) = 1$ , nesta última, para neutralizar a influência do tempo de regeneração dos estoques de remoção sobre sua oferta e demanda. Entretanto a Equação 149, sozinha, é desprovida de qualquer interesse prático. De nada adianta conhecer os limites impostos à demanda por remoção, a menos que eles possam ser traduzidos em termos de estoques nas fossas<sup>48</sup>.

Para revestir a Equação 149 de conteúdo prático, é preciso supor que, na Equação 150,  $X(H_t) \neq 1$ . Em seguida, resolve-se, então, a Equação 150 para  $H(X_t)$  (Equação 151). Desse modo, contorna-se o subterfúgio de forjar que  $X(H_t) = 1$ . Com isso, passa-se a admitir que  $H_t$  não só está condicionada ( $H(X_t)$ ) pelos estoques de remoção existentes mas também condiciona ( $X(H_t)$ ) a existência deles.

$$\frac{dX_t}{dH_t} = \frac{1}{H(X_t)X(H_t)}$$

$$H(X_t) = \frac{dH_t}{dX_t} \frac{1}{X(H_t)}$$

#### Equação 151

Como era de se esperar, a Equação 151 confirma que os estoques disponíveis para remoção ( $X(H_t)$ ) se relacionam, de maneira inversa, com o consumo corrente de estoques de remoção ( $H(X_t)$ ). Resta descobrir como a função  $X(H_t)$  pode ser convertida em  $H(X_t)$  (Equação 155). Só assim se conseguirá, finalmente, tornar homogênea a Equação 150, isto é, exprimir a taxa de variação  $dH_t/dX_t$  em termos de funções que, tal como na Equação 149, só dependam de  $X_t$  (estoques presentes de remoção) –  $H(X_t)$  e  $v(X(H_t))$ . Assim se contorna o inconveniente de ter que deduzir uma função desconhecida para os estoques disponíveis para remoção ( $X(H_t)$ ).

<sup>48</sup> As preocupações ambientais podem, quase sempre, ser traduzidas em termos de estoques. Isso é bem claro para os recursos renováveis e não-renováveis, se bem que também vigore em sentido mais geral. Por exemplo, as preocupações em torno do aquecimento global podem ser pensadas em termos de estoques renováveis quer dos gases que compõem a atmosfera, quer, como no caso específico do CO<sub>2</sub>, do carbono em estado sólido retido nas fossas terrestres naturais (*e.g.*, florestas e formações rochosas). Assim, desde que os ativos econômicos sejam interpretados de forma mais geral, as preocupações com os recursos naturais e ambientais podem ser satisfatoriamente tratadas pela teoria do capital. Com efeito, há pouca dissensão, entre os economistas, a esse respeito (HEAL & KRISTRÖM in MÄLER & VINCENT, 2001).

A justificativa algébrica dessa operação é que o lado esquerdo da Equação 150, tal como definido pela Equação 149, só contém funções  $H(X_t)$ . Portanto, para facilitar a resolução dessa equação diferencial, convém transformar o lado direito da Equação 150 em funções que, também, só dependam de  $X_t$ .

Em linguagem de lógica matemática formal, o que se quer é tornar uma *função implícita*, como a Equação 150, definida em termos de uma função desconhecida  $X(H_t)$ , noutra *explícita*, como a Equação 149, definida somente em termos de  $H(X_t)$ . Formalmente, chamando-se

$$\frac{dH_t}{dX_t} = F(H(X_t), X(H_t)),$$

**Equação 152**

tem-se que a Equação 150 pode ser genericamente expressa como:

$$F(H(X_t), X(H_t)) = g(H(X_t)),$$

**Equação 153**

em que:

$$\frac{dH_t}{dX_t} = g(H(X_t)) = H(X_t)X(H_t).$$

**Equação 154**

A Equação 153 e a Equação 154, formas genéricas da Equação 150, são chamadas de *funções implícitas*, porque são descritas em termos de outra função. Ou seja:

$$H(X_t) = v(X(H_t))$$

**Equação 155**

A Equação 155, forma genérica da Equação 151, viabiliza, por isso, a *solução implícita* da Equação 153, isto é:

$$g(H(X_t)) = g\{v[X(H_t)]\}.$$

**Equação 156**

Substituindo-se a Equação 155 na Equação 153, obtém-se a versão *explícita* (Equação 157) da função implícita descrita pela Equação 152

$$F[H(X_t), X(H_t)] = F\{v[X(H_t)], X(H_t)\},$$

**Equação 157**

cuja solução (implícita) é dada por:

$$F[H(X_t), X(H_t)] = g\{v[X(H_t)]\}$$

**Equação 158**

Para chegar-se à solução implícita, é preciso, primeiro, de acordo com a Equação 155, saber como  $H(X_t)$  pode ser expresso em termos de  $X(H_t)$ . Isso equivale a encontrar a função mais “interna” (implícita) que aparece no lado direito da Equação 158, isto é,  $v(X(H_t))$ . A solução final consiste, então, em conhecer  $g(v(X(H_t)))$ . Desse modo, chega-se a uma função  $H(X_t)$  descrita somente em termos de  $X(H_t)$ .

Se a condição de equilíbrio de estado estacionário (Equação 62) é mantida, a Equação 155 fica, considerando-se a Equação 56, algebricamente dada por<sup>49</sup>:

$$\begin{aligned} H_t &= G(X_t) \\ H_t &= X_t F(X_t) \\ X_t &= \frac{1}{F(X_t)} H_t \end{aligned}$$

**Equação 159**

De maneira concisa, a última expressão da Equação 159 mostra que, para se exprimir  $H_t$  em função de  $X_t$  (i.e.,  $H(X_t) = v(X(H_t))$ ), basta multiplicar uma função  $X(H_t)$  (Equação 159) por  $F(X_t)$  (Equação 160). A recíproca também é verdadeira. Quer dizer, se se quiser exprimir  $X_t$  em função de  $H_t$  (i.e.,  $X(H_t)$ ), basta multiplicar uma função  $H(X_t)$  por  $1/F(X_t)$  (Equação 161).

---

<sup>49</sup> Mantém-se o suposto, assumido desde o Capítulo 4, de que  $H_t = H(X_t)$  – ou seja, de que a colheita depende dos estoques disponíveis (existentes).

Por meio dessas operações, conformes com a indicada pela Equação 155, transforma-se  $X(H_t)$  em  $H(X_t)$  (Equação 160), e vice-versa (Equação 161).

$$\begin{aligned} X(H_t) &= X_t = \frac{1}{F(X_t)} H_t \\ X_t F(X_t) &= \frac{1}{F(X_t)} H_t F(X_t) \\ X_t F(X_t) &= H_t = H(X_t) \\ X_t F(X_t) &= v[X(H_t)] \end{aligned}$$

**Equação 160**

$$\begin{aligned} H(X_t) &= H_t = X_t F(X_t) \\ H_t \frac{1}{F(X_t)} &= \frac{1}{F(X_t)} X_t F(X_t) \\ H_t \frac{1}{F(X_t)} &= X_t \\ X(H_t) &= H_t \frac{1}{F(X_t)} \end{aligned}$$

**Equação 161**

Por ora, interessa apenas a transformação indicada pela Equação 160. Substituindo-se o resultado da Equação 160 na Equação 154, tem-se:

$$\begin{aligned} \frac{dH_t}{dX_t} &= g(H(X_t)) = H(X_t) X(H_t) \\ \frac{dH_t}{dX_t} &= H(X_t) [X_t F(X_t)] \\ \frac{dH_t}{dX_t} \frac{1}{H(X_t)} &= X_t F(X_t) \end{aligned}$$

**Equação 162**

Mantendo-se que  $H_t = H(X_t)$  (ver nota 49 acima), multiplicam-se ambos os lados da Equação 162 por  $H_t$  para ficar-se, no lado esquerdo, apenas com  $dH_t/dX_t$ , cujo valor é fornecido pela Equação 149. Em seguida, resolve-se a Equação 162 para  $X_t H_t = g(v(X(H_t)))$ . Conhece-se, assim, a quantidade de estoque de que se deve dispor para remoção, dado que se lhe tenha restringido a demanda ( $H_t$ ).

$$\frac{dH_t / dX_t}{H_t} \frac{1}{F(X_t)} = X_t, \text{ com } H_t = H(X_t)$$

$$H_t \left( \frac{dH_t / dX_t}{H_t} \right) \frac{1}{F(X_t)} = X_t H_t$$

$$\frac{H_t (K_H - H_t)}{F(X_t)} = g[v(X(H_t))], \text{ com } X_t H_t = g[v(X(H_t))]$$

**Equação 163**

Para compreender melhor o significado da Equação 163, é preciso compará-la com a Equação 162:

$$g(H_t) = H_t X_t F(X_t)$$

$$g(v(X_t)) = \frac{g(H_t)}{F(X_t)},$$

**Equação 164**

onde  $g(H_t) = g(H(X_t))$  e  $g(v(X_t)) = g(v(X(H_t)))$ . A última expressão da Equação 164 mostra que a Equação 163 condiciona o crescimento da remoção à quantidade futura de estoques disponíveis para esse fim ( $F(X_t)$ ). Todavia esses estoques futuros estão, por sua vez, inversamente relacionados com o uso que se tenha feito de estoques no presente. O que, enfim, importa conhecer é que nível de estoque pode ser utilizado para remoção no presente, de modo que, no futuro,  $F(X_t) > 0$ .

De acordo com a Equação 56, a primeira (Equação 162) e a segunda (Equação 163) expressões da Equação 164 podem, respectivamente, ser reescritas como:

$$g(H_t) = H_t G(X_t)$$

$$\frac{g(H_t)}{H_t} = G(X_t)$$

**Equação 165<sup>50</sup>**

<sup>50</sup> A Equação 165 estabelece uma regra segundo a qual a *taxa* de crescimento *relativo* da demanda por remoção, em cada período, deve obedecer ao crescimento natural, estimado para esse período, dos estoques destinados àquele fim. Como toda taxa de crescimento *relativo*, ela informa a *intensidade* com que a remoção é demandada em cada instante do tempo. Esse tipo de informação oferece a medida do ritmo a que os ajustes e desajustes bioeconômicos se processam, sustentando ou abreviando a média tendencial de consumo de remoção. Um ritmo intenso demais em dado instante pode deter a tendência de exploração do recurso natural; outro suficientemente fraco pode prolongá-la. Mas como saber se o ritmo é de alta ou baixa intensidade? O interesse deve recair, então,

e:

$$g(v(X_t)) = \frac{g(H_t)}{F(X_t)} = H_t \frac{G(X_t)}{F(X_t)}$$

$$\frac{g(v(X_t))}{H_t} = \frac{G(X_t)}{F(X_t)}$$

**Equação 166**

Isolando-se  $G(X_t)$  na Equação 166 e comparando-se o resultado com a Equação 165, tem-se:

$$g(v(X_t))F(X_t) = g(H_t)$$

$$\frac{g(H_t)}{g(v(X_t))} = F(X_t)$$

**Equação 167**

O Quadro 6 resume como se define a “função de reprodução” dos estoques,  $F(X_t)$ , no modelo logístico clássico e no modelo logístico para sequestro florestal de  $\text{CO}_2$ . A Figura 40 ilustra esse paralelo<sup>51</sup>. Na versão clássica (Equação 56), a taxa de crescimento relativo do *estoque* depende de uma função  $F(X_t)$ , que, segundo a Equação 47, define os níveis futuros de estoque ( $X_{t+1}$ ). Na versão modificada, o equivalente da função de reprodução é a “função de remoção”, também designada por  $F(X_t)$ . Nesta última versão, contudo,  $F(X_t)$  é determinada pela razão entre a variação da *demanda* contida de remoção, quando se consideram os estoques presentes (Equação 149 e Equação 165), e essa variação, quando se consideram os estoques futuros (Equação 163 e Equação 166).

sobre a *taxa relativa* ou *específica de crescimento a cada instante*, mais do que sobre a taxa *média* ou absoluta de crescimento (BATSCHELET, 1978) ao longo de um intervalo de tempo (SMITH, 1966).

Intensidade é, por definição, uma medida relativa. Se, por exemplo, uma planta com massa de 300 g cresce 12 g em 24 horas, sua taxa *média* de crescimento é  $0,5 \text{ g h}^{-1}$ . Essa taxa de crescimento é grande ou pequena? A resposta depende decisivamente da massa da planta. Para uma planta de massa igual a 10 g, essa taxa de crescimento é enorme, enquanto, para uma árvore grande, de massa viva igual a 1000 kg, o mesmo crescimento deve ser considerado minúsculo. Portanto é preciso relacionar a taxa de crescimento ( $0,5 \text{ g h}^{-1}$ ) com a massa atual (300 g) (BATSCHELET, 1978).

O mesmo vale para o consumo de estoques de remoção. Não é possível julgar se um dado consumo de remoção é, em si, grande ou pequeno, a menos que ele seja relacionado com a colheita realizada em determinado instante ( $H_t$ ). No lado da demanda, o tamanho da *colheita* informa a *taxa instantânea* a que a oferta de remoção deveria crescer para atender ao consumo. Todavia, conforme a intensidade com que se deseje explorar o serviço de remoção florestal, o resultado bem poderá ser um descompasso, representado pela geração de dívida (expansão da colheita > reprodução dos estoques) ou excedente ecológico (expansão da colheita < reprodução dos estoques).

<sup>51</sup> O paralelismo ilustrado pela Figura 40 restringe-se aos padrões; não às escalas de medida. Enquanto, na Figura 40.b, por exemplo, medem-se, no eixo vertical, os estoques diretamente, na Figura 40.a, mede-se, nesse mesmo



**Quadro 6 – Taxas de crescimento em diferentes modelos logísticos**

<b>Modelo logístico para seqüestro florestal de CO<sub>2</sub></b>	<b>Modelo logístico clássico</b>
Taxa de crescimento logístico da <i>demanda por estoques</i> de remoção	Taxa de crescimento logístico dos <i>estoques</i>
$\frac{g(H_t)}{g(v(X_t))} = F(X_t)$	$\frac{G(X_t)}{X_t} = F(X_t)$
<b>Equação 167</b>	<b>Equação 56</b>
$\frac{g(v(X_t))}{H_t} = \frac{G(X_t)}{F(X_t)}$	$X_t = \frac{G(X_t)}{F(X_t)}$
<b>Equação 168</b>	<b>Equação 169</b>

Rearranjando-se a Equação 151 e comparando-se o resultado com a Equação 165, deduz-se que:

$$X(H_t) = \frac{dH_t}{dX_t} \frac{1}{H(X_t)}$$

$$X(H_t) = \frac{g[H(X_t)]}{H(X_t)}$$

$$X(H_t) = G(X_t)$$

**Equação 170**

Em palavras, a Equação 170 enuncia que, em cada período, a quantidade de estoque destinada à remoção ( $X(H_t)$ ) deve corresponder à quantidade de crescimento natural dos estoques ( $G(X_t)$ ) estimada para esse dado período.

Finalmente, combinando-se a Equação 170 com a Equação 169, chega-se à confluência entre um e outro modelo logístico:

$$X_t = \frac{X(H_t)}{F(X_t)}$$

$$F(X_t) = \frac{X(H_t)}{X_t}$$

**Equação 171**

---

eixo, uma variável de que os estoques constituem uma *função implícita* (Equação 155 e Equação 156). Da mesma forma, no eixo horizontal, medem-se, respectivamente, o tempo e os estoques.

A Equação 171 indica que a “função de remoção”,  $F(X_t)$ , aumenta com a taxa de colheita de estoques para remoção ( $X(H_t)$ ), mas diminui, à proporção que essa demanda exija o uso crescente de estoques correntes ( $X_t$ ). Quando esse consumo ( $X_t$ ) for tão alto que  $G(X_t)$  (Equação 170, Figura 40.e e Figura 43) se torne profundamente negativo, tanto  $X(H_t)$ , pela Equação 172, abaixo, quanto  $F(X_t)$ , pela Equação 171, acima, tenderão a anular-se.

Sabendo-se que a razão entre a derivada primeira de qualquer função e sua primitiva (lado esquerdo da Equação 162 e lado direito da Equação 170) equivale ao logaritmo dessa função (CHIANG, 1982), verifica-se que a Equação 165 e a Equação 170 correspondem a:

$$\frac{dH_t}{dX_t} \frac{1}{H_t} = G(X_t) = X(H_t)$$

$$\ln H_t = G(X_t) = X(H_t)$$

#### Equação 172

A Equação 172 replica a Equação 62, para o caso em que a  $H_t$  não é descrita por uma reta (como nos modelos da pesca), mas por uma função potência (Equação 192, adiante). O significado da Equação 172 para o modelo BESF é que, neste, ao contrário do que ocorre no modelo logístico clássico, o equilíbrio de estado estacionário não se pode estabelecer quando  $G(X_t) = 0$ . Matematicamente, quando  $\ln H_t = 0$ ,  $H_t = 1$ . Além disso, em contraste com o modelo logístico clássico, a demanda por estoques de remoção ( $H_t$ ) continua existindo, mesmo quando  $G(X_t) < 0$ . Ainda que  $G(X_t)$  seja profundamente negativo, a taxa de variação da demanda irrestrita por remoção em relação a  $X$  ( $d\ln H_t/dX_t$ ) (Equação 203, Quadro 10) tenderá infinitesimalmente a zero, mas nunca será nula realmente (Tabela 47). A Equação 172, portanto, traduz duas premissas empíricas básicas investigadas pelo modelo BESF:

- a) paradigma do *metabolismo da natureza* – não pode haver produção (inclusive biológica) sem emissões;
- b) paradigma do *desenvolvimento sustentável* – não se pode esperar crescimento econômico nulo.

A combinação desses paradigmas num mesmo modelo subscreve à filosofia bioeconômica. Sua proposta é retirar o debate entre crescimento econômico (traduzido pelo crescimento da demanda por remoção) e meio ambiente de uma oposição estéril entre a tradição econômica do bem-estar e outra tradição não-antropocêntrica (biocêntrica ou ecocêntrica), baseada nos valores intrínsecos da natureza (VAN DEN BERGH & DE MOOIJ, 1997).

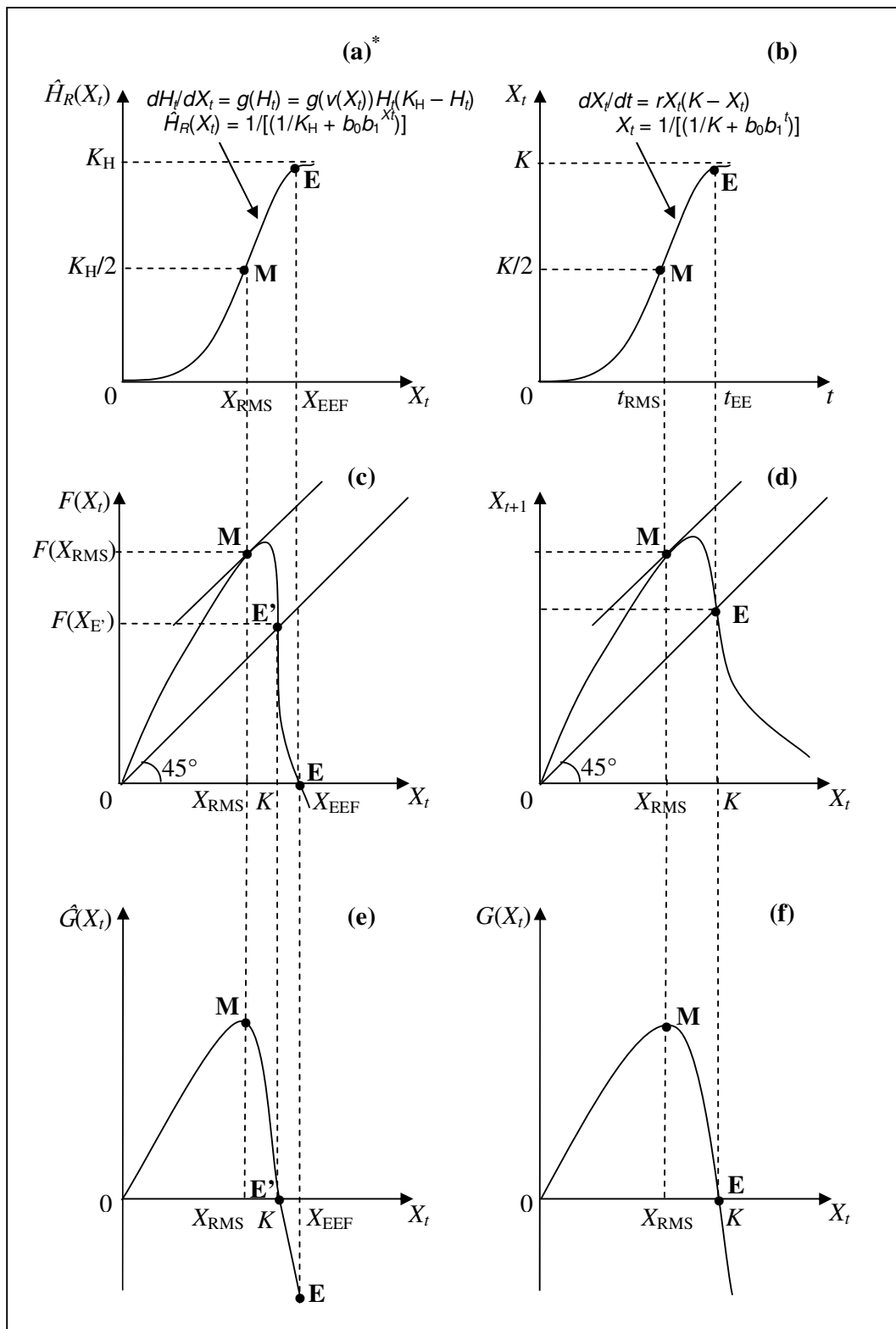
De um lado, a perspectiva do bem-estar, baseada no PIB, só considera a destruição ambiental como problema, à medida que ela afete o valor presente (i.e., valor econômico) das trocas mercantis (ou bem-estar). De outro lado, as perspectivas não-antrópicas consentem com uma visão mais “imaterial” da sociedade. Os propagadores do imaterialismo retorquem o argumento de que o bem-estar aumenta com o crescimento do PIB. Uma vez que associam o crescimento econômico à degradação do ambiente natural, duvidam, resolutamente, de que um possa ocorrer sem outra (VAN DEN BERGH & DE MOOIJ, 1997). Para romper com essa discussão estéril, é preciso estabelecer, em bases objetivas (i.e., mensuráveis), como o valor econômico, ligado à atividade econômica, se relaciona com as medidas físicas que descrevem o estado do ambiente natural (VAN DEN BERGH & DE MOOIJ, 1997).

Aos pares, a Figura 40.c e a Figura 40.d, a Figura 40.e e a Figura 40.f remetem, respectivamente, à Figura 29 e à Figura 30. No entanto nem as “curvas de reprodução” (Figura 40.c e Figura 40.d), nem, por conseguinte, as “curvas de rendimento” (Figura 40.e e Figura 40.f) são simétricas como as da Figura 29 e as da Figura 30. Propositamente, elas são representadas, na Figura 40, abaixo, de maneira assimétrica – tal como haviam sido na Figura 26. Os contornos assimétricos ilustram o caso mais geral em que nem sempre é possível constatar visualmente que os estoques de RMS (ponto M) equivalem à metade da quantidade de estoques no equilíbrio de estado estacionário (ponto E) (Equação 33, Equação 94 e Equação 147). A taxa logística de crescimento (Figura 40.a e Figura 40.b), contudo, não se deixa enganar por ilusões de ótica. O ponto de inflexão M da curva logística (Figura 40.a e Figura 40.b), onde a remoção (hemisfério esquerdo da Figura 40) e os estoques (hemisfério direito da Figura 40) atingem seu rendimento máximo (RMS), localiza-se exatamente a meio caminho da assíntota superior ( $K_H$  e  $K$ ).

### 5.3.2 – Dedução geométrica da função logística de remoção

A esta altura, um modelo equivalente ao do hemisfério esquerdo da Figura 40 já pode ser deduzido. Desde que, em termos agregados, não se pode inferir diretamente uma função de reprodução específica (Figura 26), pode-se, se bem que de um ponto de vista antropogênico, estimar que contornos uma função do gênero deveria idealmente assumir para fazer frente às necessidades de uso humano de estoques de remoção. Daqui por diante, essa versão antropogenicamente determinada da função de reprodução (Figura 40.c e Figura 42)

será chamada de *função de remoção*. Os incrementos resultantes (Figura 40.e e Figura 43) serão simplesmente chamados de *remoção*.



(\*)  $\hat{H}_R(X_t)$  significa estimativa de  $H(X_t)$  sujeita a restrição ou, simplesmente, de  $H_t$  restrita.

Figura 40 - Modelo logístico para sequestro florestal de CO<sub>2</sub> (a, c, e) e modelo logístico clássico (b, d, f)

Como se viu, o primeiro passo para deduzir a *função de remoção* é estimar a *taxa*  $g(H(X_t))$  (Equação 162 e Figura 40.a) a que a demanda por remoção ( $H_t$ ) deveria crescer, se estivesse condicionada a algum limite superior ( $K_H$ ). Esse artifício, entretanto, não se destina a conhecer a demanda contida de remoção em si, mas os estoques disponíveis para remoção ( $X(H_t)$ ) (Figura 40.c) se a demanda por esse serviço ambiental for limitada.

Conforme o valor de  $K_H$ , a Equação 163 produz curvas como as da Figura 41, onde  $K_H^1 > K_H^2 > K_H^3$  e onde  $H_t$  representa uma demanda por remoção sem limite. O motivo por que a Equação 163 contém  $X_{t+1} = F(X_t)$  (Equação 47) no denominador se deve à influência que o limite  $K_H$  exerce sobre alguma *função de remoção* desconhecida (Figura 42). Como se observa na Figura 41, quanto mais frouxo (i.e., maior) esse limite, mais adiante a curva “dobra”. Todavia o ponto de inflexão da curva é extremamente sensível a variações no limite  $K_H$ . Por exemplo, na Figura 41, a curva  $g_1(H(X_t))$  corresponde a  $K_H^1 = 205$ ; a curva  $g_2(H(X_t))$ , a  $K_H^2 = 204,071$ ; e a curva  $g_3(H(X_t))$ , a  $K_H^3 = 204,07$ . Em todo caso, as taxas logísticas da Figura 41 geram *funções de remoção* como as dispostas na Figura 42.

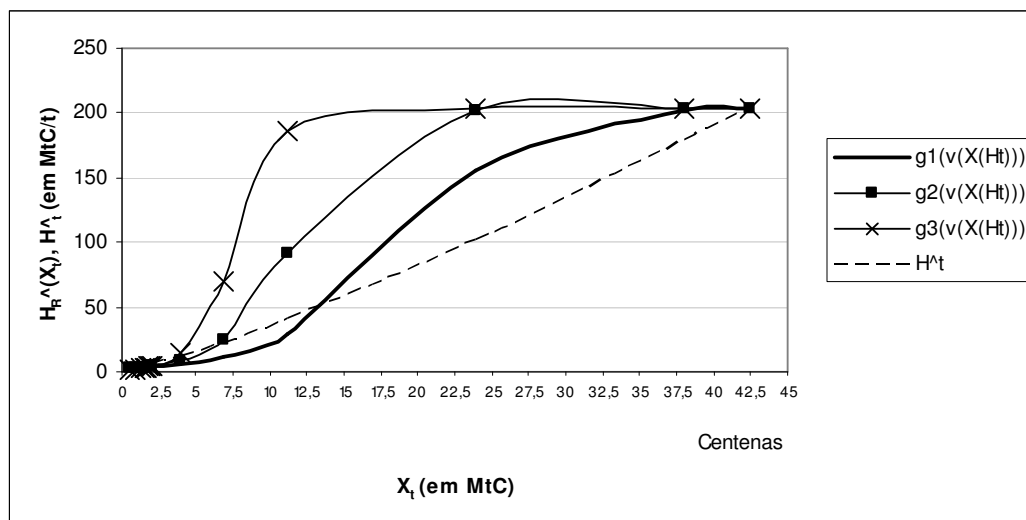


Figura 41 – Taxas logísticas de crescimento da demanda por remoção florestal de CO<sub>2</sub> ( $g(v(X(H_t)))$ )

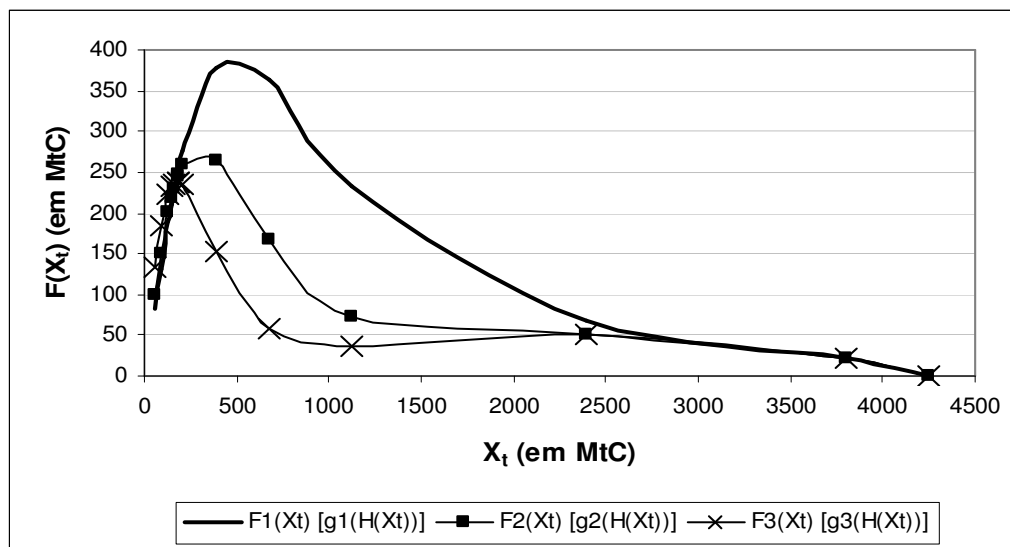


Figura 42 – Funções de remoção florestal de CO<sub>2</sub>

A Figura 42 descreve o tamanho do estoque disponível para remoção ( $F(X_t)$ ) em função do estoque utilizado na remoção presente ( $X_t$ ). Quer dizer, cada uma das curvas da Figura 42 representa uma *função de remoção logística* ou *dependente da densidade* de remoção que foi ou deve ser efetuada. Como se conclui,  $K_H$  e  $F(X_t)$  mantêm uma relação diretamente proporcional: quanto maior um, maior o outro, e vice-versa. Ou, noutras palavras, quanto mais “frouxo” o limite  $K_H$  (Figura 41), mais “alta” a curva que informa o tamanho de  $F(X_t)$  em função de  $X_t$  (Figura 42). Matematicamente, esse tipo de relacionamento é expresso por meio de razões. Nesse caso, em particular,  $K_H/F(X_t)$  (Equação 163).

Por fim, se o crescimento econômico for identificado com as possibilidades de expansão da colheita de remoção ( $g(v(X(H_t)))$ ) (Figura 41), pode-se, pela Equação 168, afirmar que ele está fundamentalmente submetido à taxa de crescimento dos estoques nas fossas ( $G(X_t)$ ). De acordo com essas taxas, as curvas de remoção da Figura 42 vão proporcionar incrementos (remoções) maiores ou menores de estoque, tais como os ilustrados pela Figura 43.

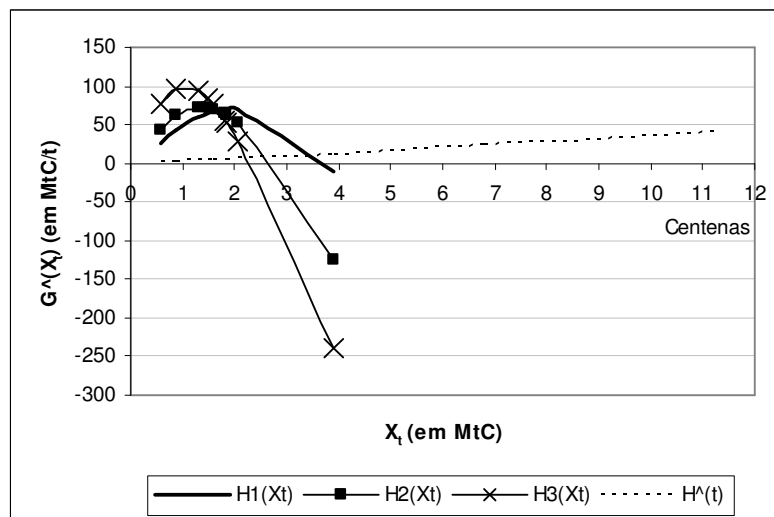


Figura 43 – Incrementos periódicos (crescimento) dos estoques de remoção florestal de CO<sub>2</sub>

#### 5.4 – Método de alocação dos fluxos de emissão

O modelo BESF assim deduzido está em sintonia com a premissa adotada pelo Tratado de Kyoto. Conforme esse acordo, os ecossistemas florestais são vistos como *fossas* de remoção do carbono atmosférico (SEDJO et al., 1998). Tal proposição é pioneiramente atribuída ao físico britânico Freeman Dyson. Em 1976, ele sugeriu que se utilizassem vastas extensões florestais para retirar da atmosfera o excesso de dióxido de carbono produzido pela queima de combustíveis fósseis (LOHMANN, 1999; SCHOENE & NETTO, 2005).

As bases empíricas que sustentam uma proposição como essa dão conta de que, afora o armazenamento realizado por rochas e sedimentos,  $\frac{2}{3}$  do carbono terrestre são seqüestrados em florestas – inclusive solos, plantas, folhas e resíduos florestais (SEDJO et al., 1998). Portanto as florestas, junto com as rochas e sedimentos, os pântanos e charcos, além dos solos, campos e áreas agrícolas constituem os *estoques naturais* de carbono do sistema terrestre. Os demais estoques naturais de carbono são representados pelos oceanos, pela atmosfera e pelas jazidas fósseis (SEDJO et al., 1998).

Além dos estoques naturais, existem *estoques não-naturais* ou *artificiais* de carbono. Trata-se de estoques de carbono criados pelo homem, tais como, depósitos de lixo ou, mesmo, produtos de madeira de longa duração – uns e outros em crescente expansão (SEDJO et al., 1998).

Todo estoque (natural ou artificial) que absorve carbono é chamado *fossa*; outro, que o emite, é chamado *fonte*. Ao longo do tempo, o carbono pode ser transferido de um estoque para outro – por exemplo, da atmosfera para a floresta. Essa transferência é chamada de *fluxo*.

O crescimento biológico envolve a transferência de carbono de um estoque para outro. À medida que as plantas crescem, elas fixam o carbono atmosférico em seus tecidos celulares. Assim, convertem o carbono da atmosfera em carbono do sistema biótico (biomassa) (SEDJO et al., 1998).

Como esse mecanismo é bem conhecido, as florestas se destacam, enquanto *fossas* de carbono, sobre os demais estoques naturais (*e.g.*, oceanos e solos). Além do mais, em comparação com outras plantações de curta duração, as florestas representam, possivelmente, no curto prazo, a melhor alternativa de fossa suscetível de manejo humano. Como a biomassa florestal acumula carbono durante décadas ou séculos, as florestas oferecem a possibilidade de armazenar grandes quantidades de carbono em períodos relativamente curtos (décadas) (SEDJO et al., 1998).

Embora o Tratado de Kyoto reconheça que as florestas estão intrincadamente relacionadas à mudança climática (SCHOENE & NETTO, 2005), ele não prevê, em suas estratégias (MDL), que as plantações florestais também podem funcionar como *fontes* de emissão de carbono (MOUTINHO et al., 2005). As queimadas ou os incêndios florestais, por exemplo, podem devolver rapidamente à atmosfera enormes quantidades de carbono. O processo de decomposição natural das árvores e da biomassa florestal também emite carbono, se bem que de maneira mais lenta (SEDJO, 1998; BENÍTEZ & OBERSTEINER, 2005).

Outra complicação diz respeito à idade da floresta. De um lado, florestas antigas costumam apresentar grande quantidade de carbono estocado e baixas taxas (fluxos) de mudança de estoque (emissão); de outro, florestas jovens podem comportar estoques menores, mas exibir altas taxas de variação (fluxos) (HARMON et al., 1990; SEDJO et al., 1998).

Por último, mas não menos importante, as transições florestais de uma condição ecológica para outra também provocam emissões substanciais de carbono. Conforme o que acontece com o carbono à medida que a floresta se modifica, ela pode passar de fossa a fonte líquida de emissões. Se o manejo florestal voltar-se estritamente para a acumulação de biomassa na forma de armazenamento de carbono, outros serviços florestais, como a biodiversidade, podem restar prejudicados. Todavia, se o manejo for tal que, embora voltado para o seqüestro de carbono, permita postergar a colheita até que a floresta se torne madura, um de seus efeitos de longo prazo será o aumento da biodiversidade (SEDJO et al., 1998).

Na verdade, a aferição do conteúdo de carbono que permanece na floresta está rodeada de incertezas. Uma floresta tanto pode ser explorada quanto simplesmente derrubada ou queimada. Ainda, há o risco permanente de *leakage* (vazamentos). Quer dizer, pode-se, em determinado lugar, conservar uma floresta, enquanto, noutra, se promove o desmatamento (MOUTINHO et al., 2005).



Pelo menos desde meados do século XIX (1865), esse tipo de fenômeno era conhecido em projetos energéticos. O “paradoxo de Jevons” e os “efeitos-rebote” (ver Capítulo 3), desde cedo, advertiam que combustíveis fósseis economizados em projetos energeticamente eficientes poderiam terminar sendo utilizados noutra lugar, onde a eficiência energética fosse menor (BARTOLI, 1996; ALCOTT, 2005; MOUTINHO et al., 2005). Quanto aos recursos naturais renováveis, a referência mais próxima a respeito pode ser encontrada nos “modelos da pesca” (ver Capítulo 4), que alertavam para o risco de dissipação das rendas (ganhos) proporcionadas(os) pelas soluções de acesso restrito (WILEN, 2000).

À medida que considera as florestas apenas como *fossas*, o enfoque do Tratado de Kyoto é marcadamente restritivo (SEDJO et al. 1998). Sem dúvida, essa é a principal lição transmitida pelas ressalvas contra o “efeito Dyson” (LOHMANN, 1999). Subsidiariamente, outro ensinamento contido nessas observações é que o seqüestro de carbono atmosférico não pode ser reduzido ao plantio de árvores – quer se destinem à produção, quer, à conservação. Na verdade, dispõe-se de uma vasta lista de alternativas silviculturais e de manejo que permitem aumentar a absorção e o armazenamento de carbono em ecossistemas florestais. Abrigadas sob o rótulo de SFM (*Sustainable Forest Management* – Manejo Florestal Sustentável) (MENDOZA & PRABHU, 2003; IUCN & WWF, 2004; SIRY et al., 2005), essas técnicas incluem, por exemplo, o alongamento das rotações em povoamentos equiâneos; o raleio ou desbaste favorecendo as espécies com altas taxas de remoção; a fertilização ou irrigação dos povoamentos; a restauração de florestas degradadas, dentre outras (SCHOENE & NETTO, 2005; Quadro 5). A contribuição do SFM pode ser tamanha que, sob certas circunstâncias, florestas manejadas podem armazenar mais carbono do que florestas naturais não manejadas (DEWAR & CANNELL *apud* SCHOENE & NETTO, 2005).

#### 5.4.1 - Hipóteses

Embora restritivo, o enfoque do Tratado de Kyoto – das florestas somente como *fossas* –, é mantido pelo modelo BESF (Figura 44). Epistemologicamente, o propósito implícito nessa elaboração é submeter ao *falsificacionismo* (BLAUG, 1993; KUHN, 1996; RAPHAEL, 2000) as hipóteses de Kyoto. Assim, é possível verificar até que ponto o “efeito Dyson”, incorporado pelo MDL, opõe-se ou não à estratégia da conservação.

Se, em determinada região, as *fossas* florestais antropicamente induzidas – florestamento e reflorestamento – suplantarem, em proporção, suas congêneres naturais (florestas nativas), o Tratado de Kyoto encerra mecanismos perversos para a mitigação dos

danos climáticos (LOHMANN, 1999; SCHULZE et al., 2003; ACHARD et al., 2005; MOUTINHO et al., 2005; SANTILLI et al., 2005; SCHOENE & NETTO, 2005; MOLLICONE et al., 2006). Portanto, se as plantações florestais comprometerem a conservação, pode-se refutar a hipótese de que o MDL favorece os países onde as florestas naturais são relativamente mais abundantes.

Empiricamente, o enfoque das florestas como *fossas* de carbono atmosférico alinha-se com recentes descobertas científicas sobre a dinâmica do balanço de massa em florestas naturais antigas (OMETTO et al., 2005). De acordo com o paradigma ecológico dominante, florestas maduras deveriam encontrar-se no clímax. Assim, o ganho líquido de carbono que proporcionariam ao longo do tempo seria praticamente nulo (OMETTO et al., 2005).

Tal hipótese remonta à procura pela “fossa perdida de carbono” (*the missing carbon sink*). Desde o início do século XX, a queima de combustíveis fósseis e de biomassa determinou o aumento consistente das concentrações de dióxido de carbono na atmosfera. Entretanto, quando se somaram as emissões provenientes dessas fontes, constatou-se que suas estimativas superavam as do balanço de dióxido de carbono acumulado na atmosfera e absorvido tanto pelos oceanos quanto pelos biomas terrestres. Essa discrepância entre fontes e fossas globais é que foi inicialmente denominada “a fossa perdida de carbono” (OMETTO et al., 2005; Tabela 20).

**Tabela 20 – Balanço antrópico anual médio do carbono (1980-1989)**

<b>Fontes de CO<sub>2</sub></b>	<b>em GtC/ano</b>
(1) Emissões da combustão de combustíveis fósseis e da produção de cimento	5,5 ± 0,5*
(2) Emissões líquidas das mudanças no uso da terra tropical	1,6 ± 1,0 <sup>@</sup>
(3) Total das emissões antrópicas = (1) + (2)	7,1 ± 1,1
<b>Divisão entre reservatórios</b>	<b>em GtC/ano</b>
(4) Acúmulo na atmosfera	3,3 ± 0,2
(5) Absorção pelo oceano	2,0 ± 0,8
(6) Absorção pela rebrota de florestas no Hemisfério Norte	0,5 ± 0,5 <sup>#</sup>
(7) Sumidouro inferido: {(3) – [(4) + (5) + (6)]}	1,3 ± 1,5 <sup>§</sup>

Fonte: IPCC (1995, p. 20)

Notas: (\*) Para fins de comparação, as emissões em 1994 foram de 6,1 GtC/ano. (<sup>@</sup>) Consistente com o Capítulo 24 do GTII (ou WGII) do IPCC (1995). (<sup>#</sup>) Esse número é consistente com a estimativa independente, dada pelo GTII (ou WGII) do IPCC (1995), de 0,7 ± 0,2 GtC/ano para o sumidouro de floresta de latitude média e alta. (<sup>§</sup>) Esse sumidouro inferido é consistente com as estimativas independentes, dadas no Capítulo 9 do GTI (ou WGI) do IPCC (1995), de absorção de carbono devido à fertilização do nitrogênio (0,5 ± 1,0 GtC/ano), mais a variação de outras absorções (0-2 GtC/ano) devidas à fertilização de CO<sub>2</sub> e a efeitos climáticos.

Logo se começou a conjecturar onde essa fossa poderia estar. Algumas hipóteses especulavam que os oceanos poderiam absorver mais CO<sub>2</sub> do que originalmente se pensava.

Outras sugeriam que o “carbono perdido” era absorvido por ecossistemas terrestres, através da fotossíntese. Sempre foi difícil, contudo, precisar a distribuição e a magnitude dessas fossas terrestres (OMETTO et al., 2005).

No final da década de 1990, surgiram evidências de que, em florestas temperadas, a regeneração de espécies pertencentes à sucessão secundária reforçava as fossas terrestres de carbono. Além disso, também em ecossistemas terrestres da região temperada, descobriu-se que as concentrações correntes de CO<sub>2</sub> na atmosfera combinam-se com as deposições excessivas de nitrogênio para fertilizar os ecossistemas e aumentar-lhes a absorção de carbono (OMETTO et al., 2005).

Nos trópicos, a elevada densidade de biomassa nas florestas dessa região reforçava a suspeita de que elas poderiam representar fossas de proporções consideráveis. Com efeito, as primeiras medições diretas conduzidas na Amazônia, ao longo da década de 1990, concluíram que as florestas da região funcionariam como gigantescas fossas de carbono. Logo, se as florestas tropicais do planeta realmente atuavam como fossas, o mistério geográfico da “fossa de carbono perdida” estaria, enfim, solucionado (OMETTO et al., 2005).

Apesar disso, muitos pesquisadores permaneciam céticos quanto à verdadeira magnitude dessas fossas. De um lado, as florestas tropicais estocam uma grande quantidade de carbono em sua biomassa. De outro, elas registram grandes fluxos anuais através da fotossíntese, da respiração, da decomposição e das queimadas. Assim, embora significativo, o papel das florestas tropicais no ciclo global de carbono continuava rigorosamente ambíguo. Potencialmente, elas atuam quer como fossas, quer como fontes (OMETTO et al., 2005).

Ainda que inconclusivo, um estudo recente denominado LBA (Experimento de Larga Escala na Biosfera e Atmosfera da Amazônia) (OMETTO et al., 2005) estimou, por extrapolação, que o fluxo de carbono (C) na região tropical varia de -3,0 a 0,75 PgC ano<sup>-1</sup> (Tabela 6). Se bem que esse intervalo se estenda por valores positivos (emissões líquidas), a maior parte do espectro recai sobre valores negativos (remoções líquidas). Isso significa que, embora as florestas tropicais também possam funcionar como fontes de carbono (valores positivos), é de se esperar que, em média (-1,87 PgC ano<sup>-1</sup>), elas atuem como fossas (valores negativos)<sup>52</sup>. Porém, dependendo da variabilidade climática e das taxas de conversão florestal, essa fossa em potencial pode resultar comprometida.

Em particular, no caso do Brasil, a principal ameaça às fossas naturais das florestas tropicais é o agronegócio. Por causa dele, à medida que a economia cresce, as taxas de desmatamento aumentam e impelem as florestas na direção das fontes de emissão (OMETTO

---

<sup>52</sup> Na Tabela 6 (Capítulo 2), o significado dos sinais é traduzido ao revés. Lá, o sinal negativo (-) indica fonte (ou emissões líquidas) de carbono; o sinal positivo (+), fossa (ou remoções líquidas) de carbono.

et al., 2005). O desmatamento, contudo, não é diretamente contemplado pelo modelo BESF. O modelo restringe-se a medir o balanço entre fontes e fossas de emissão; não se propõe estudar a conversão de florestas em outros usos do solo. A única conversão que lhe interessa é a de estratégias de manejo florestal para remoção de carbono: conservação de florestas naturais ou plantações florestais (MDL). Por isso, na Figura 44, o fluxo inferior, proveniente das fontes florestais, é, à espera de maior comprovação científica, indicado, mas não considerado.

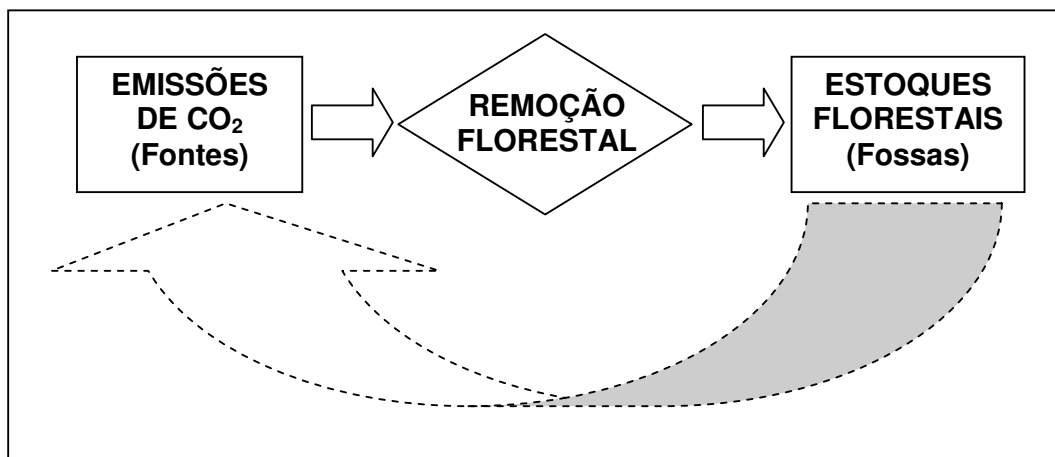


Figura 44 – Fluxos de causação no modelo BESF

#### 5.4.2 – Variáveis

Para dimensionar os efeitos da estratégia do MDL (IPCC) sobre a da conservação (FAO), utilizam-se quatro variáveis principais (Figura 45):

- a)  $\lambda$  (adimensional) = proporção entre fossas de tamanho  $y$  (em MtC) e fossas de tamanho  $x$  (em MtC) (com  $y > x$ );

$$\lambda = \frac{y}{x}, \quad \text{com } \lambda > 1 \text{ e } y > x$$

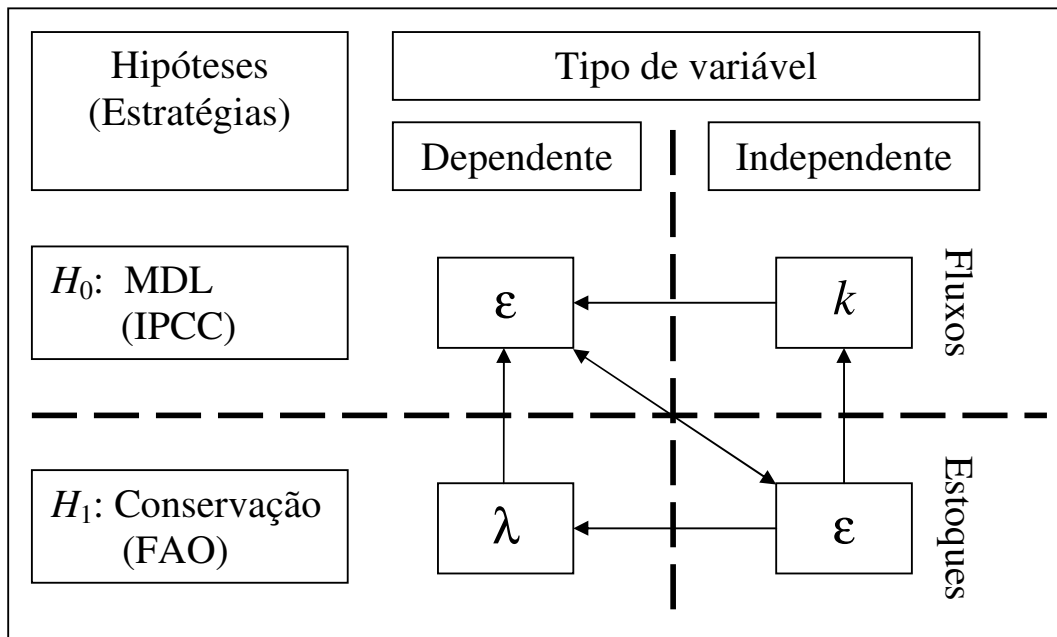
$$y = \lambda x$$

#### Equação 173

- b)  $\varepsilon$  (adimensional) = taxa de câmbio bioeconômica para os estoques de remoção;
- c)  $i$  (em %) = taxa de juro do consumo de estoques de remoção, tal que  $k = 1 + i$ .

Pode-se recorrer a uma metáfora monetária para descrever a estrutura da Figura 45. A porção inferior representa o lastro, por assim dizer, dos fluxos de emissão (porção superior)

provocados pelo crescimento econômico. Parte-se do princípio de que, sem estoques para remoção, tanto as emissões quanto o crescimento econômico tornam-se “inflacionários”. Nessas circunstâncias, continuar emitindo significa pressionar a demanda por estoques cuja produção ou não existe ou não pode acompanhar o ritmo do consumo. Portanto, em cada período, a decisão sobre o crescimento das emissões está, em última análise, condicionada ao crescimento dos estoques de remoção (Equação 165).



Fonte: Adaptado de GIACOMELLI SOBRINHO (2005a, p. 150)

(\*) As setas indicam o sentido do fluxo causal.

Figura 45 – Fluxos\* de causalidade entre as variáveis do modelo BESF

#### 5.4.2.1 – Taxa bioeconômica de juro ( $k$ )

Paralelamente, a demanda por remoção determina, na porção superior, o consumo intertemporal de estoques, regulado pela taxa bioeconômica de juro ( $k$ ). Essa taxa é genericamente definida por:

$$i = \frac{M}{X_t}$$

$$M = X_{t+m} - X_t = \Delta X$$

$$i = \frac{X_{t+m}}{X_t} - 1$$

$$k = (1 + i) = \frac{X_{t+m}}{X_t}$$

#### Equação 174

onde:  $M$  = importação intertemporal de remoção;  $X$  = estoque de remoção;  $t$  = instante inicial;  $t + m$  = instante futuro, com  $m \geq 1$ .

A Equação 174 vem do Quadro 7, abaixo, algebricamente definido pelo Quadro 8 (onde  $m = 2$ ,  $j = 1 = x$  e  $j = 2 = y$ ). Com base no Quadro 8, verifica-se que  $M$  depende de  $X$ . Este, por sua vez, é determinado pelo ritmo do crescimento econômico. À medida que a atividade econômica pode ser traduzida pela demanda por emissões de  $\text{CO}_2$ , a sustentação do crescimento econômico depende de um aumento de  $X$  – noutros termos, de  $M > 0$ .

#### 5.4.2.2 – Razão de biodiversidade ( $\lambda$ )

Ao mesmo tempo,  $M_j$  relaciona-se com  $V_j$ , que indica como os estoques se distribuem através das fossas de remoção ao longo do tempo. Pela Equação 173, a distribuição dos estoques entre as fossas de remoção é, em qualquer período, dada por  $\lambda$ .

Associada à “desigualdade” na diversidade dos ecossistemas, a variável  $\lambda$  designa (PEARCE & MORAN, 1994):

- a) *diversidade comunitária* – referente ao tamanho ou à distribuição espacial das comunidades bióticas; ou
- b) *diversidade paisagística* – referente à diversidade de escalas de desigualdade (variedade de *habitats* e processos ecológicos na biosfera).

Apesar dessa delimitação, a biodiversidade permanece como um conceito muito abrangente, cuja análise e interpretação admitem um grande número de níveis e escalas (PEARCE & MORAN, 1994). Uma primeira dificuldade é que não há uma relação clara entre a diversidade de um ecossistema e os processos ecológicos, tais como produtividade, hidrologia e formação do solo. Tampouco a biodiversidade se correlaciona de forma simples com a estabilidade do ecossistema, com sua resistência a perturbações e com sua capacidade

de recuperação. Ainda assim, é possível identificar algumas regras gerais que ligam a dinâmica dos ecossistemas à biodiversidade, às mudanças ambientais e aos processos ecológicos (PEARCE & MORAN, 1994, p. 23):

- a) A diversidade de espécies cresce quando aumenta a heterogeneidade ambiental ou a desigualdade de um *habitat*, porém o aumento da desigualdade não significa necessariamente o aumento da riqueza de espécies;
- b) A desigualdade no *habitat* influencia não só a composição das espécies num ecossistema como também as relações recíprocas entre espécies;
- c) As perturbações periódicas desempenham um papel importante na criação de ambientes diversificados que alimentam a grande riqueza de espécies. Elas ajudam a manter uma grande quantidade de desigualdade no *habitat* em vários estados sucessivos.

Embora esses fenômenos permaneçam rodeados de ambigüidades, eles servem para justificar ecologicamente a desigualdade que  $\lambda$  encerra. Por outro lado, são insuficientes para permitir que se rotulem, de antemão,  $x$  e  $y$  na Equação 173. O impacto ambiental das plantações florestais em comparação com as florestas nativas parece estar menos associado à espécie arbórea em si do que à textura do solo onde o florestamento ou o reflorestamento tenha ocorrido. Na pior das hipóteses, as características (histórico do sítio, textura do solo, extensão e qualidade do lençol freático) do local onde os plantios florestais se desenvolvam é que vão determinar se eles redundarão em benefícios ou em danos ambientais (JACKSON et al., 2005).

Por razões econômicas, sempre se deve ter  $\lambda > 1$ . Se  $0 < \lambda < 1$ ,  $Z < 0$ ; logo,  $\epsilon < 0$  – o que não contém significado econômico. Por esse motivo, um arranjo como o do Quadro 8 sempre deve ser disposto em ordem crescente. Assim, onde  $x < y$ , a coluna contendo os valores de  $x$  (*vetor x*) deve ser disposta *antes* da que contém os valores de  $y$  (*vetor y*). Inversamente, onde  $x > y$ , o vetor *y* antecede ao vetor *x*.

#### 5.4.2.3 – Taxa bioeconômica de câmbio para os estoques de remoção ( $\epsilon$ )

A taxa bioeconômica de câmbio para os estoques de remoção ( $\epsilon$ ) comunica, à maneira de um “preço”, as diferenças de remoção *entre* as fossas, em cada período de tempo (exportações  $Z$ ), e nas fossas, *através* do tempo (importações  $M$ ). Por que, especificamente, e se compara a uma taxa de câmbio esclarece-se a partir de uma evidência empírica e de um argumento dedutivo.

Peculiarmente, na natureza, importa menos a propriedade da fossa florestal do que sua biodiversidade. Portanto a jurisdição a que a fossa se circunscreve é inútil para regular seu balanço líquido de remoção. A regulação dos fluxos de emissão-remoção não transcorre conforme a geopolítica, mas conforme os limites estabelecidos pelos ecossistemas. Sob esse aspecto, fossas cuja biodiversidade diverge funcionam, do ponto de vista dos ecossistemas, como “nações” diferentes.

Tradicionalmente, as “taxas de câmbio desempenham um papel importante no comércio internacional porque elas permitem ... comparar preços de bens e serviços produzidos em diferentes países” (KRUGMAN & OBSTFELD, 1997, p. 332). Sobretudo, através da taxa de câmbio, podem-se exprimir os preços das exportações e importações de um país em termos da moeda de outro país (KRUGMAN & OBSTFELD, 1997)

Embora, no caso em exame, não se empreguem preços nem moeda propriamente ditos, continua válido o princípio da taxa de câmbio enquanto “preço” que regula as trocas internacionais. Toda a análise teórica do comércio internacional vale-se de um mercado definido pela demanda excedente (importações) e pela oferta excedente (exportações). À medida que se expurguem as condicionantes *monetárias* do balanço de pagamentos, a determinação da taxa de câmbio resume-se às contas *reais* (SCHUMPETER in SCHUMPETER, 1994) do setor externo da economia, em que tipicamente se inclui a balança de comércio e serviços (exportações e importações).

Nessas circunstâncias, a expressão da taxa de câmbio reduz-se aos chamados *termos de intercâmbio*. Os *termos de intercâmbio* são dados pela razão entre o preço do bem ou serviço que um país inicialmente exporta e o preço do bem ou serviço que ele inicialmente importa (KRUGMAN & OBSTFELD, 1997). Em sua essência, portanto, a taxa de câmbio exprime os preços relativos de quaisquer duas mercadorias envolvidas na troca internacional.

Quando o preço do bem ou serviço de exportação sobe relativamente ao preço do bem ou serviço de importação, essa determinada economia pode, para um dado volume de exportação, adquirir mais da mercadoria importada – e vice-versa (KRUGMAN & OBSTFELD, 1997). Através da “equação de troca” (Equação 175) (WALRAS, 1996; KRUGMAN & OBSTFELD, 1997, p. 117), os preços ( $p$ ) relativos podem ser expressos em termos de *quantidades* demandadas ( $D$ ) e ofertadas ( $Q$ ) de mercadorias ( $Z = \text{bem/serviço de exportação}$  e  $M = \text{bem/serviço de importação}$ ) pelos diferentes países.



$$\begin{aligned}(D_M - Q_M) &= (Q_Z - D_Z) \times (p_Z / p_M) \\ M &= Z \times (p_Z / p_M) \\ M &= Z \times e \\ e &= \frac{M}{Z}\end{aligned}$$

#### Equação 175

Na Equação 175, a *demanda excedente*,  $(D_M - Q_M)$ , é normalmente conhecida como *importações* ( $M$ ); a *oferta excedente*,  $(Q_Z - D_Z)$ , como *exportações* ( $Z$ ). Uma vez que  $(p_Z/p_M)$  corresponde à taxa de câmbio ( $e$ ), a Equação 175 remete à Equação 178 (Quadro 8).

Ainda assim, pode parecer que a Equação 178 (Quadro 8) toma por taxa de câmbio o que, em vez disso, deveria ser entendido como taxa de juro. Entretanto não há razão para essa suspeita. Por definição, a taxa de juro preside a troca de bens presentes por bens futuros. Porém a troca de que se está tratando agora não é dessa natureza, embora envolva quantidades que se produzam no decorrer do tempo. Não se estão trocando quantidades presentes por quantidades futuras. Na verdade, a razão de troca é definida, de um lado, por um somatório, ao longo do tempo, de quantidades que, não obstante, se produzem em cada período de tempo (exportações  $Z$ )<sup>53</sup>; de outro lado, por um somatório de quantidades que se vão constituindo

<sup>53</sup> Pode-se ponderar que o somatório  $Z$  (Equação 178, Quadro 7) deveria ser expresso em termos de *volume* (ou quantidade, em MtC) *equivalente*. Isso significa que, à semelhança dos valores monetários, o somatório de quantidades físicas no tempo também precisa ser descontado ou capitalizado a uma dada taxa de desconto ou de juro. Essa é uma prática comum na avaliação de projetos florestais concorrentes, que proporcionam volumes de madeira distintos em datas diferidas. Calcula-se, então, para cada projeto, uma razão entre o valor presente dos custos e dos volumes equivalentes, todos descontados à mesma taxa. Desde que os valores presentes das receitas sejam os mesmos num e noutro projeto, escolhe-se o projeto que apresente a menor razão custo descontado/volume equivalente (REZENDE, 2005).

Embora aceita na engenharia financeira, essa prática tão-somente impõe, de maneira arbitrária, uma unidade comum de referência (a taxa de juro ou desconto) que possibilite a comparação (GIANNETTI, 2005). Como se explicou, na seção 4.2.5, a taxa de juro (ou de desconto) é uma variável marcadamente subjetiva, que reflete o grau de impaciência dos indivíduos – ou, noutras palavras, a forma como eles percebem a supremacia e o transcurso do tempo. A *eficiência marginal do capital*, de Keynes (1982), popularizada como “taxa de retorno” (SHAPIRO & BAUMOL, 1988), reveste-se de um conteúdo mais objetivo, porque se liga à produção obtida com um bem de capital ao longo de sua vida útil. Tanto Keynes (1982) quanto Fisher (1984) sugerem que investimentos novos só serão realizados, à medida que a taxa de retorno seja superior à taxa de juro. Entretanto, por um erro no sentido da causalidade (WICKSELL, 1907; KEYNES, 1982; SHAPIRO & BAUMOL, 1988), Fisher sustenta que “as variações esperadas no valor da moeda atuam diretamente sobre a taxa de juros, em vez de fazê-lo sobre a eficiência marginal de determinado volume de capital” (KEYNES, 1982, p. 120). Keynes explica que, à medida que bens de capital mais antigos concorram com outros mais novos, as expectativas dos produtores quanto a seus lucros monetários se modifica. O retorno requerido pelo equipamento mais novo é menor que o exigido pelo equipamento mais antigo, cujos custos de manutenção são maiores. Portanto, se, na esfera produtiva, o equipamento mais antigo é o que predomina, espera-se que os preços dos bens e serviços se elevem. Obviamente, isso redundará em taxas de juros mais altas. Como a expectativa é que os bens futuros sejam mais caros que os bens presentes, a troca destes por aqueles exigirá, no lado da demanda, uma “recompensa” (taxa de juro) maior. No lado da oferta, diante da expectativa de alta dos preços, os produtores se sentirão estimulados a aumentar o volume de sua produção. O erro de Fisher foi pensar que esse estímulo estivesse precipuamente ligado à taxa de juro (KEYNES, 1982).

A objetividade que Keynes reivindica para as decisões econômicas na esfera da produção aproxima-se daquela que se reclama ao tratamento da poluição ambiental. Não parece apropriado descontar (ou capitalizar)

através do tempo (importações  $M$ ). Mas, quando um e outro somatório são comparados por meio de uma razão  $\varepsilon$  (Equação 178, Quadro 7), o instante do tempo é o mesmo. Por isso essa taxa não pode corresponder à taxa de juro.

Heuristicamente, também se pode concluir pela pertinência do conceito de taxa de câmbio, a partir da hipótese (teórica) de quando  $\lambda = 1$ . Se  $\lambda = 1$ ,  $V_1 = V_2 = \dots = V_n$ ; portanto  $Z = V_n - \dots - V_2 - V_1 = 0$ <sup>54</sup>. Quando  $Z = 0$ ,  $\varepsilon$  (Equação 178, Quadro 8) é inexistente. Sem taxa de câmbio vigente, o comércio de emissões-remoções não se realiza. Por isso, teoricamente, essa hipótese ( $\lambda = 1$ ) refere-se a uma situação de *autarquia*, em que nenhuma das fossas  $j$  vê razões para intercambiar seus fluxos de emissão-remoção.

Embora concebível em tese, essa situação é improvável na prática. Nos países industrializados, é de se esperar que existam menos florestas naturais do que plantadas. Nos países em desenvolvimento, por outro lado, as florestas nativas costumam ser relativamente mais abundantes. Como a teoria econômica impõe que  $\lambda > 1$ , um mesmo vetor-coluna  $\mathbf{x} = (x_t, x_{t+m})$  e outro  $\mathbf{y} = (y_t, y_{t+m})$ , componente da *matriz de remoção observada*  $\mathbf{R} = (\mathbf{x}, \mathbf{y})$ , refere-se, obrigatoriamente, em cada caso, a ecossistemas florestais distintos. Se a matriz de remoção efetiva de um país industrializado ( $p = 1$ ) é representada por  $\mathbf{R}_1 = (\mathbf{x}_1, \mathbf{y}_1)$  e a de um país em desenvolvimento ( $p = 2$ ), por  $\mathbf{R}_2 = (\mathbf{x}_2, \mathbf{y}_2)$ , o vetor  $\mathbf{x}_p$  refere-se, respectivamente, a florestas nativas e a plantações florestais, enquanto o vetor  $\mathbf{y}_p$ , a plantações florestais e a florestas nativas. Por símbolos,  $\mathbf{x}_1 \equiv \mathbf{y}_2$  e  $\mathbf{x}_2 \equiv \mathbf{y}_1$ . Em todo caso,  $V_1 < V_2$  (Quadro 8), e  $Z > 0$ .

A taxa bioeconômica de câmbio ( $\varepsilon$ ) possibilita a comunicação entre fluxos de emissão (porção superior) e estoques de remoção (porção inferior) na Figura 45. Os fluxos são transmitidos através de  $k$ ; a distribuição dos estoques é manifesta através de  $\lambda$ . Todavia fluxos e estoques não se determinam diretamente, senão através da taxa bioeconômica de câmbio ( $\varepsilon$ ). É ela que indica o quanto a distribuição dos estoques entre as fossas de remoção ( $\Delta V = Z$ ) permite sustentar ou não o crescimento econômico ( $\Delta X = M$ ).

---

estoques de remoção de carbono atmosférico segundo uma taxa subjetiva de desconto (ou de juro). A capacidade de assimilação da floresta é comparável a um ativo de capital, cuja produtividade é, à maneira do que postula Keynes (1982), causa, e não efeito, da taxa de juro. Em última análise, capitalizar  $Z$  a uma taxa como a de juro significa subjugar os processos da natureza ao ritmo das preferências humanas. Na melhor das hipóteses,  $Z$  poderia ser “descontado” segundo uma “taxa biológica de declínio” a ser estimada. Essa taxa funcionaria como uma “capitalização” ao contrário, cujos efeitos se acumulariam, período após período, e terminariam reduzindo o valor de  $Z$ . Por outro lado, a “capitalização” de  $M$ , o outro somatório que concorre para o cálculo da taxa bioeconômica de câmbio, parece mais eloqüente. No lado da demanda,  $M$  corresponde à “recompensa” (taxa de juro) exigida, em termos de estoques futuros de remoção, pelo crescimento econômico ocorrido no presente. Nesse sentido, portanto, a taxa de crescimento econômico é a expressão objetiva da noção que a taxa de juros encerra.

<sup>54</sup> Mais à frente, o “teorema da simetria” (seção 5.5.5) vai demonstrar por que se pode calcular  $Z$  dessa forma.

**Quadro 7 – Matriz R de emissões-remoções observadas (em MtC) no sistema fontes-fossas de carbono**

Fontes $t$ de emissões periódicas de CO <sub>2</sub> $t = 1, \dots, m$	Fossas $j$ de remoção ( $j = 1, \dots, n$ ) $j = 1, 2$		Estoque total (início de período) $X_t$	Exportações ( $Z_t$ )
	1) Plantações	2) Nativas		
1	$x_{11}$	$x_{12}$	$X_1$	$Z_1$
$m$	$x_{m1}$	$x_{m2}$	$X_m$	$Z_m$
Valores ( $V_j$ )	$V_1$	$V_2$	$\sum_j V_j = \sum_t X_t$	$Z$
Importações ( $M_j$ )	$M_1$	$M_2$	$M$	

Fontes: Modelo de deposição de NIEMANN (1986), modificado; HUTTON & HALKOS (1995).

