



UNICAMP

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS – UNICAMP
Faculdade de Engenharia de Alimentos
Departamento de Engenharia de Alimentos
Laboratório de Engenharia Ecológica e Informática Aplicada – LEIA

**MATA NATIVA E CANA-DE-AÇÚCAR:
CÁLCULO DO VALOR DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS
VINCULADOS AOS CICLOS
DA ÁGUA, DO CARBONO E DO NITROGÊNIO
UTILIZANDO A ANÁLISE EMERGÉTICA**

MARCOS DJUN BARBOSA WATANABE
Engenheiro de Alimentos – UNICAMP, 2005
Orientador: Prof. Dr. Enrique Ortega Rodriguez

Campinas – 2008

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA FEA – UNICAMP

W29m Watanabe, Marcos Djun Barbosa
Mata nativa e cana-de-açúcar: cálculo do valor dos serviços
ecossistêmicos vinculados aos ciclos da água, do carbono, e do
nitrogênio utilizando a análise emergética / Marcos Djun Barbosa
Watanabe. -- Campinas, SP: [s.n.], 2008.

Orientador: Enrique Ortega Rodriguez
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas.
Faculdade de Engenharia de Alimentos

1. Serviços ecossistêmicos. 2. Avaliação emergética. 3. Ciclos
de materiais. 4. Floresta nativa. 5. Cana-de-açúcar. I. Ortega
Rodriguez, Enrique. II. Universidade Estadual de Campinas.
Faculdade de Engenharia de Alimentos. III. Título.

(cars/fea)

Titulo em inglês: Native forest and sugarcane plantation: evaluation of ecosystem services related
to water, carbon and nitrogen cycles using the emergy analysis

Palavras-chave em inglês (Keywords): Ecosystem services, Emergy assessment, Material cycles,
Native Forest, Sugarcane

Titulação: Mestre em Engenharia de Alimentos

Banca examinadora: Enrique Ortega Rodríguez

José Maria Gusman Ferraz

Luís Alberto Ambrósio

Maria Silvia Romitelli

Programa de Pós Graduação: Programa em Engenharia de Alimentos



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS – UNICAMP
Faculdade de Engenharia de Alimentos
Departamento de Engenharia de Alimentos
Laboratório de Engenharia Ecológica e Informática Aplicada – LEIA

**MATA NATIVA E CANA-DE-AÇÚCAR:
CÁLCULO DO VALOR DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS
VINCULADOS AOS CICLOS
DA ÁGUA, DO CARBONO E DO NITROGÊNIO
UTILIZANDO A ANÁLISE EMERGÉTICA**

Dissertação apresentada à
banca examinadora como parte
dos requisitos para a obtenção
do título de Mestre em
Engenharia de Alimentos.

MARCOS DJUN BARBOSA WATANABE
Engenheiro de Alimentos – UNICAMP, 2005
Orientador: Prof. Dr. Enrique Ortega Rodriguez

Campinas – 2008

BANCA EXAMINADORA

**Prof. Dr. Enrique Ortega Rodriguez
Orientador – DEA/FEA/UNICAMP**

**Dra. Maria Silvia Romitelli
Membro – DAIA / Secretaria do Meio Ambiente de SP**

**Dr. José Maria Gusman Ferraz
Membro – EMBRAPA/CNPMA**

**Dr. Luís Alberto Ambrósio
Membro – IAC/Nova Odessa**

*“Aos meus pais Mario Watanabe e Zeneide Watanabe,
aos meus irmãos Tiago e Ana Cláudia,
aos meus avós paternos Yoshiro e Sano,
e aos meus avós maternos Waldomiro e Zenaide.”*

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, pela saúde, pelo refúgio e por sua grandiosa criação.

Aos meus pais, pelo amor, pela educação, pela paciência, pelo apoio carinhoso e pela confiança em mim depositados. Aos meus irmãos pela companhia agradável e pelos aconselhamentos. À querida Carol, pelo carinho sem medida, e por sua companhia em todas as horas. À tia Zeli, tio Bê, e à prima Talita pelo apoio em todas as horas.

Ao professor Ortega, pela orientação acadêmica, por todo o conhecimento transmitido, pela descontração em momentos oportunos, pelo crédito em meu trabalho e pela sua dedicação aos trabalhos voltados para um “Prosperous Way Down”.

Aos colegas de laboratório Alexandre, Consuelo, Fábio, Feni, Francescato, John, Juliana, Lucas, Marlei, Otávio, Raul e Teldes pela ajuda e pelos risos.