**Quadro 8 – Matriz algébrica de transferência R(x, y)**

$t$ períodos	$j$ fossas de remoção		$X$	$Z$
	$x$	$y$		
1	$x_1$	$y_1$	$X_1 = x_1 + y_1$	$Z_1 = y_1 - x_1$
2	$x_2$	$y_2$	$X_2 = x_2 + y_2$	$Z_2 = y_2 - x_2$
$V$	$V_1 = x_1 + x_2$	$V_2 = y_1 + y_2$	$V_1 + V_2 = X_1 + X_2$	$Z = Z_1 + Z_2$ $Z = V_2 - V_1 = \Delta V$
$M$	$M_1 = x_2 - x_1$	$M_2 = y_2 - y_1$	$M = M_1 + M_2$ $M = X_2 - X_1 = \Delta X$	$\varepsilon = \frac{M}{Z}$
$i$	$i_1 = M_1 \div x_1$	$i_2 = M_2 \div y_1$	$i = M \div X_1$ (Equação 174)	<b>Equação 176</b>
$k$	$k_1 = 1 + i_1$	$k_2 = 1 + i_2$	$k = 1 + i$	<b>Equação 177</b>

Notas:  $i_j$  = taxa de juro nas fossas  $j$ ;  $i$  = taxa de juro de mercado;  $\varepsilon$  = taxa bioeconômica de câmbio para os estoques de remoção.

A Equação 176, a Equação 177 e a Equação 178 mostram que variações marginais em  $M$  e  $Z$  influenciam  $\varepsilon$ . Matematicamente, essas variações podem ser calculadas aplicando-se a “regra da cadeia”:

$$\frac{dM}{dZ} = \frac{dM}{dX} \frac{dX}{dV} \frac{dV}{dZ}$$

**Equação 179**

Da aplicação à Equação 174 do conceito de quociente diferencial<sup>55</sup>, resulta:

<sup>55</sup> O limite do quociente diferencial é identificado com a derivada da função. Enquanto o quociente diferencial é uma função de  $x_0$  e  $\Delta x$ , a derivada é uma função apenas de  $x_0$ . Por definição, a derivada de uma função qualquer é o valor que ela assume quando  $\Delta x \rightarrow 0$  (leia-se:  $\Delta x$  tende a zero). Em termos conceituais, essa distinção implica que o *quociente diferencial* informa a *taxa média* de variação da função. Isto é, quanto, *em média*,  $y$  (variável dependente) varia quando  $x$  (variável independente) varia por qualquer quantidade. Em contraste, a *derivada*, por não depender de  $\Delta x$ , informa a *taxa instantânea* (i.e., no ponto) de variação da função (CHIANG, 1982).

$$\begin{aligned}
k &= \frac{X_{t+m}}{X_t} = \frac{X_t + \Delta X}{X_t} = 1 + \frac{M}{X_t} \Rightarrow k - 1 = \frac{M}{X_t} \\
\ln k &= \ln X_{t+m} - \ln X_t \\
\frac{d(\ln X_t)}{dX_t} &= \frac{\ln(X_t + \Delta X) - \ln X_t}{\Delta X} \rightarrow \text{caso discreto} \\
\frac{d(\ln X_t)}{dX_t} &= \frac{1}{X_t} \rightarrow \text{caso contínuo} \\
\frac{1}{X_t} &= \frac{\ln(X_t + \Delta X) - \ln X_t}{\Delta X} \\
\frac{\Delta X}{X_t} &= \ln(X_t + \Delta X) - \ln X_t = \ln k \\
\frac{M}{X_t} &= \ln(X_t + \Delta X) - \ln X_t = \ln k \\
\therefore i &= \frac{M}{X_t} = \frac{\Delta X}{X_t} = \ln k = k - 1
\end{aligned}$$

**Equação 180**

Assim como a Equação 174 e a Equação 180 (i) se aplicam às colunas da matriz **R** (Quadro 7 e Quadro 8), a Equação 173 ( $\lambda$ ), válida para cada linha  $t$  dessa matriz, deve, por extensão, ser logicamente válida também para a linha que contém os valores totais ( $V$ ) de cada coluna  $j$ . Mais rigorosamente, se a distribuição dos estoques entre as fossas deve ser mantida, então  $\lambda$  corresponde ao *autovalor* associado ao vetor **x** (BOLDRINI et al., 1980; STRANG, 1988; LIPSCHUTZ & LIPSON, 2004; POOLE, 2004). Desse modo, **X** pode ser expresso como uma combinação linear de **x** e **y**:

$$\begin{aligned}
\begin{bmatrix} x_1 \\ x_2 \end{bmatrix} + \lambda \begin{bmatrix} x_1 \\ x_2 \end{bmatrix} &= \begin{bmatrix} X_1 \\ X_2 \end{bmatrix} \\
\mathbf{x} + \lambda \mathbf{x} &= \mathbf{X} \\
(\lambda + 1)\mathbf{x} &= \mathbf{X}
\end{aligned}$$

**Equação 181**

Se a Equação 176 (Quadro 8) e a Equação 181 são válidas, então a linha  $V$  da matriz **R** (Quadro 7 e Quadro 8) pode ser expressa como:

$$\begin{aligned}
 V_{j+1} &= \lambda V_j \\
 \lambda &= \frac{V_{j+1}}{V_j} = \frac{V_j + \Delta V}{V_j} = 1 + \frac{Z}{V_j} \\
 \lambda - 1 &= \frac{Z}{V_j}
 \end{aligned}$$

**Equação 182**

Considerando-se a Equação 176 (Quadro 8), a Equação 182, por um procedimento idêntico ao da Equação 180, fica:

$$\begin{aligned}
 \lambda &= \frac{V_{j+1}}{V_j} = \frac{V_j + \Delta V}{V_j} = 1 + \frac{Z}{V_j} \Rightarrow \lambda - 1 = \frac{Z}{V_j} \\
 \ln \lambda &= \ln(V_j + \Delta V) - \ln V_j \\
 \frac{d(\ln V_j)}{dV_j} &= \frac{\ln(V_j + \Delta V) - \ln V_j}{\Delta V} \rightarrow \text{caso discreto} \\
 \frac{d(\ln V_j)}{dV_j} &= \frac{1}{V_j} \rightarrow \text{caso contínuo} \\
 \frac{1}{V_j} &= \frac{\ln(V_j + \Delta V) - \ln V_j}{\Delta V} \\
 \frac{\Delta V}{V_j} &= \ln(V_j + \Delta V) - \ln V_j = \ln \lambda \Rightarrow \frac{\Delta V}{V_j} = \frac{Z}{V_j} = \ln \lambda = \lambda - 1
 \end{aligned}$$

**Equação 183**

Enfim, pode-se voltar à Equação 179 e, com o auxílio da Equação 180 e da Equação 183, calcular cada uma das derivadas que compõem  $dM/dZ$ :

$$\begin{aligned}
\frac{dM}{dX} &= i \\
\frac{dZ}{dV} = \lambda - 1 &\Rightarrow \frac{dV}{dZ} = \frac{1}{\lambda - 1} \\
dX &= M \\
dV &= Z \\
\frac{dM}{dZ} &= i \frac{M}{Z} \left( \frac{1}{\lambda - 1} \right) \\
\frac{Z}{M} \frac{dM}{dZ} &= \frac{dM / M}{dZ / Z} = \frac{i}{\lambda - 1} \\
\frac{M}{Z} \frac{dZ}{dM} &= \frac{dZ / Z}{dM / M} = \frac{\lambda - 1}{i}
\end{aligned}$$

**Equação 184**

Adicionando-se 1 ao numerador e ao denominador de ambos os lados das duas últimas expressões da Equação 184, podem-se reescrevê-las, respectivamente, como:

$$\begin{aligned}
\frac{\frac{dM}{M_j} + 1}{\frac{dZ}{Z_t} + 1} &= \frac{i + 1}{\lambda - 1 + 1} \\
\frac{M_j + dM}{Z_t + dZ} &= \frac{k}{\lambda} \\
\frac{M_{j+1} / M_j}{Z_{t+m} / Z_t} &= \frac{k}{\lambda}
\end{aligned}$$

**Equação 185**

$$\frac{\frac{dZ}{Z_t} + 1}{\frac{dM}{M_j} + 1} = \frac{\lambda - 1 + 1}{i + 1}$$

$$\frac{Z_t + dZ}{M_j + dM} = \frac{\lambda}{k}$$

$$\frac{Z_{t+m} / Z_t}{M_{j+1} / M_j} = \frac{\lambda}{k}$$

**Equação 186**

Pelos procedimentos utilizados na Equação 180 e na Equação 183, conclui-se que:

$$k = \frac{M_{j+1}}{M_j} = \frac{(M_j + \Delta M)}{M_j}$$

$$\ln k = \ln(M_j + \Delta M) - \ln M_j$$

$$\frac{d(\ln k)}{dM_j} = \frac{\ln(M_j + \Delta M) - \ln M_j}{\Delta M} \rightarrow \text{caso discreto}$$

$$\frac{d(\ln k)}{dM_j} = \frac{1}{M_j} \rightarrow \text{caso contínuo}$$

$$\frac{1}{M_j} = \frac{\ln(M_j + \Delta M) - \ln M_j}{\Delta M}$$

$$\frac{\Delta M}{M_j} = \ln(M_j + \Delta M) - \ln M_j = \ln k \Rightarrow \frac{\Delta M}{M_j} = \ln k = k - 1 = i$$

**Equação 187**

$$\lambda = \frac{Z_{t+m}}{Z_t} = \frac{(Z_t + \Delta Z)}{Z_t}$$

$$\ln \lambda = \ln(Z_t + \Delta Z) - \ln Z_t$$

$$\frac{d(\ln \lambda)}{dZ_t} = \frac{\ln(Z_t + \Delta Z) - \ln Z_t}{\Delta Z} \rightarrow \text{caso discreto}$$

$$\frac{d(\ln \lambda)}{dZ_t} = \frac{1}{Z_t} \rightarrow \text{caso contínuo}$$

$$\frac{1}{Z_t} = \frac{\ln(Z_t + \Delta Z) - \ln Z_t}{\Delta Z}$$

$$\frac{\Delta Z}{Z_t} = \ln(Z_t + \Delta Z) - \ln Z_t = \ln \lambda \Rightarrow \frac{\Delta Z}{Z_t} = \ln \lambda = \lambda - 1$$

**Equação 188**

Substituindo-se a Equação 187 e a Equação 188 na Equação 185 e na Equação 186, constata-se que:

$$\frac{\Delta M / M_j}{\Delta Z / Z_t} = \frac{\ln k}{\ln \lambda}$$

$$\frac{\Delta Z / Z_t}{\Delta M / M_j} = \frac{\ln \lambda}{\ln k}$$

**Equação 189**

A Equação 185, a Equação 186 e a Equação 189 mostram como a taxa bioeconômica de câmbio ( $\epsilon$ ) varia com  $\lambda$  (distribuição dos estoques de remoção entre as fossas) e  $k$  (expansão da demanda por remoção ou crescimento econômico). Na verdade, uma vez que provêm da Equação 184, elas medem a *elasticidade* do perfil da repartição dos estoques entre as fossas de remoção ( $dZ/Z$ ) relativamente às mudanças no ritmo do crescimento econômico ( $dM/M$ ). A análise da sensibilidade da taxa bioeconômica de câmbio ( $\epsilon$ ) ao impacto provocado pelas mudanças no ritmo do crescimento econômico é feita com o auxílio da primeira expressão da Equação 189 e disposta na Tabela 21, abaixo:



**Tabela 21 – Elasticidade ecológica e análise de sensibilidade da taxa bioeconômica de câmbio ( $\epsilon$ )**

Variáveis	Variações relativas (%)	$\epsilon$	$1/\epsilon$	Situação	Sensibilidade ecológica
$\ln k < \ln \lambda$	$\Delta M/M_j < \Delta Z/Z_t$	$0 < \epsilon < 1$	$(1/\epsilon) > 1$	Crédito ecológico	Elástica
$\ln k = \ln \lambda$	$\Delta M/M_j = \Delta Z/Z_t$	$\epsilon = 1$	$(1/\epsilon) = 1$	Equilíbrio ecológico	Neutra
$\ln k > \ln \lambda$	$\Delta M/M_j > \Delta Z/Z_t$	$\epsilon > 1$	$0 < (1/\epsilon) < 1$	Dívida ecológica	Inelástica

Combinando-se a informação contida na antepenúltima e na última coluna da Tabela 21, obtém-se um indicador semelhante à elasticidade microeconômica da oferta, aplicada a bens e serviços. Na Microeconomia, a elasticidade-preço da oferta mede o quanto as unidades ofertadas de um bem ou serviço respondem a mudanças no seu preço (MANKIW, 2005). Essa sensibilidade é tradicionalmente avaliada pela razão entre a variação percentual das quantidades ofertadas de uma mercadoria qualquer e a variação percentual dos preços dessa mercadoria.

Mesmo num modelo em que preços monetários são abstraídos, uma medida similar à da elasticidade-preço da oferta serve para indicar a flexibilidade que os produtores possuem para mudar a quantidade do bem que provêm (MANKIW, 2005). Desde que  $\lambda$  indique proporções mais altas de biodiversidade, as regiões onde se registra crédito ecológico ( $0 < \epsilon < 1$ ) são caracterizadas por um  $\lambda$  elevado. Isso significa que as regiões produtoras de biodiversidade apresentariam uma maior flexibilidade para mudar a quantidade do serviço que oferecem. Porquanto o serviço em questão seja a remoção de carbono atmosférico, as fossas com maior biodiversidade ( $\lambda$ ) apresentariam uma maior capacidade de absorver as emissões geradas pelo crescimento econômico ( $k$ ).

Por outro lado, nas fossas com menor biodiversidade ( $\lambda$  baixo), essa capacidade de assimilação já se encontraria tão comprometida, que os impactos do crescimento econômico redundariam numa espécie de “inflação ecológica” ( $\epsilon > 1$ ): demandar-se-ia mais capacidade de suporte do que aquela que a fossa poderia oferecer. O resultado disso, tal como ocorre na inflação monetária, seria uma pressão sobre os “preços” – nesse caso, representados pela taxa bioeconômica de câmbio ( $\epsilon$ ). Seu aumento determinaria, no período seguinte, uma taxa menor de crescimento econômico ( $k$ ), até que  $\lambda$  alcançasse níveis mais elevados. Esses movimentos são ilustrados na Figura 46.

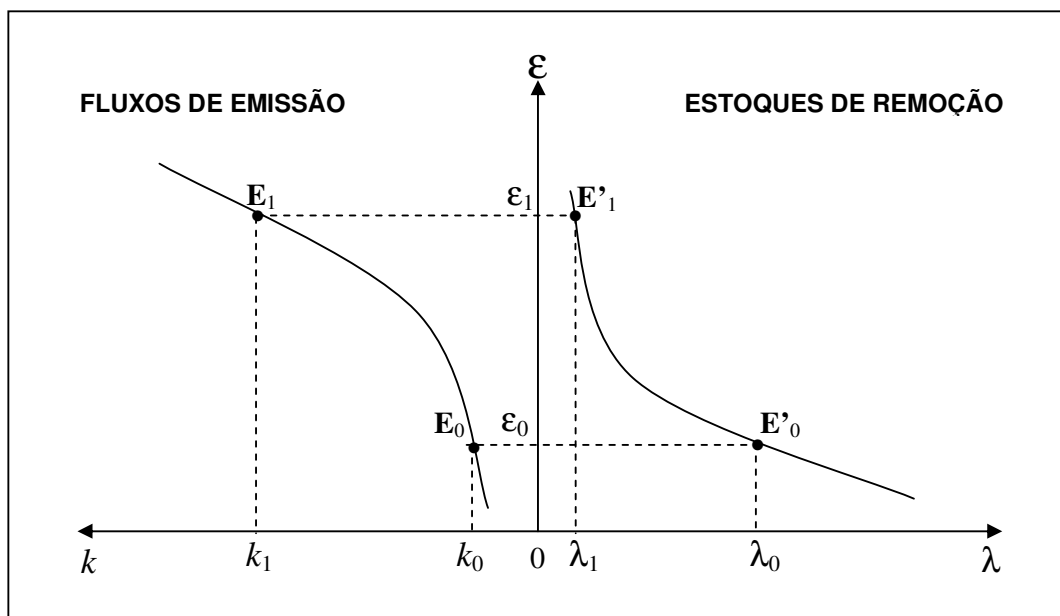


Figura 46 – Ajuste de  $k$  e  $\lambda$  pela taxa bioeconômica de câmbio ( $\epsilon$ )

As considerações expostas na Tabela 21 e ilustradas pela Figura 46 indicam que  $k$  e  $\epsilon$  mantêm uma relação direta entre si, enquanto, entre  $\lambda$  e  $\epsilon$ , observa-se uma relação inversa. Portanto, graficamente, essa “Macrobioeconomia” pode ser representada por um esquema como o da Figura 47.

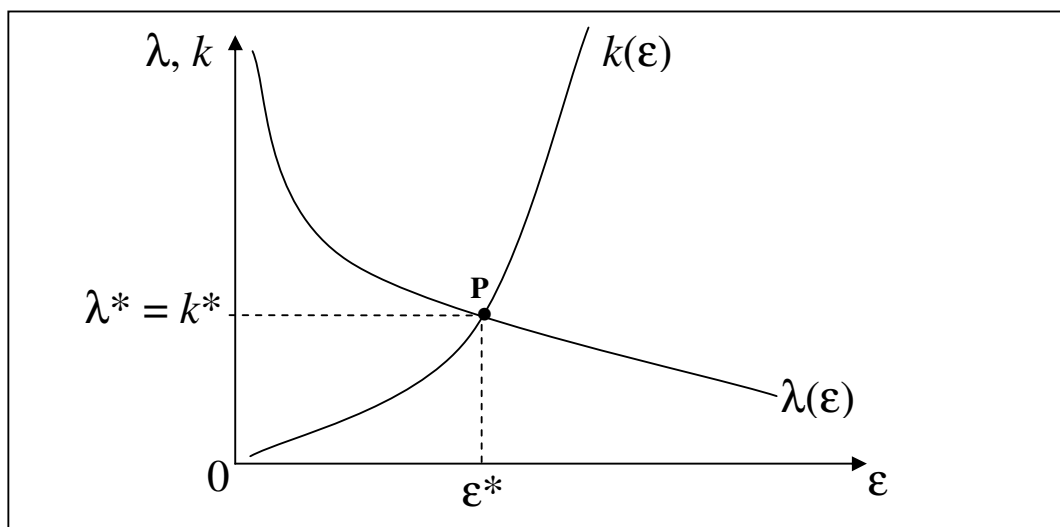


Figura 47 – Equilíbrio macrobioeconômico de longo prazo

### 5.4.3 – Funções

A esta altura, é preciso recuperar como a restrição imposta à demanda por remoção (Equação 149) pode conduzir a um equilíbrio como o da Figura 47. Como se sabe da Equação 174,  $k$  depende de  $M$ . Mas, pela Equação 177 (Quadro 8) e pela Equação 180, sabe-se que  $M = \Delta X = X_{t+m} - X_t$ . Se  $\varepsilon$  deve ser mantida constante,  $Z$  (Equação 176, Quadro 8) e, por fim,  $\lambda$  (Equação 183) devem-se alterar. Por outro lado, se  $\lambda$  deve ser mantido constante, então  $Z$ ,  $\varepsilon$  e, finalmente,  $k$  se acomodam.

Em última análise, o valor de  $\Delta X$  é que desencadeia os movimentos ilustrados na Figura 46. Mas de onde vêm essas mudanças em  $X$ ? Logicamente, se os estoques são usados para remoção do carbono atmosférico, suas quantidades não variam de maneira autônoma. As variações nos estoques de remoção ( $\Delta X$ ) (porção inferior da Figura 45) simplesmente respondem aos movimentos deflagrados pelos fluxos de emissão (porção superior da Figura 45).

Microeconomicamente falando, esses movimentos não definem as *variações* – quer na *distribuição* ( $\lambda$ ), quer no *crescimento* ( $k$ ) dos estoques – avaliadas pela Figura 47. Os impactos produzidos por *variabilidades* no espaço (distribuição) e no tempo (crescimento) (MOYLE, 2000) são objeto do método *macroeconômico*, que se ocupa do efeito *médio* resultante das diversas alterações individuais (SACHS & LARRAIN B., 2000; MANKIW, 2005). Variáveis como  $k$  e  $\lambda$  constituem medidas macroeconômicas que, de forma resumida, “revelam a ‘grande fotografia’ das alterações e tendências” gerais da (bio)economia (SACHS & LARRAIN B., 2000, p. 3).

Tais movimentos não podem ser, evidentemente, inferidos apenas a partir da trajetória dos fluxos de emissão. Estes simplesmente definem, de maneira análoga aos modelos *microeconômicos* de pesca (seção 3.2.7), os *níveis de estoque* necessários, em cada ponto no tempo, para remover dado efluxo de emissões. Desse modo, determinam-se, por assim dizer, os equilíbrios (RMS, AL, AR) (Figura 38) de *escala* para o consumo (efluxo) e a remoção (influxo) de emissões.

Permanecem desconhecidos os efeitos macroeconômicos sutis causados, sobre esses equilíbrios, pela *variabilidade* espacial (distribuição,  $\lambda$ ) e temporal (crescimento,  $k$ ) dos estoques de remoção nas fossas. O apelo mais importante do método macroeconômico encontra-se na compreensão das tendências ou processos dinâmicos de *longo prazo* (MILES & SCOTT, 2005). Essas forças que, durante décadas ou mais, determinam a prosperidade ou a ruína da indústria humana provavelmente começam a operar desde muito cedo na economia.

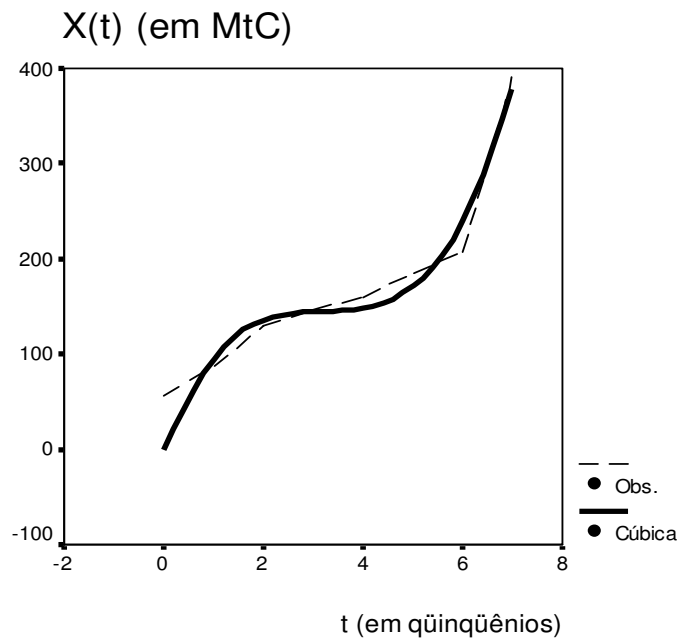
“Compreender como esses fatores se desenvolvem com o passar do tempo e como se disseminam pela economia é objeto de estudo da macroeconomia” (MILES & SCOTT, 2005, p. 9).

Avaliá-los corretamente serve não só para apontar as tendências da economia como um todo mas também para comprovar que, não importa a eficiência com que uma atividade qualquer opere, seu sucesso no presente não lhe garante o sucesso no futuro. Por conseguinte, enquanto a escala eficiente de produção (e consumo) não se ocupe das perturbações do equilíbrio, ela é definida a partir de uma perspectiva microeconômica. No que diz respeito à economia da remoção, o tamanho dessa escala é determinado pela interação da demanda contida de remoção (função parabolóide  $\hat{G}(X_t)$ , na Figura 40.e e na Figura 43) e da demanda irrestrita de remoção (função potência  $\hat{H}_t$ , indicada pela linha tracejada na Figura 41 e na Figura 43). A matriz de ambas é a função colheita de remoção ( $H_t$ ).

#### 5.4.3.1 – A função $H_t$ e a teoria do consumo da renda permanente

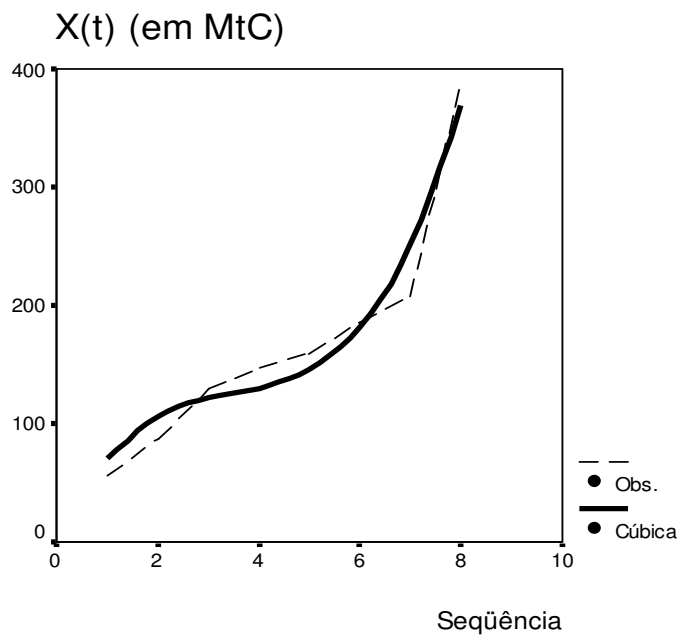
Algebricamente, a função  $H_t$  é definida pela Equação 58. Empírica e estatisticamente, no entanto, analisando-se uma série temporal de 7 quinquênios (35 anos) para a relação entre crescimento econômico (PIB) e emissões de CO<sub>2</sub> no Brasil (ALVIM, 2003), pode-se inferir que, no país, assim como no Rio Grande do Sul, o consumo de remoção através do tempo apresenta uma trajetória aproximadamente *cúbica* (Figura 48). Extrapolando-se esse comportamento para um prazo ainda mais longo, chega-se a uma trajetória muito semelhante (Figura 49).

Isso permite concluir que, no longo prazo, a relação entre a renda nacional – dada aproximadamente pelo PIB – e o consumo de emissões de CO<sub>2</sub> tende a reproduzir o comportamento observado nos últimos 7 quinquênios. Noutros termos, mantido o comportamento observado ao longo desse período, o PIB estadual deve demandar, para sua geração, uma quantidade de emissões (em MtC) tal como a indicada pela Figura 49.



Fonte: SPSS for Windows – versão 11.0.0

Figura 48 – Estimação do consumo de remoção (em MtC) para o Rio Grande do Sul (1970 – 2005)



Fonte: SPSS for Windows – versão 11.0.0

Figura 49 – Estimação de longo prazo para o consumo de remoção no Rio Grande do Sul

Por si sós, tais estimativas sugerem que se pode traçar uma tendência para os próximos períodos. Como as emissões de CO<sub>2</sub> são cumulativas e estendem seus efeitos pelo futuro longínquo (COMMON, 1996; PERMAN et al., 1996; MARTÍNEZ ALIER & ROCA JUSMET, 2000; RUDDIMAN, 2005a e 2005b; STERN, 2006; IPCC, 2007), o consumo de remoção ( $H_t$ ) deve ser analisado segundo esse referencial de longo prazo. Qualquer dimensão temporal inferior ao longo prazo deve frustrar a contribuição dessa variável para os resultados da política climática.

Além do mais, de acordo com a “teoria do consumo da renda permanente” (SACHS & LARRAIN B., 2000; MILES & SCOTT, 2005), existe, no longo prazo, preferência por um padrão estável de consumo. Quer dizer, visto de uma perspectiva dinâmica, o consumo depende não só da renda (real) atual mas também da renda (real) esperada no futuro. Mais precisamente, o consumo, em qualquer período, depende de um nível “médio” de renda esperada no período corrente e nos períodos seguintes.

“A idéia básica foi desenvolvida na década de 1950 pelo economista Milton Friedman, que usou o termo *renda permanente* no sentido de renda média [esperada] em um prazo muito longo” (SACHS & LARRAIN B., 2000, p. 98). Então, se “o consumo reage à *renda permanente*, definida como um tipo de média da renda atual e futura” (SACHS & LARRAIN B., 2000, p. 98), ele vai, no decorrer do tempo, terminar-se nivelando.

À medida que a geração da renda nacional (PIB) implique o consumo de emissões, é de se esperar que, no longo prazo, uma e outro não só permaneçam fortemente correlacionados mas também oscilem em torno de uma média tendencial. Como sugere a trajetória cúbica da curva ilustrada pela Figura 48, períodos em que o crescimento econômico (PIB) desacelera retraem o consumo de emissões; outros, em que o PIB volta a crescer, revigoram esse consumo<sup>56</sup>. No longo prazo, essas oscilações ocorrem em torno de uma média desconhecida, que, não obstante, pode ser estimada.

No modelo BESF, concebido para um sistema produtivo orientado pelo crescimento econômico (dispêndios), essa estimativa corresponde a uma trajetória “estável” de renda-consumo. Não se deve confundi-la com a trajetória “perfeitamente estável” (SACHS & LARRAIN B., 2000), postulada pelo modelo do consumo da renda permanente.

Embora ambas possam ser aproximadas por uma linha reta, a última indica uma trilha ao longo da qual o consumo, além de ser exatamente igual à renda permanente, é o mesmo em

---

<sup>56</sup> O consumo de emissões em relação ao PIB pode ser comparado, por exemplo, com “o caso de um fazendeiro cuja renda é alta na época da colheita e muito baixa no resto do ano. É improvável que seu consumo varie apenas de acordo com a estação (alto na época da colheita e quase nulo no resto do ano). Em vez disso, ele vai tentar nivelar o consumo durante o ano, poupando na época da colheita para despoupar, ou consumir mais do que sua

todos os períodos. Nesse caso, a *poupança* é dada pela diferença entre a renda atual e a renda permanente (SACHS & LARRAIN B., 2000). No outro caso, a trajetória “perfeitamente estável” corresponderia a uma economia de “estado estacionário”, em que os estoques utilizados (consumidos) em dado período ( $X_t$ ) para remoção de CO<sub>2</sub> seriam iguais aos que se lhe destinariam no período seguinte ( $X_{t+1}$ ). Entretanto não é a isso que se refere a média “estável” estimada de consumo de remoção ( $E(X_t)$ ). Na verdade, essa média varia com a renda (crescimento do PIB ou crescimento econômico) e tende a afastar-se cada vez mais da trajetória de consumo “estacionário” ou “perfeitamente estável”. A medida estimada desse “distanciamento” é que constitui a *função consumo* ou *colheita de remoção* ( $\hat{H}_t$ ) (Figura 50), dada, portanto, por:

$$\hat{H}_t = E(X_t) - X_t$$

#### Equação 190

A Equação 190 é uma versão modificada da Equação 58, onde  $F(X_t)$  foi substituído por  $E(X_t)$ . A Equação 190 registra, assim, a *despoupança*, em média, estimada para cada período, se o horizonte de análise for o longo prazo. Por “despoupança”, entende-se o quanto, em média, o consumo de remoção excede a renda ou o produto reais – medidos pelos estoques ( $X_t$ ) efetivamente produzidos e utilizados para remoção.

Esse consumo médio ( $E(X_t)$ ), por sua vez, é deduzido através da regressão estatística dos  $X_t$  estimados (função cúbica, indicada pela linha cheia na Figura 48) sobre os  $X_t$  observados (linha tracejada na Figura 48). Modernamente, a aplicação da “lei de regressão universal” destina-se a descobrir como muda a variável dependente em relação à variável explicativa ou independente. Desse modo, é possível inferir como a variável dependente se distribui (“distribuição condicional”) em uma população hipotética, dados os valores (observados) da variável independente (GUJARATI, 2000). Se os  $X_t$  estimados (variável dependente) equivalem ao consumo ( $C$ ), e os  $X_t$  observados (variável independente), à renda ou produto ( $Y$ ), a estimação condicionada (regressão) (GUJARATI, 2000) daqueles em relação a estes fornece, realmente, uma razão  $C/Y$  que corresponde a um consumo médio. Essa *média condicional*,  $E(X_t)$ , informa, portanto, o valor esperado de  $C$  ( $X_t$  estimado), dado que  $Y$  ( $X_t$  observado) assumo um valor específico qualquer (e.g.,  $Y = X_{t=2006} = 390,86$  MtC) (GUJARATI, 2000). Através de análise de regressão, deduz-se que  $E(X_t)$  é genericamente descrito por uma função potência:

---

renda, no resto do ano ... Nos anos bons, ele poupa; nos ruins, vai despoupar, mantendo assim um padrão de vida estável” (SACHS & LARRAIN B., 2000, p. 98).

$$E(X_t) = X_t^{\beta_1}$$

$$\ln E(X_t) = \beta_1 \ln X_t$$

$$y_t = \beta_1 x_t \rightarrow \text{onde } y_t = \ln E(X_t), x_t = \ln X_t$$

**Equação 191**

com  $\beta_1$  = coeficiente da regressão.

As duas últimas expressões da Equação 191 confirmam que  $E(X_t)$  ou *média esperada do consumo de remoção* pode realmente ser aproximada por uma reta. Sendo assim, a Equação 190 pode ser graficamente representada por:

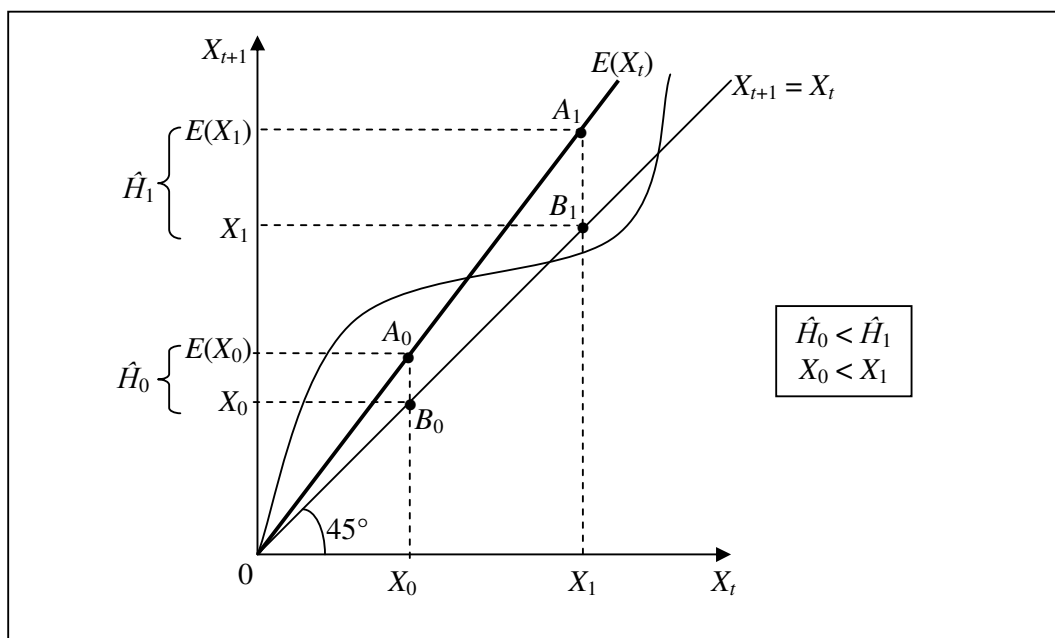


Figura 50 – Geometria discreta da função  $\hat{H}_t$  (Equação 190)

Para conhecer  $\hat{H}_t$ , efetua-se, em cada período, a operação algébrica indicada pela Figura 50 e pela Equação 190. A quantidade de  $\hat{H}_0$ , por exemplo, é medida pelo segmento de reta  $A_0B_0$ , na Figura 50; a de  $\hat{H}_1$  corresponde a  $A_1B_1$  – e assim por diante. Efetuando-se esses cálculos para cada  $X_t$  observado, chega-se, por regressão, a uma nova expressão para estimar o valor de  $H$  (variável dependente) em função de  $X$  (variável independente). Enquanto a Equação 190 possibilita a mensuração *discreta* de  $\hat{H}_t$ , a Equação 192 permite-lhe a mensuração em escala *contínua* (Figura 51).

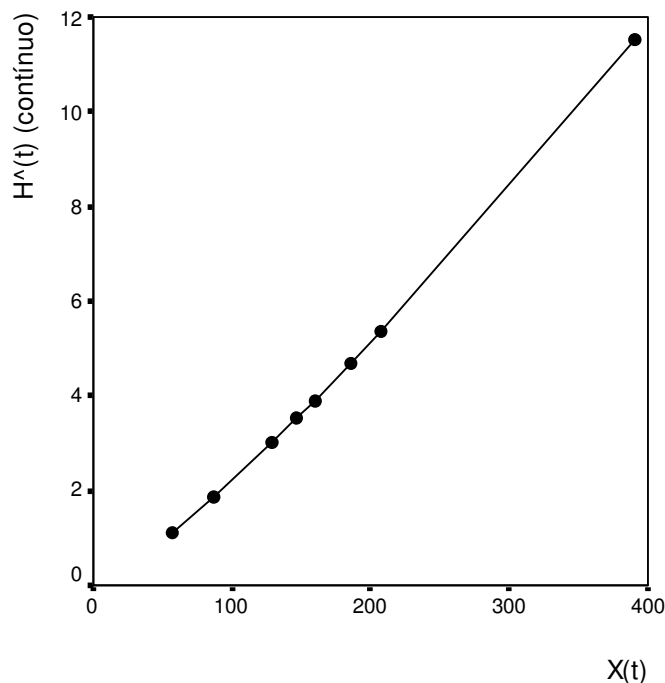


$$\hat{H}_t = b_0 X_t^{b_1}$$

$$\ln \hat{H}_t = \ln b_0 + b_1 \ln X_t$$

$$y_t = a + b x_t \rightarrow \text{onde } y_t = \ln \hat{H}_t, a = \ln b_0, b = b_1, x_t = \ln X_t$$

Equação 192



Fonte: SPSS for Windows – versão 11.0.0

Figura 51 – Geometria contínua da função  $\hat{H}_t$  (Equação 192)

#### 5.4.3.2 – A função $\hat{G}(X_t)$ e a oferta de remoção

Se  $\hat{H}_t$  representa o consumo irrestrito de remoção (*demanda irrestrita*),  $\hat{G}(X_t)$  (Figura 40.e e Figura 43) traduz a quantidade de remoção de que se pode dispor, quando seu consumo está sujeito a algum limite máximo. Portanto  $\hat{G}(X_t)$  traduz a remoção proporcionada por uma *demanda restrita* (Equação 149).

Como se pode, afinal, identificar essa demanda restrita com *produto* ou *oferta* de remoção? Em primeiro lugar, conter a demanda é sinônimo de “deixar de consumir” – à maneira do que propõem as teses da desmaterialização (ver Capítulo 3). No caso do modelo BESF, essa restrição sobre a demanda por remoção implica uma redução das importações de

remoção ( $M = \Delta X$ ). Quando a demanda é ilimitada, o consumo de  $X$  (estoques de remoção) expande-se irrefreavelmente para cima, segundo uma função potência (Equação 192 e Figura 51). Por outro lado, quando essa demanda é contida, a quantidade de remoção proporcionada pelo consumo de  $X$  curva-se para baixo, a partir de certo momento, à maneira de um parabolóide côncavo (Figura 40.e e Figura 43). Todavia, enquanto não se detiver a demanda por remoção, o comprometimento dos estoques destinados para esse fim no futuro (importações de remoção,  $M$ ) pode chegar a níveis insustentáveis. “Haverá um limite para a população de árvores que a terra pode suportar, assim como há um limite para as populações humanas e de automóveis” (DALY, 2004, p. 198).

O modelo BESF propõe que, em tese, esse limite de estoque pode ser determinado, simultaneamente, pelos ideais da *eficiência econômica máxima* (quando  $k_j = k$ ) (COMMON, 1996) e da *eficiência ecológica perfeita* ( $\varepsilon = 1$ ) (AYRES, 1999 e 2004). Quando as taxas de retorno ( $k$ ) deixam de ser discrepantes e quando todo resíduo produzido é assimilado, os movimentos de alocação e redistribuição nas fossas interrompem-se definitivamente. Uma vez encontrado esse nível teórico de equilíbrio de estoques, é preciso traduzi-lo, através da Equação 192, em termos de consumo de remoção – situado no lado “visível” (porção superior da Figura 45) da *economia da remoção*. A seguir, o consumo de remoção resultante deve ser utilizado como  $K_H$  em:

$$g(H_t) = \hat{H}_R(X_t) = \frac{1}{\frac{1}{K_H} + b_0 b_1^{X_t}},$$

$$\ln\left(\frac{1}{\hat{H}_R(X_t)} - \frac{1}{K_H}\right) = \ln b_0 + (\ln b_1)X_t$$

**Equação 193**

onde  $\hat{H}_R(X_t)$  = expansão estimada da *demanda restrita* de remoção (Figura 40.a e Figura 41).

A Equação 193 é uma função de regressão logística, similar à Equação 35 e à Equação 36. Ela permite estimar os parâmetros  $b_0$  e  $b_1$  a partir de uma série temporal de  $X_t$  e de um limite superior  $K_H$  para  $H_t$ . A função logística resultante fornece a taxa logística a que  $H_t$  deve variar (Figura 40.a e Figura 41) para produzir  $\hat{G}(X_t)$  (Figura 40.e e Figura 43). A quantidade de remoção proporcionada por uma demanda restrita, definida pela Equação 193, é indicada pela função parabólica  $\hat{G}(X_t)$ , descrita pela equação quadrática:

$$\hat{G}(X_t) = a_1 X_t - a_2 X_t^2,$$

Equação 194

onde  $a_1$  e  $a_2$  são parâmetros da regressão, a serem estimados.

Perto do ponto onde  $\hat{G}(X_t) = 0$ , o crescimento econômico ( $k$  crescente) começa a aprofundar o passivo ambiental, medido em termos de serviços de remoção. A remoção sujeita a limites ( $\hat{G}(X_t)$ ) não consegue mais acompanhar a demanda ilimitada ( $\hat{H}_t$ ) por esse serviço ambiental. Daí para frente,  $\hat{G}(X_t)$  será continuamente negativa, ao mesmo tempo em que  $\hat{H}_t$  se torna cada vez mais positiva. O “financiamento” dessa *dívida ecológica* redundará em aumento de  $\varepsilon$  (por exemplo, até  $\bar{\varepsilon}_1$ , na Figura 52) e em diminuição de  $\lambda$  (por exemplo, até  $\lambda_1$ , Figura 52) – com  $\lambda$  descrito pela Equação 173 e dado pela razão entre  $y$  = florestas nativas e  $x$  = plantações florestais.

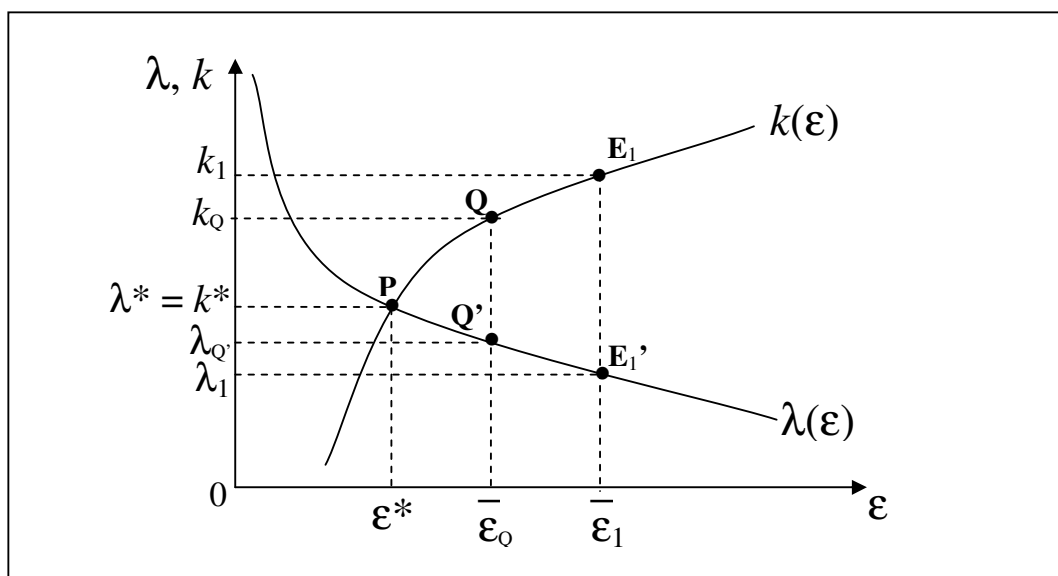


Figura 52 – Desequilíbrio (dívida) ecológico(a) e ajuste macrobioeconômico de longo prazo

Nessa acepção, o volume de remoção associado à *demanda restrita* ( $\hat{G}(X_t)$ ) também pode ser identificado com a *oferta* de remoção. À semelhança da metodologia conhecida por “pegada ecológica” (*ecological footprint*), ela aponta as implicações do consumo de energia fóssil sobre o uso da terra (WACKERNAGEL & REES, 1996). O *método de assimilação de CO<sub>2</sub>*, pressuposto nessas avaliações, estima a área de terra necessária no presente para seqüestrar o CO<sub>2</sub> emitido pela queima de combustíveis fósseis. Sem dúvida, os ecossistemas

florestais encontram-se entre os sistemas naturais capazes de proporcionar remoções líquidas significativas de CO<sub>2</sub><sup>57</sup> (WACKERNAGEL & REES, 1996).

A premissa fundamental desse enfoque é que o carbono fóssil (na forma de CO<sub>2</sub>) não pode acumular-se na atmosfera, se o propósito é evitar a mudança climática. Caso o consumo de quantidades excessivas de combustíveis fósseis continue, é preciso, então, manejar seus resíduos. Uma das maneiras de implementar esse controle é calcular a quantidade de terra destinada a prover “fossas de carbono”, assimilando o CO<sub>2</sub> que a atividade econômica injeta na atmosfera.

Em última análise, essa medida é dada pela taxa bioeconômica de câmbio ( $\epsilon$ ). Influenciada pela razão energia ( $k$ )-terra ( $\lambda$ ) (Equação 178, Equação 185 e Equação 189), ela indica, em cada período, quanta energia (comercial) pode ser sustentada por um hectare de terra ecologicamente produtiva (WACKERNAGEL & REES, 1996). Esse indicador, portanto, resume o efeito de duas forças opostas. Num sentido, o impulso do crescimento econômico (medido por  $k$ ) pressiona o consumo de estoques para remoção. Em sentido contrário, a existência de limites biofísicos (descritos por  $\lambda$ ) à reprodução desses estoques impõe que se indague sobre o ritmo (taxa) de crescimento econômico que é possível sustentar. Noutras palavras, a tradução literal de  $k$  (crescimento econômico) e  $\lambda$  (distribuição da biodiversidade em termos de fossas de remoção de CO<sub>2</sub>) (PEARCE & MORAN, 1994; CHOPRA & KUMAR, 2004) conduz, respectivamente, às funções  $\hat{H}_t$  e  $\hat{G}(X_t)$ .

Nessa leitura, a intensidade do crescimento ( $k$ ) relaciona-se com  $\hat{H}_t$ , a *demanda irrestrita* de remoção. Porquanto a remoção de CO<sub>2</sub> é um serviço prestado pelos ecossistemas florestais e relacionado à proporção de biodiversidade entre eles ( $\lambda$ ), sua oferta, desde um ponto de vista biofísico, só pode ser limitada.

#### 5.4.4 – Parâmetros

Qual é, afinal, esse limite? Como estabelecê-lo de forma plausível? A resposta a essa questão é de fundamental importância, porque, como elucidado pela Figura 41, a magnitude desse limite vai determinar a quantidade de remoção obtida (Figura 43). Por isso não se pode simplesmente arbitrar um valor para ele. Como em toda regressão logística (Equação 35 e

---

<sup>57</sup> “Florestas jovens e de meia idade acumulam CO<sub>2</sub> a taxas superiores ao longo de 50 a 80 anos de sua existência. Dados sobre a produtividade típica de florestas temperadas, boreais e tropicais revelam que, em média, elas podem acumular cerca de 1,8 tonelada de carbono por hectare por ano. Isso significa que, em média, um hectare de floresta pode seqüestrar anualmente as emissões de CO<sub>2</sub> geradas pelo consumo de 100 GJ de combustível fóssil” (WACKERNAGEL & REES, 1996, p. 73).

Equação 36), os parâmetros da função são extremamente sensíveis a esse valor. Logo, arbitrá-lo sem critério algum comprometeria o realismo e o poder de previsão do modelo.

O primeiro desses critérios é que esse limite seja dado pelo nível de estoque onde a Equação 192 (expansão da demanda irrestrita de remoção) e a Equação 193 (expansão da demanda restrita/logística de remoção) se igualem (Figura 41). Nesse ponto (**E**, no hemisfério esquerdo da Figura 40), a demanda restrita estanca, porque a taxa logística se encontra infinitesimalmente perto de sua assíntota superior (limite máximo) (Figura 40.a). Porém, já desde **E'**, a demanda restrita vinha proporcionando volumes negativos de remoção (Figura 40.e). Teoricamente, portanto, o ponto **E** da Figura 40.c simplesmente aponta o nível presente de estoque de remoção ( $X_t = X_{EEF}$ ) em que a produção futura desses estoques se anula ( $F(X_{EEF}) = 0$ ).

A nulidade da *função de remoção* ( $F(X_t)$ ) indica que não é mais possível produzir estoques para esse fim. Nessas circunstâncias, qualquer expansão adicional do consumo de remoção estaria definitivamente condenada (Equação 192), em virtude do esgotamento da oferta de qualquer lastro real para as emissões. Antes disso, no intervalo compreendido entre **E'** e **E** (hemisfério esquerdo da Figura 40), mesmo que se tenha  $\dot{G}(X_t) < 0$ , os valores positivos da função de remoção ( $F(X_t) > 0$ ) indicam que a produção de estoques de remoção é, não obstante, possível.

Ecologicamente, isso corresponde ao fenômeno conhecido como *overshoot* (ultrapassagem) – crescimento além da capacidade de suporte ( $K$ ). Ordinariamente, esse limite ( $K$ ) é definido pela Ciência Ecológica como a população máxima de uma espécie que pode ser mantida indefinidamente em um território, sem provocar, em sua base de recursos, uma degradação tal que, no futuro, acarrete perdas demográficas (WACKERNAGEL & REES, 1996; MARTÍNEZ ALIER, 1998). Se esse conceito se aplica à espécie humana, o crescimento material da economia, além de certo ponto, só pode ser conquistado à custa de depleção do capital natural e de comprometimento dos serviços essenciais de suporte à vida (WACKERNAGEL & REES, 1996).

Através do declínio ecológico, o *overshoot* sinaliza que o consumo da economia excede a produção da natureza (WACKERNAGEL & REES, 1996). Não obstante, malgrado os sinais de desgaste ecológico, os limites da capacidade de suporte podem ser ultrapassados sem provocar colapso imediato. Por causa da disponibilidade de grandes estoques de capital, as colheitas e as rendas monetárias podem, inclusive, continuar aumentando, até que, finalmente, sobrevenham catástrofes ambientais e demográficas (WACKERNAGEL & REES, 1996; DIAMOND, 2005). A *dívida ecológica*, portanto, acusa a ocorrência de *overshoot* local. Ou seja, revela em que medida determinada região depende da capacidade

produtiva de outra, através do comércio ou da apropriação de fluxos naturais (WACKERNAGEL & REES, 1996).

Microeconomicamente, a ultrapassagem do ponto **E'** (Figura 40.c e Figura 40.e) equivale a uma situação em que operar em prejuízo, no curto prazo, pode ser mais vantajoso para a empresa do que sumariamente fechar as portas. A lógica dessa estratégia é que, embora as operações não permitam cobrir os custos totais (custos variáveis + custos fixos) da atividade, elas, não obstante, podem prosseguir, contanto que façam frente aos custos variáveis. Os custos fixos, de todo modo, são os mesmos – quer para uma produção nula, quer para qualquer outra (FERGUSON, 1988). No caso da produção de serviços de remoção de CO<sub>2</sub>, os custos fixos são dados pela “instalação” da floresta – seja natural, seja plantada – em determinado local. Quaisquer que sejam os retornos de produção ( $\hat{G}(X_t)$ ), os custos fixos já estão dados; logo, não se podem eliminá-los. Além do ponto **E** (Figura 40.c), contudo, a produção dos serviços de remoção ( $F(X_t)$ ) esgota-se completamente. As fossas produtoras ficam condenadas a registrar “prejuízos” no longo prazo.

Para todos os fins práticos, o ponto **E** (hemisfério esquerdo da Figura 40) traduz um limite imposto aos *fluxos* de emissão; não aos estoques de remoção. Embora estes constituam, em última análise, a restrição e o substrato (porção inferior da Figura 45) verdadeiros da atividade econômica (fluxos de emissão, na porção superior da Figura 45) (NICCOLUCCI et al., 2007), eles subsistem à margem dela, praticamente encobertos, em permanente estado de latência. Não por acaso, o Tratado de Kyoto enfoca metas de *emissão*, em vez de estoques de remoção.

O que nem a Política, nem a Economia do Clima explicitam é *quanto* os limites impostos às emissões (fluxos) pressionam os estoques destinados a removê-las. Analiticamente, é difícil quantificar a conexão entre serviços gerais de suporte à vida, tais como distribuição global de calor, biodiversidade ou estabilidade do clima, e a demanda por esses serviços ou o equivalente em área dos ecossistemas (WACKERNAGEL & REES, 1996). Por certo, a gênese dessa dificuldade é que o sistema produtivo não dispõe de mecanismos eficazes – a não ser o precário mecanismo de preços (ver Capítulo 3) – para avisá-lo desses limites biofísicos de escala.

O conceito de uma escala ótima da economia agregada relativa ao ecossistema está totalmente ausente da teoria macroeconômica corrente. Assume-se que a economia agregada crescerá para sempre. A microeconomia, a qual é quase inteiramente devotada a estabelecer a escala ótima de cada atividade de nível micro, igualando custos e benefícios pela margem, não tratou de informar-se se não há também uma escala ótima para o conjunto de todas as microatividades. Em uma dada escala, o produto da população vezes o uso de recursos *per capita* constitui uma dada carga sobre o meio ambiente e pode consistir de muitas pessoas, cada uma consumindo

pouco, ou poucas pessoas, cada uma consumindo correspondentemente mais (DALY, 2004, p. 200).

Por outro lado, nem sempre é fácil determinar, quer biológica, quer ecologicamente, quanto é esse limite superior. Comunidades biológicas e ecossistemas são repletos de complexidades e mecanismos de retroalimentação que podem, freqüentemente, tornar determinado valor limítrofe tão arbitrário ou fictício quanto antes.

#### 5.4.4.1 – Capacidade de suporte ( $K_H$ ) e eficiência bioeconômica

Quanto à economia e às sociedades humanas, não se pode determinar a capacidade de suporte apenas em termos populacionais (WACKERNAGEL & REES, 1996; MARTÍNEZ ALIER, 1998; MERICO, 2002). Aparentemente, o comércio e a tecnologia permitem ampliar a capacidade de suporte humana, através da importação de recursos localmente escassos e da eliminação de espécies concorrentes. Não é raro, por isso, encontrarem-se argumentos contrários à aplicação do conceito de capacidade de suporte à economia e às sociedades humanas (WACKERNAGEL & REES, 1996). Segundo eles, os limites biofísicos não são estáveis; mudam constantemente em função do desenvolvimento do conhecimento humano e do progresso técnico (LEHTONEN, 2004).

O erro contido nesses argumentos é que, embora a densidade demográfica não seja assim tão crítica às comunidades humanas (HALL, 2006), o *consumo* humano certamente o é. Ironicamente, inclusive, quanto mais prosperam o comércio e a tecnologia, mais se revigora esse consumo. Portanto a capacidade de suporte humana não deve ser definida em termos de população máxima, mas em termos da carga máxima de consumo que a sociedade pode, de maneira segura e persistente, impor à ecosfera (WACKERNAGEL & REES, 1996).

Ao contrário dos padrões de consumo de outros animais, o consumo humano não é determinado apenas por fatores biológicos. Enquanto outras espécies consomem pouco mais do que seu alimento, os humanos não se limitam à comida. Consomem, além disso, diversos itens manufaturados, tais como energia, roupas, automóveis, etc. (WACKERNAGEL & REES, 1996). No entanto, devido à distribuição irregular da riqueza, as desigualdades de consumo, na espécie humana, são bem mais pronunciadas do que em outras espécies. Por isso, na ecologia humana, é preciso distinguir entre a “pressão da população sobre os recursos” e a “pressão da produção sobre os recursos” (MARTÍNEZ ALIER, 1998). Uma população numerosa e pobre pode consumir efetivamente menos do que uma população restrita, mas afluente. Por um raciocínio parecido, a capacidade de suporte em uma economia aberta é possivelmente maior do que a que se observa em uma economia fechada. Desde que

o comércio seja ecologicamente desigual, a ampliação da capacidade de suporte em dada economia ocorre em detrimento da capacidade de suporte em outra (MARTÍNEZ ALIER, 1998).

A “Economia Biofísica” (HALL, 2006) ou “Bioeconomia” constitui um novo tipo de Ciência Econômica que não se baseia na moeda. Propõe, em vez disso, o uso de unidades biofísicas (*e.g.*, hectares, fertilidade ou inclinação do solo) para avaliar as transformações de matéria e energia relacionadas com as motivações monetárias do sistema econômico convencional. Por esse novo enfoque, avaliam-se, de início, as capacidades dos recursos disponíveis, seu potencial para sustentar a produção e a demografia humana. A partir disso, examina-se, em termos totais ou *per capita*, o potencial de determinada região para desenvolver certas atividades econômicas. Assim, as perspectivas de crescimento e desenvolvimento econômicos são delineadas a partir das restrições impostas pelas realidades biofísicas locais (HALL, 2006).

Há um vínculo muito evidente, se bem que desprezado pelo *establishment* econômico, entre os programas de desenvolvimento e o uso da terra. Invariavelmente, o desenvolvimento econômico implica modificar as propriedades biofísicas de um lote de terra ou região. O propósito declarado dessa intervenção é tornar esses recursos mais produtivos, para, dessa forma, atender aos desejos de consumo de, pelo menos, alguns indivíduos. De início, o desenvolvimento exige investimentos, sobretudo monetários, que disparam uma sucessão de “investimentos biofísicos” – especialmente, mudanças no uso do solo (HALL, 2006). Assim se alocam e redistribuem os recursos materiais e energéticos que, em última análise, possibilitam atingir os objetivos declarados pelos programas de desenvolvimento.

Pela análise da “pegada ecológica”, o critério de avaliação dos impactos da economia humana sobre a terra é definido pela inversão da razão tradicionalmente empregada para medir capacidade de suporte. Em vez de determinar a população por unidade de área (*e.g.*, hab/km<sup>2</sup>), a “pegada ecológica” calcula a área de terra *per capita* (em ha/hab) de que se deveria dispor para atender, em média, as necessidades de consumo de cada habitante (WACKERNAGEL & REES, 1996).

O modelo BESF retém o mesmo princípio fundamental, embora, para demonstrá-lo, recorra a um procedimento um tanto diferente. Conquanto impulsionada pelo consumo antropogênico, a remoção do carbono atmosférico é uma atividade produtiva. Portanto convém que a avaliação de seu desempenho seja confiada à análise da eficiência. Afinal, o critério da eficiência tem sido amplamente utilizado na Ciência Econômica, para avaliar o rendimento de equipamentos e técnicas de produção. Assim, se o valor da capacidade de suporte (limite superior) não puder ser encontrado nem biológica, nem ecologicamente, ainda



é possível determiná-lo bioeconomicamente. Para tanto, simplesmente se calcula um nível de estoque tal que, simultaneamente, torna as taxas de juro ou de retorno nas fossas ( $k_j$ ) iguais às do mercado ( $k$ ) e  $\varepsilon = 1$ .

A primeira condição ( $k_j = k$ ) garante a *eficiência econômica intertemporal* (COMMON, 1996). Quando os  $k_j$  se uniformizam, extinguem-se as razões econômicas para preferir-se investir num ou noutro tipo de fossa. Nesse ponto, a *conservação* (investimento em fossas florestais nativas) e a *mitigação* (investimento em plantio de fossas florestais) tornam-se indiferentes entre si.

A segunda condição ( $\varepsilon = 1$ ) traduz a *eficiência ecológica*. A quantidade de emissões excedentes (ou o tamanho do “cesto de lixo”– *wastebasket*) comparada à quantidade de estoques de remoção (“inventário ativo”) é função da eficiência da remoção (AYRES, 1999). Quando, então,  $\varepsilon = 1$ , o sistema consegue remover todas as emissões de CO<sub>2</sub> que gera. Logo, não resultam nem emissões residuais, nem remoções excedentes. As diferenças ( $\lambda$ ) de remoção *entre* as fossas, em cada período de tempo (exportações  $Z$ ), “financiam” integralmente o consumo de remoção de cada fossa, *através* do tempo (importações  $M$ ). Todavia o “serviço ativo” de remoção nunca pode ser, em instante algum, 100% eficaz (AYRES, 1999). Por conseguinte, no mundo real, o excedente (*wastebasket*) não pode ser eliminado todo de uma vez<sup>58</sup>.

Em que pese a utopia da *eficiência ecológica perfeita* ( $\varepsilon = 1$ ) (AYRES, 2004), ela denota um ideal em que:

- a) as taxas de colheita não excedem as taxas de regeneração ou a quantidade colhida é exatamente igual ao incremento natural (ALBERS et al. in GARFUNKEL & STEEN, 1991; MERICO, 2002; DALY, 2004);
- b) as emissões de resíduos não excedem a capacidade assimilativa renovável do meio ambiente local (MERICO, 2002; DALY, 2004).

Uma e outra circunstância retêm o sentido essencial da Equação 172, mas costumam aplicar-se a uma “economia de estado estacionário”, de “crescimento nulo”, em que, tipicamente, todos os *estoques e fluxos permanecem constantes* (CZECH & DALY, 2004; JOLLANDS, 2006).

Por certo, a validade dessas “regras de conduta” não se restringe a uma economia em estado estacionário clássico (fluxos e estoques constantes). A rigor, o desempenho dos processos de remoção no sistema fontes-fossas de emissão depende da massa ( $M$ ) do

---

<sup>58</sup> Embora a análise de Ayres (1999) seja, em primeiro plano, referente à reciclagem, reutilização, renovação e redução de resíduos materiais, entende-se que ela pode ser aplicada à remoção de emissões, sem perda de generalidade.

reservatório ativo ( $a = \text{biosfera}$ ) em comparação com a do reservatório inativo ( $i = \text{atmosfera}$ ). Mais precisamente, depende da *concentração* ( $C$ ) (quantidade  $R$  do soluto  $\div$  massa  $M$  do solvente) de carbono em cada caso (AYRES, 1999).

A concentração de recursos úteis (ou aproveitáveis) numa pilha de resíduos (reservatório inativo) é necessariamente baixa. Resíduo, por definição, denota uma mistura de alta entropia e baixa concentração ( $C$ ) de recursos essenciais ( $R$ ) (AYRES, 1999). Assim, enquanto permanece na atmosfera, o carbono emitido para esse reservatório inativo, cuja massa é  $M_i$ , não passa de um resíduo. Não pode ser aproveitado. Seu aproveitamento (colheita ou consumo,  $\hat{H}_t$ ) só ocorre quando o carbono atmosférico é finalmente armazenado na biomassa, seu reservatório ativo, cujo “tamanho” ( $X_t$ ), em unidades de massa ( $M_a$ ), depende de  $\hat{G}(X_t)$ .

Por ora, a concentração de carbono na atmosfera ( $C_i$ ) é certamente mais homogênea (dispersa) do que na biosfera ( $C_a$ ) – em símbolos,  $C_i < C_a$ . De maneira simplificada, a razão dessas concentrações ( $C_a/C_i$ ) depende diretamente da fração  $f = R_a/R_i$  e inversamente de outra fração  $e = M_a/M_i$  (AYRES, 1999). Desde que  $C_a > C_i$ ,  $f > e$ . Para que  $f$  seja elevado, é preciso que  $R_a > R_i$ ; para que  $e$  seja baixo, deve-se ter  $M_a < M_i$ . Portanto, quanto *maior* o “cesto de lixo” ( $M_i$ ), maior a capacidade do sistema de converter resíduos em matéria útil – e vice-versa.

Por outro lado, à medida que se expanda a capacidade de absorção da biosfera (*biocapacidade*) – através da expansão ou manejo de fossas florestais, por exemplo –, a razão  $C_a/C_i$  deve diminuir. O carbono atmosférico tende a dispersar-se mais pelos estoques da biosfera, reduzindo  $C_a$ . Por conseguinte  $f$  diminui ( $R_a < R_i$ ), enquanto  $e$  aumenta ( $M_a > M_i$ ). No curso desse processo, o “cesto de lixo” ( $M_i$ ) sofre um encolhimento relativo, reduzindo a capacidade do sistema para converter resíduos em matéria útil.

Quando essas concentrações se equilibram, pode-se dizer que o *fluxo* de recurso (carbono) para *dentro* da biosfera (biomassa) torna-se igual ao *fluxo* de recurso para *fora* da biosfera (emissões de carbono na atmosfera). Tem-se, então, uma situação de *estado estacionário* em que os *fluxos*, não os estoques, se equilibram (AYRES, 1999). Essa condição de equilíbrio é matematicamente expressa por:

$$\frac{d\hat{G}(X_t)}{dX_t} = \frac{d(\ln \hat{H}_t)}{dX_t}$$

**Equação 195**

A Equação 195 corresponde à derivada primeira, em relação a  $X_t$ , da Equação 172. Portanto a Equação 195 combina o problema de Schaefer (Equação 101, Quadro 2) com a condição de equilíbrio de acesso restrito (Equação 113), reivindicada pelo modelo de Gordon. A diferença é que, no modelo de Gordon-Schaefer, supõe-se que a função colheita ( $H_t$ ) é linear (Equação 91 e Equação 102); no modelo BESF, a função correspondente é logarítmica (Equação 192).

É conveniente comparar, nesta altura, as funções-objetivo e as condições de equilíbrio de três diferentes modelos de recursos naturais renováveis. Sua ênfase desloca-se desde um enfoque fortemente biológico (IMA) para outro ligeiramente econômico (Schaefer), até chegar, enfim, a um enfoque bioeconômico (Quadro 9).

**Quadro 9 – Condições de equilíbrio e funções-objetivo em diferentes modelos bioeconômicos**

Modelo	Condição de equilíbrio	Função-objetivo
IMA (Incremento Médio Anual)	$\frac{d\hat{G}(X_t)}{dX_t} = 0$	MAX $\hat{G}(X_t)$
Schaefer*	$Y_t = \hat{G}(X_t) - \ln \hat{H}_t$	$Y_t = 0$ $\hat{G}(X_t) = \ln \hat{H}_t$ (Equação 172)
BESF*	$\frac{dY_t}{dX_t} = \frac{d\hat{G}(X_t)}{dX_t} - \frac{d \ln \hat{H}_t}{dX_t}$	MAX $Y_t$ $\frac{dY_t}{dX_t} = 0$ $\frac{d\hat{G}(X_t)}{dX_t} = \frac{d \ln \hat{H}_t}{dX_t}$ (Equação 195)

(\*)  $Y_t$  = renda ou lucro econômicos

Rearranjando-se a Equação 195, verifica-se que ela também pode servir como um indicador da *eficiência ecológica* (Equação 196):

$$\frac{d\hat{G}(X_t)}{dX_t} \frac{dX_t}{d(\ln \hat{H}_t)} = 1$$

$$\xi = \frac{d\hat{G}(X_t)}{d(\ln \hat{H}_t)}$$

**Equação 196**

Toda vez que o consumo de estoques de remoção varia ( $dX_t$ ), modificam-se tanto o incremento de remoção resultante de uma demanda contida ( $\hat{G}(X_t)$ ) quanto a taxa de expansão

da demanda irrestrita ( $\ln \hat{H}_t$ ). À medida que se admita que a igualdade, na primeira expressão da Equação 196, não se sustente, devem-se considerar três situações. Quando:

- a)  $\xi = 1$ , os ganhos marginais de remoção igualam-se aos danos marginais decorrentes da mudança da taxa de crescimento das emissões;
- b)  $\xi > 1$ , os ganhos superam os danos;
- c)  $\xi < 1$  e, inclusive,  $\xi < 0$ , os danos superam os ganhos.

Esses resultados remetem à análise multidimensional da “eficiência econômico-ecológica global”, proposta por H. E. Daly e definida por (JOLLANDS, 2006):

$$\eta = \frac{KM \text{ serviços ganhos}}{KN \text{ serviços sacrificados}},$$

**Equação 197**

onde  $KM$  = capital manufaturado;  $KN$  = capital natural. A Equação 197 pode ser desdobrada em 4 dimensões (JOLLANDS, 2006):

$$\frac{KM \text{ serv. ganhos}}{KN \text{ serv. sacrif.}} = \frac{KM \text{ serv. ganhos}}{KM \text{ estoque}} \times \frac{KM \text{ estoque}}{\text{insumos}} \times \frac{\text{insumos}}{KN \text{ estoque}} \times \frac{KN \text{ estoque}}{KN \text{ serv. sacrif.}}$$

**Equação 198<sup>59</sup>**

Por se referirem a  $KM$ , os dois primeiros termos à direita da igualdade, na Equação 198 – a *eficiência dos serviços* e a *eficiência da manutenção*, respectivamente –, não devem absorver a atenção da análise desenvolvida aqui. O modelo BESF está mais preocupado com  $KN$ , que, em última instância, determina e delimita a atividade e a quantidade de  $KM$ . Portanto está-se interessado nos dois últimos componentes da Equação 198, situados à direita da igualdade. Respectivamente, eles designam a *eficiência do crescimento* (biológico) e a *eficiência dos serviços ecossistêmicos* (JOLLANDS, 2006).

A *eficiência do crescimento*<sup>60</sup> ( $\text{insumos} \div KN \text{ estoque}$ ) mede a capacidade dos ecossistemas (capital natural) de manter a oferta ou produzir um incremento de insumos (*throughput*) disponível para utilização ou consumo. Essa medida é determinada pela *taxa de crescimento biológico intrínseca* do estoque de recurso explorado em seu ecossistema de

<sup>59</sup> O termo “insumos” é empregado como uma aproximação rudimentar do neologismo anglo-saxão *throughput*.

<sup>60</sup> A denominação original empregada por H. E. Daly é “eficiência da manutenção dos ecossistemas”. Esse conceito poderia acomodar o de *transformidade*, proposto por H. T. Odum (ver Capítulo 3). Para isso, os insumos deveriam ser medidos em *emjoules*, e o estoque de  $KN$ , em joules (JOLLANDS, 2006).

suporte. Por exemplo, o pinheiro cresce mais depressa que o mogno. Logo, para usos em que uma ou outra espécie se aplique, a eficiência de crescimento do pinheiro é comparativamente maior (JOLLANDS, 2006).

A *eficiência dos serviços ecossistêmicos* ( $KN$  estoque  $\div$   $KN$  serviços sacrificados) mede a quantidade de capital natural que pode ser utilizada como insumo – seja como fonte, seja como fossa – por unidade de serviços naturais sacrificados. Noutras palavras, essa razão reflete a minimização da perda de outros serviços ecossistêmicos quando um ecossistema é explorado primariamente como insumo (JOLLANDS, 2006).

Sem nenhuma perda de generalidade, a eficiência do crescimento biológico e a eficiência dos serviços ecossistêmicos podem assumir uma versão *bioeconômica*:

$$\begin{aligned} \frac{\text{insumos}}{KN \text{ estoque}} &= \frac{\hat{G}(X)_t}{X_t} \\ \frac{KN \text{ estoque}}{KN \text{ serv. sacrif.}} &= \frac{X_t}{\ln \hat{H}_t} \\ \frac{\hat{G}(X)_t}{X_t} \frac{X_t}{\ln \hat{H}_t} &= \eta_{KN} \end{aligned}$$

**Equação 199**<sup>61</sup>

Como se observa, a Equação 199 é em muito semelhante à Equação 196. Na verdade, a única diferença é que a Equação 196 avalia os impactos causados por *variações* infinitesimais em  $X_t$ ,  $\hat{G}(X)_t$  e  $\ln \hat{H}_t$  sobre a eficiência ecológica, tal como definida pela Equação 199. No jargão típico da Ciência Econômica, pode-se dizer que a Equação 196 mede a *elasticidade* (ou sensibilidade) da eficiência ecológica (Equação 199), assim como a Equação 189 media a elasticidade (ou sensibilidade) da taxa bioeconômica de câmbio ( $\epsilon$ ) (Equação 178, Quadro 8).

Embora não se possa falar propriamente de elasticidade nem de eficiência negativa ou nula, é concebível que uma e outra assumam esses valores na Equação 196 e na Equação 199, respectivamente. Nessas circunstâncias, ambas as equações indicarão o ingresso do sistema econômico na região de retornos naturais nulos ou negativos de estoque (*overshoot*), até que os serviços ambientais de remoção, providos por esses estoques, se esgotem completamente ( $F(X_t) = 0$ , como no ponto **E** da Figura 40.c).

<sup>61</sup> A razão por que se utiliza  $\ln \hat{H}_t$  em vez de simplesmente  $\hat{H}_t$ , é fornecida pela Equação 165, pela Equação 172 e pela Equação 192, acima.

#### 5.4.4.2 – Estado estacionário dos fluxos de emissão e o comércio de remoção

O *overshoot* apresenta-se como um desdobramento teórico e prático da Equação 195. Matematicamente, ela justifica por que, em tese, os *estoques* constantes do estado estacionário clássico não são reivindicados pelo modelo BESF. Resta verificar, agora, se tal proposição teórica encontra sustentação a partir da evidência empírica.

Em primeiro lugar, se as emissões de CO<sub>2</sub> estão fortemente correlacionadas com o crescimento econômico (PIB) (STERN, 2006), certamente é porque transcorrem num sistema de produção cujos resultados são medidos menos pela parcimônia do que pelos dispêndios e pela exaustão de seus recursos (BÖHM-BAWERK, 1890 e 1891; GRAY, 1914; KEYNES, 1982; SCHUMPETER IN SCHUMPETER, 1994; VEIGA, 2006). Portanto “o verdadeiro estado de qualquer economia real nunca é de fato estacionário ...” (HICKS, 1984, p. 102). “O estado estacionário é o caso especial de um sistema dinâmico onde os gostos, a técnica e os recursos permanecem constantes através do tempo” (HICKS, 1984, p. 101).

Na realidade, nem a dinâmica da natureza parece orientar-se por níveis constantes de estoques, período após período, como a estratégia do estado estacionário exige (GIANNETTI, 2005). A idéia, por exemplo, de que a biosfera recicla perfeitamente todos os seus resíduos é incorreta (AYRES, 2004). Embora capture grandes quantidades de energia solar, a biosfera absorve somente 0,12% da radiação solar incidente na superfície do globo (insolação). Apenas 1% a 5% desse total é armazenado como biomassa. O restante é dissipado pela evapotranspiração (AYRES, 1999). Da mesma forma, o oxigênio na atmosfera é um resíduo da fotossíntese. O petróleo e o carvão são resíduos biológicos não-reciclados que *se acumularam*, desde um passado distante, em reservatórios naturais (AYRES, 2004).

Como esses, uma infinidade de outros elementos não é eficientemente reciclada, salvo através de processos naturais bastante lentos. Como todo sistema produtivo, a natureza também necessita de um “cesto de lixo” (*wastebasket*) para a disposição temporária de resíduos (AYRES, 1999). É preciso que existam “reservatórios externos” onde se depositem as sobras (excedentes) que aguardam assimilação (decomposição ou remoção). A água, o CO<sub>2</sub> e o oxigênio são reciclados em reservatórios desse tipo – os oceanos e a atmosfera (AYRES, 2004).

As mais recentes evidências científicas também concorrem para desqualificar as estratégias de *estado estacionário*, com *estoques constantes* de remoção. Pelo menos desde o início da industrialização, em 1750 (IPCC, 2007) – se não antes (RUDDIMAN, 2005a, 2005b) –, a ação antrópica sobre os recursos naturais do planeta tem contribuído para aumentar a concentração e a abundância de emissões de GEE – em particular, dióxido de

carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) (STERN, 2006; IPCC, 2007). O acúmulo dessas emissões é tal que, mesmo que as concentrações desses gases fossem estabilizadas ou mantidas constantes aos níveis em que se encontravam no ano 2000, seus efeitos colaterais (aquecimento global e elevação do nível do mar) continuariam a manifestar-se por séculos (IPCC, 2007).

Estima-se que, graças a complexos processos e retroalimentações climáticos, as emissões acumuladas ao longo do século XXI deverão ser reduzidas de uma média de cerca de 670 GtC para perto de 490 GtC. Só assim, as concentrações de CO<sub>2</sub> se estabilizariam ao redor de 450 ppm. Em 2005, essas concentrações atingiam 379 ppm contra 280 ppm, registradas em tempos pré-industriais, e 180 a 300 ppm, estimadas a partir de núcleos de gelo, para os últimos 650 mil anos (IPCC, 2007).

Por suas propriedades físico-químicas, o CO<sub>2</sub> é usualmente classificado como um poluente que se espalha uniformemente (*uniformly mixing pollutant*) na atmosfera. A essa peculiaridade termodinâmica agregam-se diversos outros fatores (meteorológicos, atmosféricos, climáticos, barométricos, biológicos, etc.) avessos a manipulação. Por conseguinte, além de escaparem ao controle humano, os deslocamentos de tal poluente não se sujeitam ao confinamento no interior de fronteiras nenhuma.

No sistema fontes-fossas *não-autárquico* (aberto), admite-se que as emissões se *acumulem* (HARRIS & CODUR in HARRIS & CODUR, 2004c), ultrapassem fronteiras e se transportem de uma fossa para outra, até que encontrem serviços excedentes de remoção florestal. Em um sistema de tal maneira aberto, onde o isolamento completo entre fontes e fossas é improvável (se não impossível), a troca (“comércio”) de emissões residuais por remoções excedentes torna-se inevitável, quer ocorra de forma voluntária, quer não<sup>62</sup>. Nesse sentido, o intercâmbio (“comércio”) de CO<sub>2</sub> entre fontes e fossas é irrefreável na prática –

---

<sup>62</sup>Ayres (1998) replica que, quando não há escolhas nem decisões envolvidas, não se pode falar apropriadamente em moeda nem em troca mercantil (ou comércio). O que se quer, no entanto, destacar é que, mesmo quando involuntário, o intercâmbio de CO<sub>2</sub> excedente entre fontes e fossas constitui um fenômeno de natureza verdadeiramente econômica. A razão disso é que a remoção de CO<sub>2</sub> virou uma mercadoria global. Sua matéria-prima, as emissões de CO<sub>2</sub>, adquiriram estatuto de “bem econômico” devido, paradoxalmente, à sua abundância, em vez de à sua escassez. Além do mais, embora as fossas florestais de remoção possam, eventualmente, tornar-se fontes de emissão (SEDJO et al., 1998; MOUTINHO et al., 2005; OMETTO et al., 2005; SCHOENE & NETTO, 2005), isso não impossibilita distinguir “produtores” e “consumidores” de CO<sub>2</sub>. Segundo Ayres (1998), essa discriminação é freqüentemente impossível na biosfera, onde se observa a presença de diversos circuitos de retroalimentação parcialmente fechados. Por exemplo, a reciclagem de nutrientes envolve insumos e produtos em vários desses circuitos. Assim, na biosfera, a distinção entre matérias-primas e o resultado de seu processamento nem sempre é fácil. Tal dificuldade, dentre outras, estaria na base de uma falsa analogia entre o sistema econômico e o ecossistema (*eco-eco mismatch*) (ver Capítulo 3). Contudo não parece aplicar-se ao intercâmbio de CO<sub>2</sub> no sistema fontes-fossas de emissões. Embora não se possa controlar o transporte nem, portanto, o intercâmbio dessa poluição excedente, podem-se, perfeitamente, realizar escolhas e tomar decisões acerca de quanto, como e quando emitir ou remover. Essas escolhas e decisões definem preocupações tipicamente econômicas.

tanto quanto o seja a produção de excedentes (de emissões ou de remoção), inerente a esse processo (Equação 175 e Equação 178).

À medida que o comércio de remoção dependa da produção de resíduos, ele reanima teses ambientalistas, de inspiração termodinâmica, que o opõem à conservação do ambiente natural. Ainda que o comércio contribua para a superação *espacial* dos limites ecológicos ao crescimento econômico, ele não emancipa as futuras gerações desses limites. De um ponto de vista dinâmico, os limites ecológicos aparentemente transpostos no espaço se transmitem através do tempo, como “montanhas de resíduos” legadas às futuras gerações (PERKINS in GALE & M’GONIGLE, 2000).

Embora muito da literatura sobre “comércio e meio ambiente” concentre-se na depleção dos recursos naturais (WYCKOFF & ROOP, 1994; ARROW et al., 1995; SCHAEFFER & SÁ, 1996; WACKERNAGEL & REES, 1996; NOORGARD in WILSON, 1997; MARTÍNEZ ALIER, 1998; PROOPS et al., 1999; MACHADO et al., 2001; MARTÍNEZ ALIER, 2002; HUBACEK & GILJUM, 2003; GILJUM & EISENMENGER, 2004; HARRIS in HARRIS & CODUR, 2004; GIACOMELLI SOBRINHO, 2005a; SCHOR, 2005; HALL, 2006), esse resultado não é logicamente necessário. Em que pese a predominância de um padrão altamente entrópico, cujos impactos sociais e ambientais globais decorrem de decisões privatizadas de produção, o comércio pode, não obstante, servir a uma economia sustentável (PERKINS in GALE & M’GONIGLE, 2000).

Conquanto se reconheçam *trade-offs* e sinergias entre os pilares social, econômico e ambiental da sustentabilidade (LEHTONEN, 2004), qualifica-se como “sustentável”, em conformidade com um enfoque bioeconômico (LEHTONEN, 2004), toda economia voltada para a manutenção da base de recursos (particularmente, naturais) da qual dependa (HALL, 2006). Apesar de toda a eficiência e progresso técnico das economias de escala industriais, elas ainda devem sua subsistência a recursos físicos que provêm de e vão para algum lugar (M’GONIGLE in GALE & M’GONIGLE, 2000). O comércio sustentável, assim, promove a troca de bens ou serviços através de fronteiras nacionais ou biorregionais; envolve apenas recursos físicos e suprimentos de energia renováveis; respeita a capacidade de regeneração e assimilação dos ecossistemas onde as trocas acontecem, de maneira livre ou voluntária (PERKINS in GALE & M’GONIGLE, 2000).

A emergência de problemas ambientais globais (*e.g.*, mudança climática, destruição da camada de ozônio, desertificação, extinção de espécies) sugere que o uso corrente de recursos naturais não está em conformidade com a sustentabilidade ecológica (GILJUM & EISENMENGER, 2004). Por trás desses problemas, encontra-se o comércio internacional. É por causa dele que se têm intensificado quer os *fluxos* materiais *diretos*, resultantes das



importações e exportações de mercadorias, quer os *fluxos indiretos* de resíduos e emissões, associados à produção de bens cuja comercialização atravesse fronteiras (GILJUM & EISENMENGER, 2004).

Uma vez que os fluxos físicos *diretos* de comércio informam sobre a distribuição global dos recursos naturais, é de se esperar que eles não sejam muito equilibrados. Afinal, os recursos naturais não se distribuem de maneira uniforme pelas regiões do globo (AYRES, 1998; MOYLE, 2000; GILJUM & EISENMENGER, 2004). Por outro lado, a desigualdade no comércio internacional é mais bem apurada pelos fluxos *indiretos* (resíduos e emissões) embutidos nas mercadorias transacionadas (WYCKOFF & ROOP, 1994; SCHAEFFER & SÁ, 1996; MACHADO et al., 2001; GILJUM & EISENMENGER, 2004).

A intensidade desses fluxos está fortemente correlacionada com a apropriação da terra (HUBACEK & GILJUM, 2003). Sendo assim, a análise da “pegada ecológica” revela quanta terra é necessária para sustentar, indefinidamente, um determinado estilo de vida, taxa de crescimento econômico ou de consumo (colheita) de recursos naturais. Examinado sob esse prisma ecológico, o comércio internacional indica o quanto uma determinada região depende das importações de recursos naturais existentes em outra (PROOPS et al., 1999). Alternativamente, o quanto uma compromete a *biocapacidade* da outra.

Nesse sentido, o enfraquecimento do comércio internacional aponta para uma expansão relativa das biocapacidades locais – e vice-versa. Portanto o recurso ao comércio de remoção entre fossas cujas biocapacidades divergem ( $\lambda > 1$ ) sugere que o modelo BESF é tolerante com a deterioração dos ecossistemas locais (*race to the bottom*) (CLARK in ECKERSLEY, 1996). Essa suspeita, contudo, é indevida. No comércio tradicional, os ganhos são medidos pela maior quantidade de produto por unidade de insumo ou fator. No comércio de remoção, a produtividade assume significados diferentes. No lado da oferta, ela designa *mais uso* (i.e., maior vida útil) por unidade de produto; no lado da demanda, ela identifica a satisfação do consumidor com *menos*, não com mais, *consumo* (PERKINS in GALE & M’GONIGLE, 2000).

Desde um ponto de vista da Ecologia Política (M’GONIGLE in GALE & M’GONIGLE, 2000; RANGAN in GALE & M’GONIGLE, 2000), da Justiça Ambiental (MARTÍNEZ ALIER, 1998 e 2002; LEFF in LEFF, 2000) ou da Economia Biofísica (MOYLE, 2000; HALL, 2006), os ganhos de produtividade através do comércio (EMMANUEL in VILLARREAL, 1979) de remoção revertem para os consumidores, onde a biocapacidade é maior, e para os produtores, onde a biocapacidade é menor. Na esfera do consumo, esses ganhos bioeconômicos se traduzem por uma maior tolerância ecológica a taxas mais elevadas de crescimento econômico. Nessas circunstâncias, amplifica-se a

capacidade de compensar recursos (biocapacidade) que vão sendo tornados localmente escassos (MOYLE, 2000) pelo crescimento econômico. Na esfera da produção, os ganhos bioeconômicos se transmitem através do estímulo à regeneração ou recomposição de uma biocapacidade declinante. Portanto, conforme a distribuição das fossas florestais (naturais e plantadas) em dada região, o comércio de remoção pode favorecer o *consumo* (crescimento econômico) ou o *seqüestro* de emissões.

Em todo caso, tanto a geração de insumos (estoques de remoção) quanto a absorção dos resíduos do crescimento econômico nas fossas de remoção (Equação 199) compõem a oferta de “serviços de sustentação” num “processo de produção sustentável” (O’HARA, 1997). Em tal sistema, a atividade produtiva consiste em manter esses serviços, ao invés de destruí-los (O’HARA, 1997). A concorrência se define, então, pela capacidade de *retirar*, não de acrescentar, resíduos, estabelecendo, desse modo, uma “corrida para o alto” (*race to the top*) no comércio internacional (CLARK in ECKERSLEY, 1996).

A taxa bioeconômica de câmbio ( $\epsilon$ ) reflete quanto e como o “custo” de sustentar o consumo de remoção se reparte entre as fossas. Para qualquer  $k$  (taxa de crescimento econômico), uma repartição mais uniforme ( $\lambda$  baixo, mais próximo de 1) pressiona  $\epsilon$  fortemente para cima ( $\epsilon > 1$ ); uma repartição mais desigual ( $\lambda$  elevado, mais afastado de 1) derruba  $\epsilon$  ( $0 < \epsilon < 1$ ). Desde que  $\lambda$  descreva a proporção entre conservação e mitigação (florestas naturais e plantadas), esses movimentos sugerem que, em alguma medida, a *divergência* entre essas estratégias deve ser mantida. Do contrário, compromete-se a possibilidade de socorrer os ecossistemas através do comércio de remoção. Noutras palavras, o comércio torna-se fonte de deterioração (endividamento ou “inflação”) ecológica.

Mais do que a convergência ou divergência na distribuição da riqueza através do comércio internacional (RAFFER & SINGER in RAFFER & SINGER, 2001), os ganhos comerciais derivados da “economia da remoção” são decisivos para garantir a sobrevivência dos ecossistemas (MOYLE, 2000). De uma só vez, o comércio de remoção garante-lhes quantidades suficientes do recurso limitado (biocapacidade) e abrandam o impacto de grandes variabilidades eventualmente observadas na distribuição desse recurso (MOYLE, 2000). Como na natureza essa variabilidade sempre existe (AYRES, 1998), tem-se aí uma razão “biofísica” (HALL, 2006) para o comércio (HEERINK et al., 1993; MOYLE, 2000).

Além disso, devem-se mencionar as “bases biológicas do comércio” (MOYLE, 2000). Os humanos não são a única espécie a praticá-lo. A observação do comportamento de várias espécies (animais e, inclusive, vegetais) demonstra que, à maneira de outros fenômenos econômicos verificados na natureza (e.g., juros) (GIANNETTI, 2005), o comércio também é

um fenômeno biológico, muito antes de surgir como produto da civilização humana<sup>63</sup> (MOYLE, 2000).

Talvez por omitirem ou ignorarem esses elementos, é que as teses ambientalistas vislumbrem um conflito insuperável entre a eficiência econômica, proporcionada pelo comércio de excedentes, e a eficiência ecológica, assegurada pela possibilidade de remover o excesso de emissões no sistema fontes-fossas. Por outros motivos, as teses socialistas e liberais chegam, no entanto, à mesma conclusão. Nas sociedades industriais modernas, quer hospedem economias de mercado, quer, economias planificadas, é amplamente aceito que a qualidade ambiental constitui um “bem de luxo”. Seu consumo só aumentaria com a renda, e seu aprovisionamento implicaria, portanto, crescimento econômico (MARTÍNEZ ALIER, 2002). Contrapondo-se ao enfoque “alocativo” do liberalismo econômico, os teóricos da planificação destacavam o enfoque “reprodutivo” da economia. Não obstante tampouco levaram em consideração as conseqüências do esgotamento dos recursos (naturais) e seus efeitos irreversíveis sobre a reprodução do sistema econômico (MARTÍNEZ ALIER, 1998; M’GONIGLE in GALE & M’GONIGLE, 2000).

#### 5.4.5 – Microbioeconomia e Macrobioeconomia

Sozinhas, as funções  $\hat{H}_t$  e  $\hat{G}(X_t)$  apenas definem  $X_t$ ; não  $\Delta X$ , de que  $\varepsilon$  diretamente depende por conta da identidade  $M = \Delta X$  (Equação 177, Quadro 8). O tamanho de  $\Delta X$ , por seu turno, depende da expansão (crescimento econômico) determinada por  $k$  (Equação 174).

Da Tabela 21, sabe-se que, se  $k > \lambda$ , essa expansão será “inflacionária” – i.e., pressionará  $\varepsilon$  para cima, elevando-a acima da unidade. Nessas circunstâncias, o crescimento econômico promove o “endividamento ecológico”. Se, por outro lado,  $k < \lambda$ , a expansão será “deflacionária”, à medida que  $\varepsilon$  é impelida a assumir algum valor abaixo da unidade, na direção de zero. Nessas condições, o crescimento econômico é possível graças à existência de “crédito ecológico”. A razão  $\lambda$ , contudo, depende de  $\Delta V$  – i.e., da desigualdade na distribuição

---

<sup>63</sup> As angiospermas (plantas que desenvolvem flores) e os insetos polinizadores oferecem um exemplo desse intercâmbio em espécies outras que não a humana. As plantas empregam um dispositivo floral para sinalizar aos insetos polinizadores a localização da oferta de néctar. Tais dispositivos utilizam sinais visuais e químicos que são detectados pelos insetos. As abelhas, por exemplo, conseguem distinguir os conjuntos de flores com maior conteúdo nutritivo. De sua parte, as angiospermas beneficiam-se das altas taxas de visitação por polinizadores. Esse exemplo revela que o comportamento comercial das espécies está associado aos ganhos relativos que elas possam obter com a transação. Em essência, os ganhos comerciais para qualquer organismo consistem na obtenção de bens e serviços que ele não consegue gerar por si só, a baixo custo. Assim, o comércio se torna um meio eficiente de obter recursos ou serviços que sejam relativamente escassos (MOYLE, 2000).

da biodiversidade entre as fossas de remoção. Por conta da identidade  $Z = \Delta V$  (Equação 176, Quadro 8), constata-se que  $\varepsilon$  também depende de  $\lambda$ , se bem que de maneira inversa.

De toda essa análise, conclui-se que a *Macrobioeconomia* ocupa-se das *variações* ( $\Delta X$  e  $\Delta V$ ) registradas na matriz de emissões-remoções (Quadro 7 e Quadro 8) e observadas *diretamente* no nível dos estoques. Do ponto de vista da *distribuição espacial* dos estoques nas fossas,  $\lambda$  ( $\Delta V$ ) está condicionada à remoção total realizada em *cada* período ( $X_t$ ) (Equação 181) e *ao longo do tempo* ( $Z$ ) (Equação 182 e Equação 183).

Por outro lado, do ponto de vista da *distribuição temporal* dos estoques nas fossas, a matriz de emissões-remoções é destituída de limites intrínsecos de variação para  $k$  ( $\Delta X$ ). Tais limites são fornecidos pela *Microbioeconomia*, através da função  $\hat{G}(X_t)$  (Equação 194), obtida a partir da Equação 193.

Em retrospecto, já se podiam encontrá-los na teoria do capital aplicada aos recursos naturais renováveis (seção 4.2.8). Conforme essa teoria, a decisão de investir em estoques de ativos naturais é movida pela comparação entre a Equação 143 (taxa de retorno) e a Equação 138 ou a Equação 139 (taxa de juro ou de desconto). No modelo BESF, esse critério de decisão continua válido, mediante ligeiras alterações.

Para facilitar a comparação, convém, primeiro, converter a Equação 138 em seu análogo contínuo. Substitui-se, portanto, o operador discreto  $\Delta$  pelo operador contínuo  $d$ :

$$\begin{aligned}(1 + \delta) &= \frac{\Delta X_{t+1}}{\Delta X_t} \\(1 + \delta) &= \frac{\Delta[X_t + G(X_t)]}{\Delta X_t} = \frac{\Delta X_t + \Delta G(X_t)}{\Delta X_t} \\(1 + \delta) &= 1 + \frac{\Delta G(X_t)}{\Delta X_t} \\ \delta &= \frac{dG(X_t)}{dX_t}\end{aligned}$$

**Equação 200**

Desde que a colheita obedeça à condição de *equilíbrio de estado estacionário*, manifesta pela Equação 62, a Equação 200 fica:

$$\delta = \frac{dH_t}{dX_t}, \text{ para } H_t = G(X_t)$$

**Equação 201**

**Quadro 10 – Motivos microbioeconômicos restringindo a escala de produção e o investimento em estoques de recursos naturais renováveis, segundo diferentes modelos de análise**

Esfera econômica	Produção (investimento)	Consumo	Critério de decisão
Referencial analítico	Taxa de retorno	Taxa de juro/depleção	
Teoria do capital	$i = \frac{dG(X_t)}{dX_t} \frac{1}{X_t}$ <p><b>Equação 143</b></p>	$\delta = \frac{dH_t}{dX_t}$ <p><b>Equação 201</b></p>	$i \geq \delta$
Modelo BESF	$EMgKN^* = \frac{d\hat{G}(X_t)}{dX_t} = a_1 - 2a_2 X_t$ <p><b>Equação 202</b></p>	$\ln \hat{H}_t = \frac{dH_t}{dX_t} \frac{1}{H_t}$ $i = \frac{d \ln \hat{H}_t}{dX_t}$ <p><b>Equação 203</b></p>	$EMgKN \geq i$

(\*) EMgKN = eficiência marginal do capital natural.

Com base no Quadro 10, constata-se que a definição matemática das taxas de juro e retorno encontra-se invertida, quando se comparam a teoria do capital, preocupada com a produção de estoques para extração, e o modelo BESF, preocupado com o uso de estoques florestais para a remoção de emissões de carbono atmosférico. A definição matemática da taxa de retorno na teoria do capital (Equação 143) é similar à utilizada para definir a taxa de juro/depleção no BESF (Equação 203). Inversamente, a definição aplicada a um análogo da taxa de retorno no BESF (Equação 202) (SHAPIRO & BAUMOL, 1988) equivale à da taxa de juro na teoria do capital (Equação 201). Como se constata, a Equação 202 corresponde à derivada primeira da Equação 194.

#### 5.4.5.1 – Taxa de crescimento econômico ( $k$ ) e taxa bioeconômica de juro/depleção ( $i$ )

O Quadro 10 expõe os aspectos microeconômicos relacionados à determinação da escala eficiente de atividade para a gestão de recursos naturais renováveis. Adicionalmente, esses aspectos permitem elucidar por que a taxa de crescimento econômico ( $k$ ) tem sido comparada à taxa bioeconômica de juro ou taxa de depleção ( $i$ ) da Equação 203.

A rigor, elas não são a mesma coisa, mas, na prática, suas manifestações se confundem. As emissões de gás carbônico (medidas em MtCO<sub>2</sub>), geradas pelo crescimento econômico, podem ser convertidas em estoques de carbono sólido (medidos em MtC). À medida que o armazenamento florestal desse carbono seja considerado, essas quantidades (em MtC) de carbono sólido podem ser tomadas virtualmente como estoques  $X_t$  de biomassa

florestal (e.g., madeira, medida não em unidades de volume, como  $m^3$ , mas em unidades de massa, MtC). Período após período, a variação dessas quantidades ( $\Delta X$ ) reflete a taxa de crescimento econômico ( $k$ ). Em *cada* período, o consumo antropogênico incontido dessas quantidades  $X_t$  é avaliado em termos de sua tendência de longo prazo, através da função  $\hat{H}_t$  (Equação 190, Equação 191 e Equação 192; Figura 50 e Figura 51).

Embora observe uma tendência longeva, a função  $\hat{H}_t$  guia, por assim dizer, o *curto prazo*. Em cada período de tempo, ela define, através da Equação 203 (Quadro 10), a intensidade (taxa relativa) com que se está disposto a utilizar estoques de remoção. A analogia com a taxa de juro clássica é evidente<sup>64</sup>. Em sentido clássico, a taxa de juro reflete, *grosso modo*, o grau de impaciência dos indivíduos ou a velocidade a que eles estão dispostos a consumir logo os recursos. Se eles são muito impacientes, a velocidade (taxa de juro) é tão elevada quanto a medida de suas necessidades. Por outro lado, se o primado da necessidade não os rege, a velocidade (taxa de juro) diminui para ajustar-se à redução da impaciência. À medida que a intensidade de consumo esteja voltada para os recursos naturais, é também óbvio que a Equação 203 (Quadro 10) funcione como uma *taxa de depleção*. Conforme se verá, ela diminui e tende assintoticamente a zero, à medida que a *EMgKN* (Equação 202) se torne profundamente negativa.

#### 5.4.5.2 – Eficiência marginal do capital natural (*EMgKN*), custo de uso e sustentabilidade

A *EMgKN* é definida como “a relação entre a renda esperada de um bem de capital e seu ... custo de reposição [ou preço de oferta], isto é, a relação entre a renda esperada de uma unidade adicional daquele tipo de capital ( $\Delta \hat{G}(X_t)$ ) e seu custo de produção ( $\Delta X_t$ )” (KEYNES, 1982, p. 115). A eficiência marginal do capital liberta a teoria econômica do irrealismo a que as hipóteses de situações estáticas a submetem. Numa perspectiva dinâmica, permite aferir, “diretamente, a influência do futuro na análise do equilíbrio presente” (KEYNES, 1982, p.122).

Ancestralmente, tal conceito descende de uma herança teórica transmitida por Adam Smith. Essa tradição vê o capital como fonte de um fluxo contínuo de renda e produto (BARTELMUS, 1999; HEAL & KRISTRÖM in MÄLER & VINCENT, 2001). Em que pesem certas divergências (FISHER, 1984; HICKS, 1984), o conceito de renda é, em sua

<sup>64</sup> Em que pese a influência da incerteza e das expectativas em relação ao futuro, Keynes (1982, p. 122) assevera que, “[m]esmo a taxa de juro é, virtualmente, um fenômeno *corrente*”.

essência, aquele sugerido por Fisher (1984). Ele teria intuído a distinção entre renda e capital enquanto observava um cocho com água. De repente, ocorreu-lhe que a água existente no cocho (estoque) era comparável a um capital; a que fluía, para fora ou para dentro, à renda desse capital (HEAL & KRISTRÖM in MÄLER & VINCENT, 2001; GIACOMELLI SOBRINHO, 2005b).

Dessa experiência, nasceu a proposição de que a renda corresponde ao nível máximo de consumo constante – ou sustentável (CAIRNS, 2000). O critério de sustentabilidade que aí se encerra pressupõe a formação de um fundo de reserva, com as receitas geradas pela venda da produção, para substituir o capital declinante pelo uso (BARTELMUS, 1999). Opõe-se, pois, à vertente derivada das teorias econômicas do bem-estar e do equilíbrio geral. Inaugurada nas décadas de 1950 e 1960, essa tradição alternativa, de talhe *utilitarista*, sustenta que a renda é uma medida do bem-estar (HEAL & KRISTRÖM in MÄLER & VINCENT, 2001). Quando essa proposição é aplicada aos recursos naturais, ela significa que eles só devem ser considerados à medida que contribuam para o bem-estar (uso) humano. Assim, conforme esse critério utilitarista de sustentabilidade, a manutenção do bem-estar ao longo do tempo está condicionada à possibilidade de substituição entre serviços ambientais e não-ambientais (CAIRNS, 2000). A extensão em que essa substituição pode ser realizada é fonte de muita controvérsia entre conservacionistas e otimistas tecnológicos.

Seja como for, desde um ponto de vista ecológico, qualquer estimativa sobre o *valor* do capital florestal, por exemplo, sem nenhuma referência ao estoque *físico* (e.g., estoque de RMS) é altamente enganosa como indicador de sustentabilidade<sup>65</sup> (VINCENT & HARTWICK, 1998). De um ponto de vista estritamente econômico, o *valor* do capital natural é calculado monetariamente, ponderando-se, através de um fator de desconto (taxa de desconto), bens e serviços conforme sua contribuição ao bem-estar corrente. Considera-se que, assim, é possível avaliar se um país está ficando mais *rico* ou mais *pobre* ambientalmente.

Sem dúvida, qualquer avaliação da sustentabilidade nesses termos é concebivelmente arriscada. Segundo esse critério, um país cujos estoques de madeira, por exemplo, se encontrem em declínio pode, apesar disso, experimentar uma apreciação do seu capital florestal. Basta que a valorização dos preços da madeira supere o declínio dos estoques físicos. Em última análise, portanto, é o *estoque físico* que, mais do que o *valor* econômico do

---

<sup>65</sup> Não é o que pensam os economistas ligados à tradição do bem-estar. Para eles, mudanças no *valor* do capital florestal, por exemplo, são estimadas através de mudanças nos fluxos futuros de benefícios fornecidos pelas florestas. O problema é que o *valor presente* daqueles fluxos depende dos *preços* desses benefícios. Não obstante nem todos esses serviços são comercializados no mercado, onde se formariam seus preços. Mesmo assim,

capital natural, descreve a situação ecológica vigente (EL SERAFY, 1997; VINCENT & HARTWICK, 1998).

Não por acaso, a noção de renda de Fisher-Lindahl-Hicks é aceita por muitos economistas ecológicos (CAIRNS, 2000). Fundamentalmente, porque identifica renda com o consumo de serviços de bens duráveis (HEAL & KRISTRÖM in MÄLER & VINCENT, 2001). À medida que os bens duráveis sejam bens de produção e não de consumo<sup>66</sup>, o consumo de capital corresponde ao *custo de uso* (*wear-and-tear*) resultante da produção – ou, simplesmente, custo de produção (KEYNES, 1982; BARTELMUS, 1999). Define-se, assim, um nível de despesa que, em tese, pode ser mantido ao longo do tempo (HEAL & KRISTRÖM in MÄLER & VINCENT, 2001).

A despesa excederá o consumo se, em dado momento, uma parte dela for aplicada em bens de produção ou em bens de consumo duráveis. Ao contrário, o consumo excederá a despesa se, em dado momento, uma parte do consumo é consumo de bens duráveis já adquiridos no passado<sup>66</sup> (HICKS, 1984). Portanto, “[e]stritamente falando, poupança não é a diferença entre renda e despesa; é a diferença entre renda e consumo” (HICKS, 1984, p. 146).

Se o critério de sustentabilidade assenta-se na definição de renda de Hicks, deve-se restringir o consumo a uma quantidade tal que mantenha intacta a riqueza – incluindo os recursos naturais (CAIRNS, 2000). Nesse sentido, “[r]enda não é a quantia máxima que o indivíduo pode *gastar* quando espera estar no final da semana na mesma situação boa que antes; é a quantia máxima que pode *consumir* (...) Se o indivíduo está consumindo seu estoque de bens de consumo duráveis e não está adquirindo novos, sua situação estará pior no final da semana ...” (HICKS, 1984, p. 146-7).

Embora menosprezado pela teoria clássica do valor, “[o] custo de uso é um dos elos que ligam o presente e o futuro” (KEYNES, 1982, p. 69). A *escala de produção* é determinada com base na escolha entre utilizar imediatamente o recurso ou conservá-lo para utilizá-lo mais tarde. De um lado, à medida que se o utilize na produção, sacrifica-se dele uma

---

argumenta-se que um teste válido de sustentabilidade consiste em verificar se o *valor* do estoque de capital total (= KM + KN) é pelo menos constante ao longo do tempo (VINCENT & HARTWICK, 1998).

<sup>66</sup> Tecnicamente, a aquisição de um bem de consumo (durável, como uma geladeira, ou não-durável, como pão) é chamada simplesmente de *consumo*, ao passo que a aquisição de um bem de produção ou de capital é chamada de *investimento*. No fundo, ambas constituem *dispêndios* (ou despesas). A diferença é que, num caso – o do *consumo* –, a despesa se extingue logo; noutra – o do *investimento* –, a extinção da despesa leva tempo. O desgaste (ou consumo) natural ou *involuntário* que um bem de produção, de capital ou de investimento sofre através do tempo é conhecido por *depreciação*, *depleção* ou *degradação*. A rigor, portanto, ao contrário do que ocorre com os bens de consumo, não se pode, *voluntariamente*, consumir um bem de capital. Por outro lado, a classificação de qualquer mercadoria como bem de consumo ou bem de produção não pode ser feita aprioristicamente. Essa taxonomia tem menos a ver com a natureza do que com a finalidade a que o bem se destine. Se a água é utilizada com o propósito imediato de saciar a sede, ela constitui um bem de consumo; se, de outra forma, é empregada para fabricar vinho, classifica-se como bem de produção. Nem sempre, porém, essa distinção é tão nítida ou tranqüila.



determinada quantidade. De outro lado, embora se decida não utilizá-lo, gastam-se, inevitavelmente, outros recursos para conservá-lo e melhorá-lo durante esse período (KEYNES, 1982). O certo é que a utilização imediata implica o sacrifício de lucros futuros esperados. Logo, o custo de uso mede a “redução de valor sofrida pelo equipamento [recurso natural] em virtude de sua utilização, comparada com a que teria sofrido se não tivesse havido tal utilização, levando em conta o custo de manutenção e das melhorias que conviesse realizar ...” (KEYNES, 1982, p. 69).

Por não incluir preços monetários, a Equação 202 (Quadro 10), ao contrário do que sugere Keynes (1982), não permite calcular reduções no *valor* causadas pelo uso do recurso natural. Ainda assim, em conformidade com a noção de custo de uso, ela estima “a *proporção do estoque físico*” que está sendo consumido em cada período (EL SERAFY, 1997, p. 222).

Em sua acepção estatística, uma *proporção* exprime o número de casos favoráveis (sucessos) de dado evento em relação ao *total* de casos na população relevante (MOORE & McCABE in MOORE & McCABE, 1998). O evento, desta vez, é a remoção florestal de carbono atmosférico em dado período de tempo. A população (no sentido estatístico) de interesse é a quantidade de estoque utilizada para esse fim, em cada período de tempo ( $X_t$ ). O sucesso é o incremento estimado, segundo uma demanda restrita por esses estoques, em cada período considerado ( $\hat{G}(X_t)$ ). A Equação 202 (Quadro 10), portanto, representa, rigorosamente, uma proporção – se bem que ligeiramente ajustada para avaliar variações infinitesimais nas quantidades populacionais e de casos favoráveis (sucessos).

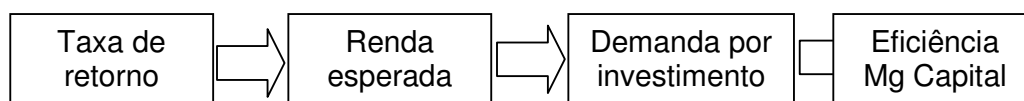
À medida que a taxa de exploração (Equação 203) exceda a taxa de uso restrito dos estoques (Equação 202) (EL SERAFY, 1997), o custo de uso (Equação 202) tende a tornar-se negativo. Precisamente, isso indica que a utilização de insumos produtivos aumenta mais depressa que sua produção (KEYNES, 1982). Idealmente, no entanto, espera-se que o custo de uso seja positivo, porquanto “[é] a existência de um equipamento durável que liga a economia futura à economia presente” (KEYNES, 1982, p. 122).

Positivo ou negativo, o custo de uso estabelece esse vínculo de todo modo. A eficiência marginal do capital é definida em termos da *expectativa* da renda e do custo de reposição *corrente* do bem de capital. Quando o investimento em dado tipo de capital aumenta durante certo período, a eficiência marginal desse capital diminui. Em parte, à medida que sobe a oferta desse tipo de capital, a renda esperada se reduz. De outra parte, o aumento da demanda junto aos produtores desse capital eleva-lhe o preço de oferta (custo de reposição). Por isso também se explica “a *eficiência marginal do capital* como sendo a taxa de desconto que tornaria o valor presente do fluxo ... das rendas esperadas desse capital,

durante toda a sua existência, exatamente igual ao seu preço de oferta [custo de reposição]” (KEYNES, 1982, p. 115).

Infelizmente, essa definição tem sido fonte de muita confusão. Por serem expressas em percentagens, a eficiência marginal do capital e a taxa de juro costumam não só ser confundidas como também identificadas entre si (WICKSELL, 1907; SHAPIRO & BAUMOL, 1988). Keynes (1982) refere-se a esse mal-entendido como o “erro de Fisher” – em alusão à precedência causal, descrita por Fisher (1984), da taxa de juro sobre a eficiência marginal do capital. A causação correta, segundo Keynes (1982), deve ser descrita ao revés (ver nota 53 acima). Em contrapartida, Keynes (1982) adverte que tampouco se deve confundir a eficiência marginal do capital com a taxa de retorno, conquanto a primeira dependa da última. Em resumo, “nem ... o retorno esperado de um ativo, nem ... sua eficiência marginal ... permitem deduzir a taxa de juro ou o valor presente desse ativo. [É preciso] determinar a taxa de juro em alguma outra fonte, e só então [pode-se] avaliar o bem, “capitalizando” a sua renda prospectiva” (KEYNES, 1982, p. 116).

Em virtude dessas advertências, pode-se retorquir que a Equação 202 (Quadro 10) toma o efeito ( $EMgKN$ ) pela causa (taxa de retorno). Rigorosamente, a taxa de retorno relaciona-se com a renda esperada. Esta, por sua vez, determina a demanda por investimento. Enfim, a curva da demanda por investimento é que pode ser identificada com a curva da eficiência marginal do capital (KEYNES, 1982). Logo, teoricamente, a relação causal entre a taxa de retorno e a eficiência marginal do capital não é assim tão imediata (Figura 53). Na prática, entretanto, a teoria do capital sugere que não se infligem prejuízos por tomá-las como sinônimos (SHAPIRO & BAUMOL, 1988).



Fonte: KEYNES (1982, p. 115-6)

Figura 53 – Decomposição seqüencial do nexos causal entre a taxa de retorno e a eficiência marginal do capital

De acordo com a teoria do capital (seção 4.2.8) e com a explicação há pouco oferecida, quanto mais se investe em certo tipo de capital ( $\hat{G}(X_t)$ ), menores são os retornos ( $d\hat{G}(X_t)/dX_t$ ) proporcionados. Nessas circunstâncias, em virtude da pressão adicional (demanda por remoção) sobre a indústria fornecedora de bens de capital (“indústria” de biocapacidade), enfrentam-se custos marginais crescentes de reposição e reprodução dos

estoques ( $X_t$ ). Período após período, esses movimentos reduzem as despesas de investimento ( $\hat{G}(X_t)$ ). Elas ficarão tanto menores quanto “mais longos os períodos de tempo necessários para efetivar qualquer aumento dado no estoque de capital agregado” (SHAPIRO & BAUMOL, 1988, p. 287). Cada queda no investimento rebaixa a eficiência marginal do capital, até torná-la igual à taxa de juro. Nesse ponto, em nome da eficiência econômica, o investimento se detém (KEYNES, 1982; SHAPIRO & BAUMOL, 1988).

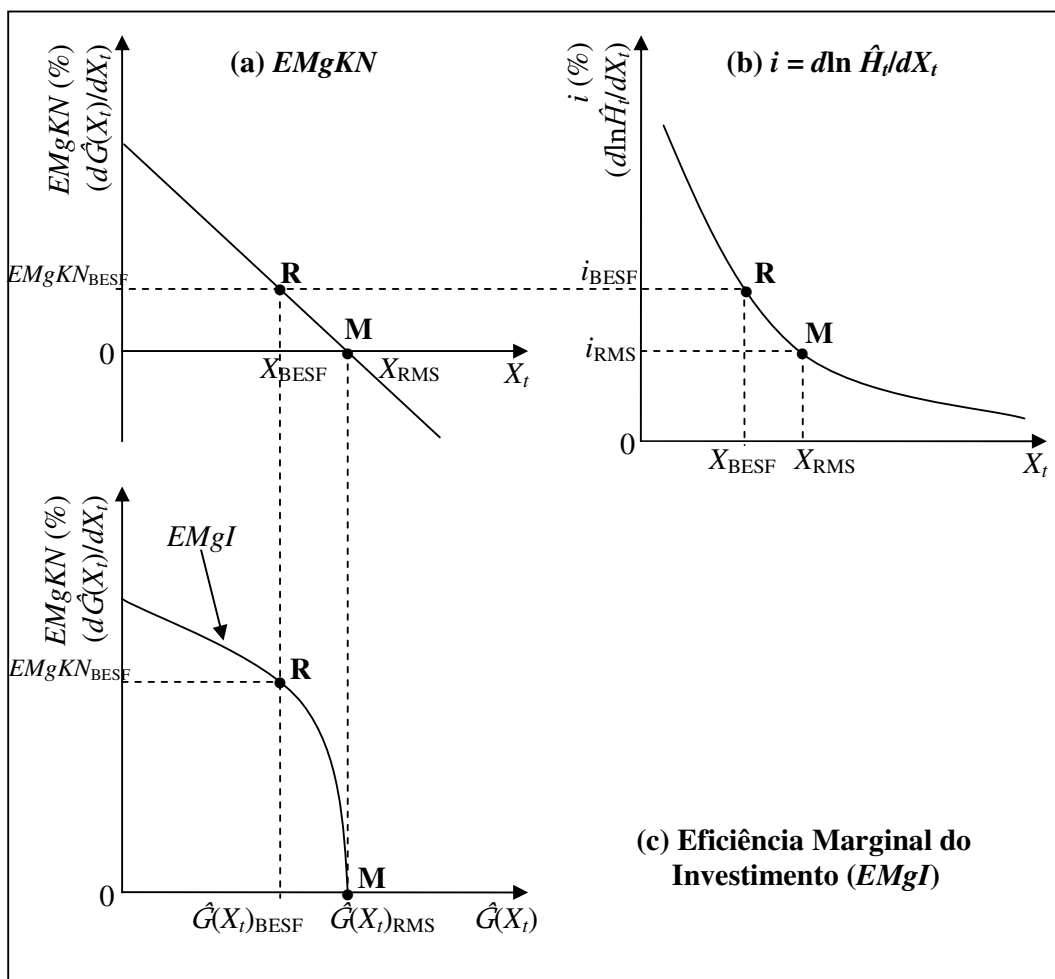


Figura 54 – A decisão de investir em estoques de remoção: a eficiência marginal do capital natural ( $EMgKN$ ) e a taxa bioeconômica de juro/depleção ( $i$ ) no modelo BESF

A Figura 54 mostra que, no modelo BESF, existe um único ponto (**R**) onde  $EMgKN = i$ . Exatamente aí se obtém a renda bioeconômica ( $Y = \hat{G}(X_t) - \ln \hat{H}_t$ ) máxima (Quadro 9). Entre **R** e **M**, obviamente, a renda bioeconômica deixa de ser máxima, embora ainda seja positiva. Não obstante, entre **R** e **M**,  $(EMgKN - i) < 0$ . Isso significa que a “taxa líquida de retorno

esperada do bem de capital” (SHAPIRO & BAUMOL, 1988, p. 279) é negativa. Ou seja, o investimento em estoques de remoção não é mais “rentável”.

Num sentido bioeconômico, deixar de ser “rentável” significa que as necessidades de remoção ficaram maiores que a (bio)capacidade de supri-las. Em resposta, a sudeste de **R**, a taxa de depleção diminui (Figura 54.b). Porém, numa economia voltada para o crescimento econômico, a curva  $d\ln\hat{H}_t/dX_t$  nunca toca o eixo  $X_t$  (Figura 54.b), porque a demanda por remoção nunca se anula.

Ela continua, se bem que crescendo a taxas cada vez menores, até chegar ao ponto **M**. Aí,  $\hat{G}(X_t)$  atinge um máximo, e  $EMgKN = 0$  (Figura 54.c). Daí para frente, só se pode esperar  $EMgKN < 0$ . Ainda assim, a renda bioeconômica  $Y$  permanece positiva. De um lado, a demanda irrestrita de remoção sofre incrementos ( $\ln \hat{H}_t$ ) decrescentes; de outro, os estoques disponíveis para esse serviço (oferta) ( $\hat{G}(X_t)$ ) não só são positivos como ainda conseguem atender às necessidades de consumo. Somente num ponto situado remotamente a sudeste de **M** – tal como **E'**, na Figura 40.e –, é que  $\hat{G}(X_t) = 0$ , e  $Y < 0$ . Pouco acima, nas proximidades de **E'**,  $Y = 0$  (equilíbrio de Schaefer).

A conclusão do modelo BESF é que a escala microbioeconômica de remoção estabelece-se no ponto **R**. Formalmente, esse resultado não diverge dos que haviam sido encontrados por Gordon e pela teoria do capital. Na essência, porém, há certas ressalvas a considerar. Em primeiro lugar, enquanto o modelo de Gordon e a teoria do capital empregam um enfoque monetarista, o modelo BESF propõe um enfoque biofísico, que expurga variáveis monetárias. Em segundo lugar, a determinação do ponto **R**, no modelo BESF, orienta-se mais pela lógica “financeira” da teoria do capital do que pela lógica institucionalista (direitos de propriedade) do equilíbrio de acesso restrito (AR), no modelo de Gordon. Por fim, tanto o modelo de Gordon quanto a teoria do capital voltam-se para a gestão de um recurso natural renovável que vai ser *acrescentado* ao sistema econômico. Em contraste, o modelo BESF é concebido para gerir recursos naturais destinados a *retirar* os excessos produzidos pelo sistema econômico. Nesse sentido, seguindo uma classificação empregada por Schumpeter (in SCHUMPETER, 1994) (ver Introdução) para demarcar o pensamento econômico, pode-se dizer que o modelo BESF consente com o paradigma da parcimônia (PERKINS in GALE & M'GONIGLE, 2000), enquanto o modelo de Gordon e a teoria do capital vinculam-se ao paradigma do dispêndio.

#### 5.4.6 – *Trade-off* da sustentabilidade: consumo vs. bem-estar

Essa última distinção apresenta mais desdobramentos práticos do que possa, à primeira vista, parecer. O mais imediato deles diz respeito à política ambiental (CAIRNS, 2000). Como se indicou na seção anterior, o dilema (*trade-off*) da sustentabilidade funda-se no conflito entre a Economia do Bem-estar e a Macroeconomia em torno da noção de renda (HEAL & KRISTRÖM in MÄLER & VINCENT, 2001). De acordo com um critério utilitarista, a primeira enfatiza a sustentação do bem-estar ao longo do tempo e condiciona esse objetivo à possibilidade de substituição entre serviços ambientais e não-ambientais (CAIRNS, 2000). A segunda se preocupa com a sustentação, em termos agregados, de um fluxo ou estoque de recursos ao longo do tempo, mesmo que esse nível de consumo não coincida com o de RMS (PERMAN et al., 1996).

Numa interpretação alternativa, a preocupação macroeconômica aponta para a reprodução de um sistema físico/econômico em estado estacionário, no qual “os fluxos de resíduos derivados da produção e do consumo são regulados pela capacidade de reciclagem [assimilação] dos ecossistemas” (PERMAN et al., 1996, p. 61). Nesse sentido, a atenção macroeconômica ao estoque de capital *natural* não declinante de uma nação traduz um critério de *sustentabilidade forte* (PERMAN et al., 1996).

Por outro lado, a preocupação utilitarista com o estoque de capital *total* ( $KM + KN$ ) não declinante presume que os vários tipos de capital ( $KM$  = capital manufaturado;  $KN$  = capital natural) são substitutos entre si. Tal pressuposto define um critério de *sustentabilidade fraca* (PERMAN et al., 1996). Com base nesse critério, admite-se, em tese, o esgotamento dos recursos naturais, conquanto se lhes encontrem substitutos artificiais (manufaturados).

A intuição fundamental por trás da *sustentabilidade forte* pode ser ilustrada pelo exemplo de uma economia simples, que emprega mão-de-obra e terra para produzir grãos.

A parcela do produto total que pode ser considerada renda é a que resta depois de se separarem as sementes para a produção do ano seguinte. Se hoje se consome mais que o consumo máximo sustentável, a economia necessariamente produzirá menos no ano seguinte. No curto prazo, pode-se consumir mais que essa renda, mas os custos serão suportados pelas gerações futuras. Por outro lado, se se consome menos que o consumo máximo sustentável, então as gerações futuras podem-se beneficiar dos frutos da poupança corrente (HEAL & KRISTRÖM in MÄLER & VINCENT, 2001, p. 14).

De uma perspectiva utilitarista, a *sustentabilidade fraca* replica que não é justo que certas gerações sacrifiquem o seu próprio bem-estar em benefício do bem-estar de outras. O que se reclama, então, é a distribuição equânime do bem-estar como princípio de sustentabilidade. De acordo com o critério da equidade intergeracional, toda política sustentável deve preocupar-se com o que ficou conhecido como “problema da repartição do

bolo” (*cake-eating problem*). Quer dizer, como alocar a utilidade (ou bem-estar) através do tempo (PERMAN et al., 1996; BARTELMUS, 2003).

Na prática, isso significa privilegiar a *utilidade instantânea* (ASHEIM, 2000) ou o bem-estar da geração presente. Afinal, a essa geração não é dado conhecer nem as preferências das gerações futuras, nem as tecnologias que estarão disponíveis até lá, nem, tampouco, por quanto tempo a espécie humana sobreviverá (PERMAN et al., 1996). Sem esse conhecimento, é impossível definir medidas dinâmicas (através do tempo) de bem-estar – sobretudo no que diz respeito aos ativos ambientais. Ao contrário do capital manufaturado, o capital natural costuma proporcionar pequenos mas duradouros fluxos de serviços, que se estendem futuro afora. Assim, se o horizonte de avaliação é o longo prazo, uma economia pródiga em recursos naturais será, do ponto de vista do bem-estar, considerada rica. Por outro lado, se a dimensão de tempo é o curto prazo, a mesma economia acusará níveis baixos de bem-estar (HEAL & KRISTRÖM in MÄLER & VINCENT, 2001). Em vista dessas dificuldades, a parábola da divisão do bolo não parece muito apropriada (PERMAN et al., 1996).

De maneira alternativa, o problema que aflige uma e outra perspectiva de sustentabilidade pode ser concisa e simplificada formulado em termos de *consumo*. Em particular, que quantidade de recursos naturais deve ser consumida no presente, e quanto deles deve ser legado às gerações futuras? Além disso, é justo que essa repartição eventualmente divirja? Ambas essas questões emergem do conflito que se estabelece entre as funções-objetivo e soluções do:

- a) problema *utilitarista* – determinação do nível de *consumo constante*, que maximize o bem-estar através do tempo (ASHEIM, 2000);
- b) problema *maximin* – determinação do nível de *consumo máximo sustentável* (CAIRNS, 2000), isto é, do consumo em dado período que é consistente com o *mesmo* nível no período seguinte (HEAL & KRISTRÖM in MÄLER & VINCENT, 2001).

Conhecida como *renda sustentável*, a solução do problema *maximin* (Equação 204) ganhou destaque depois que a Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento popularizou o conceito de “desenvolvimento sustentável”, em 1987 (ASHEIM, 2000; HEAL & KRISTRÖM in MÄLER & VINCENT, 2001). Ao apontar o *consumo máximo* que pode ser sustentado a partir de determinado período ( $C_{\text{máx},t}$ ), a resposta toma esse consumo como sinônimo de renda sustentável ( $Y_{\text{sus},t}$ ) (COMMON, 1996; ASHEIM, 2000).

$$\begin{aligned}
 W_t - W_{t-1} &= Y_t - C_t - D_t \\
 0 &= Y_t - C_{\max,t} - D_t \\
 C_{\max,t} &= Y_t - D_t \\
 Y_{\text{sus},t} &= Y_t - D_t
 \end{aligned}$$

**Equação 204**

onde:  $W$  = riqueza ou valor total do ativo (estoque) de capital;  $D$  = depreciação do ativo de capital manufaturado (KM) ou, no caso específico do capital natural (KN), degradação ou depleção;  $t$  = período de tempo.

Por mais paradoxal que pareça essa identificação do consumo com renda, ela é consistente com a definição de renda de Fisher-Lindahl-Hicks. Para eles, a renda corresponde ao *consumo dos serviços* periodicamente fornecidos por bens duráveis. Noutras palavras, renda nada mais é do que os serviços proporcionados pelos estoques de uma economia (FISHER, 1984; HEAL & KRISTRÖM in MÄLER & VINCENT, 2001). Porém, para contar com esse *fluxo* de retornos futuros (renda), a economia precisa *investir* em estoques, dos quais, afinal, espera obter sua renda (ASHEIM, 2000). Nesse sentido, é que o *consumo* pode ser identificado com o retorno líquido sobre o *investimento* em estoques de capital (SKÅNBERG, 2001). Quer dizer, para se gerar renda, é preciso, acima de tudo, manter intacto o estoque de capital que a produz (LAWN, 2006) – o que é indicado, na Equação 204, pela condição  $W_t - W_{t-1} = 0$ .

Se, por outro lado, a renda for tomada como uma medida de *bem-estar* e não de consumo sustentável (ASHEIM, 2000; HEAL & KRISTRÖM in MÄLER & VINCENT, 2001), manter constante o estoque de capital não significa aumentar o bem-estar. Se duas economias forem comparadas num mesmo ponto do tempo, a que acumulou capital (crescimento econômico) deverá contar com um fluxo mais volumoso de serviços periódicos (i.e., mais consumo) do que aquela cujo estoque de capital foi mantido constante (ASHEIM, 2000). Por isso os economistas do bem-estar argumentam que nenhum indicador baseado em estoques é capaz de esclarecer se o bem-estar econômico encontra-se em ascensão ou declínio (LAWN, 2006).

Para eles, a solução do consumo sustentável é inconsistente com um problema utilitarista (CAIRNS, 2000). O objetivo de um problema utilitarista clássico é maximizar a função de bem-estar social ( $W$ ). Essa função consiste de um somatório de funções utilidade ( $U_t$ ) através do tempo ( $t$ ). Cada componente  $U_t$  desse somatório depende, por sua vez, do nível de consumo a que cada geração tenha direito ( $C_t$ ). Porém, como cada um desses consumos ocorre em épocas diferentes, o somatório das utilidades precisa ser *descontado* no tempo,

segundo uma determinada *taxa de desconto da utilidade* ( $\rho$ ). Isso significa que, quanto mais distante no futuro a função utilidade se encontra, menor é o *valor presente* do consumo associado a ela (Equação 205) (PERMAN et al., 1996, p. 37).

$$W = \sum_{t=0}^{t=T} \frac{1}{(1+\rho)^t} U_t(C_t)$$

**Equação 205**

“Como  $W$  é indiretamente uma função de  $C_t$ , é possível reescrever a função de bem-estar (Equação 205) em termos de consumo (Equação 206) – em vez de utilidade” (PERMAN et al., 1996, p. 37). Nesse caso,  $r$ , a taxa de desconto do consumo, é que deve ser utilizada no lugar de  $\rho$ . A taxa de desconto do consumo<sup>67</sup> representa a taxa a que muda o valor de um pequeno incremento do consumo, à medida que a data para desfrutar desse acréscimo seja postergada (PERMAN et al., 1996).

$$W = \sum_{t=0}^{t=T} \frac{1}{(1+r)^t} C_t$$

**Equação 206**

O que a Equação 206 revela é que a sustentabilidade do consumo (consumo constante) é, na verdade, incompatível com um programa utilitarista. A partir dessa constatação, os economistas do bem-estar se dividem entre (CAIRNS, 2004):

- a) a maximização do *bem-estar* = somatório das utilidades descontadas;
- b) a maximização da *riqueza* = somatório do *valor* (i.e., preços  $\times$  quantidades) *presente* do consumo ou, simplesmente, consumo descontado.

Essa cisão no programa utilitarista reconduz ao conflito original da sustentabilidade: a escolha entre consumo e bem-estar. O debate que inicialmente opôs economistas ecológicos e bioeconomistas a economistas ambientais neoclássicos (BARTELMUS, 2003) trava-se agora dentro do próprio paradigma dominante, marcado pelas concepções utilitaristas destes últimos.

A Equação 206 demonstrava-lhes que a riqueza ( $W$ ) aumentaria (diminuiria), à medida que o consumo ( $C_t$ ) crescesse (decrecesse) e a taxa de juro (ou de desconto) ( $r$ ) diminuísse

---

<sup>67</sup> Para maiores detalhes acerca da diferença entre a *taxa de desconto da utilidade* ( $\rho$ ) e a *taxa de desconto do consumo* ( $r$ ), pode-se consultar Perman et al. (1996, pp. 37-42).



(aumentasse) (ASHEIM, 2000). Para que a taxa de juro diminua, é preciso que haja crescimento econômico (i.e., aumento do estoque de capital ou, simplesmente, acumulação de capital). Nessas circunstâncias, espera-se que o consumo aumente continuamente. Diante dessa perspectiva, os consumidores esperam estar mais satisfeitos no futuro do que no presente. Logo, cada unidade adicional de consumo valerá menos no futuro do que no presente. Ao mesmo tempo em que essas expectativas de consumo crescente justificam o desconto, elas apontam para uma trajetória declinante da taxa de juro (PERMAN et al., 1996). Por conseguinte, para um aumento da *riqueza* (Equação 206).

Na visão neoclássica, além do crescimento econômico, o progresso técnico também pode proporcionar essas condições. Este último, em particular, aumenta a produtividade do estoque de capital (PERMAN et al., 1996). Noutras palavras, os retornos sobre o capital. Esses retornos correspondem aos fluxos periódicos que Fisher (1984) e Hicks (1984) qualificam como a *renda* proporcionada por um bem de capital. Portanto *renda*, no problema *maximin*, e *riqueza*, no problema utilitarista, seriam, simplesmente, dois lados de uma mesma moeda (HEAL & KRISTRÖM in MÄLER & VINCENT, 2001; CAIRNS, 2004).

Ambas reforçam a importância de se considerarem os *estoques* de uma economia, sobretudo os estoques ambientais (HEAL & KRISTRÖM in MÄLER & VINCENT, 2001). “[T]odas as economias dependem de seus recursos naturais, tais como o solo e sua cobertura, água, florestas, animais e peixes ...: ignorar essa base de recursos ambientais [significa] ... obter uma imagem distorcida da atividade produtiva na economia” (MÄLER *apud* HEAL & KRISTRÖM in MÄLER & VINCENT, 2001, p. 21).

Com o advento do conceito de renda como medida da *riqueza* (e não de bem-estar), a Economia do Bem-estar reformulou, por assim dizer, o problema utilitarista da “repartição do bolo” (*cake-eating problem*). O que a geração presente deve às gerações futuras não se resume a certas quantidades deste ou daquele recurso. Antes, o que se deve transmitir às gerações futuras é tão-somente os meios para que elas possam produzir e consumir pelo menos tanto quanto a geração presente. Em resumo, esse legado relaciona-se com (PERMAN et al., 1996):

- a) a manutenção da capacidade produtiva através do tempo; ou
- b) a manutenção do *potencial* de consumo através do tempo.

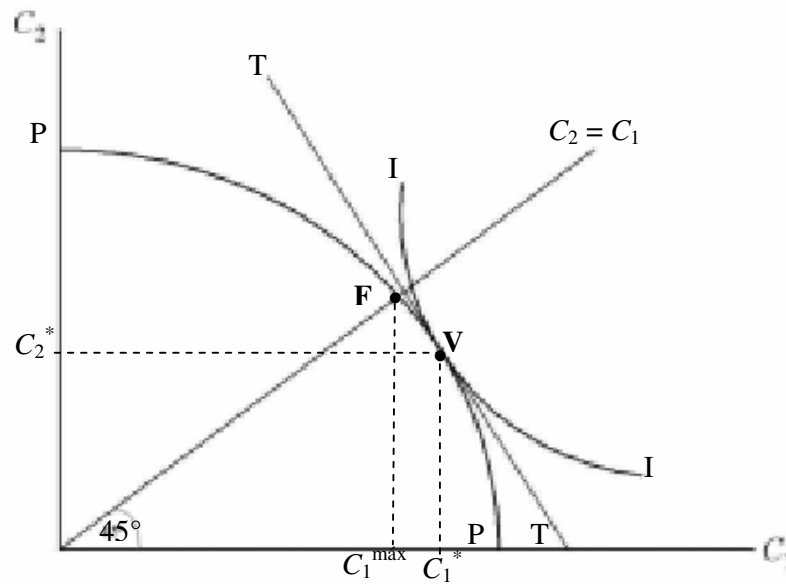
Tanto um quanto outro objetivo se tornam agora dependentes do *estoque* de capital existente na economia. Em particular, os estoques de ativos ambientais (capital natural) oferecem uma contribuição fundamental à produtividade e, por extensão, ao bem-estar (HEAL & KRISTRÖM in MÄLER & VINCENT, 2001). Os fluxos de renda futuros (consumo e investimento) crescem junto com o aumento desses estoques (ASHEIM, 2000).

Portanto, em contraste com a solução de *consumo constante*, do problema utilitarista clássico, o que a Economia do Bem-estar modernamente propõe é manter o *potencial* de consumo. Isso significa sustentar o *valor presente* dos fluxos de consumo futuros. Porém, dado que se desconta o futuro, só se pode logicamente cogitar tal objetivo, à medida que o estoque de capital se torne mais produtivo e eleve, em cada período, os níveis não descontados de consumo.

O paradoxo que o moderno problema utilitarista suscita pode ser examinado à luz das noções elementares de consumo e investimento. Na verdade, investimento é tão-só outra denominação empregada para designar consumo futuro. Assim, elevar o consumo no futuro implica aumentar o investimento no presente. Mesmo que bastasse manter o consumo, seria, não obstante, necessário produzir novos bens, para substituir aqueles que se desgastam pelo uso. Esse processo implica a utilização de insumos de baixa entropia (recursos naturais) e a geração de resíduos. No fim das contas, muitos serviços prestados pelo capital natural (fonte de recursos, fossa de resíduos e outros serviços de suporte à vida) restarão inevitavelmente perdidos (LAWN, 2006).

Num contexto em que o capital natural seja declinante, a Economia do Bem-estar sugere que o conhecimento (capital intelectual) pode mais do que compensar o desgaste dos ativos ambientais e terminar aumentando o capital total (PERMAN et al., 1996). De um lado, esse suposto de substituição entre diferentes tipos de capital remete de volta à discussão sobre a *sustentabilidade fraca*. Sem ele, o programa utilitarista fracassa. De outro lado, essa premissa desconsidera que mesmo uma economia baseada no conhecimento, na tecnologia da informação e em serviços imateriais depende, em larga medida, de insumos energéticos (*e.g.*, eletricidade) e de infra-estrutura material (BARTELMUS, 2003).

Toda essa controvérsia envolvendo critérios de sustentabilidade pode ser resumida num gráfico. Na Figura 55, o ponto **V** representa a solução do problema *utilitarista*. A reta TT passa por **V**, onde as curvas PP (curva de transformação ou de possibilidades de produção) e II (curva de indiferença do consumidor) se tangenciam. Precisamente aí se define o nível ótimo de consumo intertemporal ( $C_1^*$ ,  $C_2^*$ ). Em contrapartida, a solução do problema *maximin* é indicada pela abscissa  $C_1^{\text{máx}}$ . Definida pela interseção da reta de 45° (onde  $C_1 = C_2$ ) com a curva côncava PP (ponto **F**), essa quantidade representa o nível máximo de consumo no período 1, que é consistente com o mesmo nível no período 2. Sucintamente, o que a Figura 55 permite constatar é que os níveis ótimo ( $C_1^*$ ) e sustentável ( $C_1^{\text{máx}}$ ) de consumo podem divergir. Desde que a utilidade é função do consumo, sustentar o consumo ( $C_1^{\text{máx}}$ ) implica não sustentar a utilidade, pois  $U(C_1^{\text{máx}}) < U(C_1^*)$ .



Fonte: HEAL & KRISTRÖM in MÄLER & VINCENT (2001, p. 15)

Figura 55 – Trade-off da sustentabilidade: consumo vs. bem-estar

Num problema *maximin*, em que o objetivo é determinar  $C_1^{\max}$ , a renda, conforme definida por Fisher (1984) e Hicks (1984), é vista como um *fluxo* (CAIRNS, 2004). Ela mede o “consumo sustentável” – entendido como um *serviço* (fluxo) periódico prestado pelo estoque inteiro de capital (HEAL & KRISTRÖM in MÄLER & VINCENT, 2001; LAWN, 2006). Num problema *utilitarista* ( $C_1^*$ ), de maneira análoga à teoria do capital, a renda é examinada a partir do *estoque* que a gera. A partir desse agregado, é que o juro (retorno ou rendimento) é obtido (CAIRNS, 2004).

No problema *maximin*, importam os *fluxos* periódicos de renda. A manutenção do estoque de capital interessa à medida que é daí que eles emanam. Por outro lado, no problema *utilitarista*, importa determinar quanto é preciso investir em *estoques* hoje para manter o valor presente da *riqueza* (consumo descontado) no futuro. A administração dos estoques, portanto, aqui, interessa, à medida que eles são considerados indispensáveis à promoção do crescimento econômico e, através dele, à manutenção da riqueza (HEAL & KRISTRÖM in MÄLER & VINCENT, 2001).