Aos amigos de república Américo, Bruno, Rodrigo, Carina, Carol, Elis, Írede pela companhia e pelas gargalhadas. A todos os amigos de pós-graduação do DEA, em especial para a turma de 2006: Andrea, Carla, Cesar, Fabi, Felipe, Follegati, Marquinho, Nenis, Vítor, Wagner.

Ao Dr. José Maria Gusman, por compor a banca examinadora, pelo conhecimento transmitido acerca da importância da agricultura sustentável e pela colaboração nos projetos desenvolvidos no LEIA.

Ao Dr. Luis Alberto Ambrósio, por ser membro da banca examinadora, pelo repasse de informação acerca da análise econômica de recursos ambientais e projetos agrícolas, e pela colaboração nos trabalhos desenvolvidos no LEIA.

À Dra. Maria Silvia Romitelli, por compor a banca examinadora, pela experiência transmitida sobre a avaliação de impacto ambiental e a dinâmica de bacias hidrográficas, e por auxiliar os trabalhos desenvolvidos no LEIA.

Às bibliotecas da EMBRAPA (Seropédica-RJ e Brasília-DF) pelo envio de papers; ao biólogo Erico Pereira-Silva pela colaboração com a pesquisa voltada para o nitrogênio em Mata Atlântica; à Daniela Mariano Silva pela colaboração através do envio de papers sobre fluxos de carbono em microbacias do Estão de São Paulo.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo suporte financeiro através da bolsa de Mestrado.

“Problemas não podem ser solucionados no mesmo nível de consciência em que foram criados”

Albert Einstein

SUMÁRIO

RESUMO.....	xxv
ABSTRACT.....	xxvii
1. INTRODUÇÃO	1
1.1 Hipóteses:	4
2. OBJETIVO	4
2.1 Objetivos específicos	4
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1 Os ecossistemas naturais	5
3.2 Serviços ecossistêmicos.....	6
3.2.1 <i>Serviços de apoio ou suporte</i>	10
3.2.3 <i>Serviços de abastecimento</i>	12
3.2.3 <i>Serviços de regulação</i>	12
3.2.4 <i>Serviços culturais</i>	13
3.3 Distribuição dos serviços em ecossistemas	17
3.4 Valoração de serviços de ecossistemas	19
3.4.1 <i>Valoração econômica</i>	20
3.4.2 <i>Métodos Econômicos de Valoração Ambiental</i>	22
3.4.2.1 Métodos econômicos indiretos	22
3.4.2.2 Métodos econômicos diretos	24
3.4.3 <i>Valoração econômica de serviços ecossistêmicos</i>	25
3.4.4 Valoração econômica local de serviços ecossistêmicos	27
3.5 Metodologias alternativas de valoração	31
3.5.1 <i>Valoração emergética global de ecossistemas</i>	34
3.5.2 <i>Valoração emergética local de serviços ecossistêmicos</i>	39
3.6 A relação entre os ciclos de materiais e os serviços ecossistêmicos	41
3.7 O Ciclo Hidrológico Global	41

3.7.1	<i>Impacto humano no Ciclo Hidrológico Global</i>	44
3.7.2	<i>Ciclo hidrológico em microbacias hidrográficas</i>	46
3.7.3	<i>Valor dos serviços hidrológicos de ecossistemas</i>	48
3.8	Ciclagem de nutrientes	55
3.9	Ciclo natural do carbono.....	56
3.9.1	<i>Influência humana no Ciclo do Carbono</i>	60
3.9.2	<i>Ciclo de carbono em ecossistemas terrestres</i>	63
3.9.3	<i>Valor dos serviços do ciclo do carbono</i>	67
3.10	Ciclo Global do Nitrogênio	70
3.10.1	<i>Influência humana no ciclo de nitrogênio</i>	76
3.10.2	<i>Ciclo do nitrogênio em ecossistemas terrestres</i>	79
3.10.3	<i>Valor dos serviços do ciclo de nitrogênio</i>	83
3.11	Mata Atlântica	85
3.12	Cana-de-açúcar: importância econômica.....	89
3.13	Expansão da cana no Estado de São Paulo.....	90
3.14	Externalidades no ciclo de produção da cana.....	92
4.	METODOLOGIA	95
4.1.	Localização e descrição das áreas de estudo	95
4.1.2	<i>Áreas de estudo dos fluxos do Ciclo hidrológico</i>	95
4.1.2.1	Bacia do Corumbataí	95
4.1.2.2	Microbacia “D”	97
4.1.2.3	Bacia do Rio Paraíba do Sul.....	98
4.1.3	<i>Áreas de estudo dos fluxos do Ciclo do carbono</i>	100
4.1.4	<i>Áreas de estudo dos fluxos do Ciclo de nitrogênio</i>	102
4.2.	Avaliação emergética	104
4.2.1	<i>Construção do diagrama sistêmico</i>	104
4.2.2	<i>Construção da tabela de avaliação emergética</i>	106
4.2.3	<i>Cálculo dos índices emergéticos</i>	106
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	109
5.1	Ciclo Hidrológico	109