### **5.5 – Método de distribuição dos estoques de remoção**

A divergência quanto à ênfase depositada sobre os estoques do sistema (bio)econômico expõe a tensão que, no fundo, envolve duas estratégias concorrentes: conservar e crescer. Discutida pela Economia Ecológica e pela Bioeconomia (CAIRNS, 2000), a estratégia da conservação vale-se da relação estoque-fluxo para explicar o desenvolvimento dos sistemas naturais e econômicos. Tais inter-relações dependem da taxa de câmbio a que ocorrem as trocas de matéria e energia entre os sistemas (KÖHN, 1998). Em contrapartida, a estratégia do crescimento da riqueza econômica aposta no progresso da ciência e da tecnologia como indutor do processo de substituição no uso de recursos naturais. Implícita aí está a premissa de que a geração presente tem o direito de consumir mais recursos do que as gerações futuras, uma vez que o progresso técnico providenciará estas últimas com uma quantidade muito maior de bens e serviços substitutos (KÖHN, 1998).

Embora profundamente transfigurada, a essência dessa discussão é rigorosamente a mesma que, nos tempos da Economia Clássica (final do século XVIII e começo do século XIX), animava a controvérsia em torno da renda da terra. Naquela época, Malthus, de um lado, e Ricardo, de outro, discutiam até que ponto a renda da terra se devia, respectivamente, à escassez e à avareza da natureza ou, pelo contrário, à sua produtividade e prodigalidade (HUBACEK & VAN DEN BERGH, 2006).

Embora isso também tenha mudado, a análise econômica, em seus primórdios, quando ainda era conhecida por “Economia Política” ou mesmo antes, inspirava-se nas preocupações macroeconômicas com a riqueza das nações. À medida que os Estados nacionais se consolidavam, as rivalidades internacionais recrudesciam e estimulavam comparações entre países. A investigação dirigida às causas do atraso e do progresso das nações logo revelou paradoxos perturbadores. Enquanto se postulava que a riqueza das nações proviria dos recursos (sobretudo naturais) que detivessem, constatava-se que nações favorecidas por fontes abundantes de recursos naturais não costumavam figurar entre as mais ricas. Em contraste, um país como a Holanda, estabelecido num território de dimensões reduzidas, pobre em população e em recursos naturais, experimentava um progresso extraordinário (COUTINHO in COUTINHO, 1993).

A especulação de que o comércio internacional também estaria entre as causas do progresso (crescimento) econômico ainda deixava sem resposta a questão fundamental: como medir a riqueza das nações? Certos embaraços técnicos como esse e outros ideológicos, envolvendo divergências entre economistas clássicos e mercantilistas, desviaram, gradativamente, para a riqueza privada as atenções que a análise econômica no princípio

devotava à riqueza da nação (COUTINHO in COUTINHO, 1993). Antes que o século XIX terminasse, a “Economia Política” já havia sido renomeada como “Ciência Econômica”.

A Ciência Econômica precisou aguardar até meados do século XX, para retomar o interesse pela riqueza da nação. Dos escombros da Grande Depressão (1929) e da Segunda Guerra Mundial (1939-1945), emergiu a Contabilidade Macroeconômica (VINCENT & HARTWICK, 1998; CAIRNS, 2004). Nesse cenário de destruição e penúria, o sistema de contas nacionais voltava-se, prioritariamente, para a gestão macroeconômica (HEAL & KRISTRÖM in MÄLER & VINCENT, 2001), empenhada na reconstrução e na recuperação das economias de cada país (VINCENT & HARTWICK, 1998).

Em vista da urgência dessa tarefa, o meio mais rápido de avaliar o sucesso ou o fracasso da retomada era medir o desempenho econômico sob a ótica da produção (VINCENT & HARTWICK, 1998; CAIRNS, 2004). Para o grupo de trabalho que definiu as atividades econômicas a serem mensuradas, *produção* era entendida como um “processo físico, sob responsabilidade, controle e gestão de alguma unidade institucional que empregasse trabalho e ativos de capital para transformar insumos de bens e serviços em produtos de outros bens e serviços” (VINCENT & HARTWICK, 1998, p. 1). Por outro lado, a aplicação desse enfoque produtivista aos indicadores macroeconômicos, converteu-os em medidas pouco confiáveis de bem-estar. O PIB, por exemplo, não capta o impacto da produção corrente sobre a renda futura; muito menos, sobre o bem-estar. Portanto o PIB não constitui uma medida da renda sustentável (VINCENT & HARTWICK, 1998).

Quando se passam a incluir os recursos naturais nos estoques produtivos, esse indicador se corrompe ainda mais como medida de bem-estar. Uma ilustração emblemática dessa distorção é oferecida pela atividade florestal. As florestas contribuem diretamente para o bem-estar, através do suprimento dos chamados “serviços de suporte à vida” – reciclagem, fossa de resíduos, fonte de recursos e amenidades (estética da paisagem, espaço para recreação e lazer). Todavia esses serviços não se enquadram na definição de *produção* das contas nacionais. Sobretudo, porque, em geral, escapam ao controle das unidades econômicas institucionais. De resto, porque boa parte desses serviços não é objeto da troca mercantil, isto é, não passa pelo mercado. Portanto sua contribuição ao bem-estar não é registrada pelo PIB (VINCENT & HARTWICK, 1998).

Pelo contrário. Contas voltadas para o produto, como o PIB, aumentam com o consumo, pois seguem a lógica reducionista (BARTELMUS, 2003) de “quanto mais consumo, mais produção”. Embora a contabilidade nacional reconheça e deduza o consumo de capital manufaturado (depreciação), ela ignora o consumo de capital natural (depleção ou degradação). Assim, quando uma floresta é cortada ou derrubada para dar lugar a outros usos

da terra, essa perda (depleção) de capital natural contribui, não obstante, para elevar o PIB. Por causa disso, o crescimento da renda (crescimento econômico) de um país rico em florestas, por exemplo, será normalmente uma estimativa exagerada, que negligencia os custos de longo prazo causados pela depleção de seu capital natural (VINCENT & HARTWICK, 1998).

Nos últimos 30 anos, constatações como essa têm contribuído para ressaltar a influência dos sistemas ecológicos (ecossistemas) sobre o funcionamento do sistema econômico. Aos poucos, tem-se verificado que, sem prestar a devida atenção a esses aspectos ambientais, as estatísticas macroeconômicas restarão completamente destituídas de significado prático (HEAL & KRISTRÖM in MÄLER & VINCENT, 2001). Desde então, têm-se convocado esforços para redirecionar as contas nacionais. É preciso deslocá-las de seu “imperativo keynesiano” vigente, totalmente devotado à gestão macroeconômica produtivista, em direção a outro propósito mais inclusivo, que contemple as diversas necessidades vinculadas ao bem-estar econômico e social (produção, renda, educação, saúde, emprego, habitação, capacidade de suporte à vida ou biocapacidade, lazer e recreação, etc.) (HEAL & KRISTRÖM in MÄLER & VINCENT, 2001; LEHTONEN, 2004).

Atinge-se o ponto de inflexão na contabilidade macroeconômica, quando seus indicadores ultrapassam a simples – e, freqüentemente, ilusória – mensuração da atividade produtiva. Para além disso, é preciso que eles sirvam como estimativas confiáveis da renda sustentável ou que, pelo menos, possibilitem comparações espaciais e temporais do bem-estar social (CAIRNS, 2004).

### **5.5.1 – Estoques e teoria do capital**

Num nível microeconômico, a teoria do capital conseguiu acomodar rapidamente essas reivindicações. Tamanha agilidade se deve a um relativo consenso entre os economistas de que as preocupações ambientais quase sempre podem ser descritas em termos de estoques (ver nota 48 acima). O aquecimento global, por exemplo, pode ser pensado com base no “estoque” de gases que compõem a atmosfera, tomados como recursos naturais renováveis. Nesse caso, como noutros do tipo, a teoria do capital constitui um ponto de partida trivial, que só reclama uma interpretação mais genérica dos ativos de capital (HEAL & KRISTRÖM in MÄLER & VINCENT, 2001).

Outro fator que favoreceu a rápida adaptação da teoria do capital às exigências impostas pelas considerações ambientais é intrínseco à própria lógica desse enfoque. Por definição, todo bem (ou ativo) de capital fornece seus serviços não só durante um único período de tempo, mas ao longo de vários períodos. Daí vem a proposição básica da teoria do capital: quanto menor a taxa de depleção/deterioração de um ativo, mais longo é o tempo durante o qual a economia poderá contar com o afluxo de seus serviços (BAUMGÄRTNER et al., 2002).

Triunfalmente, vislumbrava-se aí uma insuspeitada sinergia entre a dinâmica de longo prazo dos ecossistemas e a “estratégia de maximização do valor presente” (AMIR, 2002), assumida pela teoria do capital. De repente, suprimia-se a discrepância entre o que parecia *natural* aos ecossistemas – o longo prazo – e o que era prescrito como *racional* pela lógica da maximização do lucro ou dos rendimentos financeiros – o curto prazo (AMIR, 2002). Incidentalmente, essa reconciliação contrariava certas opiniões (GRAY, 1914; AMIR, 2002) que advertiam sobre as conseqüências danosas infligidas pela lógica financeira da teoria do capital aos ativos ambientais.

Indiferente a esses avisos, a teoria do capital estendeu suas conclusões à esfera das políticas públicas e das decisões estratégicas. Horizontes mais longos de planejamento seriam benéficos à sociedade, à medida que propiciassem taxas mais rápidas de acumulação de capital, com o conseqüente aumento, no longo prazo, das possibilidades de consumo (BAUMGÄRTNER et al., 2002). Para dada taxa de deterioração técnica, quanto maior o horizonte de tempo reservado à tomada de decisão, maior a probabilidade de que surgisse uma nova técnica, empregando um novo bem de capital. Em contrapartida, “um crescimento econômico mais rápido [também] pode levar a uma depleção mais acelerada dos recursos naturais e a uma produção mais acelerada de poluentes” (BAUMGÄRTNER et al., 2002, p. 1). Portanto horizontes mais alongados para as decisões econômicas infligiriam, no fim das contas, danos líquidos e, freqüentemente, irreversíveis à sociedade – ao menos do ponto de vista ambiental.

O restabelecimento da incongruência entre o longo prazo e a teoria do capital deve-se a um defeito congênito. Tradicionalmente, a noção de capital inclui somente *bens* de capital, cujos serviços econômicos aumentam o bem-estar. Termodinamicamente, contudo, isso não corresponde a uma representação realista da atividade produtiva. De acordo com as leis da Termodinâmica, todo processo produtivo envolve necessariamente produção conjunta. Quer dizer, necessariamente resulta em mais de um produto. Se, de um lado, a produção envolve *bens* de capital, de outro, ela necessariamente implica *males* do capital, cujos desserviços ambientais (*e.g.*, poluição) reduzem o bem-estar (BAUMGÄRTNER et al., 2002). Assim,

contrariando a teoria convencional, bens e males do capital não são independentes uns dos outros. Desde que, ao invés, produzam-se em conjunto, eles estabelecem um vínculo indissociável entre os produtos (estoques de bens e serviços) e os subprodutos (estoque acumulado de poluição) derivados de um dado estoque de capital (BAUMGÄRTNER et al., 2002).

É concebível que esses subprodutos comportem-se como fluxos e apresentem um tempo de permanência muito breve na ecosfera. Mas, se, ao invés da vida curta dos fluxos, os males do capital acumulam-se, ao longo do tempo, como estoques, o custo dessa abundância de poluentes pode tornar-se tão alto no longo prazo, que inviabilizará a adoção de novas tecnologias (BAUMGÄRTNER et al., 2002).

Incidentalmente, as lacunas da teoria do capital ensinam que a manutenção dos estoques de KM e KN não é condição suficiente para garantir a *sustentabilidade econômica* – i.e., crescimento econômico *não-negativo*. Os estoques de capital são utilizados na produção e, por fim, depositados como resíduos. Desde que os males do capital superem seus benefícios, podem ocorrer taxas *negativas* de crescimento econômico. Na melhor das hipóteses, a manutenção do KN permite aprimorar a sustentabilidade econômica (BARTELMUS, 2003). Tampouco a determinação do estoque ótimo de recurso natural é garantia de *sustentabilidade ecológica* – i.e., de que a capacidade de suporte do ecossistema está sendo respeitada (KÖHN, 1998; BARTELMUS, 2003).

Embora o conceito de *sustentabilidade* não se caracterize pelo consenso, a gestão dos estoques de recursos naturais, se bem que insuficiente, é, por certo, um de seus componentes (KÖHN, 1998). Os economistas de recursos naturais renováveis adotaram a estratégia do estoque de RMS para, a partir da capacidade máxima de suporte dos ecossistemas, demarcarem os domínios biológicos da exploração econômica. Entretanto o conceito de RMS é demasiadamente reducionista para contemplar a extensa variabilidade ambiental (KÖHN, 1998; MOYLE, 2000; AMIR, 2002). As regras da capacidade de suporte e da prevenção contra a exploração predatória não explicam completamente a sustentabilidade dos sistemas bioeconômicos (KÖHN, 1998). A complexa interação da economia e da natureza gera incertezas quanto à escala máxima de sustentabilidade. Provavelmente, o máximo “seguro”, de um ponto de vista biológico, é muito menor (equivalente a cerca de 75%) do que o máximo estimado (LAWN, 2006).

Além disso, conjectura-se que, antes de a economia atingir a *escala máxima sustentável* (sustentabilidade ecológica), os benefícios adicionais (BMg) do crescimento econômico sejam superados pelos danos (custos) adicionais (DMg) (LAWN, 2006). Por isso a *escala macroeconômica ótima*, em que o bem-estar econômico é maximizado (BMg = DMg), é



provavelmente menor do que a indicada pela sustentabilidade ecológica (ou escala máxima sustentável) (LAWN, 2006).

Embora não se ocupem propriamente da escala macroeconômica, os modelos da pesca e a teoria do capital, na Economia Ambiental Neoclássica, consideram que:

- a) a *sustentabilidade ecológica* (RMS) é atingida, quando a taxa de fluxo dos *estoques* se anula ( $dX/dt = 0$ ) (Quadro 2);
- b) a *sustentabilidade econômica* ( $Y_{\text{máx}}$ ) é atingida, quando a taxa de fluxo da *renda* se anula ( $dY/dX_t = 0$ ) (Quadro 2).

Tanto num caso quanto noutro, os fluxos de estoques são decisivos. Mesmo no caso da sustentabilidade econômica, se os estoques continuarem modificando-se, a renda continuará alterando-se. Todavia, à medida que a sustentabilidade se desloca dos estoques (sustentabilidade ecológica) para a renda (sustentabilidade econômica) (AMIR, 2002), a variação ou fluxo monetário do *valor* (preço  $\times$  quantidade de estoques) torna-se mais importante que a variação ou fluxo físico dos estoques. Então, se, por qualquer motivo, seus preços caírem suficientemente, os recursos naturais poderão ser, “racionalmente”, explorados até a extinção (GRAY, 1914; AMIR, 2002).

Ainda que os preços não caiam, é improvável que o explorador espere pelo futuro distante. Mesmo que ele vivesse até lá, os retornos seriam tão diminutos (lei da produtividade decrescente) que não recompensariam os custos da exploração – conquanto decrescentes no tempo – nem os da espera (GRAY, 1914). Quanto antes ocorra a exploração, os custos de operação, embora maiores, tendem a ser recompensados por retornos também mais altos (GRAY, 1914). Por outro lado, quanto mais penosa a espera, maior a taxa de preferência temporal (taxa de juro) em relação à taxa intrínseca de crescimento do recurso (AMIR, 2002). Seja qual for o motivo, ambos contribuem para precipitar a extinção.

Para a teoria do capital, no ponto de RMS (sustentabilidade ecológica), os retornos sobre o investimento em estoques ( $dG(X_t)/dX_t$ ) se anulam. Portanto, do ponto de vista da sustentabilidade econômica, os recursos renováveis devem ser colhidos antes que sua taxa intrínseca de crescimento atinja esse máximo. Isso significa consumir-lhes os estoques além do nível que lhes permitiria alcançar o RMS.

Nesse ponto, com os retornos ( $dG(X_t)/dX_t$ ) se anulando, a taxa relativa de mudança dos benefícios derivados deles ( $(dG(X_t)/dX_t)/X_t$ ) (Equação 143, Quadro 10) também se anula (AMIR, 2002). Pela “condição de equilíbrio de ativos” (PERMAN et al., 1996, p. 178), que estabelece a igualdade entre a Equação 143 ( $i$ ) e a Equação 201 ( $\delta$ ), na última coluna do Quadro 10, a taxa de juro ( $\delta$ ) chegaria igualmente a zero, assim que o RMS fosse atingido. Portanto, de acordo com a lógica da teoria do capital, o “equilíbrio de estado estacionário de

maximização do lucro (renda)” (PERMAN et al., 1996, p. 179) ocorre num ponto em que restem *menos* estoques do que aqueles resultantes de uma estratégia de RMS. Em virtude disso, toda vez que a taxa de juro aumenta, o tamanho do estoque maximizador de lucro diminui (PERMAN et al., 1996).

### 5.5.2 – Estoques e Termodinâmica: *Termoeconomia*<sup>68</sup>

Num mundo em que os ritmos da economia são muito mais intensos que os da natureza (ALBERS et al. in GARFUNKEL & STEEN, 1991; BARTOLI, 1996; LAWN, 2006), essa lógica deve conduzir os recursos naturais rapidamente à extinção. Uma reflexão mais profunda revela que essa ameaça deriva da ausência de um limite positivo inferior para a taxa relativa (velocidade) a que estoques e fluxos (renda) mudam no estado estacionário. Se a velocidade é zero, as mudanças cessam. Porém, no mundo real, a velocidade nunca chegará a zero. De acordo com a 2ª lei da Termodinâmica, nenhum sistema existente pode experimentar uma taxa de fluxo nula (AMIR, 2002).

Por causa da lei da entropia, todo processo produtivo real deve completar-se dentro de um horizonte *finito* de tempo (AMIR, 2002). Entretanto, de acordo com o enfoque neoclássico do capital natural, o “equilíbrio de estado estacionário” só acontece quando a “condição de equilíbrio de ativos” ( $\delta = i$ ) se cumpre num nível nulo dessas taxas de variação ( $\delta$  e  $i$ ). Quer dizer, as variações de estoque e de fluxo (renda) só se interrompem completamente, quando a taxa de juro ( $\delta$ ) (Equação 201, Quadro 10) e a taxa de retorno ( $i$ ) (Equação 143, Quadro 10) chegarem a zero. Isso deve ocorrer quando os estoques atingem seu nível de RMS, onde  $dG(X_t)/dX_t = 0$ . Tal exigência, contudo, encerra implicações pouco realistas. Conforme a Equação 78, a recíproca dessas taxas equivale ao “período de produção” ou “tempo de residência” de determinado fluxo de rendimentos (BÖHM-BAWERK, 1891; AMIR, 2002). Desde que, no equilíbrio de estado estacionário, a condição de equilíbrio de ativos imponha que  $i = \delta = 0$ , o período de produção torna-se, teoricamente, infinito ( $t = 1/\delta = 1/0 = +\infty$ ).

---

<sup>68</sup> Corning (2002) sugere o vocábulo “termoeconomia” para descrever o papel da energia na evolução biológica. Tanto a evolução biológica quanto a evolução de sistemas complexos costumam ser explicadas com base na 2ª lei da Termodinâmica e nos conceitos de “entropia” ou “neg-entropia” (i.e., entropia negativa). Entretanto o papel da energia na evolução biológica é provavelmente mais bem compreendido através de critérios econômicos, tais como “produtividade”, “eficiência”, mas, especialmente, custos e benefícios (ou “lucratividade”) dos diversos mecanismos destinados a captar e utilizar energia disponível para a construção da biomassa. Em que pese a pertinência dessas considerações, a 2ª lei da Termodinâmica é precipuamente empregada aqui para apontar as falhas biofísicas da Economia Neoclássica e indicar a transição para o paradigma bioeconômico.

Como nenhum processo produtivo real pode durar tanto tempo, deve haver um limite inferior, positivo e não-nulo para  $\delta$  e  $i$  (AMIR, 2002). Nenhum sistema existente pode, a menos que viole a 2ª lei da Termodinâmica (lei da entropia), reivindicar taxas de fluxo nulas para equilibrar-se (AYRES, 1999; AMIR, 2002). Mesmo que atinja um equilíbrio de estado estacionário, o sistema econômico só continuará existindo, se se mantiver “alimentando” do fluxo de valor que obtém a partir da colheita – isto é, a partir dos recursos que retira da natureza (AMIR, 2002).

O sistema de recursos naturais é visto como um sistema aberto, em permanente contato com suas cercanias – o sistema dos exploradores de recursos (sistema econômico). Através de suas fronteiras permeáveis e da colheita, transmitem-se um efluxo ( $d\ln\hat{H}_t/dX_t$ ) e um influxo ( $-d\hat{G}(X_t)/dX_t$ ) incessantes de matéria e energia<sup>69</sup>. É lógico que haverá um ponto (como **R**, na Figura 54) em que o fluxo líquido se anula (Equação 195). No entanto, de um ponto de vista termodinâmico, esse ainda não é o fim do movimento. Embora se trate certamente de um *estado de equilíbrio* (Quadro 11) – no qual os fluxos persistem, a uma taxa constante, através das fronteiras dos sistemas –, não se trata de um *equilíbrio de estado estacionário* – no qual os fluxos cessam completamente, tanto dentro quanto através das fronteiras (AMIR, 2002). O movimento prosseguirá a partir do sistema econômico e redundará numa seqüência de efluxos líquidos.

Do ponto de vista da teoria econômica, a existência desses saldos líquidos (positivos) marginais – isto é, verificados a partir de variações infinitesimais nos estoques ( $dX_t$ ) – desafia o princípio de que o equilíbrio se estabelece onde os saldos marginais se *anulam*. Segundo a lógica utilitarista da Economia Neoclássica, a maximização (minimização) dos benefícios (custos) econômicos requer que as mercadorias das quais eles provêm sejam utilizadas (ou consumidas) até o ponto em que quantidades adicionais (marginais) delas não ofereçam mais nenhum benefício (custo) (HUNT, 1989). Considera-se que, contanto se observe esse critério, a alocação dos recursos da economia acontece de maneira tal que se consegue preservá-la da escassez. É o benefício (utilidade) imputado(a) à quantidade *adicional*, não à quantidade total, de um bem ou serviço qualquer que define seu valor de troca ou preço. Assim, para bens ou serviços de que se pode dispor em abundância – como costumava, no passado, ser o caso de muitos recursos naturais –, o benefício (custo) derivado de um aumento pequeno, marginal, em suas quantidades é virtualmente nulo (HUNT, 1989).

---

<sup>69</sup> O raciocínio é idêntico ao da equação  $dY/dX$ , do Quadro 9. Apenas os sinais estão trocados, porque, desta vez, os efluxos e influxos são vistos a partir do sistema natural, não do sistema econômico, como antes.

Mediante o enfoque termodinâmico, os benefícios (ou custos) marginais nunca serão nulos (última coluna do Quadro 11). A existência de saldos líquidos marginais, positivos e não-nulos, desloca a escassez do mundo abstrato da utilidade e do valor de troca para sua realidade biofísica. Essa transição acontece, à medida que se relaxa o equilíbrio teórico de estado estacionário em favor de um *estado de equilíbrio*, com significado termodinâmico. Para começar, é preciso recordar que a recíproca da taxa de juro ou da preferência temporal ( $1/\delta$ ) (Equação 78) reflete o período durante o qual os exploradores (produtores que usam recursos naturais) *se dispõem* a esperar pela recompensa plena de suas despesas (investimentos) correntes. Por outro lado, o período de produção (recíproca da taxa de retorno,  $1/i$ ) informa aos exploradores o tempo que, com base na tecnologia existente, eles *devem* esperar. Portanto  $1/\delta$  define um *limite inferior* para o tempo de residência ( $1/i$ ) do fluxo de rendimentos (colheita) (AMIR, 2002).

**Quadro 11 – Paralelismo entre o estado de equilíbrio termodinâmico e o do modelo BESF**

Enfoque	Estado de equilíbrio	Fluxos marginais
Termodinâmico (AMIR, 2002)	$\delta = \frac{1}{p} \frac{dp}{dt}$ $p = \frac{dp/dt}{\delta}$ <p><b>Equação 207</b></p>	$dp/dt > 0$
BESF	$\frac{d \ln \hat{H}_t}{dX_t} = \frac{d\hat{G}(X_t)}{dX_t}$ $\frac{d\hat{H}_t}{dX_t} \frac{1}{\hat{H}_t} \frac{1}{dX_t} = \frac{d\hat{G}(X_t)}{dX_t}$ $\frac{d\hat{H}_t/dX_t}{d\hat{G}(X_t)/dX_t} \frac{1}{dX_t} = \hat{H}_t$ $\frac{g(\hat{H}_t)}{EMgKN} \frac{1}{dX_t} = \hat{H}_t$ $\hat{H}_t = \frac{g(\hat{H}_t)/dX_t}{EMgKN}$ <p><b>Equação 208</b></p>	$g(\hat{H}_t)/dX_t > 0$

Na extremidade oposta desse espectro não-nulo e positivo, a taxa de preferência temporal ( $\delta$ ) (Equação 201, Quadro 10) funciona como um *limite superior* à velocidade  $i$  (Equação 143, Quadro 10) com que a produtividade do capital natural se modifica durante a acumulação (COMMON, 1996; AMIR, 2002). Invariavelmente, a acumulação de capital

(investimento) beneficia o futuro em detrimento do presente. Quanto mais alta a taxa de preferência temporal, de juro ou de desconto ( $\delta$ ), menor é o peso atribuído ao consumo futuro.

### 5.5.3 – Estoques e o modelo BESF

Aplicadas, por analogia, ao modelo BESF (Quadro 10), essas circunstâncias delineadas por uma taxa de juro/depleção ( $i$ ) (Equação 203, Quadro 10) mais elevada impõem que a abstinência de consumo ( $\ln \hat{H}_t$ ) no presente e a acumulação de capital ( $X_{t+1} - X_t$ ) sejam cada vez menores (COMMON, 1996). Essa queda no investimento ( $\hat{G}(X_t)$ ) determinará um crescimento *mais lento* – menor velocidade *EMgKN* (Equação 202, Quadro 10) – do estoque de capital e, em virtude disso, rendas ( $Y$ ) *irreversivelmente* declinantes derivadas do recurso natural (COMMON, 1996; Equação 209).

A última expressão da Equação 209 mostra que, se  $Y$  (lado esquerdo) atinge um máximo e depois começa a declinar, então  $\hat{G}(X_t)$  (lado direito) também deve começar a declinar. De volta à teoria do capital, se esse processo fosse *reversível*, a velocidade  $i$  (Equação 143, Quadro 10) chegaria a zero (AMIR, 2002). Mas, segundo a própria teoria ambiental neoclássica, não é. A produção (oferta) torna-se progressivamente insuficiente para atender um nível predeterminado de consumo constante ( $\overline{\ln \hat{H}_t}$ ). A menos que o progresso técnico eleve a produtividade do capital, a sustentabilidade de um nível constante de consumo não se verifica enquanto  $\delta$  (Equação 201, Quadro 10) se mantiver elevada (COMMON, 1996).

$$\begin{aligned}
 X_{t+1} - X_t &= \hat{G}(X_t) \\
 Y_t &= \hat{G}(X_t) - \ln \hat{H}_t \rightarrow \ln \hat{H}_{t=0, \dots, T} = \overline{\ln \hat{H}_t} \\
 \left. \begin{aligned}
 \overline{\ln \hat{H}_t} &= Y_t - \hat{G}(X_t) \\
 \overline{\ln \hat{H}_t} &= Y_{t+1} - \hat{G}(X_{t+1})
 \end{aligned} \right\} \\
 [Y_{t+1} - \hat{G}(X_{t+1})] - [Y_t - \hat{G}(X_t)] &= 0 \\
 Y_{t+1} - Y_t &= \hat{G}(X_{t+1}) - \hat{G}(X_t)
 \end{aligned}$$

**Equação 209**

Apesar de seu enfoque termodinâmico (Quadro 11), o modelo BESF aponta para uma conclusão semelhante, se bem que invertida. Onde o sistema econômico persiga o crescimento de curto prazo, a rigidez para o alto da taxa de retorno *esperada* ( $k$ ) – ou taxa de

crescimento econômico (Equação 174) – sugere que a velocidade do investimento em estoques de remoção deva apresentar o comportamento indicado pela Equação 209. Depois que a renda ( $Y_t$ ) atinge um máximo ( $dY_t/dX_t = 0$ , no Quadro 9, e ponto **R**, na Figura 54), a *EMgKN* (Equação 202, no Quadro 10, e Figura 54.a) declina, puxando  $\hat{G}(X_t)$  (Equação 194 e Figura 54.c) para baixo.

Para sustentar um nível *crecente* de consumo (Equação 192 e Figura 51), a resposta do modelo BESF, em contraste com a da teoria do capital, não se resume ao progresso técnico. Antes de invocar essa variável exógena, o modelo BESF induz a queda da taxa de juro/depleção (Figura 54.b). Embora essa queda não a conduza até zero, ela deverá reduzir a demanda por estoques de remoção e, em conseqüência, a taxa de crescimento econômico ( $k$ ). Macrobioeconomicamente, à medida que  $k$  se altere, a taxa bioeconômica de câmbio ( $\epsilon$ ) também se altera e promove modificações em  $\lambda$ . A proporção de biodiversidade ( $\lambda$ ) funciona como um substituto biofísico dos parâmetros tecnológicos ( $\alpha$  e  $\beta$ ) (Equação 100 e Figura 37.c), que influenciam a produtividade do capital na função neoclássica de produção. Quanto maior  $\lambda$ , mais amplo o espectro de expansão de  $k$  (Figura 52). Quer dizer, maior o nível de consumo de remoção que pode ser suportado no período seguinte, sem provocar dívida ecológica ( $\epsilon > 1$ ).

Por último mas não menos importante, o modelo BESF está menos preocupado com o *valor social* do que com o *estoque final* do recurso natural (AMIR, 2002). Por um lado, isso enfraquece a proposição neoclássica de que, em virtude da tecnologia de substituição entre os insumos produtivos (Figura 37.c), a distribuição do consumo ao longo do tempo torne-se mais importante para a sustentabilidade do que a disponibilidade de recursos naturais (COMMON, 1996). Por outro lado, isso tampouco reforça a tese conservacionista de que, ao longo do tempo, o único nível sustentável (constante) de consumo de recursos naturais é zero. Se a sustentabilidade requer que todas as sucessivas gerações disponham de quantidades iguais deles, cada uma dessas frações tenderá virtualmente a zero, desde que o horizonte de tempo se aproxime do infinito e que os recursos naturais existam em quantidades finitas (COMMON, 1996).

Esse debate em torno da substituição tecnológica (Figura 37.c) dos recursos naturais e do caráter essencial (Figura 37.b) deles para a produção repercute sobre a taxa de juro/desconto. De um lado, a Economia Ambiental Neoclássica justifica que ela seja positiva e não-nula, porque o progresso técnico possibilita um consumo crescente ao longo do tempo. Logo, diante da expectativa de mais consumo pela frente, unidades adicionais consumidas no futuro valem relativamente menos que aquelas consumidas no presente (PERMAN et al.,

1996). De outro lado, os conservacionistas sustentam que a taxa de juro/desconto nula é a única capaz de assegurar a equidade entre as gerações (COMMON, 1996; PERMAN et al., 1996).

Enquanto se mantiver preso à lógica do bem-estar, de “medir o imensurável” (BARTELMUS, 2003) ou o *valor social* dos recursos naturais, esse impasse não deve resolver-se<sup>70</sup>. O tempo infinito e o futuro longínquo são abstrações filosóficas com pouca aplicação em sistemas reais, em que os processos físicos transcorrem dentro de períodos finitos de tempo (AMIR, 2002). A discussão em torno do *valor social* dos recursos naturais emaranha-se em tempos abstratos e expectativas tecnológicas difíceis de estimar. De um ponto de vista aplicado, isso geralmente se traduz em respostas comportamentais muito lentas. E, de um ponto de vista biofísico, a espera excessiva é tão prejudicial quanto a impaciência extrema (GIANNETTI, 2005). Portanto, ao transigir com uma perspectiva mais termodinâmica (Quadro 11), o modelo BESF retoma a discussão dos *estoques finais* de recursos naturais (AMIR, 2002).

Numa economia em crescimento, não se pode esperar que eles se mantenham constantes em cada período – como pretendem os conservacionistas. Por outro lado, tampouco se pode, em bases realistas, esperar que o progresso técnico substitua, por exemplo, os serviços essenciais de suporte à vida, oferecidos pela biosfera. Na melhor das hipóteses, esses serviços não podem ser substituídos na escala em que operam. Proporcionar artificialmente reciclagem, fossas de resíduos, fontes de recursos e amenidades para 5 pessoas é muito diferente do que fazê-lo para 5 bilhões delas (COMMON, 1996).

Em última análise, essa controvérsia repercute sobre os estoques ambientais. O conflito entre a supremacia dos fluxos (variações) ou dos estoques ambientais é essencialmente idêntico ao que opõe guardiões do bem-estar e conservacionistas. De um lado, as mudanças (fluxos) ambientais afetam o bem-estar; de outro, a disponibilidade de ativos (estoques) ambientais depende da conservação deles. A rigor, no entanto, aquelas nada mais são do que o reflexo desta (EL SERAFY, 1997). Por isso o modelo BESF utiliza, ao mesmo tempo, uma matriz macrobioeconômica de emissões-remoções – para tratar das *variações* dos estoques – e um modelo microbioeconômico de otimização – para tratar da *conservação* dos estoques.

---

<sup>70</sup> Bartelmus (2003) identifica esse viés nas tendências que começaram a influenciar a contabilidade nacional no final da década de 1980 e ao longo da década de 1990. A medida do bem-estar ou da felicidade humana destinava-se a “levantar o véu do valor monetário” (p. 63) que encobria as deficiências dos indicadores macroeconômicos.

O capítulo reservado à aplicação do modelo BESF (Capítulo 6) vai, em conformidade com a proposição de El Serafy (1997), demonstrar como a disponibilidade de estoques de recursos naturais delimita, em última instância, suas variações. Noutras palavras, como a natureza sustenta (ou não) o crescimento econômico (bem-estar). O método de alocação dos fluxos de emissão (seção 5.4) fornece os limites bioeconômicos para o consumo de estoques de remoção. Agora, o método de distribuição dos estoques de remoção examina como a repartição inicial deles entre as fossas modifica o consumo total deles no futuro.

De outro modo, o método de distribuição dos estoques de remoção determina qual é o limite para que um dado perfil distributivo possa ser praticado. Como anunciado pela Figura 47 e pela Figura 52, há um *trade-off* entre a desigualdade nessa repartição ( $\lambda$ ) e a taxa de crescimento econômico ( $k$ ). O consumo futuro de estoques de remoção ( $X_{t+1}$ ) está condicionado à maneira como se escolha entre uma e outra.

#### 5.5.4 – Matriz de transferência ou matriz de emissões-remoções

O modelo BESF utiliza uma “matriz de transferência” (NIEMANN, 1986; AMANN & KLAASSEN, 1995; HUTTON & HALKOS, 1995; ALTMAN et al., 1996; Quadro 7 e Quadro 8) para demonstrar os impactos da escala de consumo de remoção sobre as fossas. Essa técnica possibilita não só tratar as relações *estoque-fluxo* mas também descrever a interação dos sistemas econômico e natural em termos da taxa de câmbio a que eles trocam matéria e energia (KÖHN, 1998). Medindo-se os estoques de matéria e energia de um sistema, bem como as taxas a que eles são trocados, podem-se avaliar a estabilidade dos processos que ocorrem no interior do sistema, sua velocidade e seus desvios em relação a um estado de equilíbrio. A “aceleração” da taxa de câmbio a que se trocam os estoques é imprimida pela taxa de crescimento ou, em certas circunstâncias, por desvios em relação a um estado de equilíbrio (KÖHN, 1998).

Desde o final dos anos 1960, a análise de insumo-produto tem sido aplicada para incluir os vínculos entre a economia e o meio ambiente (PERMAN et al., 1996). Enquanto as matrizes *monetárias* de insumo-produto (MIOTs – *Monetary Input-Output Tables*) registram todas as transações efetuadas em valores monetários (*e.g.*, US\$ bilhões), as matrizes *físicas* de insumo-produto (PIOTs – *Physical Input-Output Tables*) medem todas as transferências observadas em unidades físicas (*e.g.*, unidades de massa, tais como MtC). As PIOTs têm-se sobressaído, quando, como na Economia Ambiental e de Recursos Naturais, os fluxos materiais e seus vínculos interessam (DIETZENBACHER, 2005).



Através dessas matrizes, a análise insumo-produto procura determinar como cada sistema responde e se adapta a mudanças nos ambientes natural e socioeconômico. Nessa perspectiva, o conceito de *sustentabilidade* desloca-se do consumo e do bem-estar para avaliar o ajustamento à mudança. Assim, o *desenvolvimento sustentável* é definido no âmbito de um sistema aberto, no qual os processos que lhe são inerentes só conseguem sustentá-lo dentro de certos limites (KÖHN, 1998).

As “contas periféricas” (*satellite accounts*) da macroeconomia ambiental agregam à contabilidade tradicional três tipos de vínculo entre a economia e o meio ambiente. Num desses apêndices, o meio ambiente aparece como *fonte* dos recursos naturais extraídos ou explorados pelo sistema econômico. Numa segunda submatriz, o meio ambiente apresenta-se como *fossa* de resíduos. Por fim, ainda se acrescenta uma última matriz acessória, para incluir as atividades voltadas para o *abatimento* ou a *reversão* dos danos ambientais (PERMAN et al., 1996).

O problema metodológico com essas contas periféricas é que as informações que elas acrescentam – tais como, emissões de CO<sub>2</sub>, resíduos, uso da terra – não se inserem de maneira essencial no esquema contábil (EL SERAFY, 1997; DIETZENBACHER, 2005). Se o objetivo delas é descrever o estado do meio ambiente, a ênfase deveria ser dirigida aos *estoques* ambientais. No entanto, para esse propósito, as unidades de medida não deveriam ser monetárias. Uma vez que os valores monetários flutuam no mercado, sua contribuição à conservação ambiental fica bastante reduzida.

O véu da moeda encobre variações significativas em volumes físicos. Logo, para se avaliarem as mudanças ambientais, o mais apropriado é utilizarem-se unidades ou indicadores físicos. É mais provável que os indicadores físicos da degradação ambiental sirvam melhor às metas ambientais do que a contabilidade macroeconômica pode fazer (EL SERAFY, 1997). Ao inseri-los, deliberadamente, em contas periféricas, a contabilidade macroeconômica indica que, na prática, as esferas econômica e ambiental continuam separadas. Sua integração só se realiza *fora* das contas nacionais tradicionais, que, de resto, continuam indiferentes à mudança ambiental e úteis apenas à análise econômica (EL SERAFY, 1997).

Por outro lado, nos esquemas PIOT, mesmo os fluxos de recursos sem nenhum valor econômico são integrados ao sistema contábil (HUBACEK & GILJUM, 2003). No lado dos insumos da economia, os esquemas PIOT incluem o meio ambiente como *fonte* de recursos e matérias-primas (3º. quadrante); no lado dos produtos, o meio ambiente figura como *fossa* de resíduos ou emissões (2º. quadrante) (HUBACEK & GILJUM, 2003; Figura 56).

<b>MIOT</b> (em unidades monetárias)		<b>PIOT</b> (em unidades físicas)	
1° quadrante	2° quadrante	1° quadrante	2° quadrante
Transferências intersetoriais	Demanda final	Transferências intersetoriais	Demanda final Resíduos
3° quadrante		3° quadrante	
Valor adicionado Importações		Insumos primários Importações	

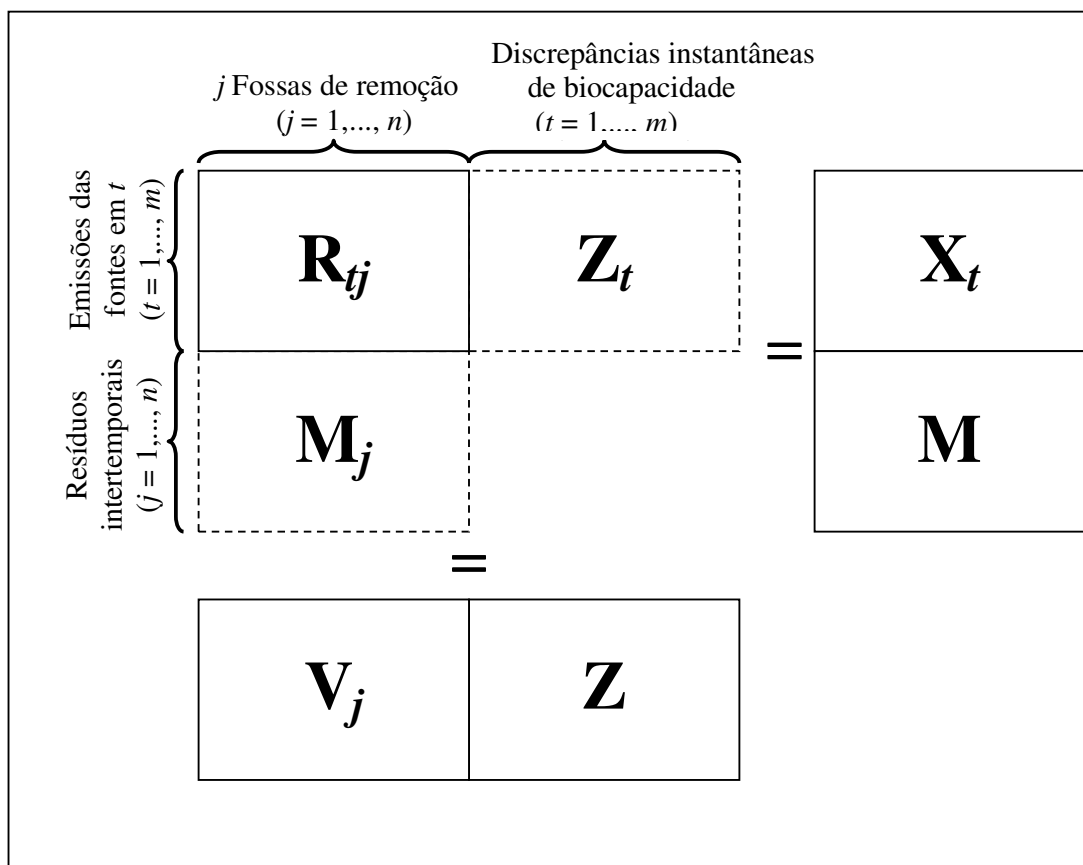
Fonte: HUBACEK & GILJUM (2003, p. 139)

Figura 56 – Descrição geral dos esquemas MIOT e PIOT

Representação estilizada do Quadro 7, a Figura 57, abaixo, é derivada de um esquema PIOT (Figura 56, acima). A diferença é que, na Figura 57, os resíduos ( $M_j$ ) não são tratados como subprodutos da demanda final. Ao invés, são considerados como insumos primários que, ao longo do tempo, determinam a produção de estoques de remoção. A demanda final, portanto, é constituída pela remoção total ( $X_t$ ) realizada pelas fossas  $j$  em cada período  $t$ .

Uma analogia arquitetônica é útil para descrever a mecânica ilustrada pela Figura 57. Pode-se pensar nela como uma peça arquitetônica erigida a partir de um conjunto de blocos que se vão empilhando uns sobre os outros. Cada elemento da coluna de sustentação da estrutura mantém uma relação proporcional com o “peso da viga” (total da linha) correspondente.

Estruturalmente, essas proporções devem ser tais que o peso na extremidade livre (solta) da “viga” não seja maior que aquele suportado pela base da coluna (total da coluna). Caso contrário, a “viga” penderá para baixo, e a estrutura (sistema) não se sustentará (desequilíbrio). Quando os “pesos” (da “viga” e da coluna) se equivalem, os “pesos” dos blocos  $Z_t$  e  $M_j$  também se equivalem. Ou seja, o equilíbrio da estrutura como um todo repousa num arranjo *simétrico*. Pela Equação 175 e pela Equação 178 (Quadro 8), observa-se que tal simetria é assegurada por uma taxa bioeconômica de câmbio unitária ( $\varepsilon = 1$ ). Esse equilíbrio, contudo, não será estável, enquanto persistirem divergências econômicas ( $k_j \neq k$ ) entre as fossas. Essas disparidades atuarão, insidiosamente, como “forças de percolação”, que terminarão corrompendo o equilíbrio ecológico e abalando a sustentação da estrutura.



Fontes: Adaptado de PERMAN et al. (1996, p. 351) e HUBACEK & GILJUM (2003, p. 139)

Figura 57 – Representação estilizada da matriz dinâmica de emissões-remoções (Quadro 7)

Bioeconomistas e economistas ecológicos têm sugerido a aplicação de modelos PIOT para tratar dos aspectos da atividade econômica relacionados ao uso da terra. Além de contemplar os fluxos de matéria e energia, essa metodologia permite calcular a apropriação direta e indireta de áreas de terra para atender as atividades de produção e consumo (HUBACEK & GILJUM, 2003).

Na verdade, essa idéia foi tomada de empréstimo ao método da “pegada ecológica” – ou *Ecological Footprint* (EF) (WACKERNAGEL & REES, 1996). Similarmente, parte-se do consumo de recursos ( $C_i$ ) por uma população qualquer em dado período. Esse consumo é, para cada item ou recurso ( $i$ ), convertido em unidades de massa (toneladas – t). A seguir, desde que conhecida a produtividade média (em t ha<sup>-1</sup>) por período para cada item de consumo examinado ( $p_i$ ), pode-se calcular de quantas unidades de área ( $aa_i$ ), em hectares (ha), se precisa para atender aquele nível de consumo (WACKERNAGEL & REES, 1996, p. 66; Equação 210).

$$aa_i = \frac{C_i(t)}{p_i(t/ha)}$$

$$EF = \sum_{i=1}^n aa_i$$

Equação 210

Apesar da sua simplicidade, o cálculo da “pegada ecológica” tem sido vigorosamente criticado por somar, de forma indiscriminada, terra existente com “terra-fantasma” (*phantom land*) ou terra hipotética (WACKERNAGEL & REES, 1996; VAN DEN BERGH & VERBRUGGEN, 1999; HUBACEK & GILJUM, 2003). A área de terra necessária para atender determinado nível de consumo pode não só ser inexistente como, pior, realisticamente impossível de existir. Em todo caso, especulações desse tipo alimentam uma “falsa concretude” (VAN DEN BERGH & VERBRUGGEN, 1999, p. 64), à medida que desconsideram a existência concreta de limites geográficos para a expansão ou disponibilidade de terras.

Tampouco o enfoque da “pegada ecológica” possibilita distinguir entre o uso sustentável e insustentável da terra. Uma atividade econômica qualquer que ocupe uma pequena área de terra apresentará, por conseguinte, uma reduzida pegada ecológica. Todavia isso não necessariamente significa que essa atividade seja desenvolvida em bases ecologicamente sustentáveis. Como costuma acontecer com a agricultura e a pecuária, os métodos poupadores de terra mas altamente intensivos de produção exercem, em geral, maior pressão ambiental do que os métodos extensivos (VAN DEN BERGH & VERBRUGGEN, 1999).

Por fim, a conversão de unidades de massa em áreas de terra só é possível para produtos bióticos (agrícolas, florestais ou pesqueiros). Produtos como matérias-primas abióticas ou manufaturas não podem ter suas massas diretamente convertidas em unidades de área (HUBACEK & GILJUM, 2003). Por trás dessa ressalva, pairam os preços monetários. A conversão de valores monetários (MIOT) em quantidades físicas (PIOT) não é tão simples (DIETZENBACHER, 2005). Embora se encontrem estudos que, deliberada (WEISZ & DURCHIN, 2004) ou inadvertidamente (MACHADO et al., 2001), desautorizem essa observação, não existe correlação do valor monetário nem com o peso (massa) das mercadorias, nem com o conteúdo energético delas. O valor monetário por unidade de energia (ou massa) do diamante, por exemplo, é muito maior do que o valor monetário por unidade de energia (ou massa) do carvão (AYRES, 2004).

Em virtude disso, a vantagem dos modelos PIOT é que eles medem os fluxos intra-setoriais em unidades físicas (toneladas); não em unidades monetárias, como os modelos MIOT. Sugere-se, assim, que a análise insumo-produto se beneficia da aplicação de esquemas PIOT, uma vez que (HUBACEK & GILJUM, 2003):

- a) a maioria dos setores intensivos em materiais também corresponde àqueles com as taxas mais elevadas de apropriação de terra;
- b) a apropriação de terra em relação aos fluxos materiais de cada setor é mais importante para avaliar as pressões ambientais do que a apropriação de terra em relação aos fluxos monetários descritos pelos esquemas MIOT.

Há quem conteste essas conclusões. Conjetura-se que as enormes discrepâncias observadas entre modelos MIOT e PIOT devam-se menos às virtudes deste do que ao desrespeito por certos pressupostos metodológicos. A rigor, um modelo insumo-produto básico, que utilize uma matriz de coeficientes ( $\mathbf{A}$ ) (Equação 211 e Equação 212) derivada de um esquema MIOT, é estritamente equivalente a outro, que utilize uma matriz de coeficientes derivada de um esquema PIOT. Só haverá discrepância se o pressuposto de preço único para o produto característico de cada indústria (ou setor) for violado. Se, por outro lado, se presumirem preços setoriais homogêneos, ambos os esquemas produzirão resultados semelhantes (WEISZ & DUCHIN, 2004).

#### 5.5.4.1 – Álgebra matricial

Como o modelo BESF abstrai os preços monetários, essa discussão, embora pertinente, não lhe é tão crucial quanto para os modelos que deduzem desigualdades comerciais a partir de discrepâncias entre preços e conteúdo energético das mercadorias (WYCKOFF & ROOP, 1994; SCHAEFFER & SÁ, 1996; MACHADO et al., 2001). Embora derive de um esquema PIOT, um arranjo matricial como o da Figura 57 e do Quadro 7 atribui-se uma função mais próxima à de uma matriz de transferência num sistema constituído por fontes e fossas de emissão (NIEMANN, 1986; AMANN & KLAASSEN, 1995; HUTTON & HALKOS, 1995; ALTMAN et al., 1996). A matriz  $\mathbf{R}_{ij}$ , na Figura 57, permite obter uma matriz auxiliar,  $\mathbf{A}'_{ji}$ , contendo os “coeficientes de transferência”. Esses coeficientes são calculados a partir da proporção entre a remoção observada em cada célula ( $x_{ij}$ ) da matriz  $\mathbf{R}_{ij}$  e a remoção total realizada no respectivo período ( $\mathbf{X}_i$ ) (Equação 211).

$$a'_{jt} = \frac{x'_{jt}}{X_t},$$

Equação 211

onde o sinal diacrítico (') designa um elemento pertencente a uma matriz transposta.

Através dessas proporções, é possível conhecer a contribuição que cada fossa oferece à remoção total em dado período. Como, além disso, o estoque de carbono armazenado está relacionado com a área (em ha) de cada fossa, as proporções fornecidas pela Equação 211 permitem determinar a extensão de terra (em ha) que cada fossa deve ocupar para gerar a remoção indicada pelas respectivas proporções. Por isso essas razões vão ser chamadas de *coeficientes fitogeográficos* ( $a_{ij}$ ).

Por força da álgebra matricial, a operação  $a_{ij} = x_{ij}/X_t$  ou  $a_{ij}X_t = x_{ij}$  não pode ser realizada. O produto matricial  $\mathbf{A}_{(t \times j)}\mathbf{X}_{(t \times 1)}$  não é possível. Mas  $\mathbf{A}'_{(j \times t)}\mathbf{X}_{(t \times 1)}$  é. Precisa-se, então, transpor a matriz  $\mathbf{A}$  dos *coeficientes fitogeográficos*. Por essa transposição, resulta:

$$\begin{aligned} \mathbf{R}_{(t \times j)} &= \begin{bmatrix} x_{11} & x_{12} \\ x_{21} & x_{22} \end{bmatrix} \rightarrow \mathbf{R}'_{(j \times t)} = \begin{bmatrix} x'_{11} & x'_{21} \\ x'_{12} & x'_{22} \end{bmatrix} \\ \mathbf{A}_{(t \times j)} &= \begin{bmatrix} a_{11} = \frac{x_{11}}{X_1} & a_{12} = \frac{x_{12}}{X_1} \\ a_{21} = \frac{x_{21}}{X_2} & a_{22} = \frac{x_{22}}{X_2} \end{bmatrix} \rightarrow \mathbf{A}'_{(j \times t)} = \begin{bmatrix} a'_{11} = \frac{x'_{11}}{X_1} & a'_{12} = \frac{x'_{12}}{X_2} \\ a'_{21} = \frac{x'_{21}}{X_1} & a'_{22} = \frac{x'_{22}}{X_2} \end{bmatrix}, \end{aligned}$$

Equação 212

onde, novamente, o sinal diacrítico (') simboliza uma matriz transposta ou os seus elementos, e onde  $t = 2$  ou  $j = 2$  é uma simplificação para  $t = m$  e  $j = n$ .

Embora essa simplificação não comprometa a análise, é interessante ressaltar que, qualquer que seja a ordem ( $t \times j$ ) da matriz  $\mathbf{R}$ , o produto matricial  $\mathbf{A}'_{(j \times t)}\mathbf{X}_{(t \times 1)}$  será sempre possível. Isso significa que a matriz  $\mathbf{R}$  de emissões-remoções pode conter tantas fossas ( $j$ ) quantos períodos ( $t$ ) se desejarem. Entretanto, ao contrário do que ocorre com modelos insumo-produto tradicionais, estáticos e com proporções fixas de insumos, seus sucedâneos dinâmicos devem admitir que essas proporções variem. Como fazem os modelos CGE (*Computable General Equilibrium*), podem-se, para fins dinâmicos, admitir ajustamentos espaciais (alterações na área ocupada pelas fossas) ou tecnológicos (intensidade de remoção por hectare) nos coeficientes fitogeográficos ( $a_{ij}$ ).

Num modelo insumo-produto típico, esses ajustes não são permitidos. Essa relativa rigidez dos coeficientes técnicos constitui uma desvantagem óbvia. Subestima, por exemplo, a substituição entre insumos produtivos (*e.g.*, usos do solo) em resposta a variações nos seus preços relativos (PERMAN et al., 1996). Embora mantenha a tradição de ser basicamente orientado pela demanda (evolução do PIB), o modelo apresentado no Quadro 7 não está restrito à estática comparativa dos modelos insumo-produto tradicionais. O elemento dinâmico (*t*) foi inserido na própria estrutura (linhas) da matriz. Seus resultados, portanto, comportam trocas, escolhas e substituições intertemporais. Como se esclarecerá em seguida, os preços resultantes indicam o valor (bioeconômico) relativo de uma estratégia (mitigação ou conservação) em relação a outra, não só através do espaço (fossas) mas também através do tempo.

Com base na Equação 211 e na Equação 212, uma estrutura como a do Quadro 7 pode ser matricialmente descrita por:

$$\begin{bmatrix} a'_{11} & a'_{12} \\ a'_{21} & a'_{22} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} X_1 \\ X_2 \end{bmatrix} - \begin{bmatrix} M_1 \\ M_2 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} V_1 \\ V_2 \end{bmatrix},$$

$$\mathbf{A}'\mathbf{X} - \mathbf{M}' = \mathbf{V}'$$

**Equação 213**

pois  $a'_{jt} \times X_t = x'_{jt}$  (pela Equação 211). Da mesma forma, com base na Equação 214

$$a_{ij} = \frac{x_{ij}}{V_j},$$

**Equação 214**

pode-se alternativamente descrevê-la como:

$$\begin{bmatrix} a_{11} & a_{12} \\ a_{21} & a_{22} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} V_1 \\ V_2 \end{bmatrix} - \begin{bmatrix} Z_1 \\ Z_2 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} X_1 \\ X_2 \end{bmatrix},$$

$$\mathbf{A}\mathbf{V}' - \mathbf{Z} = \mathbf{X}$$

**Equação 215**

pois  $a_{ij} \times V_j = x_{ij}$  (pela Equação 214).

Reunindo-se e rearranjando-se as últimas expressões da Equação 213 e da Equação 215, tem-se:

$$\underset{(j \times t)}{\mathbf{A}'} \underset{(t \times 1)}{\mathbf{X}} - \underset{(j \times 1)}{\mathbf{V}'} = \underset{(j \times 1)}{\mathbf{M}'}$$

$$-\underset{(t \times 1)}{\mathbf{X}} + \underset{(t \times j)}{\mathbf{A}} \underset{(j \times 1)}{\mathbf{V}'} = \underset{(t \times 1)}{\mathbf{Z}},$$

$$\begin{bmatrix} \mathbf{A}' & -\mathbf{I} \\ -\mathbf{I} & \mathbf{A} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} \mathbf{X} \\ \mathbf{V}' \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \mathbf{M}' \\ \mathbf{Z} \end{bmatrix}$$

Equação 216

onde  $\mathbf{I}$  = matriz identidade.

Na prática, o que se busca é resolver o sistema da Equação 216 para o caso em que  $\mathbf{M}' = \mathbf{Z}$  ( $\mathbf{m} = \mathbf{z}$ ) ou  $\mathbf{M}' - \mathbf{Z} = \mathbf{0}$  ( $\mathbf{m} - \mathbf{z} = \mathbf{0}$ ). Somente nessas circunstâncias,  $M = Z$  (Quadro 7 e Figura 57). Com isso, como se demonstrará,  $\varepsilon = 1$  e  $p_{jt} = 1$  (com  $j = t$ ). Quando inexistente “endividamento ecológico”, a taxa bioeconômica de câmbio ( $\varepsilon$ ) e os preços ( $p$ ) da estratégia  $j$  no período  $t$  (com  $j = t$ ) igualam-se à unidade. Resolve-se, então, o sistema ou para  $\mathbf{M}'$  ou para  $\mathbf{Z}$ . Porquanto, em equilíbrio, esses vetores devam ser idênticos, basta encontrar um deles. Se, junto com a remoção do carbono atmosférico, a idéia é também planejar a distribuição geográfica das fossas ao longo do tempo, é mais conveniente encontrar  $\mathbf{M}'$  em função de  $\mathbf{X}$  (Equação 217) do que  $\mathbf{Z}$  em função de  $\mathbf{V}'$ .

$$\mathbf{M}' - \mathbf{Z} = \mathbf{0}$$

$$\mathbf{M}' = \mathbf{Z}$$

$$\mathbf{A}'\mathbf{X} - \mathbf{V}' = -\mathbf{X} + \mathbf{A}\mathbf{V}'$$

$$\mathbf{A}'\mathbf{X} + \mathbf{X} = \mathbf{A}\mathbf{V}' + \mathbf{V}'$$

$$(\mathbf{A}' + \mathbf{I})\mathbf{X} = (\mathbf{A} + \mathbf{I})\mathbf{V}'$$

$$(\mathbf{A}' + \mathbf{I})\mathbf{X} = (\mathbf{A} + \mathbf{I})[\mathbf{A}'\mathbf{X} - \mathbf{M}']$$

$$\mathbf{A}'\mathbf{X} + \mathbf{X} = \mathbf{A}\mathbf{A}'\mathbf{X} - \mathbf{A}\mathbf{M}' + \mathbf{A}'\mathbf{X} - \mathbf{M}'$$

$$\mathbf{X} = \mathbf{A}\mathbf{A}'\mathbf{X} - \mathbf{A}\mathbf{M}' - \mathbf{M}'$$

$$\mathbf{A}\mathbf{M}' + \mathbf{M}' = \mathbf{A}\mathbf{A}'\mathbf{X} - \mathbf{X}$$

$$(\mathbf{A} + \mathbf{I})\mathbf{M}' = (\mathbf{A}\mathbf{A}' - \mathbf{I})\mathbf{X}$$

$$\mathbf{M}' = (\mathbf{A} + \mathbf{I})^{-1}(\mathbf{A}\mathbf{A}' - \mathbf{I})\mathbf{X}$$

Equação 217



A solução apresentada pela Equação 217 supõe que as quantidades futuras da matriz-coluna  $\mathbf{X}$  já sejam conhecidas. Nesse caso, a matriz de coeficientes  $\mathbf{A}$  fica automaticamente determinada, só restando encontrar  $\mathbf{M}'$ . Na prática, entretanto, normalmente são as quantidades futuras  $(x_2, y_2)$  de  $\mathbf{X}$  que interessa conhecer. A Equação 217 não contribui para avaliar se as quantidades utilizadas no cálculo são ótimas ou não.

Para tanto, é preciso transformar a Equação 216 na função-objetivo de um problema de otimização não-condicionada (sem restrições). A idéia é *minimizar*  $\mathbf{M}'$  e  $\mathbf{Z}$ , tal que o sistema produza o menos possível de “excedentes” (no tempo e no espaço).

#### 5.5.4.2 – Otimização do consumo de estoques de remoção

Utiliza-se o “método dos mínimos quadrados”, para, primeiro, minimizar-se o consumo de estoques no espaço (fossas de remoção) e, depois, no tempo. No entanto, espacialmente, esse consumo está associado a  $\mathbf{X}$ , enquanto, temporalmente, está relacionado a  $\mathbf{V}'$ . Portanto a condição de primeira ordem para os quadrados de  $\mathbf{M}'$  e  $\mathbf{Z}$ , na função-objetivo, deve ser estabelecida primeiro com relação a  $\mathbf{X}$  e depois com relação a  $\mathbf{V}'$  (Quadro 12)<sup>71</sup>.

---

<sup>71</sup> Embora todas as variáveis presentes nessas equações representem matrizes, os cálculos são desenvolvidos como se se tratasse de variáveis algébricas ordinárias. Ainda que essa licenciosidade algébrica atente contra o rigor matemático, ela favorece a compreensão do que se procura concluir, sem perda alguma de generalidade.

Quadro 12 – Otimização do consumo de estoques de remoção

Problema de otimização	Enunciado	Soluções
Função-objetivo	MIN $F(\mathbf{M}', \mathbf{Z})$	
Condições de 1ª. ordem		
No espaço	$\frac{\partial(M')^2}{\partial X} = 0$	$\frac{\partial(M')^2}{\partial X} = 0$ $(M')^2 = (A'X - V')^2$ $(M')^2 = (A'X)^2 - 2A'XV' + (V')^2$ $\frac{\partial(M')^2}{\partial X} = 2A'X - 2A'V' = 0$ $X = V'$ <p style="text-align: center;"><b>Equação 218</b></p>
	$\frac{\partial(Z)^2}{\partial X} = 0$	$\frac{\partial(Z)^2}{\partial X} = 0$ $(Z)^2 = (AV' - X)^2$ $(Z)^2 = (AV')^2 - 2AV'X + (X)^2$ $\frac{\partial(Z)^2}{\partial X} = -2AV' + 2X = 0$ $X = AV'$ $V' = A^{-1}X$ <p style="text-align: center;"><b>Equação 219</b></p>
No tempo	$\frac{\partial(M')^2}{\partial V'} = 0$	$\frac{\partial(M')^2}{\partial V'} = 0$ $(M')^2 = (A'X - V')^2$ $(M')^2 = (A'X)^2 - 2A'XV' + (V')^2$ $\frac{\partial(M')^2}{\partial V'} = -2A'X + 2V' = 0$ $V' = A'X$ $X = (A')^{-1}V'$ <p style="text-align: center;"><b>Equação 220</b></p>
	$\frac{\partial(Z)^2}{\partial V'} = 0$	$\frac{\partial(Z)^2}{\partial V'} = 0$ $(Z)^2 = (AV' - X)^2$ $(Z)^2 = (AV')^2 - 2AV'X + (X)^2$ $\frac{\partial(Z)^2}{\partial V'} = 2AV' - 2AX = 0$ $X = V'$ <p style="text-align: center;"><b>Equação 221</b></p>

A Equação 218 e a Equação 221, no Quadro 12, confirmam o “princípio da simetria”, manifesto pela Figura 57. O primeiro desdobramento desse princípio é que ele abrevia o cálculo dos elementos de  $\mathbf{A}$ ,  $\mathbf{A}'$  e  $\mathbf{X}$  que conduzem a  $\varepsilon = 1$  (ou  $\mathbf{M}' = \mathbf{Z}$ , na Equação 217). Substituindo-se a penúltima expressão da Equação 220 no lado direito da Equação 218 ou da Equação 221, tem-se como resultado:

$$\begin{aligned} \mathbf{X} &= \mathbf{V}' \\ \mathbf{X} &= \mathbf{A}'\mathbf{X} \\ \mathbf{A}'\mathbf{X} - \mathbf{X} &= \mathbf{0} \\ (\mathbf{A}' - \mathbf{I})\mathbf{X} &= \mathbf{0} \end{aligned}$$

**Equação 222**

A Equação 222 permite encontrar  $X$  futuro ( $X_2$ ) a partir de uma distribuição inicial e de uma distribuição futura arbitrária dos estoques de remoção entre as fossas. Inversamente, permite obter a distribuição futura dos estoques de remoção a partir de sua distribuição inicial e de uma estimativa de crescimento para  $X$ . Sempre que a igualdade prescrita pela Equação 222 se verifica, necessariamente  $\varepsilon = 1$ .

Logicamente, por ter sido obtida através do princípio da simetria (Equação 218 e Equação 221), a Equação 222 estabelece a condição *necessária* para alcançar-se  $\varepsilon = 1$ . Tal condição, contudo, não assegura que essa taxa ( $\varepsilon = 1$ ) possa ser sustentada. As expectativas de crescimento para  $X$  (i.e.,  $X_2$ ) podem mudar, à medida que elas se alterem profundamente entre as fossas. Essas disparidades econômicas no interior da matriz  $\mathbf{R}$  (Equação 212) manifestam-se através de  $k_j \neq k$  (Quadro 8 e Equação 174). Aos poucos, tenderão a desmanchar o equilíbrio ecológico definido por  $\varepsilon = 1$ . Qual é, então, a condição *suficiente* para preservá-lo?

A Equação 222 oferece uma pista nessa direção. A Equação 222 representa, na verdade, uma *equação característica*, em que o autovalor  $r = 1$  está oculto:

$$(\mathbf{A}' - r\mathbf{I})\mathbf{X} = \mathbf{0}$$

**Equação 223**

Desde que a matriz-coluna  $\mathbf{X}$  (ou vetor  $\mathbf{x}$ ) é não-nula(o), a solução da Equação 223 só existe se  $(\mathbf{A}' - r\mathbf{I}) = \mathbf{0}$  ou se  $\mathbf{A}'\mathbf{X} = r\mathbf{X}$  (BOLDRINI et al., 1980; STRANG, 1988).

Da álgebra linear, sabe-se que o determinante de um sistema de equações é que define suas soluções. Se o determinante não é nulo, o sistema tem uma única solução. Por outro lado,

se o determinante se anula, então o sistema tem infinitas soluções. Portanto, se  $\det(\mathbf{A}' - r\mathbf{I}) = |\mathbf{A}' - r\mathbf{I}| \neq 0$ , a Equação 223 tem uma *única* solução. Para que a Equação 223 seja logicamente consistente, essa solução única deve ser *necessariamente*  $\mathbf{X} = \mathbf{0}$  (BATSCHELET, 1978; BOLDRINI et al., 1980). Entretanto essa solução é destituída de qualquer interesse prático. Afinal, já se sabe de antemão que  $\mathbf{X} \neq \mathbf{0}$ . Do contrário, tratar-se-ia de um sistema bioeconômico no qual o consumo de remoção seria nulo o tempo todo. Portanto, por surpreendente que pareça, deve-se estar interessado nas múltiplas soluções do sistema homogêneo<sup>72</sup> descrito pela Equação 223. Para isso, é preciso que  $\det(\mathbf{A}' - r\mathbf{I}) = |\mathbf{A}' - r\mathbf{I}| = 0$ . Quando isso ocorre,  $\mathbf{X} = (X_1, X_2, \dots, X_m) \neq \mathbf{0}$  (BATSCHELET, 1978; BOLDRINI et al., 1980).

O determinante relevante para a solução da Equação 223 é chamado de *polinômio característico* (Equação 224) (STRANG, 1988; POOLE, 2004):

$$\begin{aligned} |A'-rI| &= 0 \\ \begin{vmatrix} a'_{11} - r & a'_{12} \\ a'_{21} & a'_{22} - r \end{vmatrix} &= 0 \\ (a'_{11} - r)(a'_{22} - r) - a'_{12}a'_{21} &= 0 \\ r^2 - (a'_{11} + a'_{22})r + (a'_{11}a'_{22} - a'_{12}a'_{21}) &= 0 \end{aligned}$$

#### Equação 224

Quando a raiz desse polinômio é única e dada por  $r = 1$ , o autovetor correspondente – isto é, a matriz-coluna  $\mathbf{X}$  reunindo todos os elementos  $X_i$  – conterá as quantidades totais de remoção por período que garantem o equilíbrio de estado estacionário (equilíbrio estável) (STRANG, 1988). Para que, na Equação 224,  $r = 1$ , deve-se ter  $a'_{11} = a'_{12} = a'$  e  $a'_{21} = a'_{22} = d'$  (Equação 225):

<sup>72</sup> Um sistema de equações em que todos os números à direita da igualdade são zero é chamado de sistema *homogêneo*. Se pelo menos um número à direita da igualdade for diferente de zero, o sistema é considerado *não-homogêneo*. Os sistemas homogêneos admitem dois tipos de solução: as soluções *triviais* (i.e., nulas) e as soluções *não-triviais* (não-nulas). “Se existe ou não uma solução *não-trivial*, isso depende do determinante dos coeficientes” (BATSCHELET, 1978, p. 482). Se o determinante se anula, as equações são *linearmente dependentes*. Portanto basta uma delas para calcular-se a solução *não-trivial* (BATSCHELET, 1978).

$$\begin{aligned} \begin{vmatrix} a'-r & a' \\ d' & d'-r \end{vmatrix} &= 0 \\ r^2 - (a'+d')r + (a'd' - a'd') &= 0 \\ r^2 - (a'+d')r &= 0 \\ r^2 &= (a'+d')r \\ r &= a'+d' \end{aligned}$$

#### Equação 225

Por definição, os coeficientes fitogeográficos representam proporções. De acordo com a Equação 211,  $0 < a' < 1$  e  $0 < d' < 1$ . Mas, como ocorre com todas as proporções,  $a' + d' = 1$ . Logo, o resultado da Equação 225 é realmente  $r = 1$ .

Esse resultado indica que o sistema fontes-fossas de emissão só é estável se a distribuição da remoção (“riqueza”) entre as fossas nunca se modifica. Isso significa que cada fossa deve, período após período, manter inalterada sua participação relativa (percentual) na economia da remoção. Na matriz transposta  $\mathbf{A}'_{(j \times i)}$ , essa condição é expressa por *colunas* idênticas, cujo somatório é sempre igual à unidade (STRANG, 1988).

Essa matriz é análoga à *matriz de transição* nos *processos de Markov* (STRANG, 1988; POOLE, 2004, p. 203). Quando a matriz  $\mathbf{A}'$  multiplica um *vetor de estado* (POOLE, 2004), tal como  $\mathbf{X}$  (Equação 213 e Equação 220), o produto resultante consiste numa estimativa do valor biofísico *futuro* ( $\mathbf{V}'$ ) de cada fossa, com base nos respectivos processos *presentes* de remoção ( $\mathbf{X}$ ).

Conclui-se que o “princípio da simetria”, indicado pela Equação 218, pela Equação 221 e pela Equação 222, constitui uma condição necessária, mas não suficiente, para garantir a sustentação da estrutura mostrada na Figura 57. A condição suficiente só é satisfeita se  $r = 1$ , na Equação 225. Quer dizer, não basta, para a estabilidade do sistema, que a matriz  $\mathbf{R}$  (Equação 212) seja simétrica ( $x_{21} = x_{12}$ ). A identidade entre essas *quantidades* não significa, necessariamente, que suas *proporções* – ou coeficientes fitogeográficos (Equação 211) – vão permanecer inalteradas(os). A condição *suficiente*, estabelecida pela Equação 223, pela Equação 224 e pela Equação 225, requer que as *proporções*, mais que as *quantidades*, sejam preservadas.

Se os coeficientes fitogeográficos designados por essas proporções se alteram, a remoção (“riqueza”) é redistribuída entre as fossas. Isso provoca mudanças nas taxas de crescimento em cada fossa. Em resposta, as taxas de juro/retorno também se modificam e impedem o equilíbrio econômico entre as fossas. Enquanto esses movimentos persistirem, não

há garantia de que a simetria conquistada pela Equação 218 e pela Equação 221 vá-se sustentar.

Nesse sentido, o equilíbrio bioeconômico *estável* é estritamente conservador. Exige a manutenção, ao longo do tempo, da distribuição inicial (*baseline*) dos estoques de remoção. Por isso é que ele foi identificado, na seção 4.4.3, com a capacidade bioeconômica de suporte. O tamanho do estoque de remoção que gera  $K_H$ , através da Equação 192, é o que torna estável o sistema fontes-fossas de emissão (Equação 223, Equação 225, Figura 57).

#### 5.5.4.3 – Álgebra vetorial

O “princípio da simetria” pode ser demonstrado geometricamente, através de vetores. As *colunas* do Quadro 7 (matriz  $\mathbf{R}_{i \times j}$ ) podem ser expressas vetorialmente como:

$$\begin{aligned} \mathbf{x} + \mathbf{y} &= \mathbf{X} \\ \begin{bmatrix} x_1 \\ x_2 \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} y_1 \\ y_2 \end{bmatrix} &= \begin{bmatrix} X_1 \\ X_2 \end{bmatrix} \\ \mathbf{y} - \mathbf{x} &= \mathbf{z} \\ \begin{bmatrix} y_1 \\ y_2 \end{bmatrix} - \begin{bmatrix} x_1 \\ x_2 \end{bmatrix} &= \begin{bmatrix} Z_1 \\ Z_2 \end{bmatrix} \end{aligned}$$

**Equação 226**

Da mesma forma, suas *linhas* podem ser expressas vetorialmente como:

$$\begin{aligned} \mathbf{v}_1 + \mathbf{v}_2 &= \mathbf{v} \\ \begin{bmatrix} x_1 \\ y_1 \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} x_2 \\ y_2 \end{bmatrix} &= \begin{bmatrix} V_1 \\ V_2 \end{bmatrix} \\ \mathbf{v}_2 - \mathbf{v}_1 &= \mathbf{m} \\ \begin{bmatrix} x_2 \\ y_2 \end{bmatrix} - \begin{bmatrix} x_1 \\ y_1 \end{bmatrix} &= \begin{bmatrix} M_1 \\ M_2 \end{bmatrix} \end{aligned}$$

**Equação 227**

Essa notação vetorial ajuda a elucidar por que arranjos matriciais simétricos sempre conduzirão à *eficiência ecológica* ( $\varepsilon = 1$ ) (Equação 222). Como se viu na seção anterior e na seção 5.4.4, essa condição é necessária, mas não suficiente, para determinar o limite

bioeconômico ( $K_H$ ). Esse limite exige ainda que se alcance a *eficiência econômica* ( $k_j = k$ ), também possível de ser deduzida a partir de arranjos simétricos.

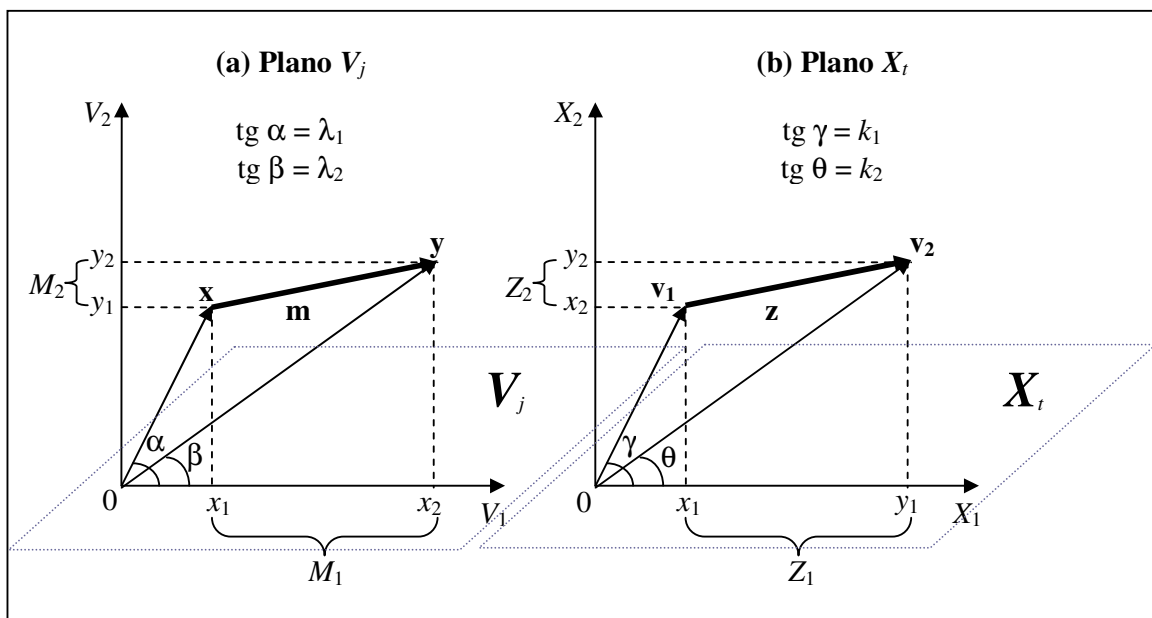


Figura 58 – Representação vetorial da matriz de remoção  $\mathbf{R}_{t,xj}$  (Quadro 7)

A partir da Figura 58, obtêm-se as definições constantes da Tabela 22:

Tabela 22 – Descrição vetorial da Figura 58

Subespaços vetoriais	Vetores ortogonais	
	Projeções (proj)	Perpendiculares (perp)
Plano $V_j$ ( $\mathbf{m}$ )	$x_1 = \text{proj}_{V_1}(\mathbf{x})$ $x_2 = \text{proj}_{V_1}(\mathbf{y})$	$y_1 = \text{perp}_{V_2}(\mathbf{x})$ $y_2 = \text{perp}_{V_2}(\mathbf{y})$
Plano $X_t$ ( $\mathbf{z}$ )	$x_1 = \text{proj}_{X_1}(\mathbf{v}_1)$ $y_1 = \text{proj}_{X_1}(\mathbf{v}_2)$	$x_2 = \text{perp}_{X_2}(\mathbf{v}_1)$ $y_2 = \text{perp}_{X_2}(\mathbf{v}_2)$

As definições algébricas apresentadas no Quadro 8 podem, agora, com base na Figura 58 e na Tabela 22, ser traduzidas *vetorialmente*. Essa versão vetorial é mais vantajosa para a compreensão geométrica da simetria.

Os valores de  $Z$  (Equação 176) e  $M$  (Equação 177), no Quadro 8, podem ser obtidos, geometricamente, através de somas (adição ou subtração) de vetores. Pela Figura 58.a e b, é fácil ver que os vetores-diferença  $\mathbf{m}$  e  $\mathbf{z}$  podem ser expressos em termos de suas respectivas projeções e perpendiculares. Aplicando-se a “regra do paralelogramo”, para a adição de

vetores, pode-se verificar que o vetor  $\mathbf{m}$  (Figura 58.a) corresponde ao vetor-soma de sua projeção ortogonal ( $M_1 = x_2 - x_1$ ) e sua perpendicular ( $M_2 = y_2 - y_1$ ). Da mesma forma, o vetor  $\mathbf{z}$  (Figura 58.b) corresponde ao vetor-soma de sua projeção ortogonal ( $Z_1 = y_1 - x_1$ ) e sua perpendicular ( $Z_2 = y_2 - x_2$ ). Portanto, em geral, é possível enunciar que qualquer vetor não-nulo pode ser expresso como a soma de sua projeção ortogonal e de sua perpendicular. Ou, noutras palavras, qualquer vetor não-nulo pode ser decomposto em outros dois vetores ortogonais elementares. Esse é o “teorema da decomposição espectral” ou “teorema da decomposição ortogonal”, bem conhecido na álgebra linear (BOLDRINI et al., 1980; STRANG, 1988; JOHNSON & WICHERN, 2002; LIPSCHUTZ & LIPSON, 2004; POOLE, 2004).

$$\mathbf{m} = \text{proj}_{V_1}(\mathbf{m}) + \text{perp}_{V_2}(\mathbf{m})$$

$$M = M_1 + M_2$$

**Equação 228**

$$\mathbf{z} = \text{proj}_{X_1}(\mathbf{z}) + \text{perp}_{X_2}(\mathbf{z})$$

$$Z = Z_1 + Z_2$$

**Equação 229**

### 5.5.5 – Teorema da simetria

Uma vez que o “teorema da decomposição espectral” se aplica a qualquer vetor não-nulo, fica claro que tanto os vetores do plano  $V_j$  quanto os do plano  $X_t$  (Figura 58) podem ser descritos por uma soma vetorial. Assim, no plano  $V_j$ :

$$\mathbf{x} = \text{proj}_{V_1}(\mathbf{x}) + \text{perp}_{V_2}(\mathbf{x})$$

$$X_1 = x_1 + y_1$$

$$\mathbf{y} = \text{proj}_{V_1}(\mathbf{y}) + \text{perp}_{V_2}(\mathbf{y})$$

$$X_2 = x_2 + y_2$$

**Equação 230**

e, no plano  $X_t$ :



$$\begin{aligned} \mathbf{v}_1 &= \text{proj}_{X_1}(\mathbf{v}_1) + \text{perp}_{X_2}(\mathbf{v}_1) \\ V_1 &= x_1 + x_2 \\ \mathbf{v}_2 &= \text{proj}_{X_1}(\mathbf{v}_2) + \text{perp}_{X_2}(\mathbf{v}_2) \\ V_2 &= y_1 + y_2 \end{aligned}$$

**Equação 231**

O problema da simetria consiste em determinar  $\mathbf{v}_2 = (x_2, y_2)$  a partir de  $\mathbf{v}_1 = (x_1, y_1)$  (Equação 227). Mas as componentes de  $\mathbf{v}_2$  figuram tanto no plano  $V_j$  – das importações  $\mathbf{m}$  (Figura 58.a) – quanto no plano  $X_t$  – das exportações  $\mathbf{z}$  (Figura 58.b). No plano  $V_j$ , a Figura 58.a, a Tabela 22, a Equação 227 e a Equação 230 permitem deduzir que:

$$\begin{aligned} M_2 &= y_2 - y_1 \\ M_2 &= y_2 - \text{perp}_{V_2}(\mathbf{x}) \\ y_2 &= M_2 + \text{perp}_{V_2}(\mathbf{x}). \\ M_2 &= \text{proj}_{V_1}(\mathbf{x}) \\ M_2 &= x_1 \end{aligned}$$

**Equação 232**

No plano  $X_t$ , a Figura 58.b, a Tabela 22, a Equação 226 e a Equação 231 levam a:

$$\begin{aligned} Z_2 &= y_2 - x_2 \\ Z_2 &= y_2 - \text{perp}_{X_2}(\mathbf{v}_1) \\ y_2 &= Z_2 + \text{perp}_{X_2}(\mathbf{v}_1). \\ Z_2 &= \text{proj}_{X_1}(\mathbf{v}_1) \\ Z_2 &= x_1 \end{aligned}$$

**Equação 233**

As conclusões da Equação 232 e da Equação 233 decorrem diretamente do “teorema da decomposição espectral”. Ambas estabelecem a condição necessária para a simetria (Equação 222), isto é, para  $\varepsilon = 1$  ou  $\mathbf{M}' = \mathbf{Z}$  (Equação 217). Desde que  $M_2 = Z_2 = x_1$ , pode-se, facultativamente, tomar a primeira expressão quer da Equação 232, quer da Equação 233, para verificar que:

$$y_2 = x_1 + y_1$$

$$y_2 = X_1$$

**Equação 234**

Em síntese, contanto que a demanda por estoque de remoção na fossa  $j = 2$  aumente segundo a Equação 234, o crescimento econômico será ecologicamente neutro ( $\epsilon = 1$ ). Quer dizer, não ocasionará nem dívida, nem crédito ecológico.

Além disso, os resultados da Equação 232 e da Equação 233 tornam-nas idênticas. Assim, com base na Equação 226 e na Equação 227, tem-se:

$$M_2 = Z_2$$

$$y_2 - y_1 = y_2 - x_2$$

$$x_2 = y_1$$

**Equação 235**

Substituindo-se a Equação 235 na Equação 234 e, outra vez, considerando-se a Equação 227, chega-se a:

$$y_2 = x_1 + x_2$$

$$y_2 = V_1$$

**Equação 236**

Enfim, comparando-se a Equação 234 com a Equação 236, demonstra-se que a solução do problema da simetria é dada por:

$$X_1 = V_1$$

**Equação 237**

De forma mais estrita do que a Equação 218 e a Equação 221, a Equação 237 representa uma regra simples de sustentabilidade ecológica ( $\epsilon = 1$ ). Ela confirma o princípio ilustrado na Figura 57. Desde que o peso na extremidade solta da “viga” ( $X_1$ ) seja igual àquele suportado pela base da coluna ( $V_1$ ), a estrutura não cederá. A novidade da Equação 237 é que o equilíbrio entre a primeira linha (viga) e a primeira coluna é suficiente para garantir a sustentação de toda a estrutura.

Infelizmente, essa sustentabilidade (BARTELMUS, 2003) ou eficiência (CORNING, 2002; JOLLANDS, 2006) ecológica não é garantia de estabilidade. Assim como a instabilidade ecológica pode conviver com a eficiência econômica, a instabilidade econômica pode coexistir com a eficiência ecológica. Todavia, no longo prazo, um sistema ecológico instável conduzirá o sistema econômico à ruína. Similarmente, enquanto a disparidade econômica entre as fossas, refletida por  $k_j \neq k$ , continuar atuando, a condição ecológica conferida por  $\varepsilon = 1$  não passará de um equilíbrio (ou sustentabilidade) precário(a).

Com base na Equação 228 e na Equação 229, é, enfim, possível elaborar uma versão mais completa da sustentabilidade. Aplicando-se os princípios geométricos enunciados nessas equações, os vetores  $\mathbf{m}$  e  $\mathbf{z}$  da Figura 58 podem ser representados como na Figura 59.

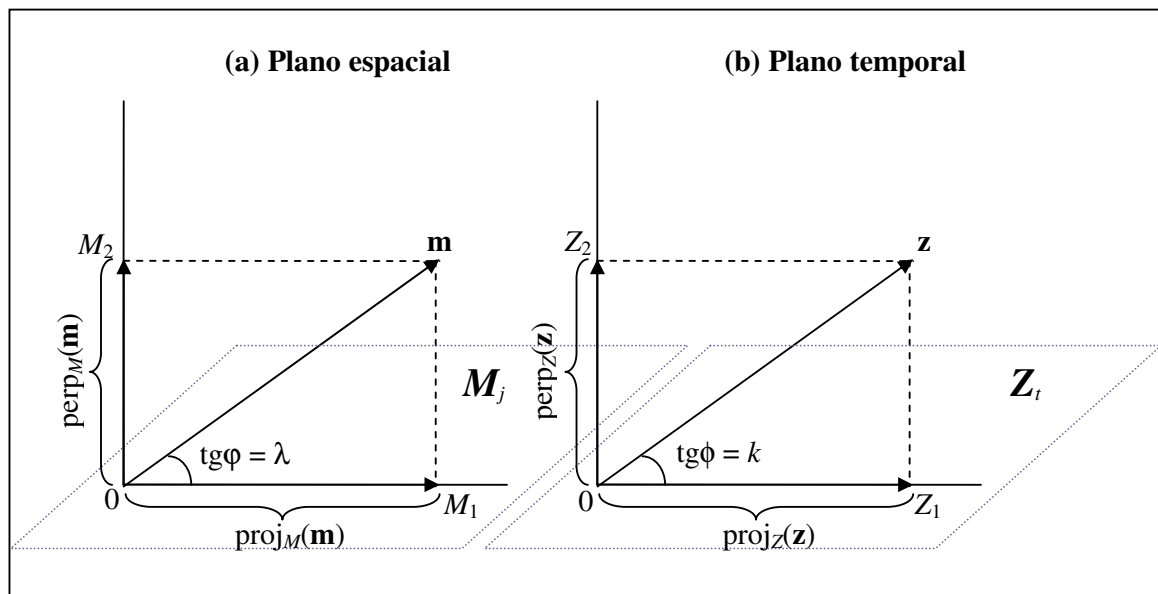


Figura 59 – A taxa bioeconômica de câmbio ( $\varepsilon$ ) e a estabilidade do sistema fontes-fossas de emissão

A Figura 59 ilustra a que se resume a condição *suficiente* (i.e., estabilidade) da sustentabilidade. As perpendiculares  $M_2$  e  $Z_2$  serão necessariamente iguais (Equação 232, Equação 233 e Equação 235), desde que:

$$\text{a) } \begin{matrix} \text{proj}_M(\mathbf{m}) = \text{proj}_Z(\mathbf{z}) \\ M_1 = Z_1 \end{matrix}; \text{ e}$$

**Equação 238**

$$\text{b) } \begin{aligned} \varphi = \phi &\rightarrow \text{tg } \varphi = \text{tg } \phi \\ \lambda &= k \end{aligned}$$

**Equação 239**

Se as condições impostas pela Equação 238 e, de acordo com a Tabela 21, pela Equação 239 se verificam, atingem-se tanto a *sustentabilidade ecológica* ( $\varepsilon = 1$ ) quanto a *sustentabilidade econômica* ( $k_j = k$ ). Pela Figura 59, constata-se que:

$$\lambda = \frac{M_2}{M_1}$$

**Equação 240**

$$k = \frac{Z_2}{Z_1}$$

**Equação 241**

Portanto, a partir da Equação 178 (Quadro 8), deduz-se que:

$$\begin{aligned} \varepsilon &= \frac{M}{Z} = \frac{M_1 + M_2}{Z_1 + Z_2} \\ \varepsilon &= \frac{M_1 + \lambda M_1}{Z_1 + k Z_1} \\ \varepsilon &= \frac{(1 + \lambda) M_1}{(1 + k) Z_1} \end{aligned}$$

**Equação 242**

A Equação 242 sintetiza toda a análise sobre as condições necessárias e suficientes para a sustentabilidade. Se, na Equação 242,  $M_1 \neq Z_1$ , ainda assim se pode ter  $\varepsilon = 1$ , contanto que  $\lambda \neq k$ . Porém, se  $M_1 = Z_1$  (Equação 238), só se terá  $\varepsilon = 1$ , se  $\lambda = k$  (Equação 239).

Enquanto  $\lambda$ , conforme a Equação 173, descreve uma relação *espacial* (Figura 59.a) entre as *colunas* (fossas  $j$ ) da matriz  $\mathbf{R}$  (Quadro 7),  $k$ , segundo a Equação 174, exprime uma relação *temporal* (Figura 59.b) entre as *linhas* (fontes  $t$ ) dessa matriz. Portanto é lógico que, se  $\lambda = k$ , cada fossa  $j$  apresentará, necessariamente, as mesmas taxas de crescimento econômico (Tabela 23, Tabela 25 e Tabela 26). À medida que os  $k_j$  diverjam,  $\lambda$  não pode mais ser mantido inalterado de um período para outro, desejando-se ou não preservar  $\varepsilon = 1$  (Tabela 24). Entretanto, malgrado as divergências de  $k_j$  (disparidades econômicas), no espaço, e de  $\lambda_t$ , através do tempo, é possível manter-se  $\varepsilon = 1$  (sustentabilidade ecológica), contanto que  $\lambda_t = k_j$ , para  $t = j$ .

**Tabela 23 – Ajuste de  $\epsilon$  para preservar  $\lambda_i$  e  $k_j$  (com  $\lambda_i \neq k_j$ )**

Fontes/fossas	x	y	X	Z	$\lambda$
t	7,62	82,74	90,36	75,12	<b>10,859</b>
t+m	32,96	357,90	390,86	324,94	<b>10,859</b>
V	40,58	440,64	481,22	400,06	
M	25,34	275,16	300,50	$\epsilon$	<b>0,751</b>
i	3,326	3,326	3,326		
k	<b>4,326</b>	<b>4,326</b>	<b>4,326</b>		

**Tabela 24 – Ajuste de  $k_j = \lambda_i$  (com  $k_j \neq k$ ) para manter  $\epsilon = 1$** 

Fontes/fossas	x	y	X	Z	$\lambda$
t	7,62	<b>82,74</b>	90,36	75,12	<b>10,859</b>
t+m	<b>82,74</b>	308,12	390,86	225,38	<b>3,724</b>
V	90,36	390,86	481,22	300,50	
M	75,12	225,38	300,50	$\epsilon$	<b>1,000</b>
i	9,859	2,724	3,326		
k	<b>10,859</b>	<b>3,724</b>	<b>4,326</b>		

### 5.5.6 – Capacidade bioeconômica de suporte

Dessa análise sobre a sustentabilidade, fica claro que a estabilidade dos equilíbrios implícitos nesse conceito está condicionada ao modo como os recursos naturais (estoques de remoção) se encontram distribuídos no espaço e no tempo. O desenvolvimento sustentável é a resultante desse balanço. Todavia, qualquer que seja o balanço, ele está condicionado a um limite superior. Assim como é ecológica e economicamente indevido presumir que os recursos naturais são ilimitados, é biofísica e termodinamicamente impossível trabalhar-se com a perspectiva de tempo infinito (AMIR, 2002).

Por outro lado, face à impossibilidade de precisar-se qual seja esse limite ecológico ou econômico (WACKERNAGEL & REES, 1996; MARTÍNEZ ALIER, 1998; MERICO, 2002), o modelo BESF propõe determiná-lo bioeconomicamente (seções 5.4.3 e 5.4.4). Para isso, traduz sustentabilidade pelo critério econômico da eficiência – mais indicado para avaliar o uso da energia pela biomassa e pelo sistema econômico (CORNING, 2002). O emprego desse critério contribui para expurgar certas imprecisões que cercam o conceito de sustentabilidade (LEHTONEN, 2004). Ao invocar-se a eficiência, o limite bioeconômico

passa a ser definido como o nível de estoque em que tanto os fluxos ecológicos de remoção quanto os fluxos econômicos de crescimento se detêm.

A interrupção desses movimentos só deve idealmente acontecer, quando a *eficiência ecológica perfeita* ( $\epsilon = 1$ ) e a *eficiência econômica* ( $k_j = k$ ) tenham sido alcançadas em conjunto. Na realidade, contudo, há um *trade-off* entre a sustentabilidade ecológica e a sustentabilidade econômica (COMMON, 1996; BARTELMUS, 2003; DALY, 2004). Uma consiste em preservar a saúde dos ecossistemas, sobretudo suas funções de fontes de recursos e fossas de resíduos. Outra trata os recursos naturais como insumos à produção e ao consumo do sistema econômico (BARTELMUS, 2003). “À medida que [esse sistema] cresce, ele incorpora uma proporção cada vez maior do ecossistema total e deve alcançar um limite a 100%, se não antes [ponto E’, na Figura 40.c e na Figura 40.e]. Por isso seu crescimento não é sustentável. O termo *crescimento sustentável* quando aplicado à economia é um mau oximoro” (DALY, 2004, p. 197).

O problema aqui se assemelha àquele da teoria normativa da política macroeconômica, quando se dispõe de apenas um instrumento para atingir duas metas (SACHS & LARRAIN B., 2000). Esse único instrumento é a taxa bioeconômica de câmbio ( $\epsilon$ ). De uma só vez, ela deve ser direcionada tanto para regular  $\lambda$  (Figura 46) e prevenir o endividamento ecológico quanto para sustentar o crescimento econômico ( $k$ ), através do comércio de remoção entre as fossas. A Figura 47 e a Equação 242, no entanto, mostram que  $\lambda$  e  $k$  se relacionam de maneira diferente com  $\epsilon$ . Em virtude disso, mantêm uma relação inversa (*trade-off*) entre si.

Se, por exemplo,  $\lambda$  for muito alto, a uniformização dos  $k_j$  só se verificará em níveis anormalmente elevados de estoque e/ou em intervalos muitos prolongados de tempo (Tabela 25). Em qualquer circunstância, o nível de estoque ou o intervalo de tempo exigidos para se uniformizar  $k$  representam o “custo bioeconômico” da sustentabilidade estável (sustentabilidade ecológica + sustentabilidade econômica) (Tabela 25 e Tabela 26). Esse “custo” é que se denomina “capacidade bioeconômica de suporte”. Logo, não se trata tanto de uma “meta” a ser perseguida quanto de uma medida da “perda” a ser suportada.

**Tabela 25 – Capacidade bioeconômica de suporte com  $\lambda$  elevado ( $\lambda = 10,859$ )**

Fontes/fossas	x	y	X	Z	$\lambda$
t	32,96	357,90	390,86	324,94	<b>10,859</b>
t+m	357,90	3886,44	<b>4244,35</b>	3528,54	<b>10,859</b>
V	390,86	4244,34	4635,21	3853,48	
M	324,94	3528,54	3853,49	$\epsilon$	<b>1,000</b>
i	9,859	9,859	9,859		
k	<b>10,859</b>	<b>10,859</b>	<b>10,859</b>		

**Tabela 26 - Capacidade bioeconômica de suporte com  $\lambda$  baixo ( $\lambda = 1,5$ )**

Fontes/fossas	x	y	X	Z	$\lambda$
t	156,34	234,52	390,86	78,17	<b>1,500</b>
t+m	234,52	351,77	<b>586,29</b>	117,26	<b>1,500</b>
V	390,86	586,29	977,15	195,43	
M	78,17	117,26	195,43	$\epsilon$	<b>1,000</b>
i	0,500	0,500	0,500		
k	<b>1,500</b>	<b>1,500</b>	<b>1,500</b>		

Quando a capacidade bioeconômica de suporte é atingida, o consumo de estoques de remoção é tamanho que faz com que  $F(X_t) = 0$  (ponto **E**, na Figura 40.c). Quando esse nível  $X_{EE}$  é alcançado, fica definido, através da Equação 192, o limite  $K_H$ , na Equação 193 e na Figura 40.a. É precisamente o conhecimento do nível de estoque que conduz a esse limite que é assegurado pela Equação 238 e pela Equação 239. A partir daí, a meta da política bioeconômica é definida pela quantidade de crescimento econômico compatível com a minimização do dano ecológico. A procura dessa compatibilidade demarca a política ótima de remoção.

### 5.5.7 – Matrizes canônicas e vetores de estado

Se a economia da remoção fosse definida só pela matriz de transferência (Quadro 7 e Quadro 8), o sistema fontes-fossas de emissão poderia, em tese, crescer sem limite. À medida que  $\lambda$  e  $k$  divergissem, bastaria elevar o valor de um deles para compensar a diferença e preservar a unidade da taxa bioeconômica de câmbio ( $\epsilon$ ). Alternativamente se poderia alterá-la, em favor da uniformidade de  $\lambda$  ou  $k$ .

Nessas circunstâncias, o sistema fontes-fossas seria, em última instância, dominado pela taxa de crescimento econômico ( $k$ ). As demais variáveis,  $\lambda$  e  $\epsilon$ , tão-somente responderiam às variações de  $k$ . Graficamente, isso se ajustaria num esquema como o da Figura 47, porém sem a curva negativamente inclinada  $\lambda(\epsilon)$ . Teoricamente, um esquema desse tipo impossibilita a determinação da escala macrobioeconômica ótima. De um ponto de vista estritamente econômico, problemas de otimização não podem prescindir de restrições. Otimizações não-condicionadas – como o ótimo biológico do RMS (Capítulo 4) – não contêm muito significado econômico.

Na realidade, visto que o seqüestro florestal de carbono é realizado por fossas *terrestres* (SEDJO et al., 1998), a restrição que o modelo BESF reclama encontra-se em  $\lambda$ . Como se viu, essa variável relaciona-se com a área de terra disponível para cultivar estoques de remoção de CO<sub>2</sub> (WACKERNAGEL & REES, 1996; HUBACEK & GILJUM, 2003). Portanto é de se esperar que  $\lambda$  não possa modificar-se arbitrariamente, ao sabor das variações em  $k$ .

Num mundo finito, as mudanças em  $k$  ficam condicionadas, em última análise, ao intervalo de variação de  $\lambda$  (ARROW et al., 1995). Como ilustram a Tabela 25 e a Tabela 26, a repartição espacial dos estoques, indicada por  $\lambda$ , entre as fossas de remoção é crucial para a determinação da capacidade bioeconômica de suporte (Figura 45). A economia real, contudo, inverte o sentido da causação e prefere declarar que, ao contrário,  $k$  é que determina  $\lambda$ .

Tomada sem reservas, essa hipótese sugere que, em cada período, os  $X_t$  estimados ou inventariados podem modificar-se para acomodar taxas de crescimento econômico definidas arbitrariamente. Levada às últimas conseqüências, essa negligência persistente da base de recursos naturais deverá conduzi-la ao *overshoot*, ao colapso e, por fim, à ruína definitiva do sistema econômico (ARROW et al., 1995; WACKERNAGEL & REES, 1996; DIAMOND, 2005).

A base de recursos ambientais de que toda atividade econômica, em última instância, depende inclui sistemas ecológicos que produzem diversos serviços. Essa base de recursos é finita. (...) [O] uso imprudente da base de recursos ambientais pode reduzir irreversivelmente a capacidade de gerar produção material no futuro. Tudo isso implica que existem limites à capacidade de suporte do planeta. É, naturalmente, possível que melhoramentos no manejo dos sistemas de recursos, acompanhados de mudanças estruturais na economia, destinadas a conservá-los, viabilizariam, ao menos durante certo período de tempo, o crescimento econômico e populacional, apesar da finitude da base de recursos ambientais (...).

As capacidades de suporte na natureza não são fixas, estáticas nem relações simples. Elas estão condicionadas à tecnologia, às preferências e à estrutura de produção e consumo. Elas também estão condicionadas ao estado incessante de mudança produzido pela interação dos ambientes físico e biótico. Um simples número para a capacidade de suporte humana seria destituído de significado, porque as conseqüências da inovação humana e da evolução biológica são intrinsecamente desconhecidas. Contudo um índice geral da escala corrente ou da intensidade da economia humana em relação à da biosfera ainda é útil (ARROWS et al., 1995, p. 92-3).

Quando a escala da economia humana deixa-se regular pela da biosfera, tem-se um esquema como o da Figura 47, em que a taxa de crescimento econômico ( $k$ ) é contrabalançada pela distribuição espacial dos estoques de remoção ( $\lambda$ ). O fiel dessa balança é a taxa bioeconômica de câmbio ( $\epsilon$ ). Ela informa o tamanho (em unidades físicas) da compensação, em biomassa ou área florestal, necessária para sustentar cada nível de crescimento econômico.



Embora, na realidade,  $\lambda$  condicione  $k$ , e não o contrário, nem sempre se pode dispor de estatísticas sobre a distribuição espacial ( $\lambda$ ) das fossas (estoques) de remoção. Sobretudo nos países em desenvolvimento, onde os inventários florestais não existem em profusão, é mais fácil ter acesso a  $k$ . Nesse caso, então, seria preciso desrespeitar o sentido da causalidade e calcular  $\lambda$  a partir de  $k$ ?

Em absoluto. Os métodos matemáticos, felizmente, oferecem uma solução que é indiferente ao sentido da causalidade. Com uma “matriz canônica” (ANTON & RORRES, 2001) para  $\lambda$  e outra para  $k$ , mais um “vetor de estado” (POOLE, 2004) para as fossas  $\mathbf{x}$  e  $\mathbf{y}$  no instante inicial ( $t = 1$ ), consegue-se determinar  $\lambda$  e  $k$  simultaneamente.

#### 5.5.7.1 – Matriz canônica e vetor de estado para $k$

Primeiro, é preciso encontrar uma fórmula que, ao mesmo tempo:

- só dependa do vetor de estado inicial ( $x_1, y_1$ );
- não dependa de  $\Delta X = X_{t+m} - X_t$ , para que o valor de  $k$  não seja determinado exogenamente.

Matematicamente falando, o que se quer é encontrar um sistema homogêneo de equações com um vetor de estado inicial não-nulo (ver nota 72 acima).

Com base no Quadro 8 e na Equação 174, tem-se que:

$$\begin{cases} x_1 + y_1 = X_1 \\ x_2 + y_2 = X_2 \\ x_1 + k^{-1}y_2 = X_1 \\ kx_1 + y_2 = X_2 \end{cases}$$

**Equação 243**

Arranjando-se matricialmente o último conjunto da Equação 243, obtém-se:

$$\begin{bmatrix} 1 & k^{-1} \\ k & 1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} x_1 \\ y_2 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} X_1 \\ X_2 \end{bmatrix}$$

**Equação 244**

A Equação 244 revela que os componentes do vetor de estado  $\mathbf{w} = (x_1, y_2)$  são os elementos da *diagonal principal* da matriz  $\mathbf{R}$  (Quadro 7). Entretanto  $\mathbf{w}$  não pode ser considerado um vetor de estado *inicial*, porque contém  $y_2$ . Portanto, para transformar  $\mathbf{w}$  num vetor de estado inicial, é preciso eliminar  $y_2$ . Como  $k$  define uma relação entre as *linhas* da matriz  $\mathbf{R}$ , isso pode ser feito utilizando-se o *teorema da simetria* para substituir  $y_2$  na Equação 244:

$$\begin{aligned}
 X_2 &= x_2 + y_2 \\
 x_2 &= y_1 \rightarrow \text{Teorema da simetria} \\
 X_2 &= y_1 + y_2 \\
 y_2 &= X_2 - y_1 \\
 \begin{bmatrix} 1 & k^{-1} \\ k & 1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} x_1 \\ X_2 - y_1 \end{bmatrix} &= \begin{bmatrix} X_1 \\ X_2 \end{bmatrix} \\
 \begin{cases} x_1 + k^{-1}X_2 - k^{-1}y_1 = X_1 \\ kx_1 + X_2 - y_1 = X_2 \end{cases} \\
 \begin{cases} x_1 + X_1 - k^{-1}y_1 = X_1 \\ kx_1 + X_2 - y_1 = X_2 \end{cases} \\
 \begin{cases} x_1 - k^{-1}y_1 = 0 \\ kx_1 - y_1 = 0 \end{cases}
 \end{aligned}$$

**Equação 245**

O último conjunto da Equação 243 pode ser disposto na forma matricial, para ficar-se com:

$$\begin{bmatrix} 1 & k^{-1} \\ k & 1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} x_1 \\ -y_1 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0 \\ 0 \end{bmatrix}$$

**Equação 246**

Ou, mais geralmente:

$$\begin{bmatrix} k_{11}^0 & k_{12}^{-1} & \dots & k_{1n}^{1-n} \\ k_{21}^1 & k_{22}^0 & \dots & k_{2n}^{2-n} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ k_{m1}^{m-1} & k_{m2}^{m-2} & \dots & k_{mn}^0 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} x_1 \\ -y_1 \\ \vdots \\ -z_1 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0 \\ 0 \\ \vdots \\ 0 \end{bmatrix},$$

$$\mathbf{K}_{(i \times j)}^{l-j} \mathbf{X}_1^- = \mathbf{0}$$

**Equação 247**

onde  $\mathbf{K}$  é a matriz canônica para os  $k_{ij}$ , e  $\mathbf{X}_1^-$  designa um vetor de estado inicial que atribui valor negativo a todos os componentes situados *fora* da diagonal principal da matriz  $\mathbf{R}$  (Quadro 7).

### 5.5.7.2 – Matriz canônica e vetor de estado para $\lambda$

Por analogia, é preciso agora encontrar uma fórmula que, ao mesmo tempo:

- só dependa do vetor de estado *inicial*  $(x_1, y_1)$ ;
- não dependa de  $\Delta V = V_{j+1} - V_j$ , para que o valor de  $\lambda$  não seja determinado exogenamente.

Com base no Quadro 8 e na Equação 173, tem-se que:

$$\begin{cases} x_1 + x_2 = V_1 \\ y_1 + y_2 = V_2 \end{cases} \Rightarrow \begin{cases} \lambda^{-1}y_1 + x_2 = V_1 \\ y_1 + \lambda x_2 = V_2 \end{cases} \Rightarrow \begin{cases} x_2 + \lambda^{-1}y_1 = V_1 \\ \lambda x_2 + y_1 = V_2 \end{cases}$$

**Equação 248**

Colocando-se o último conjunto da Equação 248 na forma matricial, tem-se:

$$\begin{bmatrix} 1 & \lambda^{-1} \\ \lambda & 1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} x_2 \\ y_1 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} V_1 \\ V_2 \end{bmatrix}$$

**Equação 249**

A Equação 248 revela que os componentes do vetor de estado  $\mathbf{u} = (x_2, y_1)$  são os elementos situado *fora* da diagonal principal da matriz  $\mathbf{R}$  (Quadro 7). Assim como  $\mathbf{w} = (x_1, y_2)$ , na Equação 244, tampouco  $\mathbf{u} = (x_2, y_1)$ , na Equação 249, pode ser considerado um vetor de estado *inicial*, pois o vetor  $\mathbf{u}$  contém  $x_2$ . Portanto, para transformar  $\mathbf{u}$  num vetor de estado inicial, é preciso eliminar  $x_2$ . Como  $\lambda$  descreve uma relação entre as *colunas* da matriz  $\mathbf{R}$ , isso pode ser feito simplesmente através da definição de  $V_1$ , apresentada na Equação 227. Do somatório da primeira coluna (vetor  $\mathbf{x}$ ) da matriz  $\mathbf{R}$ , isola-se  $x_2$ , e substitui-se a equação resultante na Equação 249:

$$\begin{aligned}
 V_1 &= x_1 + x_2 \\
 x_2 &= V_1 - x_1 \\
 \begin{bmatrix} 1 & \lambda^{-1} \\ \lambda & 1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} V_1 - x_1 \\ y_1 \end{bmatrix} &= \begin{bmatrix} V_1 \\ V_2 \end{bmatrix} \\
 \begin{cases} V_1 - x_1 + \lambda^{-1} y_1 = V_1 \\ \lambda V_1 - \lambda x_1 + y_1 = V_2 \end{cases} \\
 \begin{cases} -x_1 + \lambda^{-1} y_1 = 0 \\ V_2 - \lambda x_1 + y_1 = V_2 \end{cases} \\
 \begin{cases} -x_1 + \lambda^{-1} y_1 = 0 \\ -\lambda x_1 + y_1 = 0 \end{cases}
 \end{aligned}$$

**Equação 250**

Arranjando-se o último conjunto da Equação 250 na forma matricial, obtém-se:

$$\begin{bmatrix} 1 & \lambda^{-1} \\ \lambda & 1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} -x_1 \\ y_1 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0 \\ 0 \end{bmatrix}$$

**Equação 251**

Ou, mais geralmente:

$$\begin{bmatrix} \lambda_{11}^0 & \lambda_{12}^{-1} & \dots & \lambda_{1n}^{1-n} \\ \lambda_{21}^1 & \lambda_{22}^0 & \dots & \lambda_{2n}^{2-n} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ \lambda_{m1}^{m-1} & \lambda_{m2}^{m-2} & \dots & \lambda_{mn}^0 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} -x_1 \\ y_1 \\ \vdots \\ z_1 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0 \\ 0 \\ \vdots \\ 0 \end{bmatrix},$$

$$\Lambda_{(j \times i)}^{j-i} \mathbf{X}_1^+ = \mathbf{0}$$

**Equação 252**

onde  $\Lambda$  é a matriz canônica para os  $\lambda_{ji}$ , e  $\mathbf{X}_1^+$  designa um vetor de estado inicial que atribui valor negativo a todos os componentes situados na diagonal principal da matriz  $\mathbf{R}$  (Quadro 7).

### 5.5.7.3 – Transformações lineares e a matriz canônica simultânea para $k$ e $\lambda$

A Equação 247 e a Equação 252 definem um sistema de equações *homogêneas*, que pode ser simplesmente resolvido como:

$$\begin{aligned} & \begin{cases} \mathbf{K}\mathbf{X}_1^- = \mathbf{0} \\ \mathbf{\Lambda}\mathbf{X}_1^+ = \mathbf{0} \end{cases} \\ & \mathbf{\Lambda}\mathbf{X}_1^+ = \mathbf{K}\mathbf{X}_1^- \\ & \mathbf{\Lambda}\mathbf{X}_1^+ - \mathbf{K}\mathbf{X}_1^- = \mathbf{0} \\ & \begin{bmatrix} 1 & \lambda^{-1} \\ \lambda & 1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} -x_1 \\ y_1 \end{bmatrix} - \begin{bmatrix} 1 & k^{-1} \\ k & 1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} x_1 \\ -y_1 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0 \\ 0 \end{bmatrix} \end{aligned}$$

**Equação 253**

Observando-se mais atentamente a Equação 253, constata-se que seus vetores de estado  $\mathbf{x}$  resultam de transformações lineares  $\mathbf{T}_1$  e  $\mathbf{T}_2$  aplicadas ao vetor  $\mathbf{v}_1$  (Equação 227):

$$\begin{aligned} \begin{bmatrix} -x_1 \\ y_1 \end{bmatrix} &= \begin{bmatrix} -1 & 0 \\ 0 & 1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} x_1 \\ y_1 \end{bmatrix} \\ \mathbf{X}_1^+ &= \mathbf{T}_1 \mathbf{v}_1 \\ \begin{bmatrix} x_1 \\ -y_1 \end{bmatrix} &= \begin{bmatrix} 1 & 0 \\ 0 & -1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} x_1 \\ y_1 \end{bmatrix} \\ \mathbf{X}_1^- &= \mathbf{T}_2 \mathbf{v}_1 \end{aligned}$$

**Equação 254**

Substituindo-se a Equação 254 na Equação 253, obtém-se:

$$\begin{aligned}
\begin{bmatrix} 1 & \lambda^{-1} \\ \lambda & 1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} -1 & 0 \\ 0 & 1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} x_1 \\ y_1 \end{bmatrix} - \begin{bmatrix} 1 & k^{-1} \\ k & 1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} 1 & 0 \\ 0 & -1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} x_1 \\ y_1 \end{bmatrix} &= \begin{bmatrix} 0 \\ 0 \end{bmatrix} \\
\left( \begin{bmatrix} -1 & \lambda^{-1} \\ -\lambda & 1 \end{bmatrix} - \begin{bmatrix} 1 & -k^{-1} \\ k & -1 \end{bmatrix} \right) \begin{bmatrix} x_1 \\ y_1 \end{bmatrix} &= \begin{bmatrix} 0 \\ 0 \end{bmatrix} \\
\begin{bmatrix} -2 & \lambda^{-1} + k^{-1} \\ -(\lambda + k) & 2 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} x_1 \\ y_1 \end{bmatrix} &= \begin{bmatrix} 0 \\ 0 \end{bmatrix} \\
2 \begin{bmatrix} 1 & \frac{\lambda^{-1} + k^{-1}}{2} \\ \frac{\lambda + k}{2} & 1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} -x_1 \\ y_1 \end{bmatrix} &= \begin{bmatrix} 0 \\ 0 \end{bmatrix}
\end{aligned}$$

Equação 255

A Equação 255 permite encontrar os valores de  $k$  e  $\lambda$  tais que estabelecem, simultaneamente, a *sustentabilidade ecológica* ( $\varepsilon = 1$ ) e a *sustentabilidade econômica* ( $k_j = k$ ). A Equação 255, portanto, é que define a *capacidade bioeconômica de suporte*.

### 5.5.8 – Preços bioeconômicos ( $\rho$ )

Até aqui, demonstrou-se como a distribuição dos estoques de remoção entre as fossas, em cada período, afeta o tamanho do estoque de remoção necessário a que  $\varepsilon = 1$  e  $k_j = k$ . Esse tamanho foi definido como a “capacidade bioeconômica de suporte”. Trata-se de uma combinação do custo econômico com a resiliência ecológica. “As atividades econômicas só são sustentáveis se os ecossistemas de suporte à vida dos quais elas dependem são resilientes” (ARROW et al., 1995, p. 93).

De certa maneira, esse princípio reformula a lógica do custo-benefício para acomodar o dano ambiental. A resiliência ecológica, contudo, varia de sistema para sistema e conforme o tipo de perturbação. Embora difícil de ser medida, a resiliência permite estimar a magnitude das perturbações que um sistema consegue absorver, antes que ele mude de um equilíbrio localmente estável para outro (ARROW et al., 1995).

O crescimento/desenvolvimento econômico é muito mais um processo evolutivo dinâmico, de fuga do equilíbrio, do que um processo estável, definido por um ponto ou nível ótimo, em que “mais é sempre melhor” (AYRES, 2004; VAN DEN BERGH, 2001). Nessas circunstâncias, a distribuição da riqueza ( $\Delta V$ ) importa tanto quanto a eficiência na alocação

dos recursos escassos ( $\Delta X$ ) (VAN DEN BERGH, 2001; KANT, 2003). Não por coincidência, a taxa bioeconômica de câmbio ( $\varepsilon$ ) exprime-se por uma razão que contempla uma e outra.

$$\begin{aligned}\varepsilon &= \frac{M}{Z} = \frac{M_1 + M_2}{Z_1 + Z_2} = \frac{(x_2 - x_1) + (y_2 - y_1)}{(y_1 - x_1) + (y_2 - x_2)} \\ \varepsilon &= \frac{(x_2 + y_2) - (x_1 + y_1)}{(y_1 + y_2) + (x_1 + x_2)} = \frac{X_2 - X_1}{V_2 - V_1} \\ \varepsilon &= \frac{\Delta X}{\Delta V}\end{aligned}$$

**Equação 256**

Com base na Equação 175, verifica-se que a Equação 256 expressa a taxa bioeconômica de câmbio em termos de *quantidades* excedentes. Todavia, também pela Equação 175, verifica-se que qualquer taxa de câmbio descreve, ao mesmo tempo, uma relação entre *preços* (preço da mercadoria exportada ÷ preço da mercadoria importada). Se a mercadoria (estratégia) exportada é  $j + 1 = n$ , e a importada,  $j = 1$ , então, para cada período  $t$ , define-se uma razão de preços relativos ( $\rho$ ) entre a estratégia da conservação e a estratégia da mitigação:

$$\begin{aligned}\varepsilon &= \frac{p_m}{p_{jt}} = \rho_{jt} \\ \frac{M_j}{Z_t} &= \rho_{jt} \\ M_j &= \rho_{jt} Z_t\end{aligned}$$

**Equação 257**

Matricialmente, a Equação 257 fica:

$$\begin{aligned}\mathbf{M}'_{j \times 1} &= \mathbf{P}_{j \times t} \mathbf{Z}_{t \times 1} \\ \begin{bmatrix} M_1 \\ M_2 \end{bmatrix} &= \begin{bmatrix} \rho_{11} & 0 \\ 0 & \rho_{22} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} Z_1 \\ Z_2 \end{bmatrix}\end{aligned}$$

**Equação 258**

Ou, mais geralmente:

$$\mathbf{M}'_{j \times 1} = \mathbf{P}_{j \times r} \mathbf{Z}_{r \times 1}$$

$$\begin{bmatrix} M_1 \\ M_2 \\ \vdots \\ M_n \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \rho_{11} & 0 & 0 & 0 \\ 0 & \rho_{22} & 0 & 0 \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ 0 & 0 & 0 & \rho_{nn} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} Z_1 \\ Z_2 \\ \vdots \\ Z_n \end{bmatrix}$$

**Equação 259**

Utilizando-se a Equação 173, a Equação 174, a Equação 226, a Equação 227 mais as definições apresentadas no Quadro 8, a Equação 258 pode ser escrita como:

$$\begin{bmatrix} x_2 - x_1 \\ y_2 - y_1 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \rho_1 & 0 \\ 0 & \rho_2 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} y_1 - x_1 \\ y_2 - x_2 \end{bmatrix}$$

$$\begin{bmatrix} k_1 x_1 - x_1 \\ k_2 y_1 - y_1 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \rho_1 & 0 \\ 0 & \rho_2 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} \lambda_1 x_1 - x_1 \\ \lambda_2 x_2 - x_2 \end{bmatrix}$$

$$\begin{bmatrix} (k_1 - 1)x_1 \\ (k_2 - 1)y_1 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \rho_1 & 0 \\ 0 & \rho_2 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} (\lambda_1 - 1)x_1 \\ (\lambda_2 - 1)x_2 \end{bmatrix}$$

$$\begin{cases} (k_1 - 1)x_1 = \rho_1 (\lambda_1 - 1)x_1 \\ (k_2 - 1)y_1 = \rho_2 (\lambda_2 - 1)x_2 \end{cases}$$

$$\rho_1 = \frac{k_1 - 1}{\lambda_1 - 1}$$

$$\rho_2 = \frac{(k_2 - 1) y_1}{(\lambda_2 - 1) x_2} = \frac{(k_2 - 1) \lambda_1 x_1}{(\lambda_2 - 1) k_1 x_1} = \frac{\lambda_1 (k_2 - 1)}{k_1 (\lambda_2 - 1)}$$

**Equação 260**

onde  $\rho_{jt} = \rho_j$ , pois  $t = j$ .

Desde que  $t = j$ , pode-se generalizar a Equação 260, para obter:

$$\rho_j = \left( \frac{k_j - 1}{\lambda_j - 1} \right) \left( \frac{\lambda_{j-1}}{k_{j-1}} \right)^{j-1}$$

$$\rho_j = \left( \frac{k_j - 1}{\lambda_j - 1} \right) \left( \frac{\lambda_{j-1}}{k_{j-1}} \right)^{j-1}$$

**Equação 261**



A vantagem da Equação 260 e da Equação 261 é que elas permitem conhecer os preços bioeconômicos relativos (termos de intercâmbio) de cada estratégia climática (conservação e mitigação), qualquer que seja a quantidade de estoques de remoção nas fossas. Só o que se requer é que se conheçam a proporção segundo a qual estão distribuídas as fossas de remoção ( $\lambda$ ) e a taxa de crescimento econômico na fossa, por período ( $k$ ).

Essa vantagem pode ser estendida à taxa bioeconômica de câmbio ( $\epsilon$ ). Com base na Equação 257 e na Equação 258, a Equação 242 pode ser reescrita como:

$$\epsilon = \frac{(1 + \lambda_t)M_j}{(1 + k_j)Z_t}$$

$$\epsilon = \rho_j \frac{(1 + \lambda_j)}{(1 + k_j)}, \text{ com } t = j$$

**Equação 262**

A Equação 262 é semelhante à “regra de Hotelling” para recursos naturais renováveis (PERMAN et al., 1996; HEIJMAN et al. in HEIJMAN et al., 1998). O numerador representa a “capitalização” dos preços bioeconômicos relativos ( $\rho$ ) das estratégias atribuídas às fossas  $j$ . A “taxa de capitalização” vigente em cada período é dada por  $\lambda_j$ . A distribuição  $\lambda$  das fossas  $j$  revela a natureza do “valor bioeconômico” ( $V_j$ ). À medida que  $\lambda$  se eleva, o valor da fossa  $y$  em relação à fossa  $x$  (Equação 173) também se eleva. Por isso, no numerador da Equação 262,  $\rho_j$  aumenta com  $\lambda_j$ .

Em contrapartida, o denominador da Equação 262 funciona como um fator de “desconto”. A taxa de crescimento econômico ( $k$ ) na fossa  $j$  contribui para diminuir o “valor bioeconômico” proporcionado por  $\lambda_j$ . Enfim, pode-se dizer que a Equação 262 inverte a lógica da regra de Hotelling. Essa regra coloca a variável econômica (taxa de juro) no numerador e a variável biológica (taxa intrínseca de crescimento do recurso natural) no denominador. Entretanto, analogamente à regra de Hotelling, a taxa bioeconômica de câmbio ( $\epsilon$ ), na Equação 262, funciona como um preço futuro. A diferença é que, ao invés de refletir a capitalização do recurso natural,  $\epsilon$  se destina a manter-lhe o valor bioeconômico.

Consuma-se, neste ponto, a tarefa do método de distribuição dos estoques de remoção. Em retrospectiva, seu duplo propósito consiste em:

- a) estimar a capacidade bioeconômica de suporte;

- b) determinar e comparar o custo (preço) da estratégia MDL de mitigação (florestamento/reflorestamento) em relação à estratégia da conservação (manejo de florestas nativas).

## 6 – MODELO BIOECONÔMICO PARA SEQÜESTRO FLORESTAL DE CO<sub>2</sub> (BESF): APLICAÇÃO

O modelo bioeconômico descrito no capítulo 4º. é agora empregado para analisar a dinâmica da remoção ou seqüestro florestal de CO<sub>2</sub> no Rio Grande do Sul. Os dados sobre a evolução do PIB e das emissões de CO<sub>2</sub> utilizados nas equações de regressão foram obtidos de Alvim (2003). As funções de produção (oferta) (Equação 192) e consumo (demanda)<sup>73</sup> (Equação 194) de biocapacidade assim deduzidas permitem verificar a relação, ao longo de 7 quinquênios, entre o crescimento econômico e o meio ambiente em um estado da federação que responde por cerca de 1/10 do PIB nacional (SCHNEIDER et al., 2005b).

A Tabela 27 informa a quantidade de resíduos, na forma de emissões de CO<sub>2</sub>, gerada pela produção econômica nacional. Sob essa ótica, a atividade econômica (PIB) pode ser vista, explicitamente, como uma “função oferta” de emissões. Porém, se o paradigma adotado é o dos “limites ao crescimento”, então a perspectiva de análise deve ser a do crescimento material em um sistema materialmente fechado. Nesse caso, as possibilidades de crescimento (econômico) são limitadas não só pela disponibilidade de recursos naturais mas também pela capacidade de assimilação de resíduos oferecida pelo ambiente natural (COMMON, 1996).

Implicitamente, este último pressuposto vincula a produção ou oferta de emissões a uma correspondente “demanda por serviços ambientais de remoção”. Então, em sistemas fechados, como os ecossistemas florestais e o sistema econômico, todo resíduo (emissões), voluntária ou involuntariamente produzido, é absorvido de volta pelo próprio sistema. Se o metabolismo do sistema não pode ser catalisado (assimilado) por nenhum de seus agentes ou mecanismos, o processo de absorção torna-se anabólico. Nessas circunstâncias, há um comprometimento da capacidade de assimilação (*carrying capacity*) do sistema, o qual tende a entrar em colapso.

Embora Ayres (2004) discorde, em tese, dessas analogias – a que ele denomina de “incongruência eco-eco” (*eco-eco mismatch*) –, ele próprio admite que elas são válidas para o ciclo do carbono-oxigênio (ver Capítulo 3). Esse mecanismo está marcadamente envolvido na remoção florestal das emissões de dióxido de carbono lançadas como resíduos da atividade econômica. Nesse sentido, a Tabela 27 fornece implicitamente informações para se inferir uma “função demanda” por serviços ambientais de remoção (armazenamento ou seqüestro) de emissões de dióxido de carbono.

---

<sup>73</sup> As equações dessas funções foram regredidas através do aplicativo SPSS for Windows, versão 11.0.0.

**Tabela 27 – Evolução do PIB (Y) e das emissões de CO<sub>2</sub> (Q) no Brasil (1970-2005)**

t	<sup>a</sup> Q	<sup>b</sup> g(Q)	Y	<sup>c</sup> g(Y)	<sup>d</sup> Q <sub>f</sub> <sup>RS</sup>	<sup>e</sup> Y <sub>f</sub>	<sup>f</sup> Y <sub>f</sub> <sup>RS</sup>
(períodos)	<sup>g</sup> MtCO <sub>2</sub>	%	US\$ de 2000 US\$ 10 <sup>9</sup>	%	<sup>g</sup> MtCO <sub>2</sub>	(4% Y) US\$ 10 <sup>9</sup>	(1,62% Y <sub>i</sub> ) US\$ 10 <sup>9</sup>
1970	221.200,00	-	161,30	-	206,58	6,45	0,104522
1975	282.600,00	5,0	249,32	9,1	319,62	9,97	0,161741
1980	334.500,00	3,4	369,74	8,2	473,20	14,79	0,239501
1985	363.000,00	1,6	420,37	2,6	537,95	16,81	0,272290
1990	374.900,00	0,7	457,34	1,7	584,77	18,29	0,296006
1995	422.300,00	2,4	532,76	3,1	680,20	21,31	0,344347
2000	480.200,00	2,6	596,91	2,3	760,51	23,88	0,385042
2002	507.100,00	2,8	614,95	1,5	783,79	24,60	0,396835
2003	507.869,42 <sup>h</sup>	0,1	615,46	0,5	787,70 <sup>h</sup>	24,72	0,398819
2004	550.847,18 <sup>h</sup>	4,1	647,47	5,2	828,63 <sup>h</sup>	26,01	0,419558
2005	573.311,53 <sup>h</sup>	2,0	662,36	2,3	847,67 <sup>h</sup>	26,49	0,429208

Fonte: ALVIM (2003)

(a) Inclui emissões da biomassa. (b)  $g(Q)$  = taxa de crescimento das emissões de CO<sub>2</sub> =  $\{ \{ 1 + [(Q_t - Q_{t-1})/Q_{t-1}]^{1/\Delta t} \} - 1 \} \times 100$ . (c)  $g(Y)$  = taxa de crescimento do PIB =  $\{ \{ 1 + [(Y_t - Y_{t-1})/Y_{t-1}]^{1/\Delta t} \} - 1 \} \times 100$ . (d) Q<sub>f</sub><sup>RS</sup> = emissões de carbono pelo setor florestal no Rio Grande do Sul (RS). Estimativas a partir da Equação 263. (e) Y<sub>f</sub> = PIB florestal. Conforme a SBS (2001), o PIB florestal representa 4% do PIB nacional (ou US\$ 21 bilhões em 2001) (Tabela 28). Supõe-se que essa representatividade se mantém ao longo dos anos. (f) Y<sub>f</sub><sup>RS</sup> = PIB florestal do RS. Média geométrica das participações relativas do PIB florestal gaúcho no PIB florestal nacional (anos de 1990, 1995, 2000 e 2004), de acordo com o IBGE/Sidra – Extração vegetal (Tabela 29) (g) 1Mt = 1 megatonelada = 10<sup>6</sup> × 10<sup>3</sup> g = 10<sup>9</sup> g = 1Gg = 1 gigagrama. (h) Estimativas a partir da Equação 263.

**Tabela 28 – Dados socioeconômicos do setor florestal brasileiro**

PIB florestal	US\$ 21 bilhões (4% do PIB nacional)
Exportações	US\$ 5,4 bilhões (10% do total)
Consumo de Madeira	300 milhões m <sup>3</sup> /ano (Nativas + Plantadas para todos os fins) 100 milhões m <sup>3</sup> /ano (Plantadas para uso industrial)
Impostos recolhidos	US\$ 2 bilhões
Empregos diretos + indiretos	Total: 2 milhões (Nativas + Plantadas) Plantadas: 500 mil
Hectares plantados	Total: 4,8 milhões ha (Eucalipto + Pinus); Eucalipto: 3,0 milhões ha; Pinus: 1,8 milhão ha

Fonte: SBS (2001)

**Tabela 29 – Valor da produção na extração vegetal por tipo de produto extrativo**

Tipo de produto extrativo	Domínio geográfico								
	Anos	Brasil				RS			
		1990 Mil Cr\$	1995 Mil R\$	2000 Mil R\$	2004 Mil R\$	1990 Mil Cr\$	1995 Mil R\$	2000 Mil R\$	2004 Mil R\$
Carvão vegetal	21.625.984	201.621	206.640	640.887	28.576	285	563	662	
Lenha	26.106.219	342.064	280.041	432.193	2.793.779	18.063	28.458	61.779	
Madeira em tora	245.928.143	2.450.981	903.519	1.623.903	1.117.633	6.810	3.921	6.701	
Pinheiro brasileiro (nó-de-pinho)	76.585	372	4.467	535	3.327	4	17	50	
Pinheiro brasileiro (árvores abatidas)	0	0	0	0	0	0	0	0	
Pinheiro brasileiro (madeira em tora)	0	0	0	0	0	0	0	0	
Tanantes	13.004	90	92	459	0	0	0	0	
Angico (casca)	10.610	83	83	449	0	0	0	0	
Barbatimão (casca)	2.342	3	6	4	0	0	0	0	
Outros	52	4	4	6	0	0	0	0	
Total anual	293.762.939	2.995.218	1.394.852	2.698.436	3.943.315	25.162	32.959	69.192	
(%) RS					1,34	0,84	2,36	2,56	
Média geom.						1,62			

Fonte: IBGE/Sidra – Extração vegetal (1990-2004)

### **6.1 – Lado da demanda: estimação da função $\hat{H}_t$**

Por causa da deficiência de estatísticas estaduais sobre as emissões ( $Q$ ) de GEE (em especial,  $CO_2$ ), é preciso deduzir, para a região investigada, alguma função particular, genericamente descrita por  $Q = f(Y)$  (onde  $Y = PIB$ ). Em que pesem os riscos de uma tal abstração sobre as inferências produzidas, há, evidentemente, um sentido prático em pressupor, nos dados agregados para o país (Tabela 27), alguma correspondência com os de seus níveis menos agregados, tais como os estados. Não obstante admite-se que os níveis de abstração variem inversamente com as estatísticas disponíveis. Portanto é de se esperar que, na pior das hipóteses, os níveis de abstração diminuam, à medida que as unidades menos agregadas (*e.g.*, regiões, estados, municípios, etc.) passem a dispor de dados estatísticos e a produzi-los de maneira sistemática.

Enquanto isso, a função consumo de emissões é, de acordo com os dados da Tabela 27, particularmente descrita pela Equação 263 e graficamente representada pela Figura 60.

$$\hat{Q}_t = 0,004125Y_t^3 - 4,409996Y_t^2 + 1976,845915Y_t$$

t = 23,797	t = -27,829	t = 56,488
0,0000	0,0000	0,0000

**Equação 263**

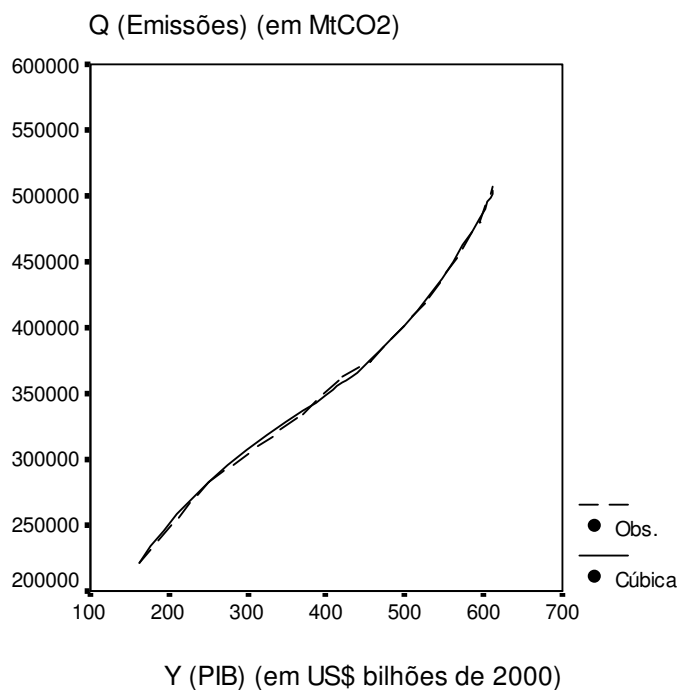


Figura 60 – Função consumo de emissões (Q) (Brasil – 1970-2005)

As estatísticas da regressão (Tabela 30) e a análise da variância (Tabela 31) comprovam que o ajuste *cúbico* oferece uma aproximação bastante satisfatória para a função procurada.

**Tabela 30 – Estatísticas da regressão (Equação 263)**

Estatísticas	Valores
R múltiplo	0,99998
R <sup>2</sup>	0,99996
R <sup>2</sup> ajustado	0,99993
Erro-padrão	3160,18369

**Tabela 31 – Análise de variância\* (Equação 263)**

Fontes de variação	GL	SQ	QM	F	Signif F
Regressão	3	1179031266195	393010422065,1	39353,14200	,0000
Resíduos	5	49933804,8	9986761,0		

(\*) GL = graus de liberdade; SQ = soma dos quadrados; QM = quadrado médio; F = estatística F; Signif F = probabilidade de que o valor calculado da estatística F caia na região de rejeição

### 6.1.1 – Consumo de remoção de longo prazo ( $X_{t(LP)}$ )

O setor florestal, em particular, ressenete-se da insuficiência de dados estatísticos sistemáticos que exprimam a relação entre o produto gerado e as emissões de CO<sub>2</sub>. Sobretudo, o setor florestal do Rio Grande do Sul. A Equação 263 é, então, utilizada para se encontrarem os valores da coluna  $Q_f^{RS}$  na Tabela 27. Para isso, basta substituir os  $Y$  da Equação 263 pelos valores de  $Y_f^{RS}$  que a tabela também fornece.

A seguir, os valores da coluna  $Q_f^{RS}$  (Tabela 27 e Tabela 32) são divididos por 3,67 ou por 44/12 (STERN, 2006) e produzem os valores da coluna  $X_{t(t)}^{RS}$  (3ª coluna) da Tabela 32<sup>74</sup>. Dessa maneira, constrói-se, para as florestas do Rio Grande do Sul, a curva de consumo intertemporal de serviços de remoção para as emissões de CO<sub>2</sub> (Figura 61).

A conformação cúbica da Figura 60 e da Figura 61 reforça duas hipóteses. Primeiro, a de que, em algum momento, o nível de emissões passará a inibir o crescimento econômico. Segundo, a de que a remoção florestal de carbono também deve estar sujeita aos impactos da densidade. Uma e outra, por sua vez, revigoram a tese dos “limites ao crescimento”.

<sup>74</sup> Existe uma relação físico-química constante entre toneladas de gás carbônico (CO<sub>2</sub>) e de carbono em estado sólido (C). Logo, para converter 1 tonelada de C em CO<sub>2</sub>, basta multiplicar por 12/44. Reciprocamente, para converter 1 tonelada de CO<sub>2</sub> em C (como na Tabela 32), basta dividir por 44/12 ≈ 3,67 (STERN, 2006).

**Tabela 32 – Consumo do estoque florestal de carbono no Rio Grande do Sul ( $X_{f(t)}^{RS}$ ), no início de cada período (1970-2006)**

<b>t</b> (períodos)	$Q_f^{RS}$ MtCO <sub>2</sub>	$X_{f(t)}^{RS}$ (inicial) MtC
1970	206,58	56,29
1975	319,62	87,09
1980	473,20	128,94
1985	537,95	146,58
1990	584,77	159,34
1995	680,20	185,34
2000	760,51	207,22
2002	783,79	213,57
2003	787,70	214,63
2004	828,63	225,78
2005	847,67	230,97
2006	—	390,86

As quantidades dispostas na última coluna da Tabela 32 são transportadas para a coluna **a** da Tabela 35. Lá, elas indicam, salvo nos dois últimos períodos, os níveis de consumo (utilização) de estoques de remoção observados ao longo do tempo, no início de cada quinquênio. Com esses níveis iniciais de consumo, que quantidades de estoques se deveria esperar consumir no longo prazo ( $\hat{X}_{t(LP)}$ )? De outro modo, como evoluiriam os estoques ao longo do tempo?

$$\hat{X}_{t(LP)} = 1,438472t^3 - 17,432771t^2 + 81,311111t$$

t = 4,218	t = -4,010	t = 6,161
0,0056	0,0070	0,0008

**Equação 264**

A Equação 264 expressa o resultado da regressão de  $X_t$  (coluna **a** da Tabela 35) sobre  $t$  (1ª. coluna). Ela confirma, para os estoques de remoção através do tempo, o mesmo tipo de relação que existe entre  $Q$  e  $Y$  (Equação 263):  $Q = f^3(Y)$  e  $\hat{X}_{t(LP)} = f^3(t)$ . Quer dizer, o consumo de remoção cresce cubicamente com a renda e através do tempo.

Empiricamente, a forma funcional cúbica sugere que esse consumo é periodicamente contido por efeitos de adensamento (ou de congestionamento), verificados no lado da oferta (limites biológicos/ecológicos) de estoques de remoção. A Tabela 27 já sugeria a presença desse efeito, ao revelar que, em 2000 e 2002, a taxa de crescimento econômico ( $g(Y)$ ) torna-se menor que a taxa de crescimento das emissões de CO<sub>2</sub> ( $g(Q)$ ). Embora elas voltem a se



distanciar, de acordo com as projeções elaboradas para períodos ulteriores, no final de 2005, elas se aproximam de novo. A robustez dessas conclusões pode ser conferida pelas estatísticas apresentadas na Tabela 33 e na Tabela 34.

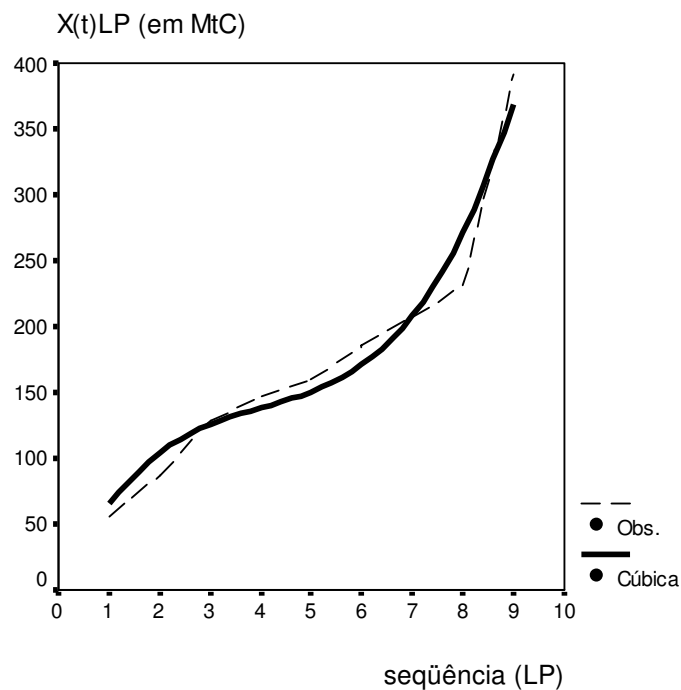


Figura 61 – Gráfico da Equação 264

Tabela 33 – Estatísticas da regressão (Equação 264)

Estatísticas	Valores
R múltiplo	0,99598
R <sup>2</sup>	0,99197
R <sup>2</sup> ajustado	0,98795
Erro-padrão	21,88044

Tabela 34 – Análise de variância\* (Equação 264)

Fontes de variação	GL	SQ	QM	F	Signif F
Regressão	3	354790,89	118263,63	247,02403	,0000
Resíduos	6	2872,52	478,75		

(\*) GL = graus de liberdade; SQ = soma dos quadrados; QM = quadrado médio; F = estatística F; Signif F = probabilidade de que o valor calculado da estatística F caia na região de rejeição

Tabela 35 – Estimativas do consumo de remoção a partir da remoção observada em cada período

t	Qüinq.	Quantidades observadas			Estimativas (^)		
		Inicial $X_t$ (a)	Final $F(X_t)$ (b)	$G(X_t)$ (c) = (b)-(a)	Consumo de remoção de longo prazo Equação 264 $X_{i(LP)} = f(t)$ (d)	Consumo médio de remoção Equação 265 $E(X_{i(LP)}) = f(X_t)$ (e)	Colheita de remoção Equação 266 $H_t = E(X_{i(LP)}) - X_t$ (f) = (e)-(a)
1	1970-75	56,29	87,09	30,80	65,32	57,13	0,84
2	1975-80	87,09	128,94	41,85	104,40	88,53	1,44
3	1980-85	128,94	146,58	17,64	125,88	131,26	2,32
4	1985-90	146,58	159,34	12,76	138,38	149,29	2,71
5	1990-95	159,34	185,34	26,00	150,55	162,33	2,99
6	1995-00	185,34	207,22	21,88	171,00	188,93	3,59
7	2000-05	207,22	230,97	23,75	208,37	211,32	4,10
8	2005-06	230,97	390,86	159,89	271,29	235,63	4,66
9	2006	390,86			368,39	399,52	8,66

Matematicamente, a relação *algébrica* (cúbica) entre o consumo de remoção e o tempo (Equação 264) proíbe o cálculo meramente *aritmético* do consumo médio de remoção. Não se pode encontrá-lo simplesmente pelo quociente da diferença entre  $\frac{\hat{X}_{t+1} - \hat{X}_t}{\Delta t}$  ou, nos termos

da Tabela 35, entre, por exemplo,  $\frac{\hat{X}_2 - \hat{X}_1}{t_2 - t_1}$ . Ocorre que, dada a “lei” expressa pela Equação

264, tem-se que:

$$\hat{X}_1 = 1,438472t_1^3 - 17,432771t_1^2 + 81,311111t_1 \text{ e}$$

$$\hat{X}_2 = 1,438472t_2^3 - 17,432771t_2^2 + 81,311111t_2$$

Portanto:

$$\hat{X}_2 - \hat{X}_1 = 1,438472(t_2^3 - t_1^3) - 17,432771(t_2^2 - t_1^2) + 81,311111(t_2 - t_1)$$

Logo:

$$\frac{\hat{X}_2 - \hat{X}_1}{t_2 - t_1} = \frac{1,438472(t_2^3 - t_1^3) - 17,432771(t_2^2 - t_1^2) + 81,311111(t_2 - t_1)}{t_2 - t_1}$$

Esta última expressão, algébrica, distingue-se notadamente daquele quociente aritmético, cujo numerador era simplesmente  $\hat{X}_2 - \hat{X}_1$ . Por isso é que é preciso encontrar uma fórmula para a

média de consumo ao longo do tempo (SMITH, 1966). Para tanto, regridem-se os  $\hat{X}_t$  (coluna **d** da Tabela 35) sobre os  $X_t$  (coluna **a** da Tabela 35). Assim, obtém-se a Equação 265, que fornece os valores dispostos na coluna **e** da Tabela 35.

### 6.1.2 – Consumo médio de remoção ( $E(X_{t(LP)})$ )

Através da Equação 264, infere-se a trajetória de longo prazo para o consumo de remoção, dados os níveis observados de consumo corrente, dispostos na coluna **a** da Tabela 35. Tanto a Figura 61 quanto a Equação 264 corroboram a hipótese de que o consumo de remoção cresce com o tempo, à medida que a renda (PIB) (Figura 60 e Tabela 27) aumenta. Tal constatação é consistente com a “teoria do consumo da renda permanente” (SACHS & LARRAIN B., 2000). Conforme se postula aí, a renda e o consumo seguem uma trajetória temporal ascendente. Porém, na teoria, essa ascensão ocorre a uma taxa constante, ou seja, segundo uma função linear.

Esse suposto é válido, contanto que se regridam os valores estimados pela Equação 264 (coluna **d** da Tabela 35) sobre os níveis observados de consumo de remoção (coluna **a** da Tabela 35). O resultado é a *função potência* da Equação 265, cujos valores estimados são dispostos na coluna **e** da Tabela 35.

Essa função corresponde à “lei de crescimento” do consumo de estoques de remoção sob ausência de qualquer condicionamento ou de fatores limitantes (SMITH, 1966). Em sua forma logarítmica, a Equação 265 permite compreender por que a curva da Figura 62 apresenta uma conformação linear. A constante  $r = 1,003670$  corresponde à taxa a que  $\ln E(X_{t(LP)})$  varia em relação a  $\ln X_t$ .

$$E(X_{t(LP)}) = X_t^{1,003670}$$

$$\ln E(X_{t(LP)}) = 1,003670(\ln X_t)$$

$$\frac{\ln E(X_{t(LP)})}{\ln X_t} = r = 1,003670$$

$$t = 140,164$$

$$0,0000$$

**Equação 265**

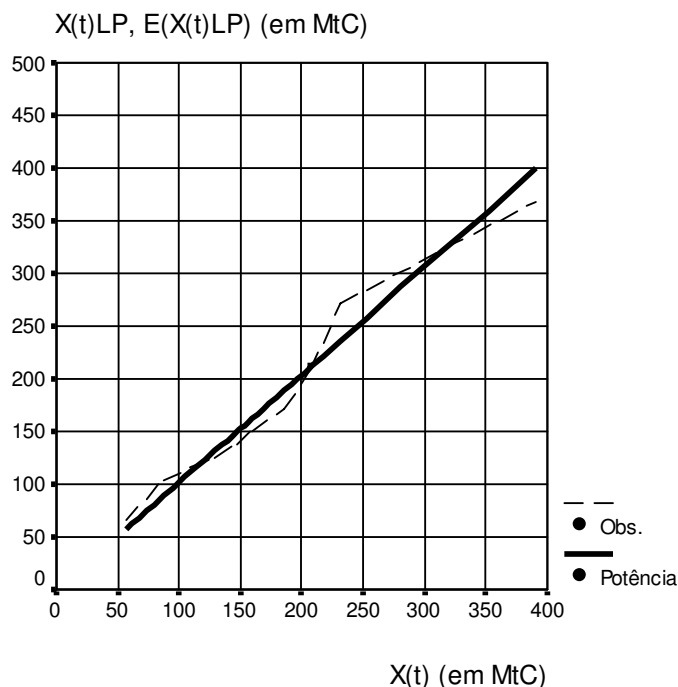


Figura 62 – Função consumo *médio* de remoção florestal no Rio Grande do Sul (1970-2005) (Equação 265)

Tabela 36 – Estatísticas da regressão (Equação 265)

Estatísticas	Valores
R múltiplo	0,99980
R <sup>2</sup>	0,99959
R <sup>2</sup> ajustado	0,99954
Erro-padrão	0,10892

Tabela 37 – Análise de variância\* (Equação 265)

Fontes de variação	GL	SQ	QM	F	Signif F
Regressão	1	233,06484	233,06484	19646,08482	,0000
Resíduos	8	0,09491	0,01186		

(\*) GL = graus de liberdade; SQ = soma dos quadrados; QM = quadrado médio; F = estatística F; Signif F = probabilidade de que o valor calculado da estatística F caia na região de rejeição

A Figura 62 demonstra que a teoria do consumo da renda permanente (seção 5.4.3) é razoavelmente apropriada para descrever o consumo tendencial (i.e., de longo prazo) de remoção no Rio Grande do Sul. A Figura 62 mostra que, ao menos durante períodos suficientemente longos, a média esperada de consumo de remoção mantém-se relativamente estável. No decorrer de 7 quinquênios, fica muito próxima, inclusive, do que o modelo do

consumo da renda permanente considera como uma trajetória “perfeitamente estável” – ao longo da reta de 45° (v. tb. Figura 63).

Reunindo-se, agora, na Figura 63, a função cúbica, descrita pela Figura 61, e a função potência, descrita pela Figura 62, observa-se que, para o intervalo considerado (1970-2005), esta corresponde à média da trajetória descrita pela outra. Isso sugere que, nesse caso, a colheita de remoção ( $H_t$ ) pode ser aproximada por uma função potência, contanto que se ignorem os efeitos (negativos) da densidade dos estoques. Em símbolos,  $E(X_{t(LP)})$  é um estimador não-viesado de  $X_{t(LP)}$ .

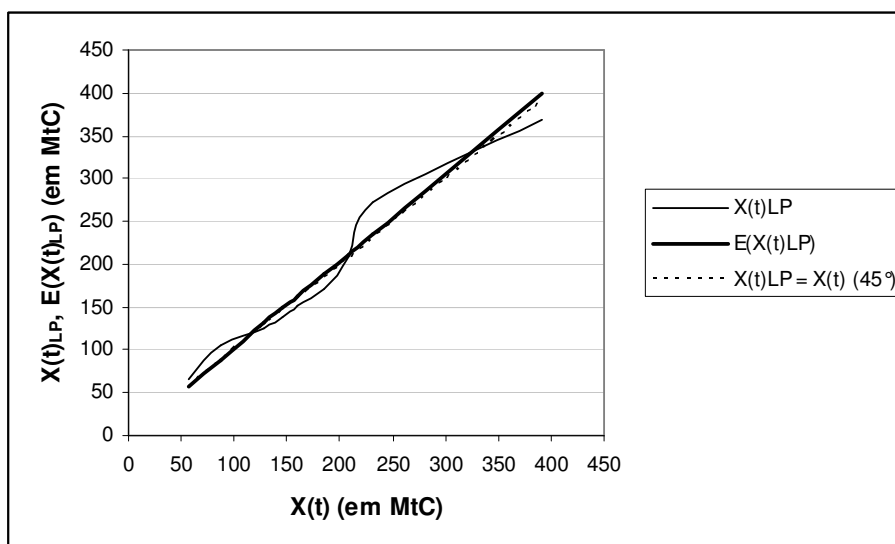


Figura 63 – As funções  $f(t)$  (Equação 264) e  $E(X_{t(LP)})$  (Equação 265)

### 6.1.3 – Colheita de remoção ( $\hat{H}_t$ )

Apesar de útil enquanto indicador de tendência, o consumo médio de remoção ( $E(X_{t(LP)})$ ) não serve para informar a *intensidade* com que a remoção é demandada em cada instante do tempo. Esse tipo de informação oferece a medida do ritmo a que os ajustes e desajustes bioeconômicos se processam, sustentando ou abreviando a média tendencial de consumo de remoção.

Um ritmo intenso demais em dado instante pode deter a tendência de exploração do recurso natural; outro suficientemente fraco pode prolongá-la. Mas como saber se o ritmo é de alta ou baixa intensidade? O interesse deve recair, então, sobre a *taxa relativa* ou *específica de crescimento a cada instante*, mais do que sobre a *taxa média* ou absoluta de crescimento (BATSCHELET, 1978) ao longo de um intervalo de tempo (SMITH, 1966).

Não é possível julgar se uma dada *média* de consumo de remoção ( $E(X_{t(LP)})$ ) (Equação 265) é, em si, grande ou pequena (rever nota 50 acima), a menos que ela seja relacionada com o estoque consumido em determinado instante ( $X_t$ ). É a essa relação que se está chamando aqui “colheita” de remoção. No lado da demanda, o tamanho da *colheita* informa a *taxa instantânea* a que a oferta de remoção deveria crescer para atender ao consumo. Todavia, conforme a intensidade com que se deseje explorar o serviço de remoção florestal, o resultado bem poderá ser um descompasso, representado pela geração de dívida (colheita > reprodução dos estoques) ou pelo excedente ecológico (colheita < reprodução dos estoques).

Em resumo, o ritmo da colheita, em dado instante, sofre influência da média de consumo de remoção esperada no longo prazo. Qualquer mudança nessa média se reflete imediatamente na colheita (MILES & SCOTT, 2005). Assim, não é indevido qualificar-se a colheita com o atributo “permanente”. Ela se inscreve num modelo voltado para o futuro, cujo ponto principal é a correlação entre variáveis de instante (curto prazo) e de longo prazo, em vez, simplesmente, da correlação entre variáveis correntes (MILES & SCOTT, 2005).

Tendo-se estimado, com a Equação 265, as quantidades de estoque que, em média, deverão ser consumidas no futuro (coluna e da Tabela 35), é, enfim, possível calcular-se agora  $H_t = E(X_{t(LP)}) - X_t$  (coluna f da Tabela 35). Para isso, simplesmente se substitui  $X_t$  na Equação 265. Obtém-se, então,  $E(X_{t(LP)})$  e, em seguida,  $H_t = E(X_{t(LP)}) - X_t$ . Finalmente, regredindo-se sobre  $X_t$  (coluna a da Tabela 35) os resultados *discretos* calculados na coluna f da Tabela 35, chega-se a<sup>75</sup>:

$$\begin{aligned} \hat{H}_t &= 0,006345 X_t^{1,213597} \\ \ln \hat{H}_t &= \ln 0,006345 + 1,213597 (\ln X_t) \\ \ln \hat{H}_t &= -5,06008818 + 1,213597 (\ln X_t) \\ &\quad t = 56,654 \quad t = 340,098 \\ &\quad 0,0000 \quad 0,0000 \end{aligned}$$

**Equação 266**

<sup>75</sup> Na análise de regressão para estimar  $\hat{H}_t$ , os valores referentes ao período  $t = 9$ , na Tabela 35, foram deixados de fora. A razão disso é que  $X_9 = 390,86$  constitui um *outlier* na série temporal examinada.

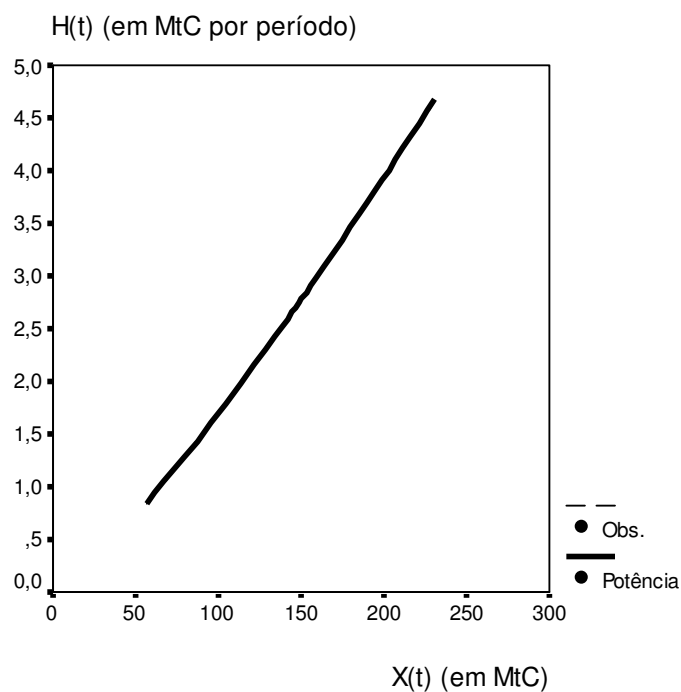


Figura 64 – Gráfico da Equação 266

Tabela 38 – Estatísticas da regressão (Equação 266)

Estatísticas	Valores
R múltiplo	0,99997
$R^2$	0,99995
$R^2$ ajustado	0,99994
Erro-padrão	0,00446

Tabela 39 – Análise de variância\* (Equação 266)

Fontes de variação	GL	SQ	QM	F	Signif F
Regressão	1	2,3012186	2,3012186	115666,98578	,0000
Resíduos	6	0,0001194	0,0000199		

(\*) GL = graus de liberdade; SQ = soma dos quadrados; QM = quadrado médio; F = estatística F; Signif F = probabilidade de que o valor calculado da estatística F caia na região de rejeição

## 6.2 – Lado da oferta: estimação da função $\hat{G}(X_t)$

Para estimar o incremento (coluna **c** da Tabela 35) necessário do estoque destinado à remoção de carbono, é preciso conhecer o consumo desse estoque no início ( $X_t$ ) (coluna **a** da Tabela 35) e no final ( $F(X_t)$ ) (coluna **b** da Tabela 35) de cada período. O problema com o  $G(X_t)$  resultante (coluna **c** da Tabela 35) é que, possivelmente, ele não reflita os valores esperados para  $F(X_t)$ . Portanto é preciso, primeiro, estimar  $F(X_t)$  e, com essas estimativas, calcular

$$G(X_t) = \hat{F}(X_t) - X_t$$

**Equação 267**

para cada período – à semelhança do que se fez com  $\hat{H}_t$ , na coluna **f** da Tabela 35.

Acontece que, se  $\hat{F}(X_t)$  é uma função cúbica, o  $G(X_t)$  resultante na Equação 267 também o será. Entretanto, se há limites ao crescimento da indústria da remoção, não se deve esperar uma trajetória cúbica para  $G(X_t)$ . Principalmente, se o melhor ajuste para  $F(X_t)$  é dado por uma curva ascendente como a da Figura 65, descrita por:

$$\hat{F}(X_t) = 3,35148026 \times 10^{-5} X_t^3 - 0,012038 X_t^2 + 2,180961 X_t$$

t = 2,892	t = -3,396	t = 8,276
0,0445	0,0274	0,0012

**Equação 268**

**Tabela 40 – Estatísticas da regressão (Equação 268)**

Estatísticas	Valores
R múltiplo	0,99938
R <sup>2</sup>	0,99877
R <sup>2</sup> ajustado	0,99784
Erro-padrão	7,88771



**Tabela 41 – Análise de variância\* (Equação 268)**

Fontes de variação	GL	SQ	QM	F	Signif F
Regressão	3	201474,44	67158,148	1079,43592	,0000
Resíduos	4	248,86	62,216		

(\*) GL = graus de liberdade; SQ = soma dos quadrados; QM = quadrado médio; F = estatística F; Signif F = probabilidade de que o valor calculado da estatística F caia na região de rejeição

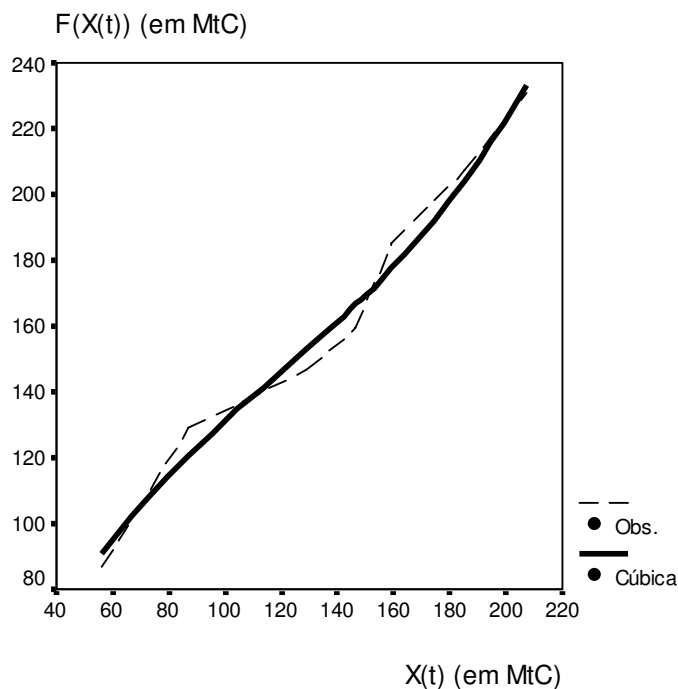
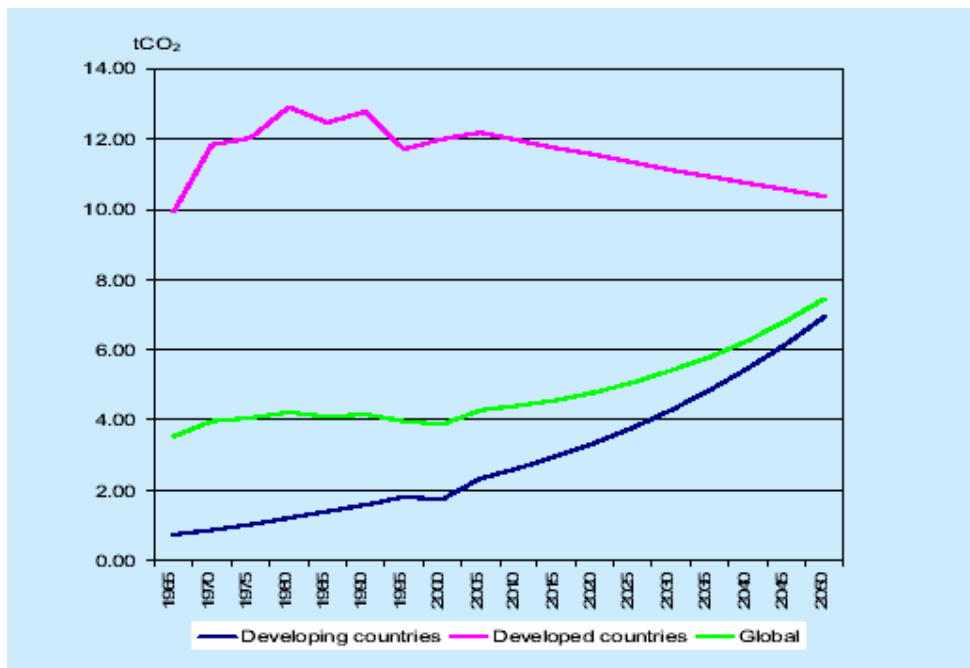


Figura 65 – Melhor ajuste para a função de remoção observada (coluna **B** da Tabela 35)

Do ponto de vista do sistema econômico, não é de se esperar que uma trajetória ascendente como a da Figura 65 encontre limites que detenham sua expansão. Se a teoria do consumo da renda permanente pode ser corretamente aplicada à Bioeconomia, o consumo de emissões deve acompanhar o crescimento da renda nacional (PIB). A diminuição da intensidade de carbono na energia utilizada e da intensidade de energia na atividade econômica tem contribuído para desacelerar o crescimento das emissões globais. Todavia as emissões totais continuam aumentando, devido ao crescimento da renda econômica e da população (STERN, 2006; Figura 66).



Fonte: HOLTSMARK *apud* STERN (2006, p. 180)

Figura 66 – Emissões globais de CO<sub>2</sub> *per capita*: histórico e extrapolações

Na teoria, a Figura 66 reforça a chamada “identidade Kaya” (Equação 269). Trata-se de uma identidade contábil que decompõe as emissões energéticas de CO<sub>2</sub> ( $Q$ ) em seus principais determinantes (STERN, 2006):

- o nível de produção ( $Y$ ) – que, por sua vez, pode ser decomposto em crescimento populacional ( $N$ ) e PIB *per capita* ( $Y/N$ );
- a intensidade energética ( $\gamma = E \div Y$ ) desse produto; e
- a intensidade de carbono ( $Q$ ) na energia utilizada ( $E$ ).

$$Q = N \times \frac{Y}{N} \times \frac{E}{Y} \times \frac{Q}{E}$$

**Equação 269**

Na prática, a Figura 66 não permite contestar a evidência de que 57% das emissões provêm da queima de combustíveis fósseis nos setores de energia, transporte, construção e indústria; outros 41% se devem à agricultura e à mudança do uso da terra – especialmente ao desmatamento. Em síntese, na ausência de políticas do clima, as emissões globais deverão continuar a subir além de níveis já experimentados pela humanidade (STERN, 2006).

No modelo BESF, a política climática é representada pela função  $\hat{G}(X_t)$ . Ao contrário da função  $\hat{H}_t$ , a função  $\hat{G}(X_t)$  corresponde a uma demanda *restrita* por remoção (ver seção 5.4.3). Não consiste, portanto, numa função empírica, observável. Contudo pode ser inferida estatisticamente, a partir de dados reais.

Por inspeção visual, a curva ilustrada pela Figura 65 não parece possuir um ponto de máxima. Por cálculo matemático, tampouco. Derivando-se uma vez a Equação 268 e igualando-se sua derivada primeira a zero, o resultado é uma equação quadrática cujas raízes reais não existem (o determinante na fórmula de Bhaskara resulta negativo e impossibilita a extração de raízes reais).

Essas constatações sugerem que a curva da Figura 65 não pode ser contida enquanto apresentar a conformação cúbica descrita pela Equação 268. Os  $G(X_t)$  calculados, através da Equação 267, a partir de tal função cúbica de remoção diminuem depois dos pontos de inflexão desta e, antes desses pontos, tornam a acelerar-se. Quer dizer,  $G(X_t)$  se relaciona de forma ambígua com  $X_t$ : é elevado tanto para valores baixos quanto para valores altos de  $X_t$ . Funções desse tipo são pouco úteis para encontrar  $X_t$ , quando  $G(X_t)$  é dado (BATSCHULET, 1978).

À medida que deva existir um limite máximo,  $\hat{F}(X_t)$  deve ter seu traçado definido por uma *taxa logística*. O problema é que normalmente a taxa logística é inferida a partir de uma  $F(X_t)$  observada. Entretanto o caso do modelo BESF é precisamente o contrário. A taxa logística é inferida a partir de um limite superior conhecido. Com a taxa logística assim determinada, é que, então, deduz-se  $\hat{F}(X_t)$ .

Como explicado na seção 5.5.6, a magnitude desse limite – ou “capacidade bioeconômica de suporte” – depende da distribuição inicial (distribuição de *baseline*)  $\lambda$  dos estoques de remoção entre as fossas. As estimativas estaduais para os estoques de carbono, dispostas na Tabela 42, foram obtidas a partir dos dados de volume fornecidos pelo Inventário Florestal Contínuo do Rio Grande do Sul (2005). A esses dados aplicou-se o *método da derivação de biomassa e de carbono*, proposto por Wang et al. (2001) e preliminarmente adotado por Schneider et al. (2005a). Assim, dado  $\lambda$  – estimado, no caso do Rio Grande do Sul, para o ano de 2005 (Tabela 42) – pode-se calcular  $k$  através da Equação 246.

**Tabela 42 – Estoque de carbono armazenado nas florestas plantadas e nativas do RS (final de 2005 ou início de 2006)**

Tipos fitogeográficos/ espécie*	Superfície		Estoque de carbono	
	ha	tC ha <sup>-1</sup>	MtC	MtC ha <sup>-1</sup>
1	68.375,00	98,82	6,76	
2	918.565,00	99,08	91,01	
3	210.275,00	73,57	15,47	
4	1.176.245,00	65,47	77,00	
5	1.765.036,00	68,24	120,45	
6	200.286,00	63,21	12,66	
7	122.087,00	51,03	6,23	
8	148.804,00	71,80	10,68	
9	319.965,00	55,08	17,62	
10	2.289,00	7,38	0,02	
<b>Nativas (y<sub>1</sub>)</b>	<b>4.931.927,00</b>		<b>357,90</b>	<b>7,2568×10<sup>-5</sup></b>
Pinus	136.800,00	69,31	9,48	
Eucalipto	115.900,00	123,37	14,30	
Acácia	140.000,00	64,98	9,10	
Araucária	819,00	96,39	0,08	
<b>Plantadas (x<sub>1</sub>)</b>	<b>393.519,00</b>		<b>32,96</b>	<b>8,3757×10<sup>-5</sup></b>
<b>Total</b>	<b>5.325.446,00</b>	<b>—</b>	<b>390,86</b>	

Fontes: WANG et al. (2001); INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO DO RIO GRANDE DO SUL (2005); SCHNEIDER et al. (2005a)

(\*) 1 – Floresta ombrófila densa; 2 – Floresta ombrófila mista; 3 – Floresta estacional semidecidual; 4 – Floresta estacional decidual; 5 – Savana; 6 – Estepe; 7 – Savana estépica; 8 – Formações pioneiras de influência marinha; 9 – Área de tensão ecológica; 10 – Parque do espinilho

$$\begin{bmatrix} 1 & k^{-1} \\ k & 1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} x_1 \\ -y_1 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0 \\ 0 \end{bmatrix}$$

$$\begin{bmatrix} 1 & k^{-1} \\ k & 1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} 32,96 \\ -357,90 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0 \\ 0 \end{bmatrix}$$

#### **Equação 270**

onde:  $\mathbf{X}_1 = (x_1, y_1)$  corresponde ao estoque do período-base (*baseline*).

Resolvendo-se a Equação 270, encontra-se  $k = 10,859$  e  $k^{-1} = 0,0921$ . Utilizam-se, agora, esses valores na Equação 244 para encontrar  $y_m$  = estoque de remoção futuro na fossa  $y$  e  $X_m$  = estoque de remoção futuro total.

$$\begin{bmatrix} 1 & k^{-1} \\ k & 1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} x_1 \\ y_m \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} X_1 \\ X_m \end{bmatrix}$$

$$\begin{bmatrix} 1 & 0,0921 \\ 10,859 & 1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} 32,96 \\ y_m \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 390,86 \\ X_m \end{bmatrix}$$

Equação 271

A solução da Equação 271 fornece  $y_m = 3886,44$  e, com isso,  $X_m = 4244,34$ . Uma *matriz de distribuição* permite verificar que esses são os valores de estoque para os quais  $k_j = k$  e  $\varepsilon = 1$ . Com taxas de crescimento uniformes ( $k_j = k$ ), os rendimentos proporcionados pelo mercado ( $k$ ) serão idênticos aos verificados em cada uma das fossas ( $k_j$ ). Assim, não haverá razão para que os recursos e os investimentos migrem de uma fossa para outra, em busca de recompensas (retornos) maiores. Com  $\varepsilon = 1$ , o mercado de remoção ou o sistema de fossas de remoção alcança a *eficiência ecológica perfeita*. Quer dizer, o sistema é ecologicamente eficiente porque consegue remover todas as emissões de CO<sub>2</sub> que gera. Logo, não resultam nem emissões residuais, nem remoções excedentes.

**Tabela 43 – Matriz de distribuição inicial (t = 1) dos estoques de remoção e do tamanho de estoque que, no m-ésimo período (t = m), define a capacidade bioeconômica de suporte**

Períodos	j fossas de remoção			Estoque total (início de período)	Exportações	Distribuição dos estoques
	t	x	y	X	Z	$\lambda$
Períodos	1	32,96	357,90	390,86	324,94	10,859
	m	357,90	3886,30	4244,20	3528,40	10,859
Valores	V	390,86	4244,20	4635,06	<b>3853,34</b>	
Importações	M	324,94	3528,40	<b>3853,34</b>	$\varepsilon$	<b>1,00</b>
Tx. cresc. econ.	i	9,86	9,86	9,86		
	k	10,86	10,86	10,86		

Complementarmente, é possível, através de programação matemática, estimar os parâmetros que regulam a taxa logística (Equação 193). Como explicado na seção 5.1.3, acima, a função colheita de remoção ( $\hat{H}_t$ ) exprime a *taxa instantânea* ou a intensidade a que os estoques são utilizados. Por outro lado, a *taxa logística*,  $g(v(X_t))$  (Equação 163, Equação 164 e Equação 167), permite obter uma função de remoção ( $\hat{F}(X_t)$ ) sujeita a um limite

superior. Quando se trata de recursos naturais renováveis, o interesse econômico recai sobre a taxa a que eles devem ser utilizados, de modo que seus estoques se mantenham (PEARCE & WARFORD, 1993). Por isso o problema de otimização estruturado para determinar a função logística de remoção ( $\hat{F}(X_t)$ ) inclui, como restrição fundamental,  $g(v(X_t)) \geq \hat{H}_t$ .

Os poluentes e a atividade econômica estão ligados pelo que é conhecido como princípio do balanço material. As leis da termodinâmica estabelecem que os minerais e a energia retirados do meio ambiente devem reaparecer em algum lugar, dentro do sistema econômico; matéria e energia não podem ser destruídas. Sua forma, contudo, pode ser alterada, de modo que elas ressurgem como resíduos ou gases (PEARCE & WARFORD, 1993, p. 15).

Pelo “princípio do balanço material”, verifica-se que o uso de recursos naturais e sua disposição como resíduos são dois lados de uma mesma moeda. “O que quer que seja retirado do setor de recursos é transformado em bens econômicos, que decaem com o tempo e se tornam resíduos” (PEARCE & WARFORD, 1993, p. 236). Portanto, quando se requer que  $g(v(X_t)) \geq \hat{H}_t$ , procura-se garantir que a taxa a que os resíduos se acumulam no sistema ( $\hat{H}_t$ ) não supere a taxa de utilização dos estoques destinados ao armazenamento deles ( $g(v(X_t))$ ).

O problema de otimização para determinar  $\hat{F}(X_t)$  e  $g(v(X_t))$  logísticas está descrito no Quadro 13:

**Quadro 13 – Problema de otimização para a determinação simultânea da taxa e da função logísticas de remoção<sup>a</sup>**

Estrutura	Equações
Função-objetivo <sup>b</sup>	$MIN \sum_t S_t = \sum_t [g(v(X_t)) - \hat{H}_t]$ <p style="text-align: center;"><b>Equação 272</b></p>
Restrições	
I	$\hat{H}_t = 0,006345X_t^{1,213597}$ <p style="text-align: center;"><b>Equação 266</b></p>
II	$g(v(X_t)) = \frac{1}{\frac{1}{K_H} + b_0 b_1^{X_t}}$ <p style="text-align: center;"><b>Equação 35</b></p>
III	$g(v(X_t)) \geq \hat{H}_t$ <p style="text-align: center;"><b>Equação 273</b></p>

(a) O problema foi desenvolvido no aplicativo GAMS-IDE versão 22.5, de 20/04/2007. O modelo resultante foi denominado **Biocapacity.gms**. (b) A função  $S_t$  destina-se a definir a direção e o sentido da otimização. Ela pode ser interpretada como o somatório dos saldos instantâneos entre a assimilação e a geração de emissões.

A solução do problema proposto no Quadro 13 fornece:

$$g(v(X_t)) = \frac{1}{\frac{1}{160,373} + 0,741 \times 0,994^{X_t}}$$

**Equação 274**

A Equação 274 e a Equação 266 são representadas na Figura 67. A Figura 67 comprova que a restrição definida pela Equação 273 (Quadro 13) foi realmente respeitada.

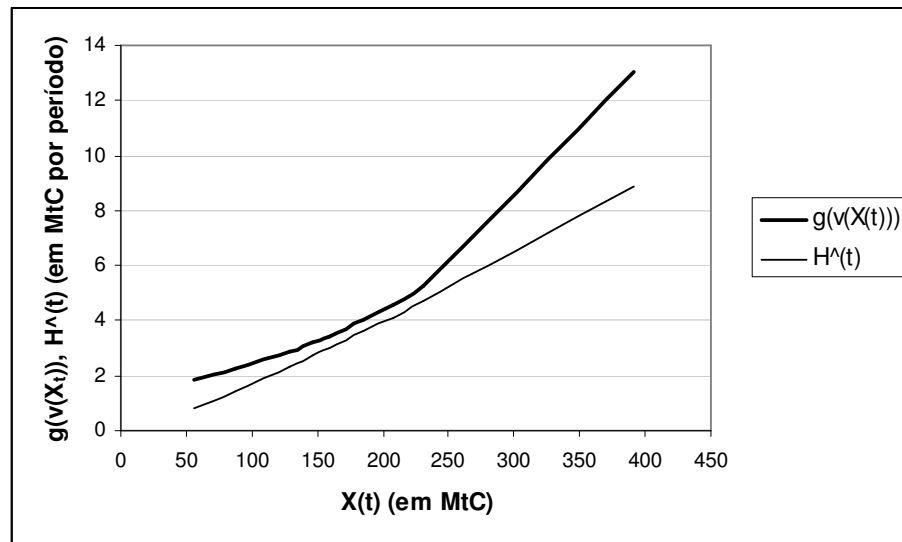


Figura 67 – Taxa logística de remoção ( $g(v(X_t))$ ) e taxa de colheita de remoção ( $\hat{H}_t$ )

Com a Equação 274, calcula-se  $g(v(X_t))$  a partir dos  $X_t$  observados em cada período. Em seguida, utiliza-se cada um dos  $g(v(X_t))$  obtidos pela Equação 274 para se chegar aos  $\hat{F}(X_t)$  em cada período. Tal estimação necessita da Equação 163. O conjunto dos  $\hat{F}(X_t)$  correspondentes a cada valor de  $X_t$  constitui a *função de remoção estimada*<sup>76</sup>. Aplicando-se a Equação 267, acima, chega-se, enfim, aos valores de  $G(X_t)$  para cada período. Os resultados de todas essas operações estão dispostos na Tabela 44 e ilustrados na Figura 68, abaixo.

<sup>76</sup> Convém esclarecer aqui o sentido que se quer conferir ao atributo “estimada”. Apesar do sinal diacrítico ^ sobre a função  $F(X_t)$ , não se está interessado em estimá-la num sentido estritamente estatístico. Antes, o interesse econômico recai sobre a estimação da função  $G(X_t)$  – o análogo biológico do lucro ou da renda econômica. Não obstante decidiu-se chamar de “estimada” a função  $F(X_t)$  deduzida a partir de uma taxa logística estatisticamente estimada ( $g(v(X_t))$ ).



Tabela 44 – Estimação da função de remoção ( $F^{\wedge}(X_t)$ ) e a oferta de remoção ( $G(X_t)$ )

Qüinq.	t	Obs.		Estimativas			
		$X_t$ (a)	$H_t$ Equação 266 (b)	$g(v(X_t))$ Equação 274 (c)	$F^{\wedge}(X_t)$ Equação 163 (d)= $b(K_H - b)/c$	$G(X_t)$ Equação 267 (e)=(d)-(a)	$\hat{G}(X_t)$ Equação 275
1970-75	1	56,29	0,845	1,872	72,00	15,71	14,45
1975-80	2	87,09	1,435	2,247	101,46	14,37	12,16
1980-85	3	128,94	2,310	2,879	126,78	-2,16	-2,52
1985-90	4	146,58	2,699	3,196	133,15	-13,43	-12,69
1990-95	5	159,34	2,987	3,445	136,42	-22,92	-21,53
1995-00	6	185,34	3,588	4,014	140,12	-45,22	-43,36
2000-05	7	207,22	4,108	4,563	140,68	-66,54	-65,72
2005-06	8	230,97	4,686	5,241	139,19	-91,78	-94,11
2006	9	390,86	8,874	13,030	103,16	-287,70	-396,85
?	EEF <sup>a</sup>	4244,35	160,373 <sup>b</sup>	160,373	0,00	-4243,93	-66479,99

Notas: (a) EEF = estado estacionário para os fluxos, em que  $F^{\wedge}(X_t) = 0$ . (b)  $K_H = 160,373$ .

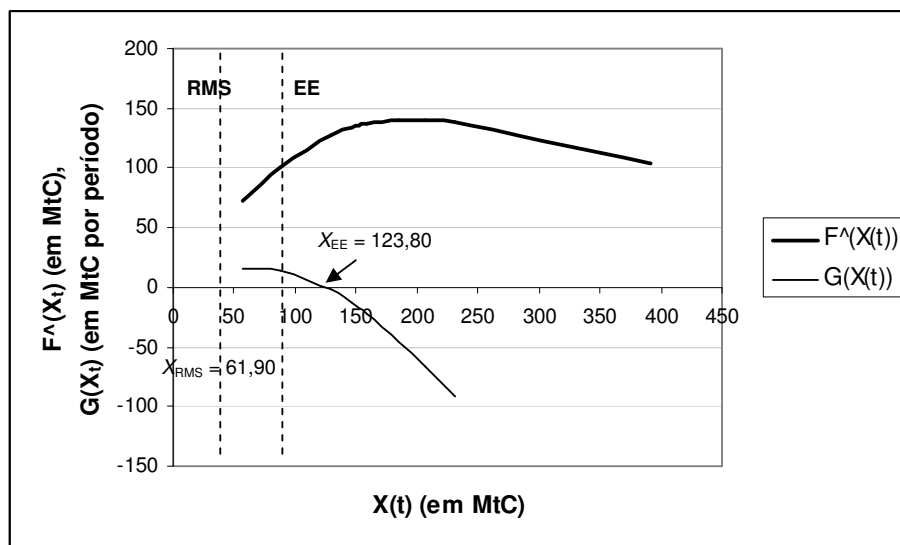


Figura 68 – Função de remoção ( $F^{\wedge}(X_t)$ ) e oferta de remoção ( $G(X_t)$ )

Com os valores de  $G(X_t)$  calculados na Tabela 44, torna-se possível estimar a função oferta de remoção,  $\hat{G}(X_t)$ . Para isso, basta regredir os valores da coluna **e** da Tabela 44 sobre os valores de  $X_t$ , na coluna **a**. É preciso, contudo, a exemplo da estimação da Equação 266, tomar-se uma precaução estatística quanto a possíveis *outliers* da regressão (ver nota 75 acima). Assim como no caso de  $\hat{H}_t$  (Equação 266), a estimação de  $G(X_t)$  também deve excluir os valores constantes nas duas últimas linhas da Tabela 44. Ambos constituem *outliers*, que podem viesar a regressão. Se assim se proceder, obtém-se:

$$\hat{G}(X_t) = -0,003802X_t^2 + 0,470699X_t$$

t = -40,892	t = 26,785
0,0000	0,0000

**Equação 275**

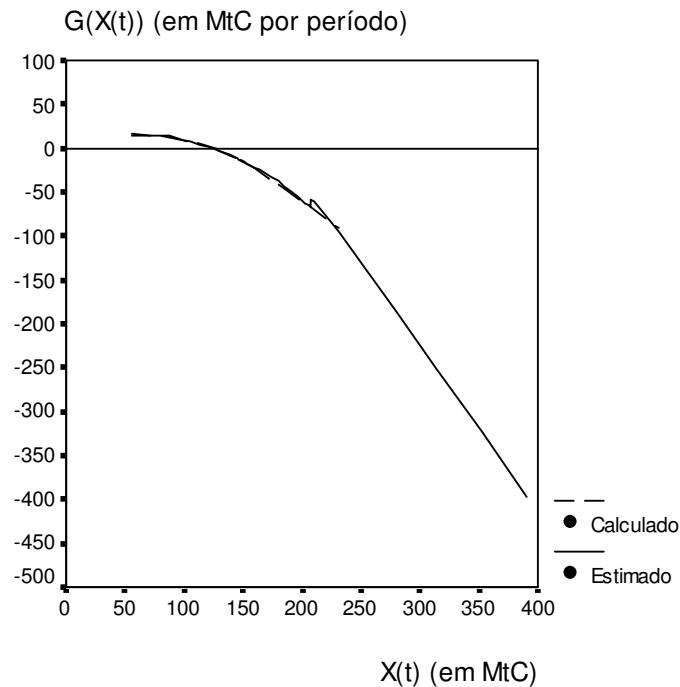


Figura 69 – Gráfico da Equação 275

**Tabela 45 – Estatísticas da regressão (Equação 275)**

Estatísticas	Valores
R múltiplo	0,99942
R <sup>2</sup>	0,99884
R <sup>2</sup> ajustado	0,99845
Erro-padrão	1,76340

**Tabela 46 – Análise de variância\* (Equação 275)**

Fontes de variação	GL	SQ	QM	F	Signif F
Regressão	2	16042,320	8021,1599	2579,51385	,0000
Resíduos	6	18,657	3,1096		

(\*) GL = graus de liberdade; SQ = soma dos quadrados; QM = quadrado médio; F = estatística F; Signif F = probabilidade de que o valor calculado da estatística F caia na região de rejeição

### 6.3 - Microbioeconomia

Com a Equação 266 e a Equação 275, é possível calcular os diferentes equilíbrios apontados como soluções de manejo para recursos naturais renováveis (Quadro 9). Os procedimentos a seguir tratam de determinar os equilíbrios que constam no Quadro 9.

#### 6.3.1 – Equilíbrios biológicos: EE e RMS

Igualando-se a Equação 275 a zero (Equação 276), encontra-se o nível de estoque em que a oferta de remoção se anula ( $X_{EE} = 123,80$  MtC). Para encontrar o ponto de máxima de  $\hat{G}(X_t)$ , deriva-se a Equação 275 com relação a  $X_t$ , e iguala-se essa derivada primeira a zero (Equação 277). O resultado informa o nível de estoque em que se obtém o *rendimento máximo sustentável* ( $X_{RMS} = 61,90$  MtC). É fácil verificar que  $X_{RMS} = \frac{1}{2} X_{EE}$  (Figura 68).

$$\begin{aligned}
 0 &= -0,003802X_t^2 + 0,470699X_t \\
 0,003802X_t^2 &= 0,470699X_t \\
 X_{EE} &= 123,80
 \end{aligned}$$

**Equação 276**

$$\begin{aligned}\frac{d\hat{G}(X_t)}{dX_t} &= -0,007604X_t + 0,470699 \\ 0 &= -0,007604X_t + 0,470699 \\ 0,007604X_t &= 0,470699 \\ X_{RMS} &= 61,90\end{aligned}$$

**Equação 277**

### 6.3.2 – Equilíbrio de Schaefer ou de acesso livre (AL)

Tal como definido pela Equação 172, o equilíbrio de Schaefer corresponde ao ponto onde a taxa de colheita ( $\ln \hat{H}_t$ ) se iguala à remoção ofertada ( $\hat{G}(X_t)$ ). Nesse ponto, a renda bioeconômica ( $Y_t = \hat{G}(X_t) - \ln \hat{H}_t$ ) se anula.

Por se tratar da igualdade entre uma função quadrática e outra logarítmica, essa solução requer o emprego de procedimentos de cálculo numérico (BARROSO et al., 1987), que permitem aproximá-la. Para abreviar o cálculo, modelou-se o problema do equilíbrio de Schaefer no aplicativo GAMS-IDE versão 22.5.

A função-objetivo é dada por  $\text{MIN } Y_t$  (minimizar a renda bioeconômica). A resposta encontrada pelo modelo **Microbioeco.gms** para o estoque de equilíbrio de Schaefer é  $X_{AL} = 122,14$  MtC. Como previsto pelos modelos da pesca, essa quantidade se aproxima muito de  $X_{EE} = 123,80$ , onde  $\hat{G}(X_t) = 0$  (Equação 276 e Figura 68).

Substituindo-se o estoque de Schaefer na Equação 275, obtém-se  $\hat{G}(X_{AL}) = 0,771$ . Da mesma forma, substituindo-se  $X_{AL}$  na Equação 266, obtém-se  $\hat{H}_{AL} = 2,163$ . A seguir, calcula-se  $\ln \hat{H}_{AL} = 0,771$ . Com isso,  $Y_{AL} = \hat{G}(X_{AL}) - \ln \hat{H}_{AL} = 0,771 - 0,771 = 0$ .

### 6.3.3 – Equilíbrio de Gordon ou de acesso restrito (AR)

A determinação do equilíbrio de Gordon se serve do mesmo modelo (**Microbioeco.gms**) empregado para calcular o equilíbrio de Schaefer. A diferença é que, para o equilíbrio de Gordon:

- a) relaxa-se a restrição  $Y_t = 0$ , em favor de  $Y_t \geq 0$ ;
- b) utiliza-se, por conseguinte, como função-objetivo,  $\text{MAX } Y_t$ .

A solução encontrada pelo modelo **Microbioeco.gms** é  $X_{AR} = 64,68$  MtC. Substituindo-se esse valor, respectivamente, na Equação 275 e na Equação 266, obtêm-se  $\hat{G}(X_{AR}) = 14,539$  e  $\hat{H}_{AR} = 1$ . Como  $\ln 1 = 0$ , tem-se que  $Y_{AR} = \hat{G}(X_{AR}) - \ln \hat{H}_{AR} = 14,539 - 0 = 14,539$ .

Geometricamente, tal como previa o modelo de Gordon,  $X_{AR} = 64,68$  designa uma quantidade de estoque que é ligeiramente superior a  $X_{RMS} = 61,90$  (Equação 277), mas muito inferior a  $X_{AL} = 122,14$  (Figura 38.a). Esse resultado é consistente com a conclusão da literatura de pesca de que restringir o acesso ao recurso natural previne-o da extinção. Por outro lado, matematicamente, a renda  $Y_{AR} = 14,539$  resultante não corresponde ao valor máximo que Gordon prescrevia.

### 6.3.4 – Equilíbrio BESF

A diferença essencial é que, nos modelos da pesca,  $X_t$  representa o estoque remanescente, que continua a existir após a colheita, enquanto, no modelo BESF,  $X_t$  descreve o estoque *consumido* em cada período. Portanto não é de se esperar que o equilíbrio clássico de Gordon sirva para o modelo BESF. O estoque  $X_t$ , nos modelos da pesca, é fonte de receita; no modelo BESF, reflete um *custo ambiental*.

Não por acaso, quando o modelo BESF adota o mesmo critério de maximização da renda bioeconômica aplicado por Gordon, a solução localiza-se antes do nível de RMS. Geometricamente, a mensagem é idêntica à de Gordon: o consumo de qualquer recurso natural renovável não deve ultrapassar seu nível de RMS. Normativamente, contudo, não se podem extrair da solução BESF as mesmas conclusões de Gordon. A dissipação da renda pela concorrência ou a preservação dela pela restrição à concorrência não podem ser derivadas do modelo BESF. Tais proposições estão decisivamente vinculadas ao comportamento dos preços monetários, num e noutro regime. Todavia a solução do modelo BESF não depende de preços monetários.

Sua intuição fundamental é que, conquanto a renda seja medida em unidades biofísicas e não em valores monetários, não é vantajoso ultrapassar o ponto em que se obtém o rendimento máximo dos estoques (RMS). Geometricamente, essa solução é similar àquela do modelo de Gordon em função do esforço (custo) econômico de exploração (Figura 38.b). Entretanto, mais uma vez, é preciso notar uma diferença essencial. Enquanto, no modelo de Gordon, a colheita ( $H_t$ ) é fonte de receita econômica, no modelo BESF, a colheita de remoção ( $\hat{H}_t$ ) reflete um *custo ambiental*. Portanto, equivalendo a um custo,  $\hat{H}_t$ , no modelo BESF, funciona como a curva  $CT_t(E_t)$ , no modelo de Gordon (Figura 38.b).

Aplicando-se a condição estabelecida pela Equação 195, encontra-se o estoque de equilíbrio do modelo BESF. Derivando-se, com relação a  $X_t$ , a última expressão da Equação 266, obtém-se:

$$\begin{aligned} \ln \hat{H}_t &= -5,06008818 + 1,213597(\ln X_t) \\ \frac{d \ln \hat{H}_t}{dX_t} &= \frac{d \ln \hat{H}_t}{d \ln X_t} \frac{d \ln X_t}{dX_t} \\ \frac{d \ln \hat{H}_t}{d \ln X_t} &= 1,213597 \\ \frac{d \ln X_t}{dX_t} &= \frac{1}{X_t} \\ \frac{d \ln \hat{H}_t}{dX_t} &= \frac{1,213597}{X_t} \end{aligned}$$

**Equação 278**

Agora, igualando-se a primeira expressão da Equação 277 ao resultado da Equação 278, tem-se:

$$\begin{aligned} -0,007604X_t + 0,470699 &= \frac{1,213597}{X_t} \\ -0,007604X_t^2 + 0,470699X_t &= 1,213597 \\ 0,007604X_t^2 - 0,470699X_t + 1,213597 &= 0 \quad (\div 0,007604) \\ X_t^2 - 61,90X_t + 159,60 &= 0 \end{aligned}$$

**Equação 279**

Resolvendo-se a última expressão da Equação 279, obtêm-se  $X_t' = 59,20$  MtC e  $X_t'' = 2,6958$  MtC. Essas raízes da função quadrática dada pela Equação 279 informam os níveis de estoque de remoção para os quais a renda é, respectivamente, máxima e mínima. Do ponto de vista bioeconômico, no entanto, o interesse se volta apenas para  $X_t' = 59,20$ , onde a renda bioeconômica  $Y_t$  é máxima. A Tabela 47 reúne todos os equilíbrios vistos até aqui.

Tabela 47 – Equilíbrios microbioeconômicos nas florestas do Rio Grande do Sul (1970-2006)

Qüinq./ Equil.	t	$X_t$	Equação 266		Equação 274	Equação 275	Equação 277	Equação 278	$Y_t = \hat{G}(X_t) - \ln \hat{H}_t$
			$\hat{H}_t$	$\ln \hat{H}_t$	$g(v(X_t))$	$\hat{G}(X_t)$	$d\hat{G}(X_t)/dX_t$	$d\ln \hat{H}_t/dX_t$	
<b>BESF</b>	?	<b>2,6958</b>	0,021	-3,857	1,360	1,241	<b>0,4502</b>	<b>0,4502</b>	<b>5,10</b>
1970-75	1	56,29	0,845	-0,169	1,872	14,449	0,0427	0,0216	14,617
<b>BESF</b>	?	<b>59,20</b>	0,898	-0,107	1,904	14,541	<b>0,0205</b>	<b>0,0205</b>	<b>14,648</b>
<b>RMS</b>	?	<b>61,90</b>	0,948	-0,053	1,935	<b>14,568</b>	<b>0,0000</b>	0,0196	14,622
<b>GORDON</b>	?	<b>64,68</b>	1,000	0,000	1,967	14,539	-0,0211	0,0188	14,539
1975-80	2	87,09	1,435	0,361	2,247	12,156	-0,1915	0,0139	11,80
<b>SCHAEFER</b>	?	122,14	2,163	0,771	2,766	0,772	-0,4581	0,0099	<b>0,00</b>
<b>EE</b>	?	<b>123,80</b>	2,199	0,788	2,793	<b>0,00</b>	-0,4707	0,0098	-0,79
1980-85	3	128,94	2,310	0,837	2,879	-2,52	-0,5098	0,0094	-3,36
1985-90	4	146,58	2,699	0,993	3,196	-12,69	-0,6439	0,0083	-13,69
1990-95	5	159,34	2,987	1,094	3,445	-21,53	-0,7409	0,0076	-22,62
1995-00	6	185,34	3,588	1,278	4,014	-43,36	-0,9386	0,0065	-44,64
2000-05	7	207,22	4,108	1,413	4,563	-65,72	-1,1050	0,0059	-67,13
2005-06	8	230,97	4,686	1,545	5,241	-94,11	-1,2856	0,0053	-95,65
2006	9	390,86	8,874	2,183	13,030	-396,86	-2,5014	0,0031	-399,04
<b>EEF</b>	?	4244,35	<b>160,373</b>	5,078	<b>160,373</b>	-66493,34	-31,8033	0,0003	-6498,42

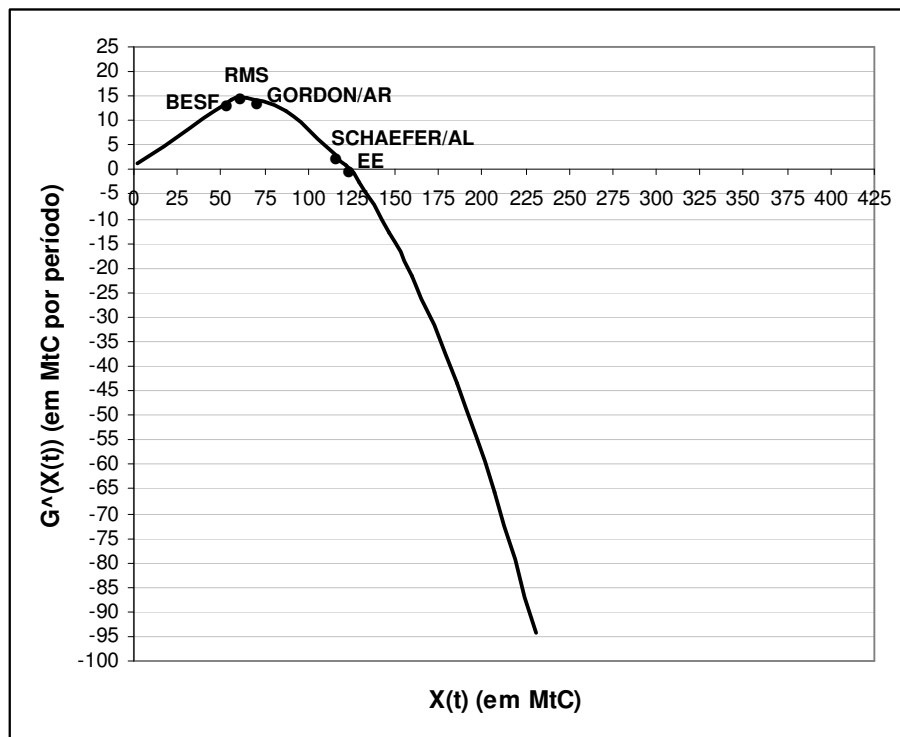


Figura 70 – Equilíbrios microbioeconômicos nas florestas do Rio Grande do Sul (1970 – 2006)

Quando, na Tabela 47, as colunas que contêm os resultados da Equação 276 e da Equação 277 são convertidas em percentagens, têm-se, respectivamente, os valores da eficiência marginal do capital natural ( $EMgKN$ ) e da taxa de juro ( $i$ ). Com base nesses valores, a Figura 71<sup>77</sup> reproduz, abaixo, os esquemas esboçados na Figura 54.

<sup>77</sup> Para conferir às curvas empíricas a suavidade das curvas teóricas (Figura 54), basta inserir no intervalo dos  $X_t$  uma quantidade maior de valores. Em linguagem matemática, quanto mais discreto for esse intervalo, menos suaves são as curvas; ao contrário, quanto mais contínuo o intervalo, mais suaves se tornam as curvas.



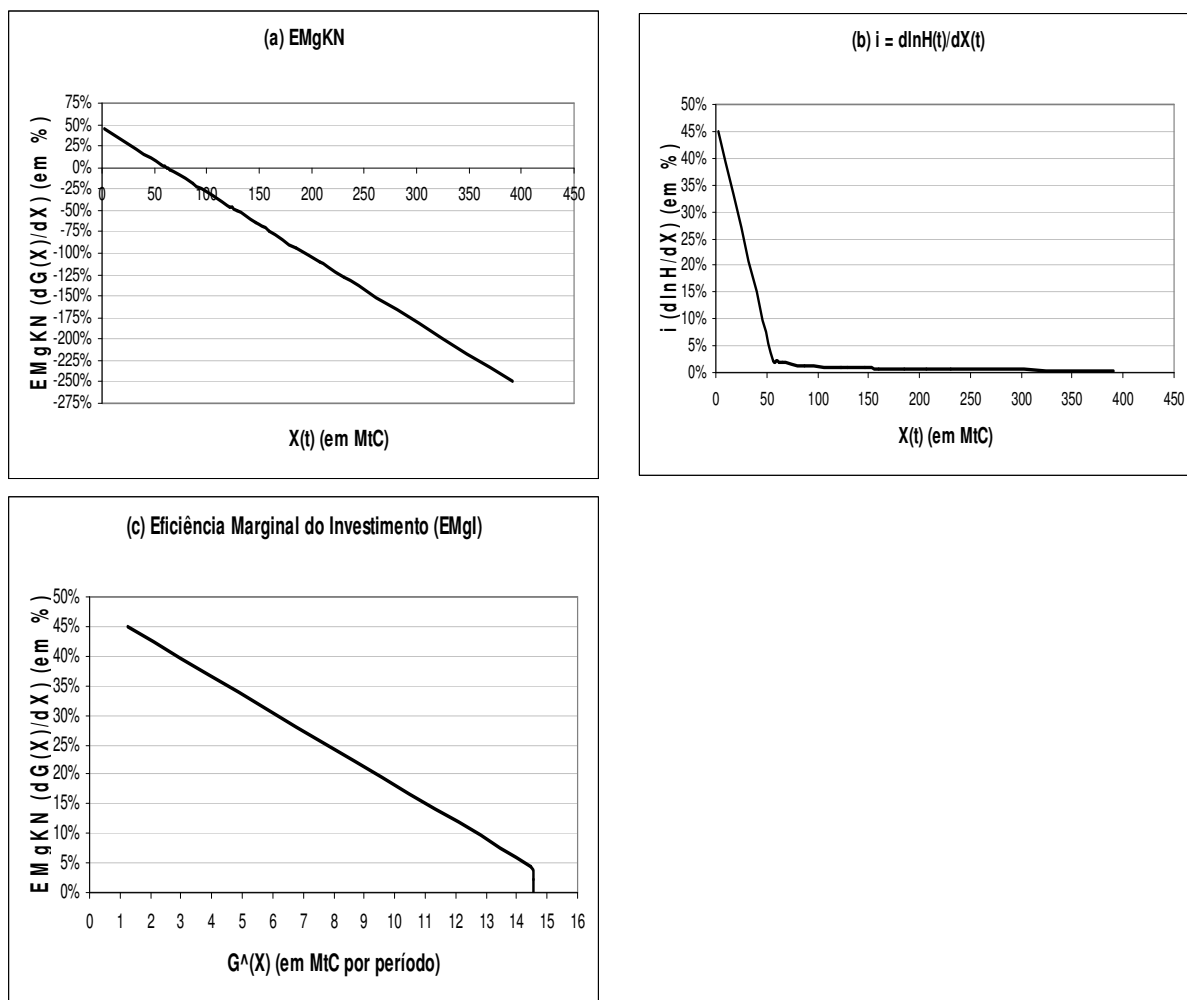


Figura 71 – Microbioeconomia e a decisão de investir em estoques de remoção: a eficiência marginal do capital natural ( $EMgKN$ ) e a taxa bioeconômica de juro/depleção ( $i$ ) no setor florestal do Rio Grande do Sul (1970 – 2006)

Nos equilíbrios de renda bioeconômica (última coluna da Tabela 47) mínima e máxima do modelo BESF,  $EMgKN$  (Equação 276) e  $i$  (Equação 277) são rigorosamente iguais – cerca de 45% por quinquênio (7,71% a.a.), para a renda mínima, e 2% por quinquênio (0,40% a.a.), para a renda máxima<sup>78</sup>. Esse resultado é consistente com o *estado de equilíbrio termodinâmico* (ver seção 5.5.2) – em que os fluxos se equilibram, mas, ao contrário do estado estacionário clássico, não cessam completamente. O indicador de que o movimento continua é que, no ponto em que a renda bioeconômica atinge um máximo, a taxa de juro/retorno (2% ao quinquênio ou 0,40% a.a.) não é nula.

<sup>78</sup> 45% ao quinquênio =  $0,45 + 1 = (1,45)^{1/5} = 1,0771 \Rightarrow (1,0771 - 1) \times 100 = 7,71\%$  a.a.  
 2% ao quinquênio =  $0,02 + 1 = (1,02)^{1/5} = 1,0040 \Rightarrow (1,0040 - 1) \times 100 = 0,40\%$  a.a.

Essencialmente, o resultado é idêntico ao do modelo de Gordon. Mas, na prática, o modelo BESF não estabelece um conflito entre a eficiência econômica e a ecológica. Ambas ocorrem no ponto em que a renda bioeconômica é máxima (indicado por BESF, na Figura 70). Como o modelo BESF trabalha com estoques consumidos (custos ambientais), em vez de estoques remanescentes (receitas ambientais), chegar até o estoque de RMS é tanto econômica quanto ecologicamente irracional. Economicamente, porque, no nível de RMS, a  $EMgKN$  (coluna Equação 277 da Tabela 47) é nula. Ecologicamente, porque o estoque de RMS representa um consumo maior de remoção – portanto um nível maior de emissões – do que o estoque BESF.

Entre a renda bioeconômica mínima e a máxima,  $EMgKN > i$ . Além do ponto em que a renda bioeconômica é máxima, a  $EMgKN$  começa a declinar até anular-se, quando se atinge o estoque de RMS. Daí para frente,  $EMgKN < i$ .

## 6.4 – Macrobioeconomia

Quando, microbioeconomicamente,  $EMgKN < i$ , começa a produzir-se um *deficit* ecológico crescente ( $\epsilon > 1$ ). Macrobioeconomicamente, pode-se compensá-lo através de reduções em  $\lambda$  (i.e., MDL, no caso do Rio Grande do Sul). A Equação 256 –  $\epsilon = \Delta X/\Delta V = kX_1/\lambda V_1$  –, a Equação 185 e o teorema da simetria mostram que a razão  $k/\lambda$  é que, em última instância, regula os movimentos da taxa bioeconômica de câmbio ( $\epsilon$ ). Portanto, se o objetivo é evitar o aprofundamento da dívida ecológica ( $\epsilon > 1$ ), aumentos em  $k$  devem ser crescentemente financiados por reduções em  $\lambda$  (Figura 52). Por outro lado, se o objetivo é evitar o excesso de crédito ecológico ( $0 < \epsilon < 1$ ), aumentos em  $\lambda$  devem ser crescentemente financiados por reduções em  $k$  (Figura 52). Assim é que a micro e a macrobioeconomia efetivamente interagem.

Como se nota, dada a conformação das curvas  $k(\epsilon)$  e  $\lambda(\epsilon)$ , na Figura 46,  $\epsilon$  não pode ser arbitrariamente controlada para cumprir objetivos de política ambiental. Esses objetivos estão presos a variáveis reais ( $k$  e  $\lambda$ ), para as quais  $\epsilon$  funciona simplesmente como um elo. Portanto  $\epsilon$  constitui tão-só a expressão sintomática do estado geral do relacionamento entre  $k$  e  $\lambda$ . Este, sim, é que pode ser realmente controlado.

Para isso, a exemplo da Figura 47, é preciso deduzir  $k$  e  $\lambda$  a partir de  $\varepsilon$ . Como, no caso das florestas do Rio Grande do Sul, a distribuição dos estoques de remoção só é conhecida para o final de 2005 ou início de 2006 (Tabela 43), o método de procedimento consiste em:

- I. Deduzir a curva  $\varepsilon(k)$  ou como  $\varepsilon$  varia em função de  $k$  (Tabela 49) – para tanto, assume-se que o  $\lambda = 10,859$  do período-base (final de 2005 ou início de 2006), calculado, através da Equação 173, a partir dos dados fornecidos pela Tabela 42, vale para todos os demais períodos da série temporal. Então, com  $\lambda$  mantido constante, observa-se como as variações de  $k$ , em cada período, afetam  $\varepsilon$ ;
- II. Deduzir a curva  $\varepsilon(\lambda)$  ou como  $\varepsilon$  varia em função de  $\lambda$  (Tabela 50) – para tanto, assume-se que o crescimento econômico passado tenha-se realizado em condições de sustentabilidade bioeconômica ( $k = \lambda$ ) (Tabela 25 e Tabela 26). Mediante tal suposição, cada  $k$  observado ao longo da série temporal é utilizado como um  $\lambda$  diferente para avaliar o impacto da distribuição dos estoques sobre  $\varepsilon$ , dado o crescimento econômico do período-base. Utilizando-se a Equação 174 mais os dados fornecidos pela Tabela 42 e pela Tabela 35, verifica-se que  $k = 1,6923$ , entre o encerramento (final de 2005 ou início de 2006,  $F(X_8) = 390,86$  MtC) e o começo (início de 2005,  $X_8 = 230,97$  MtC) do período-base (Tabela 48).

A lógica do Método I é pressupor a distribuição ( $\lambda$ ) presente (conhecida) no crescimento econômico ( $k$ ) passado, cuja repartição dos estoques de remoção é ignorada. Inversamente, a lógica do Método II é submeter o crescimento presente a um perfil distributivo (desconhecido) supostamente sustentável no passado.

**Tabela 48 – Valores observados de  $k$  (taxa de crescimento econômico), por período, na economia florestal do Rio Grande do Sul (1970-2006)**

$t$	Qüinq.	Quantidades observadas		$k$ <b>(c)=(b)÷(a)</b>
		Inicial $X_t$ (em MtC) <b>(a)</b>	Final $F(X_t)$ (em MtC) <b>(b)</b>	
1	1970-75	56,29	87,09	1,5472
2	1975-80	87,09	128,94	1,4805
3	1980-85	128,94	146,58	1,1368
4	1985-90	146,58	159,34	1,0871
5	1990-95	159,34	185,34	1,1632
6	1995-00	185,34	207,22	1,1181
7	2000-05	207,22	230,97	1,1146
8	2005-06	230,97	<b>390,86</b>	<b>1,6923</b>
9	2006	390,86		

De um lado, verifica-se o impacto da distribuição ( $\lambda$ ) presente sobre  $\varepsilon$  passada. De outro, avalia-se o quanto  $\varepsilon$  corrente se afastaria da unidade (i.e., da sustentabilidade ecológica), à medida que a distribuição ( $\lambda$ ) presente se identificasse com as taxas de crescimento econômico ( $k$ ) do passado. Seja como for, as curvas  $k(\varepsilon)$  e  $\lambda(\varepsilon)$  que se deduzirem a seguir serão curvas hipotéticas, simplesmente porque, no período analisado, não há dados disponíveis sobre a distribuição dos estoques de remoção entre as fossas florestais do Rio Grande do Sul. No entanto, à medida que se disponha de inventários sistemáticos, os Métodos I e II, descritos acima, podem ser abandonados, em favor de uma dedução mais empírica e menos heurística das curvas  $k(\varepsilon)$  e  $\lambda(\varepsilon)$  (Figura 47).

Do ponto de vista heurístico, cabe uma última consideração. Se o Método I mantém  $\lambda$  constante ( $\lambda_{\text{base}} = 10,859$ ) e aplica-o aos  $k$  de cada período, por que o Método II não transmite o  $k$  do período-base ( $k_{\text{base}} = 1,6923$ ) a todos os demais períodos, para gerar, a partir de  $X_1 = 56,29$ , uma série temporal  $X_t$  hipotética ( $X_{t+1} = k_{\text{base}}^t X_1$ ) que reproduza a taxa de crescimento econômico corrente? Em primeiro lugar, esse artifício distorceria demais a série temporal observada. Nos últimos períodos, essa discrepância seria superior a 800%. Além do mais, isso de nada adiantaria para examinar-se o impacto de  $\lambda$  sobre  $\varepsilon$ , simplesmente porque  $\lambda$  permaneceria incógnito – inclusive heurísticamente.

Aplicando-se iterativamente o Método I a cada período sucessivo, obtêm-se, com o auxílio de uma matriz algébrica de distribuição (Quadro 8), os valores dispostos na Tabela 49.

**Tabela 49 – Relação entre  $k$  e  $\varepsilon$  para  $\lambda$  constante e igual ao do período-base (Método I)**

Quinq.	t	$X_t$ (em MtC)	Ordem cronológica de $k$		Ordem crescente de $k$	
			$\bar{\lambda}_8 = 10,859^a$	Equação 178 (Quadro 8)	$\bar{\lambda}_8 = 10,859^a$	Equação 178 (Quadro 8)
			$k$	$\varepsilon$	$k$	$\varepsilon$
1970-75	0	56,29	—	—	—	—
1975-80	1	87,09	1,5472	0,2584	1,0871	0,0502
1980-85	2	128,94	1,4805	0,2330	1,1146	0,0652
1985-90	3	146,58	1,1368	0,0770	1,1181	0,0670
1990-95	4	159,34	1,0871	0,0502	1,1368	0,0770
1995-00	5	185,34	1,1632	0,0907	1,1632	0,0907
2000-05	6	207,22	1,1181	0,0670	1,4805	0,2330
2005-06	7	230,97	1,1146	0,0652	1,5472	0,2584
2006	<b>8<sup>b</sup></b>	<b>390,86</b>	<b>1,6923</b>	0,3093	<b>1,6923</b>	0,3093

(a) O valor de  $\lambda$  é calculado pela Equação 173, a partir dos dados fornecidos pela Tabela 42, acima.

(b) Período-base.

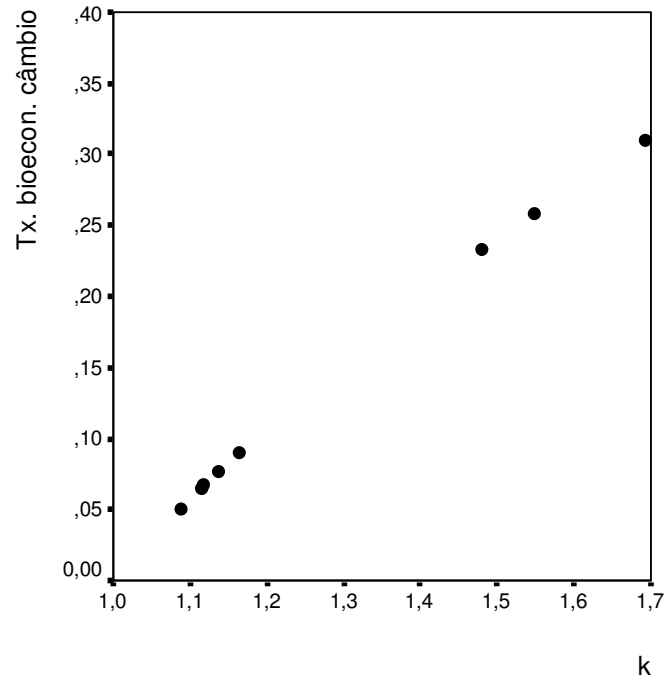
Da mesma forma, quando se aplica iterativamente o Método II a cada período sucessivo, a matriz algébrica de distribuição (Quadro 8) produz o seguinte arranjo:

**Tabela 50 – Relação entre  $\lambda$  e  $\varepsilon$  para  $k_t$  constante ( $\bar{k}_t$ ) e com  $\lambda$  assumindo valores, em ordem crescente, dos  $k_t$  observados (Método II)**

t	4	7	6	3	5	2	1	8
$\bar{k}_t$ (cte.)	1,0871	1,1146	1,1181	1,1368	1,1632	1,4805	1,5472	<b>1,6923</b>
$\lambda$	$\varepsilon_4$	$\varepsilon_7$	$\varepsilon_6$	$\varepsilon_3$	$\varepsilon_5$	$\varepsilon_2$	$\varepsilon_1$	$\varepsilon_8$
1,0871	<b>1</b>	1,2988	1,3356	1,5342	1,8075	4,6420	5,1474	6,1613
1,1146	0,7696	<b>1</b>	1,0285	1,1814	1,3919	3,5746	4,6776	4,7445
1,1181	0,7481	0,9721	<b>1</b>	1,1483	1,3529	3,4744	3,8526	4,6115
1,1368	0,6515	0,8466	0,8706	<b>1</b>	1,1782	3,0259	3,3554	4,0163
1,1632	0,5529	0,7184	0,7388	0,8486	<b>1</b>	2,5678	2,8473	3,4082
1,4805	0,2153	0,2798	0,2877	0,3305	0,3894	<b>1</b>	1,1089	1,3274
1,5472	0,1942	0,2523	0,2595	0,2980	0,3511	0,9018	<b>1</b>	1,1969
<b>1,6923</b>	0,1622	0,2108	0,2168	0,2490	0,2934	0,7534	0,8354	<b>1</b>
$\varepsilon > 1$	0	1	2	3	4	5	6	7
$X_t$	159,34	230,97	207,22	146,58	185,34	128,94	87,09	<b>390,86</b>

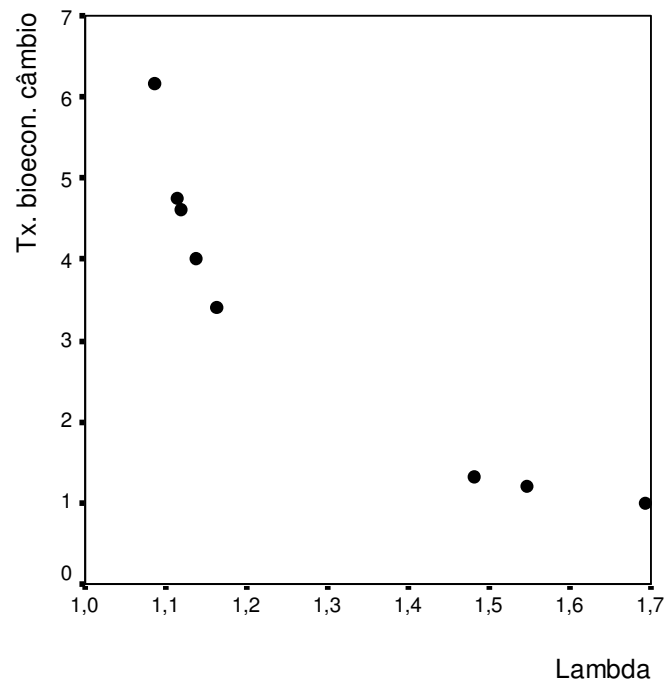
A diagonal principal da Tabela 50 reflete o “teorema da simetria” (seção 5.5.5). Ela reúne todos os  $\varepsilon = 1$ . Ao longo dela, o  $k_t$  constante de determinado período coincide com o  $\lambda$  variável da primeira coluna. Abaixo da diagonal principal do arranjo matricial representado pela Tabela 50, registra-se a frequência com que o crédito ecológico se manifesta ( $0 < \varepsilon < 1$ ); acima, a frequência com que a dívida ecológica ( $\varepsilon > 1$ ) ocorre – indicada na penúltima linha da tabela. Com 7 ocorrências, o período-base ( $t = 8$ ) é o que mais responde pelo endividamento ecológico do sistema. Tal período constitui, portanto, o caso mais desfavorável. Deduzir a curva  $\lambda(\varepsilon)$  (Figura 47) com base nele é consistente com o que o “princípio da precaução” sugere (ver seção 5.1).

Enquanto a última coluna da Tabela 49 revela uma relação direta entre  $\varepsilon$  e  $k$  (Figura 72), a última coluna da Tabela 50 aponta uma relação inversa entre  $\varepsilon$  e  $\lambda$  (Figura 73). A coerência e o rigor metodológicos requerem que, primeiro, se estimem as funções  $\varepsilon(k)$  e  $\varepsilon(\lambda)$  – isto é,  $\varepsilon$  como a variável dependente (eixo vertical). A partir dessas funções, então, é que se pode chegar a  $k(\varepsilon)$  e  $\lambda(\varepsilon)$  – isto é,  $\varepsilon$  como a variável independente (eixo horizontal).



Fonte: SPSS for Windows – versão 11.0.0

Figura 72 – Relação entre  $\varepsilon$  e  $k$  (Método I)



Fonte: SPSS for Windows – versão 11.0.0

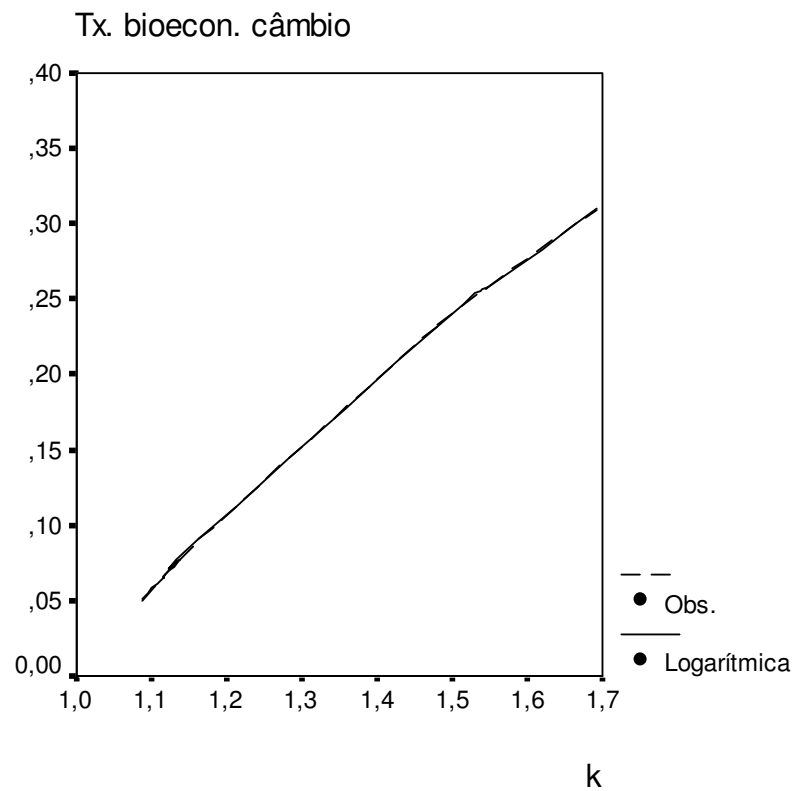
Figura 73 – Relação entre  $\varepsilon$  e  $\lambda$  (Método II)

Com base nos dados fornecidos pela Tabela 49 (penúltima e última colunas), estima-se, através de análise de regressão não-linear, a função que descreve a curva da Figura 72 (Equação 280 e Figura 74):

$$\hat{\varepsilon}_t = 0,001643 + 0,587043 \ln k_t$$

t = 3,672	t = 385,845
0,0104	0,0000

**Equação 280**



Fonte: SPSS for Window – versão 11.0.0

Figura 74 – Gráfico da Equação 280

**Tabela 51 – Estatísticas da regressão (Equação 280)**

Estatísticas	Valores
R múltiplo	0,99998
R <sup>2</sup>	0,99996
R <sup>2</sup> ajustado	0,99995
Erro-padrão	0,00072

**Tabela 52 – Análise de variância\* (Equação 280)**

Fontes de variação	GL	SQ	QM	F	Signif F
Regressão	1	0,07659595	0,07659595	148876,51132	,0000
Resíduos	6	0,00000309	0,00000051		

(\*) GL = graus de liberdade; SQ = soma dos quadrados; QM = quadrado médio; F = estatística F; Signif F = probabilidade de que o valor calculado da estatística F caia na região de rejeição

Da mesma forma, com base nos dados fornecidos pela Tabela 50 (última coluna), estima-se, também através de análise de regressão não-linear, a função que descreve a curva da Figura 73 (Equação 281 e Figura 75):

$$\hat{\varepsilon}_i = e^{-3,261672 + \frac{5,355039}{\lambda_i}}$$

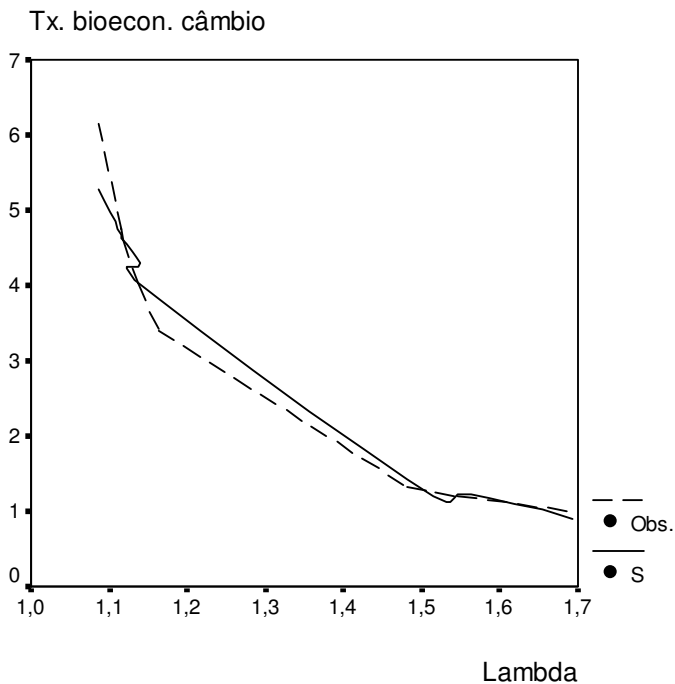
$$\hat{\varepsilon}_i = \exp\left(-3,261672 + \frac{5,355039}{\lambda_i}\right)$$

$$\ln \hat{\varepsilon}_i = -3,261672 + \frac{5,355039}{\lambda_i}$$

t = -14,865	t = 19,651
0,0000	0,0000

**Equação 281**





Fonte: SPSS for Window – versão 11.0.0

Figura 75 – Gráfico da Equação 281

Tabela 53 – Estatísticas da regressão (Equação 281)

Estatísticas	Valores
R múltiplo	0,99232
R <sup>2</sup>	0,98470
R <sup>2</sup> ajustado	0,98215
Erro-padrão	0,09646

Tabela 54 – Análise de variância\* (Equação 281)

Fontes de variação	GL	SQ	QM	F	Signif F
Regressão	1	3,5934771	3,5934771	386,17734	,0000
Resíduos	6	0,0558315	0,0093053		

(\*) GL = graus de liberdade; SQ = soma dos quadrados; QM = quadrado médio; F = estatística F; Signif F = probabilidade de que o valor calculado da estatística F caia na região de rejeição

A Equação 280 e a Equação 281 fornecem (Tabela 55 e Tabela 56):

**Tabela 55 – Estimativas da taxa bioeconômica de câmbio ( $\epsilon^\wedge$ ) a partir de  $k$  observado e  $\lambda$  dado na atividade florestal do Rio Grande do Sul (1975-2006)**

Qüinq.	t	$k_t$	$\hat{\epsilon}(k_t)$	$\lambda_t$	$\hat{\epsilon}(\lambda_t)$
			Equação 280		Equação 281
1970-75	1	—	—	—	—
1975-80	2	1,5472	,2579	1,5472	1,2207
1980-85	3	1,4805	,2320	1,4805	1,4267
1985-90	4	1,1368	,0769	1,1368	4,2587
1990-95	5	1,0871	,0507	1,0871	5,2820
1995-00	6	1,1632	,0904	1,1632	3,8268
2000-05	7	1,1181	,0672	1,1181	4,6077
2005-06	8	1,1146	,0653	1,1146	4,6776
2006	9	<b>1,6923</b>	,3105	<b>1,6923</b>	,9073

Colocando-se as estimativas da Tabela 55 em ordem crescente de  $k_t$  e  $\lambda_t$  dados, obtém-se:

**Tabela 56 – Estimativas, em ordem crescente de  $k_t$  e  $\lambda_t$ , da taxa bioeconômica de câmbio ( $\epsilon^\wedge$ ) a partir de  $k$  observado e  $\lambda$  dado na atividade florestal do Rio Grande do Sul (1975-2006)**

Qüinq.	t	$k_t$	$\hat{\epsilon}(k_t)$	$\lambda_t$	$\hat{\epsilon}(\lambda_t)$
			Equação 280		Equação 281
1990-95	5	—	—	—	—
2005-06	8	1,0871	0,0507	1,0871	5,2820
2000-05	7	1,1146	0,0653	1,1146	4,6776
1985-90	4	1,1181	0,0672	1,1181	4,6077
1995-00	6	1,1368	0,0769	1,1368	4,2587
1980-85	3	1,1632	0,0904	1,1632	3,8268
1975-80	2	1,4805	0,2320	1,4805	1,4267
2006	9	1,5472	0,2579	1,5472	1,2207
1970-75	1	<b>1,6923</b>	0,3105	<b>1,6923</b>	0,9073

Para se chegar às funções  $\hat{k}(\hat{\epsilon}_t)$  e  $\hat{\lambda}(\hat{\epsilon}_t)$  da Figura 47, tomam-se, respectivamente, os valores de  $\hat{\epsilon}(k_t)$  (Equação 280) e de  $\hat{\epsilon}(\lambda_t)$  (Equação 281) da Tabela 56, como se fossem dados (observados). A partir deles, estimam-se, agora,  $k_t$  e  $\lambda_t$ . Quer dizer, desta vez, procura-se, através da estimação (análise de regressão não-linear) obter as funções *inversas* da Equação 280 (Equação 282 e Figura 76) e da Equação 281.

$$\hat{k}_t = 0,997209e^{1,703281\hat{\epsilon}_t}$$

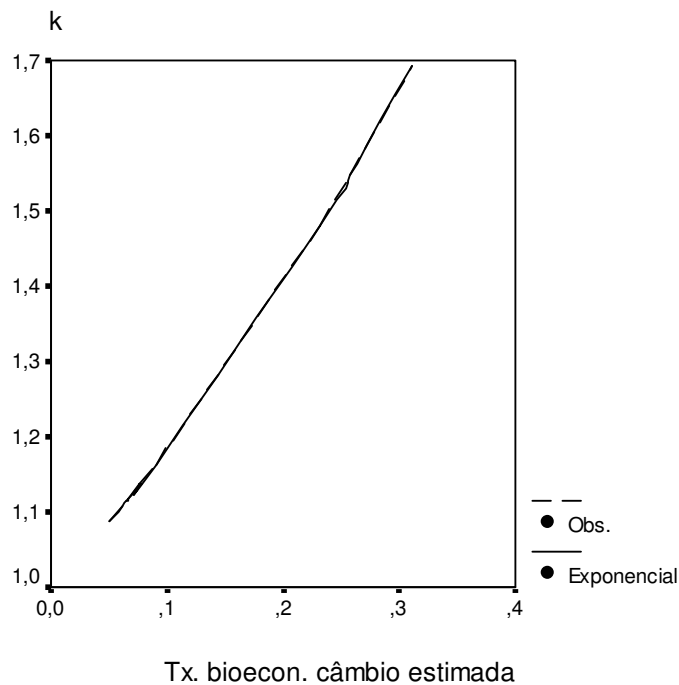
$$\hat{k}_t = 0,997209 \exp(1,703281\hat{\epsilon}_t)$$

$$\ln \hat{k}_t = -0,002795 + 1,703281\hat{\epsilon}_t$$

$$t = 38186,908 \quad t = 11316,901$$

$$0,0000 \quad 0,0000$$

**Equação 282**



Fonte: SPSS for Window – versão 11.0.0

Figura 76 – Gráfico da Equação 282

Tabela 57 – Estatísticas da regressão (Equação 282)

Estatísticas	Valores
R múltiplo	1,00000
R <sup>2</sup>	1,00000
R <sup>2</sup> ajustado	1,00000
Erro-padrão	0,00004

Tabela 58 – Análise de variância\* (Equação 282)

Fontes de variação	GL	SQ	QM	F	Signif F
Regressão	1	0,22226270	0,22226270	128072246,2178	,0000
Resíduos	6	0,00000001	0,00000000		

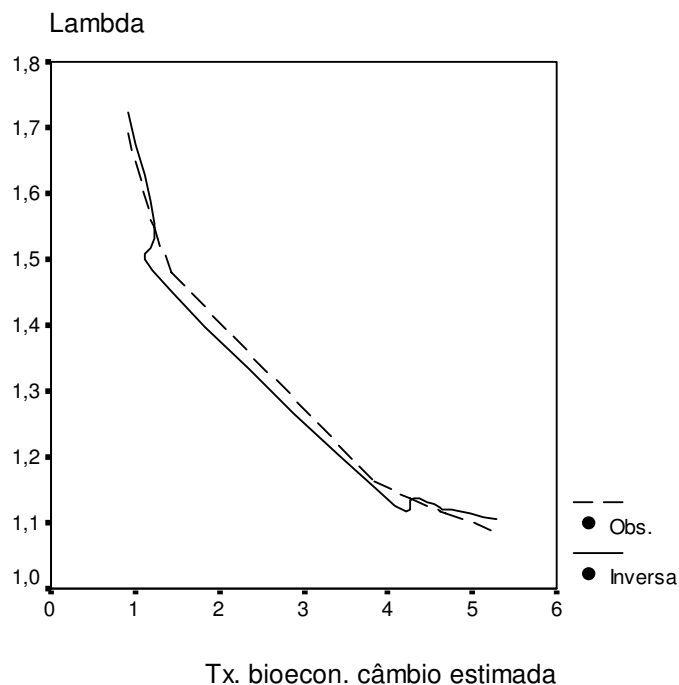
(\*) GL = graus de liberdade; SQ = soma dos quadrados; QM = quadrado médio; F = estatística F; Signif F = probabilidade de que o valor calculado da estatística F caia na região de rejeição

$$\hat{\lambda}_t = 0,976712 + \frac{0,675690}{\hat{\varepsilon}_t}$$

$$t = 77,980 \quad t = 30,927$$

$$0,0000 \quad 0,0000$$

Equação 283



Fonte: SPSS for Window – versão 11.0.0

Figura 77 – Gráfico da Equação 283

Tabela 59 – Estatísticas da regressão (Equação 283)

Estatísticas	Valores
R múltiplo	0,99688
R <sup>2</sup>	0,99377
R <sup>2</sup> ajustado	0,99273
Erro-padrão	0,02052

Tabela 60 – Análise de variância\* (Equação 283)

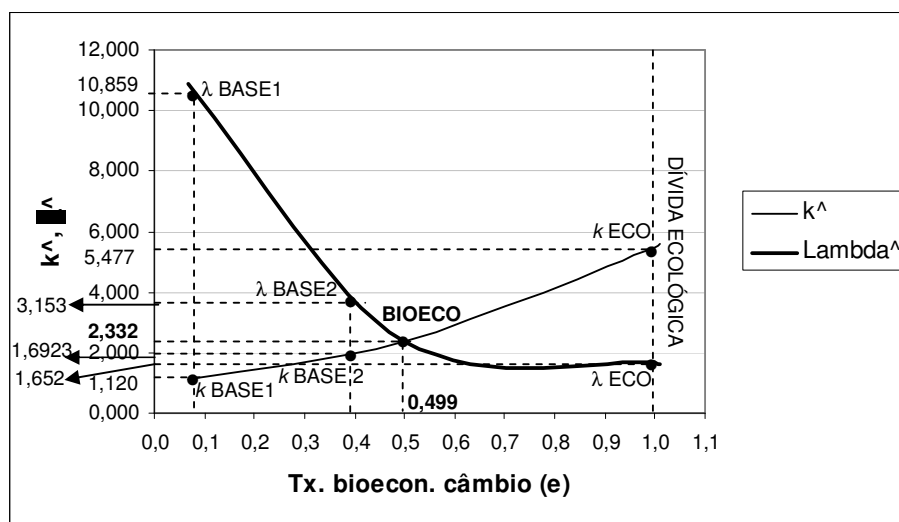
Fontes de variação	GL	SQ	QM	F	Signif F
Regressão	1	0,40274357	0,40274357	956,46040	,0000
Resíduos	6	0,00252646	0,00042108		

(\*) GL = graus de liberdade; SQ = soma dos quadrados; QM = quadrado médio; F = estatística F; Signif F = probabilidade de que o valor calculado da estatística F caia na região de rejeição

Finalmente, com a Equação 282 e a Equação 283, chega-se às curvas da Figura 47. O ponto de equilíbrio macrobioeconômico ocorre na interseção de ambas. No entanto uma dessas curvas é descrita por uma função exponencial (Equação 282), enquanto outra, por uma função inversa (Equação 283). Portanto, para encontrar seu ponto de interseção, é preciso, outra vez, recorrer ao cálculo numérico (BARROSO et al., 1987) e ao aplicativo GAMS-IDE versão 22.5. O modelo **Macrobioeco.gms**, desenvolvido em linguagem GAMS-IDE 22.5, fornece os resultados dispostos na Tabela 61 e ilustrados na Figura 78.

**Tabela 61 – Cenários macrobioeconômicos para a atividade florestal no Rio Grande do Sul (1970-2006)**

Cenários	$k^{\wedge}$ (Equação 282)	$\lambda^{\wedge}$ (Equação 283)	$\epsilon$
Período-base (BASE1)	1,120	<b>10,859</b>	0,068
Período-base (BASE2)	<b>1,6923</b>	3,153	0,311
Equil. Bioeconômico (BIOECO)	<b>2,332</b>	<b>2,332</b>	0,499
Equil. Ecológico (ECO)	5,477	1,652	<b>1,000</b>
Dívida Ecológica (DECO)	5,571	1,646	1,010



**Figura 78 – Equilíbrios macrobioeconômicos para a atividade florestal no Rio Grande do Sul (1970-2006)**

A Figura 78 parece indicar que o Rio Grande do Sul ainda está muito distante de ingressar na região de endividamento ecológico. A situação do estado, no início de 2006 – ou final de 2005 (período-base) –, redonda numa taxa bioeconômica de câmbio muito baixa ( $\epsilon = 0,068$ ) (Tabela 61). Porém, com base em um único inventário (período), não é possível saber

se o  $\lambda$  verificado ali reflete um valor consistente ao longo da trajetória examinada (1970-2006).

Como as curvas da Figura 78 foram deduzidas a partir dessa trajetória, o desequilíbrio macrobioeconômico verificado no período-base (BASE) sugere que ou  $\lambda = 10,859$  observado (Tabela 42) é excessivo ou  $k = 1,6923$  observado (Tabela 48) é muito intenso. Quando se mantém constante  $\lambda = 10,859$  (BASE1), resulta uma queda em  $k = 1,120$ . Por outro lado, quando se mantém constante  $k = 1,6923$  (BASE2), também diminui  $\lambda = 3,153$  (Tabela 61). Portanto a situação de crédito ecológico ilustrada pela Figura 78 talvez não seja tão confortável quanto pareça. Antes, pode estar havendo algum tipo de “ilusão ecológica”, transmitida por uma taxa bioeconômica de câmbio muito apreciada ( $0 < \varepsilon < 1$ ).

## 6.5 – Preços bioeconômicos e estratégias de política climática

Para descobrir se  $\varepsilon$  está ou não muito apreciada (ou depreciada), é preciso deduzir, para  $\lambda$ , uma trajetória ótima, a partir dos  $k$  observados – ou vice-versa, à medida que se disponha de  $\lambda$  observados (inventariados). Desta vez, esse cálculo é realizado pelo modelo **Biodiversity.gms**, desenvolvido em GAMS-IDE versão 22.5.

**Tabela 62 – Valores ótimos (\*) para  $\lambda_t$  a partir de  $k_t$  observado e  $\varepsilon_t$  dado**

Qüinq.	$t$	Observados		Otimizado
		$k_t$	$\varepsilon$	$\lambda_t^*$
1970-75	1	—	—	—
1975-80	2	1,5472	0,258	3,597
1980-85	3	1,4805	0,232	3,889
1985-90	4	1,1368	0,077	9,761
1990-95	5	1,0871	0,051	14,311
1995-00	6	1,1632	0,090	8,451
2000-05	7	1,1181	0,067	11,035
2005-06	8	1,1146	0,065	11,318
2006	9	<b>1,6923</b>	0,311	<b>3,153</b>

No caso do Rio Grande do Sul, onde  $\lambda$  representa a proporção de florestas nativas em relação às florestas plantadas, qualquer diminuição dessa variável significa abdicar da estratégia da conservação ( $\lambda$  alto) em favor da estratégia da mitigação ou MDL ( $\lambda$  baixo).

Dessa maneira, é possível estimar, para o estado, o custo (e o preço) de uma em termos de outra.

O cenário BASE2, na Tabela 61, mostra que não é possível sustentar  $k = 1,6923$ , a menos que  $\lambda$  seja reduzido de 10,859 para  $\lambda = 3,153$ . Implicitamente, isso significa que a *estratégia da mitigação* (MDL) – ou a redução de  $\lambda$  – custa, no período-base,  $10,859 \div 3,153 = 3,444$ . Por outro lado, o cenário BASE1, na Tabela 61, mostra que, no mesmo período, só se pode manter  $\lambda = 10,859$ , se  $k$  for reduzido de 1,6923 para  $k = 1,120$ . Quer dizer, no período-base, a *estratégia da conservação* (CONS) – ou a manutenção de  $\lambda$  – custa  $1,6923 \div 1,120 = 1,511$ .

Conhecendo-se  $\lambda$  para cada período, é possível, a partir de um valor de  $k$  observado e de um valor de  $\varepsilon$  dado, determinar, através da Equação 262, o preço bioeconômico ( $\rho_j$ ) de uma estratégia em relação à outra. O problema é que, na série temporal analisada,  $\lambda$  não é uma variável conhecida. Entretanto o modelo **Biodiversity.gms** possibilita inferi-la ( $\lambda_t^*$ ) através de um cálculo de otimização (última coluna da Tabela 62). Quando esses valores de  $\lambda_t^*$  são aplicados ao consumo observado de estoques de remoção (coluna **a** da Tabela 63 e da Tabela 64), obtém-se:

**Tabela 63 – Preços bioeconômicos das estratégias de seqüestro florestal de carbono ( $\rho_1$  = MDL e  $\rho_2$  = CONS)<sup>a</sup> no Rio Grande do Sul (1975-2006), incluindo o cenário BASE2<sup>b</sup>**

$t$	(a)	(b)	(c)	(d)=a÷(1+b)	(e)=a-d	(f)=e-d	(g)	(h)=g×f	Equação 262	
	$X_t$	$\lambda_t^*$	$k_{obs}$	PLANT ( $j = 1$ )	NAT ( $j = 2$ )	$Z^*$	$\varepsilon_{obs}$	$M^*$	$\rho_1 = \rho_2^{-1}$	$\rho_2$
2	87,09	3,597	1,5472	18,94	68,15	49,20	0,258	12,69	7,00	0,14
3	128,94	3,889	1,4805	26,37	102,57	76,19	0,232	17,68	8,50	0,12
4	146,58	9,761	1,1368	13,62	132,96	119,34	0,077	9,19	65,40	0,02
5	159,34	14,311	1,0871	10,41	148,93	138,53	0,051	7,06	143,84	0,01
6	185,34	8,451	1,1632	19,61	165,73	146,12	0,090	13,15	48,54	0,02
7	207,22	11,035	1,1181	17,22	190,00	172,78	0,067	11,58	84,81	0,01
8	230,97	11,318	1,1146	18,75	212,22	193,47	0,065	12,58	89,62	0,01
BASE2 <sup>b</sup>	<b>390,86</b>	<b>3,153</b>	<b>1,6923</b>	94,12	296,74	202,63	0,310	62,82	4,98	0,20

(a) MDL = mitigação; CONS = conservação. A Equação 262 apresenta o subscrito  $j$  em vez de  $t$ . Entretanto, como  $t = j$ , a escolha sobre qual deles utilizar é facultativa. Na presente análise, é melhor empregar  $t$ , porque as estratégias de política climática são examinadas em cada período. No entanto devem-se interpretar os subscritos que acompanham  $\rho$  como  $j$ , não como  $t$ . A razão disso se encontra na Equação 257 e na Equação 258. (b) Ver Tabela 61.

**Tabela 64 – Preços bioeconômicos das estratégias de sequestro florestal de carbono ( $\rho_1 = \text{MDL}$  e  $\rho_2 = \text{CONS}$ )<sup>a</sup> no Rio Grande do Sul (1975-2006), incluindo o cenário BASE1<sup>b</sup>**

$t$	(a)	(b)	(c)	(d)=a÷(1+b)		(e)=a-d	(f)=e-d	(g)	(h)=g×f	Equação 262	
	$X_t$	$\lambda_t^*$	$k_{\text{obs}}$	PLANT ( $j = 1$ )	NAT ( $j = 2$ )		$Z^*$	$\epsilon_{\text{obs}}$	$M^*$	$\rho_1 = \rho_2^{-1}$	$\rho_2$
2	87,09	<b>3,597</b>	1,5472	18,94	68,15		49,20	<b>0,258</b>	12,69	7,00	0,14
3	128,94	<b>3,889</b>	1,4805	26,37	102,57		76,19	<b>0,232</b>	17,68	8,50	0,12
4	146,58	<b>9,761</b>	1,1368	13,62	132,96		119,34	<b>0,077</b>	9,19	65,40	0,02
5	159,34	<b>14,311</b>	1,0871	10,41	148,93		138,53	<b>0,051</b>	7,06	143,84	0,01
6	185,34	<b>8,451</b>	1,1632	19,61	165,73		146,12	<b>0,090</b>	13,15	48,54	0,02
7	207,22	<b>11,035</b>	1,1181	17,22	190,00		172,78	<b>0,067</b>	11,58	84,81	0,01
8	230,97	<b>11,318</b>	1,1146	18,75	212,22		193,47	<b>0,065</b>	12,58	89,62	0,01
BASE1 <sup>b</sup>	258,69 <sup>c</sup>	<b>10,859</b>	1,1200	21,81	236,87		215,06	0,310	66,67	18,04	0,06

(a) MDL = mitigação; CONS = conservação. A Equação 262 apresenta o subscrito  $j$  em vez de  $t$ . Entretanto, como  $t = j$ , a escolha sobre qual deles utilizar é facultativa. Na presente análise, é melhor empregar  $t$ , porque as estratégias de política climática são examinadas em cada período. No entanto devem-se interpretar os subscritos que acompanham  $\rho$  como  $j$ , não como  $t$ . A razão disso se encontra na Equação 257 e na Equação 258. (b) Ver Tabela 61. (c) Estimado a partir de  $X_{\text{BASE1}} = k_{\text{BASE1}} \times X_8 = 1,1200 \times 230,97$ .

Tanto na Tabela 63 quanto na Tabela 64, verifica-se que o preço da conservação em termos de mitigação ( $\rho_2$ ) no Rio Grande do Sul é bem menor que o preço da mitigação em termos de conservação ( $\rho_1$ ). Visto que, neste contexto, “conservação” ou “mitigação” equivalem a técnicas ou insumos da produção de remoção,  $\rho_1 > \rho_2$  favorece a adoção, no Rio Grande do Sul, da estratégia da conservação.

Essa escolha soa coerente num estado onde as florestas nativas são amplamente mais abundantes do que as plantações florestais (Tabela 42). Por outro lado, a remoção efetivamente realizada no período-base (Tabela 63) aponta para uma redução drástica de  $\rho_1$  e uma expansão abrupta de  $\rho_2$  (Figura 79 e Figura 80). Economicamente, isso corresponde a um “efeito-renda” vigoroso, que tende a estimular a substituição da estratégia da conservação pela do MDL (efeito-substituição).



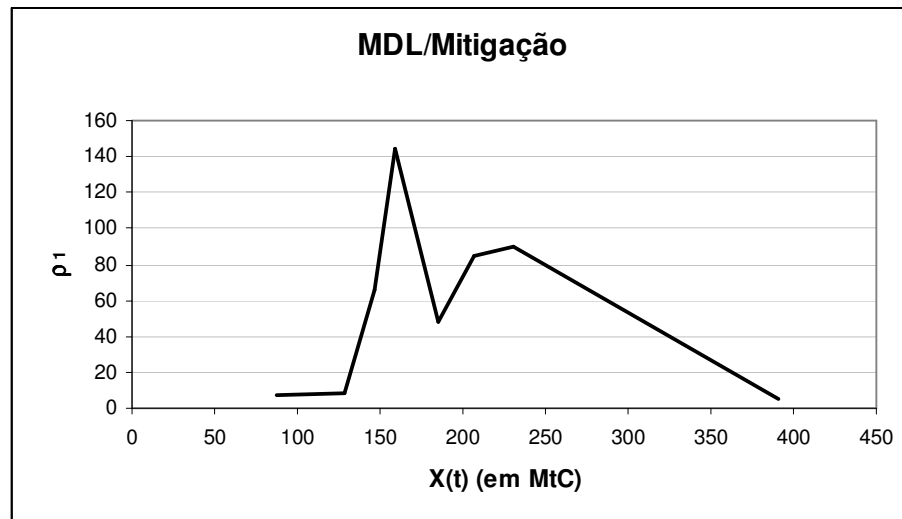


Figura 79 – Trajetória do preço bioeconômico relativo da mitigação ( $\rho_1$ ) no Rio Grande do Sul (1975-2006)

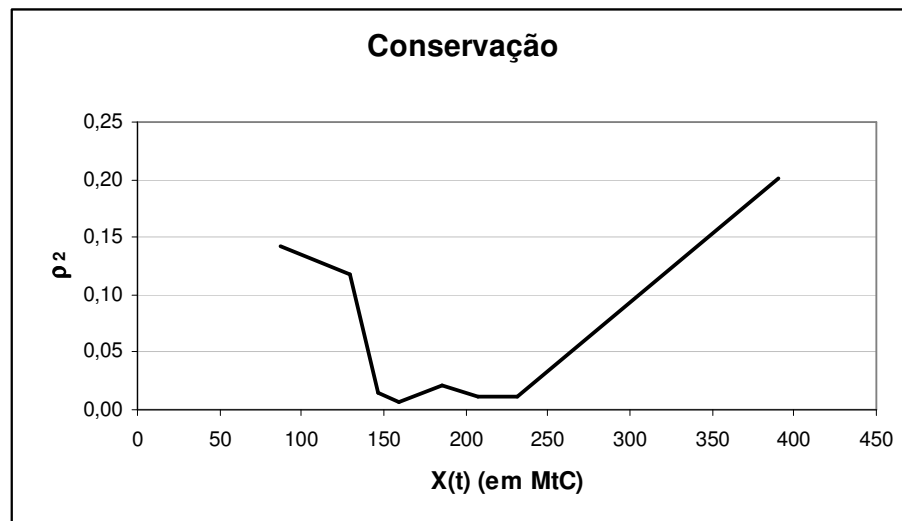


Figura 80 – Trajetória do preço bioeconômico relativo da conservação ( $\rho_2$ ) no Rio Grande do Sul (1975-2006)

## 6.6 – Limites ao crescimento

Por fim, chega-se ao ponto culminante deste estudo. A esta altura, é preciso traduzir todos os resultados obtidos em termos de dois únicos indicadores: taxas anuais de crescimento econômico e percentual de *overshoot*. No fundo, o que se quer é analisar se, ao longo dos últimos 35 anos, o crescimento da atividade florestal do Rio Grande do Sul comprometeu ou não a capacidade bioeconômica de suporte das florestas para remover as emissões de CO<sub>2</sub> implicadas nessa expansão.

Apenas dois dos cenários da Tabela 61 devem ser considerados para os propósitos dessa análise. Um deles é o cenário BIOECO, porque ele reflete o nível de  $\varepsilon$  em que  $\lambda = k$ . Como, no caso do Rio Grande do Sul, esse nível é relativamente baixo ( $\varepsilon = 0,499$ ) (Tabela 61 e Figura 78), o interesse também se volta para o cenário ECO. Este cenário estabelece os limites de variação para  $\lambda$  e  $k$ , de modo que não se incorra numa situação de endividamento ecológico.

A intuição básica é reconstruir a trajetória de crescimento econômico dos últimos 35 anos, como se as taxas bioeconômicas de câmbio ( $\varepsilon$ ) vigentes em cada período fossem aquelas que otimizam o objetivo declarado de cada cenário. No cenário BIOECO, esse objetivo consiste em encontrar uma taxa bioeconômica de câmbio ( $\varepsilon^* = 0,499$ ) tal que torne  $\lambda = k$ . No cenário ECO, o objetivo é encontrar  $\lambda$  e  $k$  tais que assegurem  $\varepsilon = 1$ .

Do teorema da simetria (seção 5.5.5), é importante recordar que, somente se  $\lambda = k$  em *mais de um período*, é que se produz uma matriz *simétrica* de remoção de onde invariavelmente resulta  $\varepsilon = 1$ . Entretanto, dadas as curvas da Figura 78, o equilíbrio macrobioeconômico é tal que  $\lambda = k$  num único período. Por isso, dessa igualdade, só por coincidência resultaria  $\varepsilon = 1$ . Nessas circunstâncias, é mais provável que se encontre  $\varepsilon = 1$  numa situação de desequilíbrio macrobioeconômico. É, na verdade, isso que o cenário ECO comprova.

Embora, definitivamente, a dívida ecológica comprometa a capacidade bioeconômica de suporte de um sistema, contra-intuitivamente, nem o equilíbrio macrobioeconômico, nem o crédito ecológico constituem garantia de observação desse limite. Como fica claro para o caso do Rio Grande do Sul, a combinação de equilíbrio macrobioeconômico ( $\lambda = k$ ) com crédito ecológico ( $0 < \varepsilon < 1$ ) é mais danosa para a capacidade bioeconômica (Tabela 65) do que uma situação de desequilíbrio macrobioeconômico ( $\lambda \neq k$ ), mas com equilíbrio ecológico ( $\varepsilon = 1$ ) (Tabela 66).

Desse ponto de vista, a impossibilidade de se alcançarem, simultaneamente, o equilíbrio econômico e o equilíbrio ecológico não estabelece, necessariamente, um conflito para a sustentabilidade. Frequentemente, esse conflito tem sido invocado quer para, de um lado, justificar a inércia econômica em relação a custos ambientais crescentes, quer para, de outro, proscrever o crescimento econômico.

A Tabela 65 mostra que sustentar o crédito ecológico ao longo do tempo compromete a capacidade bioeconômica de suporte em cerca de 10%. Em contrapartida, essa condição possibilita taxas de crescimento econômico da ordem de 3,7% ao ano, ao longo de aproximadamente 4 décadas.

A Tabela 66 mostra que é bioeconomicamente mais eficiente manter o equilíbrio ecológico ( $\varepsilon = 1$ ), em vez de utilizar o crédito ecológico ( $0 < \varepsilon^* = 0,499 < 1$ ) para “financiar” o equilíbrio bioeconômico ( $\lambda = k$ ). À medida que a política ambiental se volte para o equilíbrio ecológico, a economia pode crescer a taxas de quase 4,5% ao ano por cerca de 4 décadas, com um “consumo” de biocapacidade da ordem de 5,87%. Quer dizer, em comparação com o cenário BIOECO, o cenário ECO eleva a taxa de crescimento econômico anual, enquanto reduz o uso de biocapacidade ao longo do tempo em quase pela metade.

A Tabela 67 converte para unidades de área os resultados de ambos os cenários (BIOECO e ECO). Devido à existência de crédito ecológico no Rio Grande do Sul, ambos os cenários apontam para uma expansão da área ocupada por florestas plantadas ( $\uparrow \mathbf{x}$ ) e para uma redução da área ocupada por florestas naturais ( $\downarrow \mathbf{y}$ ) (hipótese H, da Tabela 19). Esses resultados, no entanto, devem ser interpretados com cautela, de acordo com as hipóteses descritas na Tabela 19.

Metodologicamente, as premissas do modelo BESF são estritamente restritivas. Ele direciona sua análise para a única categoria de conversão florestal (Quadro 4) que, segundo a FAO (ACHARD et al., 2005; MOLLICONE et al., 2006), é indevidamente contabilizada como desmatamento. Assim, no modelo BESF, a substituição de florestas naturais (intactas) por plantadas (não-intactas) configura, em vez de desmatamento, uma preferência pelo MDL, em detrimento da conservação. Pela mesma razão, o modelo BESF considera somente a área ocupada por florestas (naturais e plantadas) no Rio Grande do Sul, tal que o aumento de uma necessariamente implica a diminuição da outra.

No mundo real, evidentemente, a repartição dos usos do solo não é assim tão restritiva. Porém o modelo BESF está mais preocupado com a divisão *florestal* da terra do que com a ambiciosa repartição geral dela entre seus vários usos. Nessas condições, a escolha do MDL pode, onde  $0 < \varepsilon \leq 1$  (crédito ou equilíbrio ecológicos), ser interpretada como reflorestamento

ou SFM. Do ponto de vista do balanço líquido de carbono, ela não implicaria dano ambiental algum. Ao contrário, onde  $\varepsilon > 1$  (dívida ecológica), a conversão de florestas antigas (naturais) em florestas jovens (plantadas) redundaria numa diminuição do carbono estocado (HARMON et al., 1990).

Postula-se que esse último resultado seja válido para quase todas as florestas em que a idade da colheita é menor que a idade de maturação das árvores na sucessão biológica (HARMON et al., 1990). O caso do Rio Grande do Sul (Tabela 65 e Tabela 66) parece relativizar essa proposição. Em regiões onde o retrospecto de conservação não seja desprezível, a conversão florestal talvez produza impactos ambientais menos danosos do que se costuma anunciar.

É interessante observar que esses resultados se referem a uma área florestal ligeiramente inferior a 1/5 da área do estado (Tabela 67). Toda expansão florestal que se destine a ocupar uma fração territorial superior a essa se classificará, necessariamente, como MDL – em particular, florestamento e/ou reflorestamento. Em que pese a “expansão natural das florestas” (FAO, 2004, p. 29), a expansão territorial, a rigor, não se aplica às florestas naturais – não, ao menos, no âmbito do modelo BESF. Presumivelmente, esse tipo de movimento é, via de regra, antropicamente induzido ou programado.

Embora o modelo BESF não contemple nenhum cenário de expansão florestal, sua proposição fundamental é que, como mostra o cenário ECO (Tabela 66), há um limite para esse avanço. O cenário ECO reflete uma diminuição de  $\lambda$  que, entretanto, não chega a comprometer o equilíbrio ecológico ( $\varepsilon = 1$ ). Todavia, quando a queda de  $\lambda$  vai além da indicada pelo cenário ECO ( $\lambda = 1,652$ ), delinea-se um quadro de endividamento ecológico (cenário DECO, com  $\lambda = 1,030$  e  $\varepsilon = 12,680$ ). Ou seja, prosseguindo-se com a expansão do MDL, ultrapassam-se os limites ecológicos – como indicado por  $\varepsilon = 12,680 > 1$  –, e incorre-se em dívida ecológica (cenário DECO, Tabela 61 e Tabela 68).

Para os propósitos do Tratado de Kyoto, a intuição contida nessa análise é que a tecnologia do MDL não substitui a conservação da biodiversidade, salvo enquanto existir crédito ecológico. À medida que o MDL avance, rebaixando consideravelmente a proporção ( $\lambda$ ) entre a conservação e a mitigação, a dívida ecológica irromperá através de uma elevação abrupta de  $\varepsilon$ . No longo prazo, o efeito dessa pressão sobre a taxa bioeconômica de câmbio traduz-se por uma utilização excessiva da capacidade bioeconômica de suporte, apesar das taxas comparativamente menores de crescimento econômico (comparar a Tabela 68 com a Tabela 66 e a Tabela 67). Quer dizer, a expansão desmedida do MDL aprofunda a dívida ecológica (Tabela 68). Portanto, na melhor das hipóteses, o MDL não substitui

completamente a conservação. Essa substituição imperfeita limita o alcance da compensação sugerida pelo Tratado de Kyoto.

Por fim, a menos que as técnicas do SFM consigam incrementar significativamente a produtividade das fossas (coluna **c** da Tabela 67), a propagação em larga escala do MDL implicará a ocupação florestal de vastas extensões do território. O comprometimento de tanta terra para uso florestal só confirmaria a hipótese de que o MDL contribui mais para inibir do que para acelerar o desenvolvimento econômico das regiões que o acolhem (ROSENBAUM et al., 2004).

Tabela 65 – Cenário BIOECO, com  $\lambda^* = 2,332$ 

Qüinq.	t	a	$b = a \div (1 + \lambda^*)$	$c = a - b$	$d = c - b$	e	$f = e \times d$	$g = (a+f) \div a$	$h = g^{1/5}$	$i = (h-1) \times 100$	$j = a_{t+1} \div a_t$	Overshoot	
		$X_t$	Plant	Nat	Z*	$\varepsilon^* = \text{cte.}$	M*	k*	k* (a.a.)	k* (% a.a.)	$k_{\text{obs}}$	$k = j \div g$	$l = (k-1) \times 100$
1970-75	1	56,29	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
1975-80	2	87,09	26,14	60,95	34,82	0,499	17,37	1,1995	1,0370	3,70%	1,5472	1,2899	28,99%
1980-85	3	128,94	38,70	90,24	51,55	0,499	25,72	1,1995	1,0370	3,70%	1,4805	1,2343	23,43%
1985-90	4	146,58	43,99	102,59	58,60	0,499	29,24	1,1995	1,0370	3,70%	1,1368	0,9478	-5,22%
1990-95	5	159,34	47,82	111,52	63,70	0,499	31,79	1,1995	1,0370	3,70%	1,0871	0,9063	-9,37%
1995-00	6	185,34	55,62	129,72	74,09	0,499	36,97	1,1995	1,0370	3,70%	1,1632	0,9697	-3,03%
2000-05	7	207,22	62,19	145,03	82,84	0,499	41,34	1,1995	1,0370	3,70%	1,1181	0,9321	-6,79%
2005 <sup>a</sup> -10	8	390,86	117,30	273,56	156,25	0,499	77,97	1,1995	1,0370	3,70%	1,8862	1,5725	57,25%
Média geométrica											<b>1,0996</b>	<b>9,96%</b>	

(a) Final de período.

Tabela 66 – Cenário ECO, com  $\lambda^* = 1,652$ 

Qüinq.	t	a	$b = a \div (1 + \lambda^*)$	$c = a - b$	$d = c - b$	e	$f = e \times d$	$g = (a+f) \div a$	$h = g^{1/5}$	$i = (h-1) \times 100$	$j = a_{t+1} \div a_t$	Overshoot	
		$X_t$	Plant	Nat	Z*	$\varepsilon^* = \text{cte.}$	M*	k*	k* (a.a.)	k* (% a.a.)	$k_{\text{obs}}$	$k = j \div g$	$l = (k-1) \times 100$
1970-75	1	56,29	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
1975-80	2	87,09	32,84	54,25	21,41	1,000	21,41	1,2459	1,0449	4,49%	1,5472	1,2419	24,19%
1980-85	3	128,94	48,62	80,32	31,70	1,000	31,70	1,2459	1,0449	4,49%	1,4805	1,1884	18,84%
1985-90	4	146,58	55,27	91,31	36,04	1,000	36,04	1,2459	1,0449	4,49%	1,1368	0,9125	-8,75%
1990-95	5	159,34	60,08	99,26	39,17	1,000	39,17	1,2459	1,0449	4,49%	1,0871	0,8725	-12,75%
1995-00	6	185,34	69,89	115,45	45,57	1,000	45,57	1,2459	1,0449	4,49%	1,1632	0,9336	-6,64%
2000-05	7	207,22	78,14	129,08	50,95	1,000	50,95	1,2459	1,0449	4,49%	1,1181	0,8974	-10,26%
2005 <sup>a</sup> -10	8	390,86	147,38	243,48	96,09	1,000	96,09	1,2459	1,0449	4,49%	1,8862	1,5140	51,40%
Média geométrica											<b>1,0587</b>	<b>5,87%</b>	

(a) Final de período

Tabela 67 – Cenários florestais para as fossas de remoção de carbono atmosférico no Rio Grande do Sul

Fossas	$S_0$ (km <sup>2</sup> )	$S_0 \div S_{RS}$	Rem. obs. (MtC/t)	Produtiv. (MtC/km <sup>2</sup> )	Cenários							
					BIOECO				ECO			
					$\lambda = 2,332$	$S_f$ (km <sup>2</sup> )	$S_f \div S_{RS}$	Var. (%)	$\lambda = 1,652$	$S_f$ (km <sup>2</sup> )	$S_f \div S_{RS}$	Var. (%)
					<b>a</b>	<b>%</b>	<b>b</b>	<b>c = b ÷ a</b>	<b>d</b>	<b>e = d ÷ c</b>	<b>%</b>	<b>f = e ÷ a</b>
PLANT(x)	3935,19	1,40	32,96	0,008376	117,30	14005,37	4,97	255,90	147,38	17596,50	6,25	347,16
NAT(y)	49319,27	17,50	357,90	0,007257	273,56	37696,39	13,38	-23,57	243,48	33551,56	11,91	-31,97
TOTAL*	53254,46	18,90	390,86		390,86	51701,76	18,35		390,86	51148,05	18,15	
RS (S <sub>RS</sub> )	281749											

(\*) As diferenças na área total se devem aos arredondamentos.

Tabela 68 – Cenário DECO extremamente intensivo em MDL, com  $\lambda^* = 1,030$ 

Qüinq.	t	a	$b = a \div (1 + \lambda^*)$	$c = a - b$	$d = c - b$	e	$f = e \times d$	$g = (a + f) \div a$	$h = g^{1/5}$	$i = (h - 1) \times 100$	$j = a_{t+1} \div a_t$	Overshoot	
		$X_t$	Plant	Nat	Z*	$\epsilon^* = \text{cte.}$	M*	k*	k* (a.a.)	k* (% a.a.)	$k_{\text{obs}}$	$k = j \div g$	$l = (k - 1) \times 100$
1970-75	1	56,29	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
1975-80	2	87,09	42,90	44,19	1,29	12,680	16,32	1,1874	1,0349	3,49%	1,5472	1,3030	30,30%
1980-85	3	128,94	63,52	65,42	1,91	12,680	24,16	1,1874	1,0349	3,49%	1,4805	1,2469	24,69%
1985-90	4	146,58	72,21	74,37	2,17	12,680	27,47	1,1874	1,0349	3,49%	1,1368	0,9574	-4,26%
1990-95	5	159,34	78,49	80,85	2,35	12,680	29,86	1,1874	1,0349	3,49%	1,0871	0,9155	-8,45%
1995-00	6	185,34	91,30	94,04	2,74	12,680	34,73	1,1874	1,0349	3,49%	1,1632	0,9796	-2,04%
2000-05	7	207,22	102,08	105,14	3,06	12,680	38,83	1,1874	1,0349	3,49%	1,1181	0,9416	-5,84%
2005 <sup>a</sup> -10	8	390,86	192,54	198,32	5,78	12,680	73,24	1,1874	1,0349	3,49%	1,8862	1,5885	58,85%
Média geométrica											<b>1,1108</b>	<b>11,08%</b>	

(a) Final de período

## 7 – CONCLUSÕES

Como demonstram os modelos da pesca, à medida que as motivações econômicas interferiram na exploração de recursos naturais renováveis, certas premissas básicas da teoria do capital são dadas como válidas. A principal delas é, sem dúvida, a da perfeita substitutibilidade entre os ativos de capital. Ao tentar integrar os recursos naturais mercantis nesses modelos, a Economia Neoclássica os transforma em “capital natural” e atribui-lhes a mesma propriedade de substitutibilidade do capital financeiro e manufaturado. Entretanto os recursos naturais, por suas peculiaridades físicas, entrópicas e termodinâmicas, contêm certas irreversibilidades, que os tornam fracamente substituíveis e provavelmente complementares.

O reducionismo monetarista da análise econômica convencional não consegue distinguir entre bens complementares e substitutos. Certas funções dos ecossistemas florestais, por exemplo, dificilmente podem ser substituídas. Ao menos não na escala nem na amplitude em que operam. Nesse sentido, pode ser mais barato e menos penoso conservá-las. Por outro lado, o potencial de crescimento teoricamente ilimitado atribuído à moeda obscurece a existência de limites biofísicos ao crescimento econômico. Ainda que a sobrecarga do barco ameace afundá-lo, prefere-se confiar na hipótese da substituição.

O mais recente exemplo dessa confiança tem sido a estratégia de mitigação de emissões-estufa, particularmente representada pelo MDL florestal. Instrumento do Protocolo de Kyoto, o MDL sustenta que se podem compensar as emissões de dióxido de carbono através do plantio (florestamento e/ou reflorestamento) de vastas extensões florestais. Em primeiro lugar, segue implícito aí que, se o MDL é um substituto perfeito para a conservação de florestas naturais, por que, então, conservá-las? Em segundo lugar, ainda que se aceite a hipótese da substituição, é preciso emancipar-se dos condicionamentos monetários e indagar, pelo menos, em que extensão ou até que ponto a substituição se dá.

Em reparo ao entusiasmo compensatório de Kyoto, os resultados deste estudo sugerem que o MDL e a conservação não são substitutos perfeitos. Na melhor das hipóteses, seriam substitutos imperfeitos. Quando se observa crédito ecológico, como no caso das florestas do Rio Grande do Sul, ao longo das últimas quatro décadas aproximadamente, a proporção excessiva de ecossistemas florestais naturais em relação às florestas plantadas favorece um uso não-ótimo da capacidade bioeconômica de suporte. A Tabela 65 revela períodos de intenso *overshoot* (quinqüênios 2, 3 e 8) e outros de subutilização daquela capacidade. A Tabela 66, na qual ainda não se incorre em dívida ecológica, redistribui, idealmente, a pressão sobre a capacidade bioeconômica. O *overshoot* total realmente diminui



(de quase 10%, na Tabela 65, para menos de 6%, na Tabela 66). Contudo não há muito que a otimização possa fazer, visto que os dados se referem a uma série observada, não a um consumo programado de remoção.

Em ambos os cenários (Tabela 65 e Tabela 66), observa-se uma redução da variável  $\lambda$  (proporção de florestas naturais em relação às plantadas) em comparação com seu valor no ano-base ( $\lambda_{2005/2006} = 10,859$ ). Embora a diminuição de  $\lambda$  necessariamente aponte para uma expansão do MDL, um crescimento do MDL não necessariamente implica mais florestamento e/ou reflorestamento. De acordo com os pressupostos do modelo BESF, a área florestal total que  $\lambda$  permite inferir depende da produtividade da floresta por unidade de área (coluna *c* da Tabela 67 e última coluna da Tabela 42). Desde que se aumente essa produtividade, através das técnicas de SFM (Quadro 5), por exemplo, pratica-se MDL sem expansão de florestamento e/ou reflorestamento.

Há, além disso, um significado biofísico na diminuição de  $\lambda$ . Geralmente, as árvores maduras das florestas naturais apresentam crescimento lento e altas densidades ( $\mu$ ) de carbono estocado (massa, *m*) por unidade de volume (*v*) – com  $\mu = m/v$ . Em contraste, as árvores jovens das plantações florestais costumam apresentar crescimento rápido e baixas densidades de carbono. No entanto seqüestrar carbono com árvores maduras (florestas naturais) não é necessariamente melhor do que fazê-lo com árvores jovens (florestas plantadas). O mesmo princípio vale para o raciocínio recíproco.

A razão disso se encontra no caráter temporário da “mitigação biológica – em comparação com o caráter permanente da mitigação energética e mineral (Figura 12). Na mitigação biológica, tanto a modalidade da conservação (FAO) quanto a do seqüestro através do MDL (IPCC) aumentam os estoques de carbono. Por outro lado, à medida que os ecossistemas florestais sofrem perturbações naturais ou antropogênicas, todo o carbono armazenado pode ser, no futuro próximo, devolvido à atmosfera. Esse raciocínio talvez explique por que, do ponto de vista da mitigação florestal das emissões de carbono, o crédito ecológico excessivo (superabundância de florestas naturais) pode ser tão prejudicial quanto a dívida ecológica (escassez de florestas naturais).

Na realidade, a existência de crédito ecológico em uma região indica, necessariamente, a ocorrência de dívida ecológica em outra. De acordo com a Tabela 42, o elevado valor de  $\lambda$  no Rio Grande do Sul ( $\lambda = 10,859$ ), no ano-base (cenário BASE1, na Tabela 61), sugere que o crescimento econômico do estado, nos últimos anos, tem, em alguma medida, se valido do endividamento ecológico de outras regiões. Sem dúvida, por isso é que as florestas nativas do Rio Grande do Sul não só têm conseguido conservar-se como também se regenerar.

Resta, nesta altura, submeter o MDL a um último teste. A Tabela 68 refere-se à hipótese de uma expansão extrema do MDL, que levaria a uma repartição quase uniforme ( $\lambda = 1,030$ ) da área florestal entre povoamentos naturais e plantados. Para simplificar a análise, supõe-se que a produtividade florestal (coluna *c* da Tabela 67 e última coluna da Tabela 42) não se altere – embora o relaxamento dessa hipótese de florestamento e/ou reflorestamento em favor do SFM em nada modificaria a conclusão. O que a Tabela 68 revela é que, em qualquer circunstância, a expansão desmesurada do MDL, em comparação com cenários de maior comedimento (Tabela 65 e Tabela 66), aprofundaria a dívida ecológica ( $\epsilon = 12,680$ ), intensificaria o uso da capacidade bioeconômica de suporte no longo prazo (11,08%) e deprimiria as taxas anuais de crescimento econômico (3,49%).

Em que pese a força dessas conclusões, elas se ressentem da penúria estatística que assola o estado e o país no que diz respeito às emissões de GEE (e de CO<sub>2</sub> em particular). Com exceção do estudo aqui apresentado (Tabela 27), não há como dispor de séries históricas de dados relacionando as emissões de GEE à produção econômica. Em situação parecida, se não pior, encontram-se os inventários florestais – indispensáveis à determinação da variável  $\lambda$ . No estado e no país, tanto o futuro quanto a eficácia das políticas climática e florestal dependem da produção sistemática dessas estatísticas.

## 8 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACHARD, F., BELWARD, A. S., EVA, H. D., FEDERICI, S., MOLLICONE, D., RAES, F. **Accounting for avoided conversion of intact and non-intact forests**: technical options and a proposal for a policy tool. Brussels: European Commission Joint Research Centre, 2005. 6p.
- AGUIAR, A. A. de. **Índice de oscilação do Sul**. Porto Alegre: METSUL Meteorologia, 2006. Disponível em: <[http://www.metsul.com/secoes/?cod\\_subsecao=49](http://www.metsul.com/secoes/?cod_subsecao=49)>. Acesso em: 4 mar. 2007.
- ALBERS, D., CAMPBELL, P. J., CROWE, D., SCHUSTER, S., THOMPSON, M. The size of populations. In: GARFUNKEL, S., STEEN, L. A. (coord.) **For all practical purposes**: introduction to contemporary mathematics. 2<sup>nd</sup> ed. New York: W. H. Freeman and Co., 1991. Ch. 14, p. 379-409.
- ALCOTT, B. Jevons' paradox. **Ecological Economics**, **54**:9-21, 2005.
- ALLEY, R. B. Mudança climática brusca. **Scientific American Brasil**, São Paulo, n. 12, p. 8-15, set. 2005. Edição especial.
- ALTMAN, A., AMANN, M., KLAASSEN, G., RUSZCZYŃSKI, A., SCHÖPP, W. Cost-effective sulphur emission reduction under uncertainty. **European Journal of Operational Research**, **90**:395-412, 1996.
- ALTVATER, E. **O preço da riqueza**: pilhagem ambiental e a nova (des)ordem mundial. São Paulo: Unesp, 1995.
- ALVIM, C. F. (coord.) Emissões energéticas 1970/2002. **Economia e Energia**, n. 41, nov.-dez. 2003. Disponível em: <<http://ecen.com>>.
- AMANN, M., KLAASSEN, G. Cost-effective strategies for reducing nitrogen deposition in Europe. **Journal of Environmental Management**, **43**:289-311, 1995.
- AMIR, S. Harvesting to extinction: is it socially rational? **Journal of Bioeconomics**, **4**:135-162, 2002.
- ANTON, H., RORRES, C. **Álgebra linear com aplicações**. 8. ed. Porto Alegre: Bookman, 2001.
- APPEL, D. Por trás do taco de hóquei. **Scientific American Brasil**, São Paulo, v. 3, n. 35, p. 24-5, abr. 2005. Edição especial.
- ARROW, K., BOLIN, B., COSTANZA, R., DASGUPTA, P., FOLKE, C., HOLLING, C. S., JANSSON, B. -O., LEVIN, S., MÄLER, K. -G., PERRINGS, C., PIMENTEL, D. Economic growth, carrying capacity, and the environment. **Ecological Economics**, **15**:91-95, 1995.
- ASHEIM, G. B. Green national accounting: why and how? **Environment and Development Economics**, **5**:25-48, 2000.
- AUSTRALIA. Queensland Government. **The land manager's monitoring guide**. Queensland: Dept. of Natural Resources and Water, 2004. Available at: <[http://www.nrw.qld.gov.au/monitoring\\_guide/management\\_activity/](http://www.nrw.qld.gov.au/monitoring_guide/management_activity/)>. Access on: 5 Dec. 2007.
- AYRES, R. U. Eco-thermodynamics: economics and the second law. **Ecological Economics**, **26**:189-209, 1998.
- AYRES, R. U. The second law, the fourth law, recycling and limits to growth. **Ecological Economics**, **29**:473-483, 1999.

- AYRES, R. U. **Resources, scarcity, growth and the environment**. Fontainebleau, France: Centre for the Management of Environmental Resources: INSEAD, 2001. 35p. (Working paper 97/13/EPS)
- AYRES, R. U. On the life cycle metaphor: where ecology and economics diverge. **Ecological Economics**, **48**:425-438, 2004.
- AYRES, R. U., VAN DEN BERGH, J. C. J. M. A theory of economic growth with material/energy resources and dematerialization: interaction of three growth mechanisms. **Ecological Economics**, **55**:96-118, 2005.
- BARROSO, L. C., BARROSO, M. M. de A., CAMPOS FILHO, F. F., CARVALHO, M. L. B. de, MAIA, M. L. **Cálculo numérico: com aplicações**. 2. ed. São Paulo: Harbra, 1987.
- BARTELMUS, P. **Greening the national accounts: approach and policy use**. New York: United Nations/Dept. of Economic and Social Affairs, Jan. 1999. (DESA Discussion Paper; 3).
- BARTELMUS, P. Dematerialization and capital maintenance: two sides of the sustainability coin. **Ecological Economics**, **46**:61-81, 2003.
- BARTOLI, H. **A economia, serviço de vida: crise do capitalismo, uma política de civilização**. Lisboa: Instituto Piaget, 1996. (Coleção economia e política; 54)
- BATSCHULET, E. **Introdução à matemática para biocientistas**. Rio de Janeiro: Interciência; São Paulo: Edusp, 1978. 596p.
- BAUMERT, K. A., BLANCHARD, O., LLOSA, S., PERKAUS, J. F. **Building on the Kyoto Protocol: options for protecting the climate**. Washington, D. C.: World Resources Institute, Oct. 2002. 265p.
- BAUMGÄRTNER, S., FABER, M., PROOPS, J. How environmental concern influences the investment decision: an application of capital theory. **Ecological Economics**, **40**:1-12, 2002.
- BENÍTEZ, P. C., OBERSTEINER, M. Site identification for carbon sequestration in Latin America: a grid-based economic approach. **Forest Policy and Economics**, 2005 (Article in press).
- BLANCHARD, O. **Macroeconomia**. 3.ed. São Paulo: Prentice Hall, 2004.
- BLAUG, M. **A metodologia da economia ou como os economistas explicam**. 2. ed. São Paulo: Edusp, 1993. (Biblioteca de Economia; 1)
- BLEISCHWITZ, R. Rethinking productivity: why has productivity focussed on labour instead of natural resources? **Environmental and Resource Economics**, **19**:23-36, 2001.
- BÖHM-BAWERK, E. von. **Capital and interest: a critical history of economical theory**. London: Macmillan and Co., 1890. Disponível em: <<http://www.econlib.org/library/BohmBawerk/bbCIContents.html>>. Acesso em: 05 ago. 2005.
- BÖHM-BAWERK, E. von. **The positive theory of capital**. London: Macmillan and Co., 1891. Disponível em: <[http://www.econlib.org/library/BohmBawerk/ bbPTC Contents.html](http://www.econlib.org/library/BohmBawerk/bbPTC Contents.html)>. Acesso em: 08 jul. 2005.
- BOLDRINI, J. L., COSTA, S. I. R., FIGUEIREDO, V. L., WETZLER, H. G. **Álgebra linear**. 3. ed. São Paulo: Harper & Row do Brasil, 1980. 411 p.
- BOULDING, K. E. The economics of the coming spaceship Earth. In: NELISSEN, N., VAN DER STRAATEN, J., KLINKERS, L. (eds.) **Classics in environmental studies: an overview of classics texts in environmental studies**. Utrecht, The Netherlands: International Books, 1997. Part III, chap. 17, p. 218-28.

BRAGA, B., HESPANHOL, I. CONEJO, J. G. L., MIERZWA, J. C., BARROS, M. T. L. de, SPENCER, M., PORTO, M., NUCCI, N., JULIANO, N., EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental**. 2.ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 318 p.

BRASIL. Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT). **Convenção sobre mudança do clima**. Brasília, 2002. Disponível em: < [http://www.mct.gov.br/clima/vti\\_bin/shtml.exe/convencao/oque.htm/map1](http://www.mct.gov.br/clima/vti_bin/shtml.exe/convencao/oque.htm/map1) >. Acesso em: 25 abr. 2005.

BRASIL. Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT). Coordenação Geral sobre Mudança Climática. **Comunicação nacional inicial do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança Climática (UNFCCC)**. Brasília: MCT, 2004. 274p.

BRAZILIAN PROPOSAL. Proposed elements of a protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change, presented by Brazil in response to the Berlin Mandate. In: United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) Ad Hoc Group on the Berlin Mandate. **Implementation of the Berlin Mandate**: additional proposals from parties – addendum n. 3. Bonn: 7<sup>th</sup> session, 30 May 1997.

BROOKE, A., KENDRICK, D., MEERAUS, A., RAMAN, R. **GAMS: a user's guide**. Washington, D.C., U.S.A.: GAMS Development Corporation, Dec. 1998. 276p.

CAIRNS, R. D. Sustainability accounting and green accounting. **Environment and Development Economics**, 5:49-54, 2000.

CAIRNS, R. D. **Value and income**: an eisegesis of environmental accounting. Montréal: Dept. of Economics/McGill University, 6 May 2004.

CARNEIRO NETTO, D. D. Apresentação. In: WALRAS, L. **Compêndio dos elementos de economia política pura**. São Paulo: Nova Cultural, 1996. p. 5-19. (Os Economistas)

CHIANG, A. C. **Matemática para economistas**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil: Edusp, 1982. 684p.

CHOPRA, K., KUMAR, P. Forest biodiversity and timber extraction: an analysis of the interaction of market and non-market mechanisms. **Ecological Economics**, 49:135-148, 2004.

CIESLA, W. M. **Le changement climatique, les forêts et l'aménagement forestier**: aspects généraux. Rome: FAO, 1997. (Etude FAO Forêts; 126) Disponível em: < <http://www.fao.org/docrep/V5240F/v5240f00.htm#Contents> >. Acesso em: 6 abr. 2006.

CLARK, G. L. Global competition and environmental regulation: is the 'race to the bottom' inevitable? In: ECKERSLEY, R. (ed.). **Markets, the state and the environment**. Houndsmill and London: MacMillan, 1996. Chap. 9, p.229-57.

CORNING, P. A. Thermoeconomics: beyond the second law. **Journal of Bioeconomics**, 4:57-88, 2002.

COSTANZA, R. Value theory and energy. **Encyclopedia of Energy**, 6:337-346, 2004.

COMMON, M. S. **Environmental and resource economics**: an introduction. 2nd ed. New York: Longman, 1996. 448p.

COUTINHO, M. C. As origens da economia política clássica. In:\_\_\_\_\_. **Lições de economia política clássica**. São Paulo: Hucitec, 1993. cap. 1, p. 15-48. (Coleção economia e planejamento; 28)

CRUCIFIX, M., LOUTRE, M. –F., BERGER, A. Commentary on “the anthropogenic greenhouse era began thousands of years ago”. **Climatic Change**, 69:419-426, 2005.

CUNNINGHAM, W. P., SAIGO, B. W. **Environmental sciences**: a global concern. 4th ed. Dubuque, U.S.: Wm. C. Brown Publishers, 1997. 634 pp.

- CZECH, B. The skeptical environmentalist: measuring the real state of the world (book review). **Conservation Biology**, **16**(2):570, 2002.
- CZECH, B., DALY, H. E. In my opinion: the steady state economy – what it is, entails, and connotes. **Wildlife Society Bulletin**, **32**(2):[page proofs], 2004.
- DALY, H. E. Crescimento sustentável? Não, obrigado. **Ambiente & Sociedade**, **7**(2):197-201, 2004.
- DALY, H. E. Sustentabilidade em um mundo lotado. **Scientific American Brasil**, São Paulo, v. 4, n. 41, p. 92-9, out. 2005. Edição especial.
- DASGUPTA, P. Uma abordagem dosada. **Scientific American Brasil**, São Paulo, v. 4, n. 41, p. 98, out. 2005. Edição especial.
- DEAN, W. **A ferro e fogo**: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. São Paulo: Companhia das Letras, 1996. 484 p.
- DELFIN NETTO, A. O cientista ingênuo. **Carta Capital**, São Paulo, **11**(343):16, 25 mai 2005a.
- DELFIN NETTO, A. A crise não veio. **Carta Capital**, São Paulo, **12**(367):35, 9 nov 2005b.
- DELFIN NETTO, A. O futuro roubado. **Carta Capital**, São Paulo, **12**(403):19, 26 jul 2006.
- DIAMOND, J. **Colapso**: como as sociedades escolhem o fracasso ou o sucesso. 2. ed. Rio de Janeiro: Record, 2005. 685p.
- DIETZENBACHER, E. Waste treatment in physical input-output analysis. **Ecological Economics**, **55**:11-23, 2005.
- DORNBUSCH, R., FISCHER, S. **Macroeconomia**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1982.
- EDWARDS JR., C. H., PENNEY, D. E. **Calculus with analytic geometry**. 4<sup>th</sup> ed. Englewood Cliffs, New Jersey: Prentice Hall International, 1994. 956 p.
- EHRHART, K. –M., SCHLEICH, J. Comércio dos direitos de emissão. **Scientific American Brasil**, São Paulo, n. 12, p. 82-5, set. 2005. Edição especial.
- EHRlich, A. Contribuições da agricultura para o aquecimento global. In: LEGGETT, J. (ed.) **Aquecimento global**: o relatório do Greenpeace. Rio de Janeiro: FGV, 1992. cap. 16, p. 372-391.
- ELLERMAN, A. D., JACOBY, H. D., DECAUX, A. **The effects on developing countries of the Kyoto Protocol and CO<sub>2</sub> emissions trading**. Cambridge, MA, USA: MIT Joint Program on the Science and Policy of Global Change, Nov. 1998. 42p. (Report; 41)
- ELLERMAN, A. D., WING, I. S. Absolute versus intensity-based emission caps. **Climate Policy**, **3**S2:S7-S20, 2003.
- EL SERAFY, S. Green accounting and economic policy. **Ecological Economics**, **21**:217-229, 1997.
- EMMANUEL, A. La modificación del precio de producción en los intercambios internacionales: intercambio desigual. In: VILLARREAL, R. (org.) **Economía internacional**: teorías del imperialismo, la dependencia y su evidencia histórica. México: Fondo de Cultura Económica, 1979. Tomo II, Parte IX, cap. 28, p. 138-55.
- ENTERS, T., DURST, P. B., BROWN, C. What does it take to promote forest plantation development? Incentives for tree-growing in countries of the Pacific rim. **Unasylva**, **54**(212):11-18, 2003.
- ENZENSBERGER, H. M. **O diabo dos números**. São Paulo: Cia. das Letras, 1997.

FALCONÍ, F., BURBANO, R. Instrumentos económicos para la gestión ambiental: decisiones monocriteriales versus decisiones multicriteriales. **Revista de la Red Iberoamericana de Economía Ecológica**, v. 1, 2004. 14 p.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). **Carbon sequestration options under the Clean Development Mechanism to address land degradation**. Rome: FAO, 2000. 45p. (World Soil Resources Reports; 92)

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). **Global forest resources assessment update 2005: terms and definitions (final version)**. Rome: Forest Resources Assessment Programme, 2004. (Working paper; 83/E)

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). **FAO forestry**. Disponível em: < <http://www.fao.org/forestry/site/24508/en/> >. Acesso em 28 nov. 2007.

FAUCHEUX, S., NOËL, J. –F. **Economia dos recursos naturais e do meio ambiente**. Lisboa: Instituto Piaget, 1995. (Coleção economia e política; 32)

FERGUSON, C. E. **Microeconomia**. 11. ed. Rio de Janeiro: Forense-Universitária, 1988.

FIGUERES, C. (ed.) **Establishing national authorities for the CDM: a guide for developing countries**. Washington, D.C., USA: Center for Sustainable Development in the Americas; Winnipeg, Canada: International Institute for Sustainable Development, 2002. 174p.

FISCHER, C. Combining rate-based and cap-and-trade emissions policies. **Climate Policy**, 3S2:S89-S103, 2003.

FISHER, I. [1907] **A teoria do juro**: determinada pela impaciência por gastar renda e pela oportunidade de investi-la. São Paulo: Abril Cultural, 1984. 356p. (Os economistas)

FØRSUND, F. R., NÆVDAL, E. Efficiency gains under exchange-rate emission trading. **Environmental and Resource Economics**, 12: 403-423, 1998.

FONSECA-SOURANDER, L. Entrevista: Yvo de Boer – “Brasil está pronto para reduzir suas emissões”. **Folha de São Paulo**, São Paulo, 24 nov. 2007. Ciência, p. A29.

FUSARO, B. A. **Environmental math**. Tallahassee: Department of Mathematics: Florida State University, 2001. (Syllabus MGF 1214) Disponível em: < <http://web.math.fsu.edu/~fusaro/DL/index.html#toc5> >. Acesso em: 5 dez. 2005.

GANGADHARAN, L. Economics of natural resources (part 1): scarcity and exhaustible resources. In:\_\_\_\_\_. **Lectures notes on ecological economics**: semester 2, 2005. Melbourne: Dept. of Economics: The University of Melbourne, 2005a. Topic 2. Disponível em: < [http://www.economics.unimelb.edu.au/subject\\_pages/2005/semester2/316-325/316-325.htm](http://www.economics.unimelb.edu.au/subject_pages/2005/semester2/316-325/316-325.htm) >. Acesso em: 5 out. 2005.

GANGADHARAN, L. Economics of natural resources (part 2): renewable resources. In:\_\_\_\_\_. **Lectures notes on ecological economics**: semester 2, 2005. Melbourne: Dept. of Economics: The University of Melbourne, 2005b. Topic 3. Disponível em: < [http://www.economics.unimelb.edu.au/subject\\_pages/2005/semester2/316-325/316-325.htm](http://www.economics.unimelb.edu.au/subject_pages/2005/semester2/316-325/316-325.htm) >. Acesso em: 5 out. 2005.

GEORGE, H. **Progress and poverty**: an inquiry into the cause of industrial depressions and of increase of want with increase of wealth: the remedy. Garden City, NY: Doubleday, Page & Co., 1879. Disponível em: < <http://www.econlib.org/library/YPDBooks/George/grgPP.html> >. Acesso em: 12 jul. 2005.

GETTING SERIOUS IN BALI. **The Economist**, 3<sup>rd</sup> Dec. 2007. Available at: < [http://www.economist.com/research/articlesBySubject/displaystory.cfm?subjectid=348924&story\\_id=10237931](http://www.economist.com/research/articlesBySubject/displaystory.cfm?subjectid=348924&story_id=10237931) >. Access on: 3 Dec. 2007.



- GIACOMELLI SOBRINHO, V. Trade and environmental policy strategies in the North and South negotiation game. **The International Journal of Environmental Studies**, 62(2):147-161, 2005a.
- GIACOMELLI SOBRINHO, V. Métodos indiretos para a dedução contábil do dano ambiental relacionado à produção de acácia negra no RS. In: Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica, 6., 2005b, Brasília. **Anais do VI Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica**. Brasília: ECOECO, 2005. 1 CD-ROM.
- GIANNETTI, E. **O valor do amanhã**: ensaio sobre a natureza dos juros. São Paulo: Companhia das Letras, 2005.
- GIBBS, W. W. A escolha das prioridades. **Scientific American Brasil**, São Paulo, v. 4, n. 41, p. 100-7, out. 2005. Edição especial.
- GILJUM, S., EISENMENGER, N. North-South trade and the distribution of environmental goods and burdens: a biophysical perspective. **Journal of Environment and Development**, 13(1):73-100, 2004.
- GLEICK, J. **Caos**: a criação de uma nova ciência. 4.ed. Rio de Janeiro: Campus, 1991. 310 p.
- GOLDEMBERG, J. Políticas para enfrentar o aquecimento global. In: LEGGETT, J. (ed.) **Aquecimento global**: o relatório do Greenpeace. Rio de Janeiro: FGV, 1992. cap. 8, p. 152-67.
- GRAY, L. C. Rent under the assumption of exhaustibility. **Quarterly Journal of Economics**, 28:466-489, 1914.
- GUJARATI, D. N. **Econometria básica**. 3. ed. São Paulo: Pearson Education do Brasil, 2000.
- HALL, C. A. S. Integrating concepts and models from development economics with land use change in the tropics. **Environment, Development and Sustainability**, 8:19-53, 2006.
- HAMPICKE, U. Remunerating nature conservation in central European forests: scope and limits of the Faustmann-Hartman approach. **Forest Policy and Economics**, 2:117-131, 2001.
- HANEMANN, W. M. Economia e preservação da biodiversidade. In: WILSON, E. O. (ed.) **Biodiversidade**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997. Parte V, cap. 21, p. 245-52.
- HANSEN, J. Desarmando a bomba-relógio do aquecimento global. **Scientific American Brasil**, São Paulo, n. 12, p. 16-25, set. 2005. Edição especial.
- HARDIN, G. The tragedy of the commons. In: NELISSEN, N., VAN DER STRAATEN, J., KLINKERS, L. (eds.) **Classics in environmental studies**: an overview of classics texts in environmental studies. Utrecht, The Netherlands: International Books, 1997. Part II, chap. 7, p. 101-14.
- HARMON, M. E., FERRELL, W. K., FRANKLIN, J. F. Effects on carbon storage of conversion of old-growth forests to young forests. **Science**, 247:699-701, Feb. 1990.
- HARRIS, J. M. Trade and the environment. In: HARRIS, J. M., CODUR, A.-M. **A GDAE teaching module on social and environmental issues in economics**. Medford, MA, USA: Global Development and Environment Institute: Tufts University, 2004. 26p. Disponível em: <<http://ase.tufts.edu/gdae>>. Acesso em: 25 mar. 2006.
- HARRIS, J. M. Formulating effective energy policy: environmental policy update #2. In: \_\_\_\_\_. **Environmental and natural resource economics**: a contemporary approach. 2nd. ed. Boston, MA, USA: Houghton Mifflin: Tufts University, 2006a. 503p.



- HARRIS, J. M. Getting serious about global warming: environmental policy update #3. In: \_\_\_\_\_. **Environmental and natural resource economics: a contemporary approach**. 2nd. ed. Boston, MA, USA: Houghton Mifflin: Tufts University, 2006b. 503p.
- HARRIS, J. M., CODUR, A.-M. Macroeconomics and the environment. In: \_\_\_\_\_. **A GDAE teaching module on social and environmental issues in economics**. Medford, MA, USA: Global Development and Environment Institute: Tufts University, 2004a. 37p. Disponível em: <<http://ase.tufts.edu/gdae>>. Acesso em: 25 mar. 2006.
- HARRIS, J. M., CODUR, A.-M. Microeconomics and the environment. In: \_\_\_\_\_. **A GDAE teaching module on social and environmental issues in economics**. Medford, MA, USA: Global Development and Environment Institute: Tufts University, 2004b. 60p. Disponível em: <<http://ase.tufts.edu/gdae>>. Acesso em: 25 mar. 2006.
- HARRIS, J. M., CODUR, A.-M. The economics of global climate change. In: \_\_\_\_\_. **A GDAE teaching module on social and environmental issues in economics**. Medford, MA, USA: Global Development and Environment Institute: Tufts University, 2004c. 35p. Disponível em: <<http://ase.tufts.edu/gdae>>. Acesso em: 25 mar. 2006.
- HEAL, G., KRISTRÖM, B. National income and the environment. In: MÄLER, K.-G., VINCENT. J. (eds.) **Handbook of environmental economics**. 2001.
- HEERINK, N. B. M., HELMING, J. F. M., KUIK, O. J., KUYVENHOVEN, A., VERBRUGGEN, H. **International trade and the environment: theory and policy issues**. Wageningen, The Netherlands: Wageningen Agricultural University, 1993. (Wageningen economic studies; 30)
- HEIJMAN, W. J. M., KRUITWAGEN, S., DALHUISEN, J. Economic theory on natural resources. In: \_\_\_\_\_. **Reader on Applied Environmental Economics (D050-201)**. Wageningen: Wageningen Agricultural University, Dec. 1998. Unit 2, p. 3-28.
- HICKS, J. R. [1946] **Valor e capital: estudo sobre alguns princípios fundamentais da teoria econômica**. São Paulo: Abril Cultural, 1984. (Os economistas)
- HOAG, D. L., ASCOUGH II, J. C.; ENGLER-PALMA, A. The impact matrix approach and decision rules to enhance index dimensionality, flexibility and representation. **Ecological Indicators**, 2:161-168, 2002.
- HOFFMANN, R., VIEIRA, S. Regressão assintótica. In: \_\_\_\_\_. **Análise de regressão: uma introdução à econometria**. 2. ed. São Paulo: Hucitec, 1987. cap. 10, p. 317-50. (Obras didáticas. Coleção economia e planejamento)
- HOW TO MAKE A CLEVER DEAL CLEVERER. **The Economist**, 29<sup>th</sup> Nov. 2007. Available at: < [http://www.economist.com/research/articlesBySubject/displaystory.cfm?subjectid=348924&story\\_id=10218008](http://www.economist.com/research/articlesBySubject/displaystory.cfm?subjectid=348924&story_id=10218008) >. Access on: 3 Dec. 2007
- HUBACEK, K., GILJUM, S. Applying physical input-output analysis to estimate land appropriation (ecological footprint) of international trade activities. **Ecological Economics**, 44:137-151, 2003.
- HUBACEK, K., VAN DEN BERGH, J. C. J. M. Changing concepts of 'land' in economic theory: from single to multi-disciplinary approaches. **Ecological Economics**, 56:5-27, 2006.
- HUNT, E. K. **História do pensamento econômico**. 7. ed. Rio de Janeiro: Campus, 1989.
- HUTTON, J. P., HALKOS, G. E. Optimal acid rain abatement policy for Europe: an analysis for the year 2000. **Energy Economics**, 17(4):259-275, 1995.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **SIDRA: extração vegetal**. Disponível em: < <http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/extveg/default.asp?z=t&o=16&i=P> >.

INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO DO RIO GRANDE DO SUL. Santa Maria: Fatec, 2005.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). **Mudança do clima 1995**: a ciência da mudança do clima. Roma: Grupo de Trabalho I: IPCC, 1995. (Sumário para formuladores de políticas)

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). **IPCC second assessment climate change 1995**: a report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, UK; New York, USA: Cambridge University Press, 1996a. 572 p.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). **Technologies, policies and measures for mitigating climate change**. IPCC Working Group II: WMO: UNEP, Nov. 1996b. 94p. (IPCC Technical Paper; 1)

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). **Summary for policy makers land use, land-use change, and forestry**: a special report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Montréal: UNEP: WMO, 2000. 30p.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). Climate change 2001: impacts, adaptation, and vulnerability. In: \_\_\_\_\_. **IPCC third assessment report: climate change 2001**. Cambridge, UK; New York, USA: Cambridge University Press, 2001a. 881p.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). Climate change 2001: mitigation. In: \_\_\_\_\_. **IPCC third assessment report: climate change 2001**. Cambridge, UK; New York, USA: Cambridge University Press, 2001b. 881p.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). Climate change 2001: synthesis report. In: \_\_\_\_\_. **IPCC third assessment report: climate change 2001**. Cambridge, UK; New York, USA: Cambridge University Press, 2001c. 881p.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). Climate change 2001: the scientific basis. In: \_\_\_\_\_. **IPCC third assessment report: climate change 2001**. Cambridge, UK; New York, USA: Cambridge University Press, 2001d. 881p.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). **IPCC special report on carbon dioxide capture and storage**. New York: Cambridge University Press, 2005. 443p.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). Climate change 2007: the physical science basis – summary for policy makers. In: \_\_\_\_\_. **IPCC fourth assessment report: climate change 2007**. Geneva, Switzerland: IPCC Secretariat: WMO, 2007. 21p.

ITTO (International Tropical Timber Organization). **ITTO guidelines for the restoration, management and rehabilitation of degraded and secondary tropical forests**. Yokohama, Japan: ITTO, 2002. 86 p.

IUCN (The World Conservation Union), WWF (World Wildlife Fund). Changing realities: ecosystem approaches and sustainable forest management. **Arborvitæ**, Oct. 2004. 12p.

JACKSON, R. B., JOBBÁGY, E. G., AVISSAR, R., ROY, S. B., BARRETT, D. J., COOK, C. W., FARLEY, K. A., LE MAITRE, D. C., McCARL, B. A., MURRAY, B. C. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. **Science**, **310**:1944-1947, 23 Dec. 2005.

JAPAN. Ministry of the Environment, IGES (Institute for Global Environmental Strategies). **CDM and JI in charts**: version 5.1. Tokyo and Kanagawa: Ministry of the Environment, Japan, 2006. 92p.

JOHNSON, R. A., WICHERN, D. W. **Applied multivariate statistical analysis**. 5<sup>th</sup>. ed. Upper Saddle River, New Jersey, U.S.A.: Prentice Hall, 2002.

- JOLLANDS, N. Concepts of efficiency in ecological economics: Sisyphus and the decision maker. **Ecological Economics**, **56**:359-372, 2006.
- KÄGI, W., SCHÖNE, D. **Forestry projects under the CDM**: procedures, experiences and lessons learned. Rome: FAO; Basel: BSS Economic Consultants, 23 Nov. 2005. 70p. (Forests and Climate Change Working Paper; 3)
- KANDER, A. Baumol's disease and dematerialization of the economy. **Ecological Economics**, **55**:119-130, 2005.
- KANT, S. Extending the boundaries of forest economics. **Forest Policy and Economics**, **5**:39-56, 2003.
- KEPPLER, F., RÖCKMANN, T. Metano, plantas e mudança de clima. **Scientific American Brasil**, São Paulo, v. 5, n. 58, p. 50-55, 2007.
- KEYNES, J. M. **A teoria geral do emprego, do juro e da moeda**. São Paulo: Atlas, 1982.
- KLEPPER, G., SPRINGER, K. Climate protection strategies: international allocation and distribution effects. **Climatic Change**, **56**:211-226, 2003.
- KÖHN, J. Thinking in terms of system hierarchies and velocities. What makes development sustainable? **Ecological Economics**, **26**:173-187, 1998.
- KOLSHUS, H. H., VEVATNE, J., TORVANGER, A., AUNAN, K. **Can the Clean Development Mechanism attain both cost-effectiveness and sustainable development objectives?** Oslo: Center for International Climate and Environmental Research (CICERO), Jun. 2001. 25p. (CICERO Working Paper; 8)
- KRAPFENBAUER, A. O ser humano e o meio ambiente: crise sem saída? **Ciência Florestal**, **2**(1):141-175, 1992.
- KRUGMAN, P. R., OBSTFELD, M. **International economics**: theory and policy. 4th. ed. Reading, Menlo Park, New York: Addison-Wesley, 1997.
- KUHN, T. S. **A estrutura das revoluções científicas**. 4. ed. São Paulo: Perspectiva, 1996.
- KYOTO PROTOCOL TO THE UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE (UNFCCC). Kyoto, Japan: The United Nations, 11 Dec. 1997.
- LAWN, P. Using the Fisherian concept of income to guide a nation's transition to a steady-state economy. **Ecological Economics**, **56**:440-453, 2006.
- LEFF, E. Estratégias do ecodesenvolvimento e do desenvolvimento sustentável: racionalização do capital ou reapropriação social da natureza. In: \_\_\_\_\_ **Ecologia, capital e cultura**: racionalidade ambiental, democracia participativa e desenvolvimento sustentável. Blumenau: Edifurb, 2000. 375 p. cap. 7, p. 259-299.
- LEGGETT, J. A natureza da ameaça do efeito-estufa. In: \_\_\_\_\_ (ed.) **Aquecimento global**: o relatório do Greenpeace. Rio de Janeiro: FGV, 1992. cap. 1, p. 12-39.
- LEHTONEN, M. The environmental-social interface of sustainable development: capabilities, social capital, institutions. **Ecological Economics**, **49**:199-214, 2004.
- LIMA, L. H. Dívida ecológica versus incomensurabilidade: uma contradição no pensamento de Martínez-Alier ou uma lacuna teórica na Economia Ecológica? In: Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica, 6., 2005, Brasília. **Anais do VI Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica**. Brasília: ECOECO, 2005. 1 CD-ROM.
- LIPSCHUTZ, S., LIPSON, M. **Teoria e problemas de álgebra linear**. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2004. (Coleção Schaum)

- LOHMANN, L. **The Dyson effect**: carbon ‘offset’ forestry and the privatization of the atmosphere. Dorset, U.K.: Corner House, 1999. (Corner House briefing; 15)
- LOHMANN, L. **Carbon trading**: a critical conversation on climate change, privatisation and power. Uppsala, Sweden: The Dag Hammarskjöld Centre: Corner House, Sept. 2006. (Development dialogue; 48)
- LOPES, L. M., VASCONCELLOS, M. A. S. de (orgs). **Manual de macroeconomia**: nível básico e nível intermediário. 2. ed. São Paulo: Atlas, 2000.
- LOTKA, A. J. **Elements of mathematical biology**. New York: Dover Publications, 1956. chaps. 9, 15 and 17.
- LOVINS, A. B. Mais lucro com menos carbono. **Scientific American Brasil**, São Paulo, v. 4, n. 41, p. 66-75, out. 2005. Edição especial.
- MACHADO, G., SCHAEFFER, R., WORRELL, E. Energy and carbon embodied in the international trade of Brazil: an input-output approach. **Ecological Economics**, **39**:409-424, 2001.
- MADLENER, R., ROBLEDO, C., MUYS, B., BLANCO FREJA, J. T. A sustainability framework for enhancing the long-term success of LULUCF projects. **Climatic Change**, **75**:241-271, 2006.
- MALTHUS, T. R. [1798] **Ensaio sobre a população**. São Paulo: Nova Cultural, 1996. p.233-382. (Os Economistas)
- MANKIW, N. G. **Introdução à economia**. São Paulo: Pioneira Thomson Learning, 2005.
- MARÉCHAL, J. -P. A bioeconomia: a unidade reencontrada. In: \_\_\_\_\_. **A economia, o emprego e o ambiente**: o racional e o razoável. Lisboa: Instituto Piaget, 1999. cap. 5, p.185-236.
- MARTÍNEZ ALIER, J. **Da economia ecológica ao ecologismo popular**. Blumenau: Edifurb, 1998. (Coleção sociedade e ambiente; 2).
- MARTÍNEZ ALIER, J. **The environmentalism of the poor**: a study of ecological conflicts and valuation. Cheltenham, UK; Northampton, MA, USA: Edward Elgar, 2002.
- MARTÍNEZ ALIER, J., ROCA JUSMET, J. **Economia ecológica y política ambiental**. México: Pnuma: Fondo de Cultura Económica, 2000.
- MARTINEZ ALIER, J., MUNDA, G., O’NEILL, J. Weak comparability of values as a foundation for ecological economics. **Ecological Economics**, **26**:277-286, 1998.
- MAUD, S., CEVOLATTI, D. Realising the enlightenment: H. T. Odum’s Energy Systems Language *qua* G. W. v Leibniz’s *Characteristica Universalis*. **Ecological Modelling**, **178**:279-292, 2004.
- McCARL, B. A. **Mc Carl GAMS user guide version 22.4**. Washington, D.C., U.S.A.: GAMS Development Corporation: Texas A&M University, Mar. 22, 2006.
- MEAD, D. J. (ed.) **Plantations and greenhouse gas mitigation**: a short review. Rome: FAO, March 2001. 18 p. (Forest plantations thematic papers; 12)
- MENDOZA, G. A., PRABHU, R. Qualitative multi-criteria approaches to assessing indicators of sustainable forest resource management. **Forest Ecology and Management**, **174**:329-343, 2003.
- MERICO, L. F. K. **Introdução à economia ecológica**. Blumenau: Edifurb, 2002. (Coleção sociedade e ambiente; 1).

M'GONIGLE, R. M. A dialectic of centre and territory: the political economy of ecological flows and spatial relations. In: GALE, F. P., M'GONIGLE, R. M. **Nature, production, power: towards an ecological political economy**. Cheltenham, UK; Northampton, USA: Edward Elgar, 2000. Part I, chap. 1, p. 3-16.

MILES, D., SCOTT, A. **Macroeconomia: compreendendo a riqueza das nações**. São Paulo: Saraiva, 2005.

MOLLICONE, D., ACHARD, F., FEDERICI, S., EVA, H. D., GRASSI, G., BELWARD, A., RAES, F., SEUFERT, G., MATTEUCCI, G., SCHULZE, E. –D. Avoiding deforestation: an incentive accounting mechanism for avoided conversion of intact and non-intact forests. **Climatic Change**, Jan. 2006. (article submitted)

MONTIBELLER FILHO, G. Economia ecológica: os fluxos físicos de energia e materiais e o desenvolvimento sustentável. In: \_\_\_\_\_. **O mito do desenvolvimento sustentável: meio ambiente e custos sociais no moderno sistema produtor de mercadorias**. 2. ed. Florianópolis: Editora da UFSC, 2004. 306p. cap. 4, p. 113-40.

MOORE, D. S., McCABE, G. P. Logistic regression. In: \_\_\_\_\_. **Introduction to the practice of statistics**. 3<sup>rd</sup>. ed. New York: W. H. Freeman and Co., 1998. ch. 15. 1 CD-ROM.

MOTTA, R. S. da, FERRAZ, C. **Estimating timber depreciation in the Brazilian Amazon**. Rio de Janeiro: IPEA, 1998. (Texto para discussão; 570)

MOUTINHO, P., SANTILLI, M. SCHWARTZMAN, S., RODRIGUES, L. Why ignore tropical deforestation? A proposal for including forest conservation in the Kyoto Protocol. **Unasylva**, **56**(222):27-30, 2005.

MOYLE, B. The ecology of trade. **Journal of Bioeconomics**, **2**:139-152, 2000.

MUELLER, C. C. Economia e meio ambiente na perspectiva do mundo industrializado: uma avaliação da economia ambiental neoclássica. **Estudos Econômicos**, **26**(2):261-304, 1996.

MUELLER, C. C. **Os economistas e as relações entre o sistema econômico e o meio ambiente**. Brasília: UnB: Finatec, 2007.

MÜLLER, F. G. Environmental economics and ecological economics: antagonistic approaches? **International Journal of Environmental Studies**, **58**:415-443, 2001.

MUNDA, G., NIJKAMP, P., RIETVELD, P. Qualitative multicriteria evaluation for environmental management. **Ecological Economics**, **10**:97-112, 1994.

MUNDA, G. Métodos y procesos multicriterio para la evaluación social de las políticas públicas. **Revista de la Red Iberoamericana de Economía Ecológica**, v. **1**, 2004. 25p.

MUNIER, N. Economic growth and sustainable development: could multicriteria analysis be used to solve this dichotomy? **Environment, Development and Sustainability**, **8**:425-443, 2006.

MURRAY, J. D. **Mathematical biology**. 2<sup>nd</sup>. ed. Berlin; Heidelberg; New York: Springer-Verlag, 1993. 767 p. v. 19, chaps. 1 and 2.

NAPOLEONI, C. As formas de renda. In: \_\_\_\_\_. **Curso de economia política**. 4. ed. Rio de Janeiro: Graal, 1988. Parte III, cap. 3, p. 117-39. (Biblioteca de Economia, v. 6)

NENTJES, A., KLAASSEN, G. On the quality of compliance mechanisms in the Kyoto Protocol. **Energy Policy**, **32**:531-544, 2004.

NEUMAYER, E. Global warming: discounting is not the issue, but substitutability is. **Energy Policy**, **27**:33-43, 1999.

- NEWELL, R. G., STAVINS, R. N. Climate change and forest sinks: factors affecting the costs of carbon sequestration. **Journal of Environmental Economics and Management**, **40**:211-235, 2000.
- NICCOLUCCI, V., PULSELLI, F. M., TIEZZI, E. Strengthening the threshold hypothesis: economic and biophysical limits to growth. **Ecological Economics**, **60**:667-672, 2007.
- NIEMANN, B. L. Regional acid deposition calculations with the IBM PC Lotus 1-2-3 system. **Environmental Software**, **1**(3):175-181, 1986.
- NORDHAUS, W. D., TOBIN, J. Is growth obsolete? **Cowles Foundation Paper**, 398:509-532, 1973.
- NORGAARD, R. B. O crescimento da economia global de trocas e a perda de diversidade biológica. In: WILSON, E. O. (ed.) **Biodiversidade**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997. Parte V, cap. 23, p. 261-68.
- ODUM, H. T. **Emergy accounting**. Gainesville: University of Florida, 2000. 13p.
- ODUM, H. T., BROWN, M. T., BRANDT-WILLIAMS, S. Introduction and global budget. In: ODUM, H. T., BROWN, M. T. **Handbook of emergy evaluation: a compendium of data for emergy computation issued in a series of folios**. Gainesville: Center for Environmental Policy: Environmental Engineering Sciences: University of Florida, 2000. 17p. (Folio 1, Draft version for comment)
- OGRYCZAK, W., VETSCHERA, R. Methodological foundations of multi-criteria decision making. **European Journal of Operational Research**, **158**:267-270, 2004.
- OMETTO, J. P. H. B., NOBRE, A. D., ROCHA, H. R., ARTAXO, P., MARTINELLI, L. A. Amazonia and the modern carbon cycle: lessons learned. **Oecologia**, 2005.
- O'HARA, S. U. Toward a sustaining production theory. **Ecological Economics**, **20**:141-154, 1997.
- ORMOND, J. G. P. **Glossário de termos usados em atividades agropecuárias, florestais e ciências ambientais**. Rio de Janeiro: BNDES, 2004.
- ORTEGA, E. **Índices de emergia**: estudo de caso – comparação de dois sistemas de produção de milho. Salônica, Grécia: Laboratório de Engenharia Ecológica e Informática Aplicada: Unicamp, 1998. Disponível em: <<http://www.unicamp.br/fea/ortega/indices/sld001.htm>>. Acesso em: 12 dez. 2005.
- PATTERSON, M. G. Commensuration and theories of value in ecological economics. **Ecological Economics**, **25**:105-125, 1998.
- PEARCE, D., MORAN, D. **O valor econômico da biodiversidade**. Lisboa: Instituto Piaget, 1994. (Coleção economia e política; 25)
- PEARCE, D. W., WARFORD, J. J. **World without end: economics, environment, and sustainable development**. Washington, D. C.: World Bank: Oxford University Press, 1993.
- PERKINS, P. E. Equity, economic scale and the role of exchange in a sustainable economy. In: GALE, F. P., M'GONIGLE, R. M. **Nature, production, power: towards an ecological political economy**. Cheltenham, UK; Northampton, USA: Edward Elgar, 2000. Part IV, chap. 10, p. 183-93.
- PERMAN, R., MA, Y., MCGILVRAY, J. **Natural resource and environmental economics**. London and New York: Longman, 1996.
- PETHIG, R., TSCHIRHART, J. Microfoundations of population dynamics. **Journal of Bioeconomics**, **3**:27-49, 2001.

- PIELKE JR., R. A. Misdefining “climate change”: consequences for science and action. **Environmental Science & Policy**, **8**:548-561, 2005.
- POLANYI, K. [1944] **A grande transformação**: as origens de nossa época. 7. ed. Rio de Janeiro: Campus, 2000.
- POOLE, D. **Álgebra linear**. São Paulo: Pioneira Thomson Learning, 2004.
- PROOPS, J. L. R., ATKINSON, G., SCHLOTHEIM, B. F. V., SIMON, S. International trade and the sustainability footprint: a practical criterion for its assessment. **Ecological Economics**, **28**:75-97, 1999.
- RAFFER, K., SINGER, H. W. Beyond terms of trade: convergence, divergence and (un)creative destruction. In: \_\_\_\_\_. **The economic North-South divide**: six decades of unequal development. Montpellier Parade, Cheltenham, UK; Northampton, Massachusetts, USA: Edward Elgar, 2001. Ch. 2, p. 16-31.
- RANGAN, H. Political ecology and regional sustainability: reflections on contemporary debates and material practices. In: GALE, F. P., M’GONIGLE, R. M. **Nature, production, power**: towards an ecological political economy. Cheltenham, UK; Northampton, USA: Edward Elgar, 2000. Part III, chap. 7, p. 121-40.
- RAPHAEL, F. **Popper**: o historicismo e sua miséria. São Paulo: Unesp, 2000. (Coleção grandes filósofos)
- REGEV, U., GUTIERREZ, A. P., SCHREIBER, S. J., ZILBERMAN, D. Biological and economic foundations of renewable resource exploitation. **Ecological Economics**, **26**:227-242, 1998.
- REZENDE, J. L. P. **Projetos florestais**: formulação, avaliação e localização. Santa Maria (RS): Dept°. Ciências Florestais: Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal, 27 jun. – 1°. jul. 2005. (Curso de curta duração)
- RICARDO, D. [1821] **Princípios de economia política e tributação**. São Paulo: Nova Cultural, 1996. caps. 2, 3 e 7.
- RIFKIN, J. **O sonho europeu**: como a visão européia do futuro vem eclipsando silenciosamente o sonho americano. São Paulo: M. Books do Brasil, 2005.
- ROBINSON, J. Squaring the circle? Some thoughts on the idea of sustainable development. **Ecological Economics**, **48**:369-384, 2004.
- ROBINSON, M. H. Existem alternativas à destruição? In: WILSON, E. O. (ed.) **Biodiversidade**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997. Parte IX, cap. 40, p. 455-461.
- ROBLEDO, C., FORNER, C. **Adaptation of forest ecosystems and the forest sector to climate change**. Rome: FAO: Swiss Agency for Development and Cooperation, 2005. 96p. (Forests and Climate Change Working Paper; 2)
- RODRÍGUEZ, F. On the use of exchange rates as trading rules in a bilateral system of transferable discharge permits. **Environmental and Resource Economics**, **15**:379-395, 2000.
- ROGOFF, K. A economia do medo. **Valor Econômico**, São Paulo, 7 jul. 2005. Opinião, p. A11.
- ROSENBAUM, K. L., SCHOENE, D., MEKOUAR, A. **Climate change and the forest sector**: possible national and subnational legislation. Rome: FAO, 2004. 73p. (FAO Forestry Paper; 144)
- ROYAMA, T. **Analytical population dynamics**. London: Chapman & Hall, 1992. 371p. (Population and Community Biology Series; 10)

- RUDDIMAN, W. F. Quando os humanos começaram a alterar o clima? **Scientific American Brasil**, São Paulo, v. 3, n. 35, p. 58-65, 2005a.
- RUDDIMAN, W. F. The early anthropogenic hypothesis a year later. **Climatic Change**, 69:427-434, 2005b.
- SACHS, J. As mudanças climáticas e a lei. **Scientific American Brasil**, São Paulo, v. 5, n. 67, dez. 2007.
- SACHS, J. D., LARRAIN B., F. **Macroeconomia**: em uma economia global. São Paulo: Pearson Education do Brasil, 2000.
- SANTILLI, M., MOUTINHO, P. SCHWARTZMAN, S., NEPSTAD, D., CURRAN, L., NOBRE, C. Tropical deforestation and the Kyoto Protocol. **Climatic Change**, 71:267-276, 2005.
- SAY, J. –B. **Tratado de economia política**. São Paulo: Abril Cultural, 1983. (Os Economistas)
- SBS (Sociedade Brasileira de Silvicultura). **Estatísticas**: setor florestal brasileiro. São Paulo, 2001. Disponível em: <[http:// www.sbs.org.br/estatisticas.htm](http://www.sbs.org.br/estatisticas.htm)>. Acesso em: 31 out. 2006.
- SCHAEFFER, R., SÁ, A. L. de. The embodiment of carbon associated with Brazilian imports and exports. **Energy Conversion and Management**, 37(6-8):955-960, 1996.
- SCHIMEL, D., MANNING, M. (eds.) **IPCC meeting on current scientific understanding of the processes affecting terrestrial carbon stocks and human influences upon them**. Geneva, Switzerland: WMO: UNEP, 21-23 July 2003. 34p. (Expert Meeting Report)
- SCHNEIDER, P. R. **Rentabilidade em investimento florestal**. Santa Maria: FACOS/UFSM, 2006. 153p.
- SCHNEIDER, P. R., FINGER, C. A. G., GIACOMELLI SOBRINHO, V., SCHNEIDER, P. S. P. Determinação indireta do estoque de carbono em povoamentos de acácia negra (*Acacia mearnsii* De Wild.). **Ciência Florestal**, 15(4):391-402, 2005a.
- SCHNEIDER, P. R., FLORIANO, E. P., SCHNEIDER, P. S. P., REINERT, D. J. **FLOCEN – Plano estratégico de desenvolvimento florestal**: Região Central do estado do Rio Grande do Sul. Santa Maria: FACOS/UFSM, 2005b.
- SCHNEIDER, S. H. A ciência da modelagem do clima e uma perspectiva do debate sobre o aquecimento global. In: LEGGETT, J. (ed.) **Aquecimento global**: o relatório do Greenpeace. Rio de Janeiro: FGV, 1992a. cap. 2, p. 40-61.
- SCHNEIDER, S. H. Os custos de reduzir – ou não – as emissões de gases-estufa. In: LEGGETT, J. (ed.) **Aquecimento global**: o relatório do Greenpeace. Rio de Janeiro: FGV, 1992b. cap. 9, p. 168-174.
- SCHOR, J. B. Prices and quantities: unsustainable consumption and the global economy. **Ecological Economics**, 55:309-320, 2005.
- SCHOENE, D., NETTO, M. The Kyoto Protocol: what does it mean for forests and forestry? **Unasylva**, 56(222):3-11, 2005.
- SCHULZE, E. –D., MOLLICONE, D., ACHARD, F., MATTEUCCI, G., FEDERICI, S., EVA, H. D., VALENTINI, R. Making deforestation pay under the Kyoto Protocol? **Science**, 299:1669, 2003.
- SCHUMPETER, J. A. Value and money. In: \_\_\_\_\_ [1954] **History of economic analysis**. New York: Oxford University Press, 1994. 1260 p. ch. 6, p. 276-334.



- SEDJO, R. A., MARLAND, G. Inter-trading permanent emissions credits and rented temporary carbon emissions offsets: some issues and alternatives. **Climate Policy**, **3**:435-444, 2003.
- SEDJO, R. A., SOHNGEN, B., JAGGER, P. **Carbon sinks in the post-Kyoto world**. Washington, D.C.: Resources for the Future, 1998. 12p. (RFF Climate Issue Brief; 2)
- SEIJO, J. C., DEFEQ, O., SALAS, S. **Fisheries bioeconomics: theory, modelling and management**. Rome: FAO, 1998. 108 p. (FAO Fisheries Technical Paper; 368)
- SHAPIRO, E., BAUMOL, W. J. **Análise macroeconômica**. 2. ed. São Paulo: Atlas, 1988.
- SHEN, S. Engenharia biológica voltada para a produção sustentável de biomassa. In: WILSON, E. O. **Biodiversidade**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997. Parte IX, cap. 43, p. 483-498.
- SHOVEN, J. B., WHALLEY, J. Applied general-equilibrium models of taxation and international trade: an introduction and survey. **Journal of Economic Literature**, **22**:1007-1051, Sept. 1984.
- SIMON, C. P., BLUME, L. **Matemática para economistas**. Porto Alegre: Bookman, 2004.
- SIRY, J. P., CUBBAGE, F. W., AHMED, M. R. Sustainable forest management: global trends and opportunities. **Forest Policy and Economics**, **7**:551-561, 2005.
- SKÅNBERG, K. **Constructing a partially environmentally adjusted net domestic product of Sweden (1993 and 1997)**: a presentation of the methodological steps and the empirical data. March 2001. 42p.
- SMITH, C. A. B. **Biomathematics: the principles of mathematics for students of biological and general science**. 4<sup>th</sup>. ed. London: Charles Griffin & Co. Ltd., 1966. v. 1. 523 p.
- SMITH, C. A. B. **Biomathematics: the principles of mathematics for students of biological and general science**. 4<sup>th</sup>. ed. London: Charles Griffin & Co. Ltd., 1969. v. 2. 682 p.
- SOCOLOW, R. H. O enterro do carbono? **Scientific American Brasil**, São Paulo, n. 12, p. 92-8, set. 2005. Edição especial.
- SÖDERSTEN, B., REED, G. **International economics**. 3<sup>rd</sup> ed. London: MacMillan Press, 1994.
- SPEIDEL, G. **Forstliche betriebswirtschaftslehre: eine einföhrung**. Hamburg und Berlin: Verlag Paul Parey, 1967. 289p.
- SRAFFA, P. [1960] **Produção de mercadorias por meio de mercadorias**: prelúdio a uma crítica da teoria econômica. São Paulo: Nova Cultural, 1997. 121p. (Os Economistas)
- STERN, N. **The economics of climate change: the Stern review**. Cambridge, U. K.: Cambridge University Press: Cabinet Office – HM Treasury, 2006. Available at: <[http://www.hm-treasury.gov.uk/independent\\_reviews/stern\\_review\\_economics\\_climate\\_change/stern\\_review\\_report.cfm](http://www.hm-treasury.gov.uk/independent_reviews/stern_review_economics_climate_change/stern_review_report.cfm)>. Access on: 11 Nov. 2006.
- STRANG, G. **Linear algebra and its applications**. 3<sup>rd</sup>. ed. Orlando, Florida, U.S.A.: Hartcourt College Publishers, 1988.
- STURM, M., PEROVICH, D. K., SERREZE, M. C. O acelerado derretimento do Norte. **Scientific American Brasil**, São Paulo, n. 12, p. 34-41, set. 2005. Edição especial.
- THE ECONOMIST. Petróleo caro estimula uso de energia “suja”. **Valor Econômico**, São Paulo, 9 nov. 2005. Internacional, p. A-9.
- TREXLER, M. C. The role of the greenhouse gas market in making forestry pay. **Unasylva**, **54**(212):34-36, 2003.

- TUCKER, M. Trading carbon tradable offsets under Kyoto's clean development mechanism: the economic advantages to buyers and sellers of using call options. **Ecological Economics**, **37**:173-182, 2001.
- TULLOCK, G. Some personal reflections on the history of bioeconomics. **Journal of Bioeconomics**, **1**:13-18, 1999.
- TURGOT, A. R. J. [1774] **Reflections on the formation and distribution of wealth**. London: E. Spraa; John Anderson; W. Richardson, 1793. Disponível em: <<http://www.econlib.org/library/Essays/trgRf11.html>>. Acesso em: 05 ago. 2005.
- UNEP (United Nations Environment Programme). **Global Environment Outlook Latin America and the Caribbean (GEO-LAC)**. Mexico: UNEP, 2003.
- UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change). New York: United Nations, 9 May 1992. 25 p.
- UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change). The mechanisms under the Kyoto Protocol: Joint Implementation, the Clean Development Mechanism and Emissions Trading. Disponível em: < [http://unfccc.int/kyoto\\_mechanisms/items/1673.php](http://unfccc.int/kyoto_mechanisms/items/1673.php) >. Acesso em: 03 abr. 2006.
- VAN BELLEN, H. M. **Indicadores de sustentabilidade: uma análise comparativa**. Rio de Janeiro: FGV, 2005. caps. 1-3.
- VAN DEN BERGH, J. C. J. M. Ecological economics: themes, approaches, and differences with environmental economics. **Regional Environmental Change**, **2**:13-23, 2001.
- VAN DEN BERGH, J. C. J. M., DE MOOIJ, R. A. **An assessment of the growth debate: a comparison of perspectives**. Rotterdam/Amsterdam: Tinbergen Institute: Erasmus Universiteit Rotterdam: Universiteit van Amsterdam: Vrije Universiteit Amsterdam, 1997. (Discussion paper; 97-096/3)
- VAN DEN BERGH, J. C. J. M., VERBRUGGEN, H. Spatial sustainability, trade and indicators: an evaluation of the 'ecological footprint'. **Ecological Economics**, **29**:61-72, 1999.
- VAN 'T VELD, K., PLANTINGA, A. Carbon sequestration or abatement? The effect of rising carbon prices on the optimal portfolio of greenhouse-gas mitigation strategies. **Journal of Environmental Economics and Management**, 2004. 23p. (Article in press)
- VARGAS, J. I., ALVIM, C. F. Preços de petróleo: o terceiro choque? **Economia e Energia**, n. 47, p. 3-7, dez. 2004 – jan. 2005. (Texto para discussão)
- VEIGA, J. E. da. Nada justifica o apego ao PIB. **Valor Econômico On Line**, São Paulo, 20 out. 2006. Eu & Fim de Semana. Disponível em: < <http://www.valoronline.com.br/valoreconomico/285/eufimde semana.html> >. Acesso em: 20 out. 2006.
- VILLAVICENCIO, A. Mitos y realidad del Mecanismo de Desarrollo Limpio. **Revista de la Red Iberoamericana de Economía Ecológica**, v. **1**, 2004. Disponível em: < <http://www.redibec.org/archivos/revibec.htm> >. Acesso em: 8 jan. 2006.
- VINCENT, J. R., HARTWICK, J. M. **Accounting for the benefits of forest resources: concepts and experience**. Rome: FAO, 1998.
- WACKERNAGEL, M., REES, W. **Our ecological footprint: reducing human impact on the Earth**. Gabriola Island, BC, Canada: New Society Publishers, 1996. (The new catalyst bioregional series; 9)
- WALRAS, L. [1938] **Compêndio dos elementos de economia política pura**. São Paulo: Nova Cultural, 1996. (Os Economistas)

- WANG, X., FENG, Z., OUYANG, Z. The impact of human disturbance on vegetative carbon storage in forest ecosystems in China. **Forest Ecology and Management**, **148**:117-123, 2001.
- WEBER, J. E. **Matemática para economia e administração**. São Paulo: Harbra, 1977.
- WEISZ, H., DUCHIN, F. **Physical and monetary input-output analysis**: what makes the difference? New York: Rensselaer Polytechnique Institute, Dec. 2004. 23p. (Working papers in economics; 0422)
- WICKSELL, K. The influence of the rate of interest on prices. **Economic Journal**, **17**:213-220, 1907. Disponível em: <<http://www.econlib.org/library/Essays/wcksInt1.html>>. Acesso em: 08 jul. 2005.
- WILEN, J. E. Renewable resource economists and policy: what differences have we made? **Journal of Environmental Economics and Management**, **39**:306-327, 2000.
- WILLIAMSON, J. **A economia aberta e a economia mundial**: um texto de economia internacional. 3. ed. Rio de Janeiro: Campus, 1989.
- WISSERT, H., BERNASCONI, S. M. An Earth on fire. **Nature**, **428**:130-132, 11 March 2004.
- WYCKOFF, A. W., ROOP, J. M. The embodiment of carbon in imports of manufactured products: implications for international agreements on greenhouse gas emissions. **Energy Policy**, **22**(3):187-194, 1994.
- ZHANG, Y., LI, Y. Valuing or pricing natural and environmental resources? **Environmental Science & Policy**, **2**:179-186, 2005.
- ZOBITZ, J. **Mathematical bioeconomics**. Salt Lake City, Utah, USA: Dept. of Mathematics: University of Utah, Fall 2004. Available at: < [www.math.utah.edu/~zobitz/pdf\\_files/Fall04\\_teaching/bioeconomics.pdf](http://www.math.utah.edu/~zobitz/pdf_files/Fall04_teaching/bioeconomics.pdf) >. Access on 18 Apr. 2006.

## 9 – GLOSSÁRIO

adaptação	— Estratégia de política climática que compreende um conjunto de medidas destinadas a minimizar os impactos (correntes ou esperados) da mudança climática (CIESLA, 1997).
albedo	— Quantidade de radiação solar refletida de volta para o espaço (IPCC, 2001d).
biomassa	— Medida de uma população biológica em unidades comuns de igual valor (ALBERS et al. in GARFUNKEL & STEEN, 1991).
capacidade de suporte	— Base de recursos ambientais de que toda atividade econômica, em última instância, depende. Essa base de recursos é finita e inclui sistemas ecológicos que produzem diversos serviços. As capacidades de suporte na natureza não são fixas, estáticas nem relações simples. Elas estão condicionadas não só à tecnologia, às preferências e à estrutura de produção e consumo, mas também ao estado incessante de mudança produzido pela interação dos ambientes físico e biótico (ARROWS et al., 1995).
capital natural (KN)	— Qualquer estoque de ativos naturais capaz de produzir um fluxo futuro de bens e serviços valiosos. Esse fluxo é considerado como “renda natural” e inclui os chamados serviços de suporte à vida, tais como assimilação de resíduos (remoção), controle de erosão e enchentes, ou proteção contra a radiação ultravioleta. A manutenção desses fluxos freqüentemente requer que os ecossistemas se conservem intactos. Por isso a estrutura e a (bio)diversidade dos ecossistemas são componentes importantes do capital natural (WACKERNAGEL & REES, 1996).
capital-valor	— “Renda futura descontada ou capitalizada. O valor de uma propriedade [bem de capital ou bem de produção] ... é seu valor <i>como fonte de renda</i> e é calculado descontando essa renda esperada” (FISHER, 1984, p. 18).
co-evolução	— Conceito utilizado pela Economia Evolucionária para descrever a influência mútua entre os sistemas econômico e ecológico. Segundo a teoria da evolução, a sobrevivência dos organismos vivos depende de sua capacidade de resistir à morte entrópica ou de, pelo menos, retardá-la (VAN DEN BERGH, 2001).
degradação	— Mudanças positivas ou negativas na <i>qualidade</i> dos ativos, devido ao uso econômico ou às descargas de resíduos ( <i>e.g.</i> , danos causados pela chuva ácida às plantações comerciais de florestas) (VINCENT & HARTWICK, 1998).
depleção	— Redução na <i>quantidade física</i> dos ativos ( <i>e.g.</i> , estoques florestais), devido ao uso econômico ( <i>e.g.</i> , extração de madeira) (VINCENT & HARTWICK, 1998).
depreciação	— Conceito <i>financeiro</i> , empregado para designar o declínio em <i>valor</i> (preço × quantidade) de um ativo de capital (CAIRNS, 2000).
eficiência marginal do capital (EMgK)	— Relação entre a renda esperada do bem de capital e seu custo de reposição (ou preço de oferta); ou entre a renda esperada de

- uma unidade adicional daquele tipo de capital e seu custo de produção; ou entre a *expectativa* de renda e o custo de reposição *corrente* do bem de capital. Quando o investimento em dado tipo de capital aumenta durante certo período, a eficiência marginal desse capital diminui (KEYNES, 1982).
- emergia* — Aglutinação da expressão “*EMbodied enERGY*” (energia embutida), para designar as calorias ou joules de um tipo de energia requeridos para produzir outro. O neologismo foi sugerido pelo australiano David Scienceman, em 1983, para designar a “memória energética” ou a energia disponível sob uma determinada forma e consumida, direta ou indiretamente, durante as transformações envolvidas na produção de bens e serviços. Essa quantidade de energia disponível pode ser expressa segundo uma unidade de medida comum (*emjoules*), cujo valor corresponde a uma unidade de *emergia solar* expressa em *emjoules solares* (ou, abreviadamente, *sej*) (ODUM, 2000; ODUM et al., 2000).
- entropia — Propriedade que as variáveis *extensivas* dos sistemas (*e.g.*, massa ou volume) apresentam de nunca diminuírem com o tempo. Não se aplica a fluxos ou gradientes (variáveis *intensivas*) estruturais, que, ao contrário, tendem a desaparecer com o tempo (AYRES, 1998).
- estratosfera — Estrato térmico da atmosfera situado acima da troposfera e que abriga a camada mais espessa de ozônio (O<sub>3</sub>). O gás que protege a Terra das radiações solares ultravioleta apresenta aí uma concentração de aproximadamente 200 mg/l (BRAGA et al., 2005).
- exergia* — Medida da “energia útil” de um sistema. Designa a quantidade de energia necessária, no futuro próximo, para repor a energia embutida e gasta em insumos e produtos presentes (AYRES, 2004).
- falsificacionismo/  
falseabilismo — Enfoque metodológico proposto por Karl Popper (1902-1994), para quem teorias e hipóteses só podem ser consideradas científicas se, e somente se, suas previsões forem, pelo menos em princípio, falseáveis, ou seja, se proibirem que certos atos/eventos/estados venham a ocorrer. Esse enfoque se opunha ao do chamado historicismo, que atacava a suposta futilidade do método experimental. Entretanto, de acordo com o falseabilismo, quando os experimentos não são efetuados com vistas ao avanço do conhecimento enquanto tal, mas simplesmente para atingir êxito político, a retórica suplanta a razão. Por conseguinte a noção de evidência passa a depender, de forma absoluta, da autoridade da intuição e do poder de persuasão, ao invés da habilidade de argumentar de maneira aberta a críticas (BLAUG, 1993; RAPHAEL, 2000).
- florestas naturais  
modificadas — Compreendem as florestas primárias manejadas ou utilizadas para exploração de madeira, de produtos silviculturais, da vida selvagem ou para outros fins. Conforme a intensidade do impacto sofrido pela formação primitiva, subdividem-se em florestas primárias manejadas e em florestas ou áreas de floresta que foram alteradas além dos efeitos normais causados por processos naturais (florestas primárias degradadas, florestas secundárias, área degradada de floresta) (ITTO, 2002).

florestas naturais ou primárias	— Grupo de florestas em que se incluem aquelas que nunca sofreram perturbação humana ou que foram tão pouco afetadas pela caça, pela coleta ou pelo corte de árvores, que sua estrutura natural, suas funções e sua dinâmica não se modificaram a ponto de comprometer a capacidade de adaptação do ecossistema (ITTO, 2002).
florestas plantadas	— Estabelecidas artificialmente, através de plantio ou semeadura. Compreendem o florestamento, o reflorestamento e o enriquecimento botânico (regeneração complementar ou assistida) (ITTO, 2002).
fluxo	— Taxa de câmbio do carbono entre os seus reservatórios (CIESLA, 1997).
fonte	— “Qualquer processo ou atividade que emite para a atmosfera um GEE, um aerossol ou um gás precursor dos GEE” (UNFCCC, 1992).
fossa	— “Qualquer processo, atividade ou mecanismo que remove da atmosfera um GEE, um aerossol ou um gás precursor dos GEE” (UNFCCC, 1992).
Gases de Efeito-estufa (GEE)	— Componentes gasosos da atmosfera, tanto naturais quanto antropogênicos, que absorvem e re-emitem a radiação infravermelha (calor) refletida(o) pela Terra (KYOTO PROTOCOL, 1997, Art. 1.6). Tanto a massa total desses gases e a de seus “precursores” ( <i>trace gases</i> ) na atmosfera ( <i>burden</i> ) quanto os impactos climáticos que eles causam dependem da química atmosférica (IPCC, 2001d). O Protocolo de Kyoto inclui seis GEE: dióxido de carbono (CO <sub>2</sub> ), metano (CH <sub>4</sub> ), óxido nitroso (N <sub>2</sub> O), hidrofluorcarbonos (HFCs), perfluorcarbonos (PFCs) e hexafluorido de enxofre (SF <sub>6</sub> ) (KYOTO PROTOCOL, 1997, Annex A, p.21; IPCC, 2001d). Os demais GEE são contemplados pelo Protocolo de Montréal (1987): os clorofluor-carbonos (CFCs), os hidroclorofluor-carbonos (HCFCs) e os halógenos (IPCC, 2001d; Tabela 3, nota <i>h</i> ; Figura 8).
Macrobioeconomia	— Ramo da Economia da Remoção que se ocupa das <i>variações</i> na distribuição espacial e temporal dos estoques de biomassa nas fossas, desde que se observem os limites impostos ao consumo de remoção.
Microbioeconomia	— Ramo da Economia da Remoção que calcula os níveis ótimos de consumo de estoques de biomassa, a partir dos limites impostos ao consumo de remoção.
mitigação	— Estratégia de política climática que atua sobre as causas da mudança climática. Para tanto, serve-se de medidas que previnem ou retardam o aumento das concentrações de GEE na atmosfera, limitam as fontes de emissão corrente e futura e reforçam as fossas potenciais de GEE (CIESLA, 1997).
<i>neg-entropia</i>	— Ou <i>entropia negativa</i> . Capacidade que os organismos vivos têm de armazenar conteúdos de baixa entropia, para manter ou impulsionar o metabolismo, visando à sobrevivência e ao sucesso evolutivo (AYRES, 1998).
<i>overshoot</i>	— Crescimento além da capacidade de suporte. Por causa da disponibilidade de grandes estoques de capital, é comum que os limites da capacidade de suporte sejam ultrapassados, apesar

- dos sinais de deterioração ecológica. Nessas circunstâncias, o crescimento continuado dos rendimentos monetários e das colheitas deve precipitar catástrofes ambientais e colapso econômico (WACKERNAGEL & REES, 1996).
- Países Anexo I / Anexo B — Os países listados no Anexo I da UNFCCC (1992) aparecem no Anexo B do Protocolo de Kyoto. Correspondem, praticamente, a países industrializados, ditos desenvolvidos. Trata-se dos 24 países membros da OCDE em 1992, mais os pertencentes à Comunidade Européia, Liechtenstein, Mônaco, além dos 14 países mais industrializados da ex-União Soviética, da Europa Central e Oriental – denominados “economias em transição. No agregado, o corte de emissões dos países listados no Anexo I corresponde, no mínimo, à média de 5,2% do total emitido em 1990. Porém, sob justificativa plausível, as “economias em transição” estão autorizadas a utilizar outro ano-base que não 1990. Os países que não constam do Anexo I da UNFCCC (1992) – ou países não-Anexo I – não são listados no Protocolo de Kyoto e são chamados de países não-Anexo B (KOLSHUS et al., 2001; BAUMERT et al., 2002; FIGUERES, 2002).
- permafrost* — “Camada permanentemente congelada abaixo da superfície” (STURM et al., 2005, p. 38).
- Protocolo/Tratado de Kyoto — Acordo firmado em Kyoto, Japão, em dezembro de 1997, para o controle das emissões de GEE. Com sua entrada em vigor, em 16 de fevereiro de 2005, deixou de ser um mero protocolo de intenções para ganhar o estatuto diplomaticamente mais elevado de “Tratado de Kyoto” (FIGUERES, 2002). Em dezembro de 2007, contava com 192 signatários (THE ECONOMIST, 3/12/2007).
- reabilitação — Estratégia de manejo aplicada a áreas degradadas de floresta, para recuperar-lhes a capacidade de produzir bens e serviços (ITTO, 2002; ROBLEDO & FORNER, 2005).
- reservatório — “Componente ou componentes do sistema climático [atmosfera, hidrosfera, criosfera, geosfera e biosfera] onde um GEE ou um gás precursor dos GEE é armazenado” (UNFCCC, 1992). Os reservatórios podem consistir tanto de *fontes* quanto de *fossas* de carbono (CIESLA, 1997).
- resiliência — “Capacidade que tem um sistema ambiental de suportar as alterações ou perturbações mantendo sua estrutura geral quando sua situação de equilíbrio é modificada, ou seja, é a capacidade de retornar à sua condição original de equilíbrio após modificações consideráveis” (ORMOND, 2004, p. 234).
- restauração — Estratégia de manejo aplicada a florestas primárias degradadas, para devolver-lhes a mesma função, estrutura e composição que originalmente apre-sentavam, antes de sofrerem a degradação (ITTO, 2002; ROBLEDO & FORNER, 2005).
- revegetação — Aumento nos estoques de carbono, antropogenicamente induzido pelo estabelecimento de vegetação em lugares com 0,05 ha ou mais. Ao admitir essa modalidade, a COP-7 (Marrakesh, Marrocos, novembro de 2001) permitiu que se reivindicassem créditos de remoção de carbono pelo plantio esparsos de árvores urbanas, pelo manejo de árvores localizadas ao longo das estradas e por algumas práticas agroflorestais que

- não resultam em “florestas” propriamente ditas (ROSENBAUM et al., 2004).
- taxa bioeconômica de câmbio — Variável do modelo BESF que define a mudança necessária na desigualdade espacial entre as fossas de biomassa para compensar a desigualdade temporal determinada pelo crescimento econômico.
- throughput* — “Fluxo físico entrópico de matéria e energia proveniente de fontes naturais que passa pela economia humana e regressa aos sumidouros da natureza” (DALY, 2004, p. 201).
- trade-off* — Escolha entre objetivos ou critérios conflitantes, regida pelo princípio da compensação (substituição) perfeita entre eles.
- transformidade (T)* — Quantidade de *energia* de dado tipo requerida para produzir uma unidade de energia de outro tipo (ODUM, 2000). Matematicamente,  $T = (R + N + F)/P$ , em que  $R$  = recursos naturais renováveis;  $N$  = recursos naturais não-renováveis;  $F = M + S$ , com  $M$  = materiais,  $S$  = serviços e  $F$  = insumos da economia, medidos em  $sej\ ha^{-1}\ ano^{-1}$  ( $sej = solar\ energy\ joules$ );  $P$  = produto ( $kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ ). Se se chamar de  $I = R + N$  aos insumos da natureza, medidos, tais quais os da economia, em  $sej\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ , tem-se que  $T$  exprime a relação entre o total de insumos ( $I + F$ ) por unidade de produto ( $P$ ) (ORTEGA, 1998). Invariavelmente,  $T > 1$ , pois a quantidade de insumos é sempre e necessariamente maior que a de produto. Isso é precisamente o inverso da eficiência energética (AYRES, 2004)
- troposfera — Camada mais baixa dos estratos térmicos da atmosfera. Estende-se até uma altitude que varia entre 10 km e 12 km, mas sua espessura muda conforme a latitude (16,5 km no Equador, 8,5 km nos pólos e 10,5 km nas latitudes de 45°) e o tempo. Responsável pelas condições climáticas da Terra, essa camada apresenta um *gradiente vertical*, que faz a temperatura cair cerca de 6,5°C por quilômetro de altura (BRAGA et al., 2005).
- uniformly mixing pollutants* — Poluentes que se misturam uniformemente. Classificação que os economistas da poluição (ou das externalidades) empregam para as emissões de CO<sub>2</sub>. Ao contrário do que ocorre com outras emissões, como, por exemplo, as dos compostos SO<sub>x</sub>, causadores da chuva ácida, considera-se que as emissões de CO<sub>2</sub> não têm efeitos localizados. Assim, seus impactos independem do lugar onde elas são geradas. O benefício para a atmosfera é o mesmo, onde quer que a redução de emissões ocorra. Na política climática, isso se traduz por estratégias *globais* de proteção do clima e pelo esforço coordenado de *todos* os países ou regiões (KLEPPER & SPRINGER, 2003; TREXLER, 2003; UNFCCC).
- utilitarismo — Doutrina econômica que se preocupa em maximizar o prazer ou minimizar a dor. O princípio condutor do utilitarismo é o da “máxima felicidade”. Esta é identificada com a *utilidade*, associada ao prazer, e oposta à *desutilidade*, relacionada à dor. O desenvolvimento do utilitarismo é pioneiramente atribuído a J. Bentham (1822), e sua difusão, a J. S. Mill (1861) (IPCC, 2001a).