5.1.1	<i>Emergia por massa global de processos hidrológicos</i>	109
5.1.2	<i>Valor monetário dos processos hidrológicos na bacia do Corumbataí</i>	114
5.1.2.1	Bacia Corumbataí simulação de uso atual	115
5.1.2.2	Bacia Corumbataí, simulação para 100% cana-de-açúcar.....	120
5.1.2.3	Bacia Corumbataí, simulação para 100% floresta nativa	123
5.1.3	<i>Discussão dos resultados</i>	127
5.1.4	<i>Cálculo dos valores dos processos hidrológicos na microbacia D</i>	130
5.1.5	<i>Avaliando o efeito de escala espacial</i>	137
5.1.6	<i>Comparação dos valores</i>	140
5.2	Ciclo de carbono	143
5.2.1	<i>Emergia por massa global de processos do ciclo do carbono</i>	143
5.2.2	<i>Ciclo do Carbono em Mata Atlântica</i>	148
5.2.3	<i>Ciclo do Carbono em agroecossistema de cana-de-açúcar</i>	152
5.2.4	<i>Comparação dos valores</i>	159
5.3	Ciclo de nitrogênio	161
5.3.1	<i>Emergia por massa global de processos do ciclo de nitrogênio</i>	161
5.3.2	<i>Valor dos serviços de nitrogênio em mata nativa</i>	166
5.3.3	<i>Valor dos serviços de nitrogênio em cana-de-açúcar</i>	169
5.3.4	<i>Comparação dos valores</i>	174
5.4	<i>Análise dos resultados para os três ciclos globais</i>	176
6.	CONCLUSÕES	181
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	183
8.	ANEXO I. SÍMBOLOS UTILIZADOS EM DIAGRAMAS SISTÊMICOS	195

Índice das Figuras

Figura 1. Funções e dimensões dos ecossistemas.	20
Figura 2. Rede de transformação de energia na Biosfera.	37
Figura 3. Fluxos anuais do ciclo hidrológico global, em milhares de km ³ ao ano.	44
Figura 4. (i) Evolução do volume global interceptado de escoamento superficial por projetos humanos em reservatórios. (ii) Evolução da Capacidade de estocagem de água em reservatórios artificiais.	46
Figura 5. Representação esquemática dos processos hidrológicos em microbacias hidrográficas.	49
Figura 6. Ciclo natural do carbono em E15 g C.ano ⁻¹ na Terra.	57
Figura 7. Fluxos médios globais de carbono entre os anos 1980 e 1989.	62
Figura 8. Fluxos de Carbono em g C.m ⁻² .ano ⁻¹ em Floresta Tropical.	65
Figura 9. Fluxos de Carbono em g C.m ⁻² .ano ⁻¹ em Floresta Temperada.	65
Figura 10. Valores estimados para os serviços ecossistêmicos com e sem valores de mercado em diferentes ecossistemas florestais do mundo.	68
Figura 11. Ciclos globais de nitrogênio na biosfera.	72
Figura 12. Tendências Globais na criação de nitrogênio reativo na Terra por atividades humanas e projeção para 2050. Fluxos em E12 g N por ano.	77
Figura 13. Influência das atividades humanas na estrutura do ciclo de nitrogênio.	78
Figura 14. Fixação de nitrogênio em diferentes formações florestais.	79
Figura 15. Principais fluxos de nitrogênio em ecossistemas florestais.	80
Figura 16. Reconstituição cronológica da Mata Atlântica no Estado de São Paulo.	88
Figura 17. Distribuição da área plantada com cana no Estado de São Paulo até a safra 2007/2008.	92
Figura 18. Localização Geográfica da Bacia do Rio Corumbataí.	96
Figura 19. Localização da Microbacia D, no Laboratório de Hidrologia Florestal “Engenheiro Walter Emmerich”, em Cunha-SP.	98
Figura 20. Bacia do Rio Paraíba do Sul, porção paulista.	99
Figura 21. Posição das áreas avaliadas em relação aos fluxos de carbono em sistemas de cana-de-açúcar e em florestas nativas no Estado de São Paulo.	101

Figura 22. Posição das áreas avaliadas em relação aos fluxos de nitrogênio em sistemas de cana-de-açúcar e em florestas nativas no Estado de São Paulo.....	103
Figura 23. Transformações sucessivas de energia à civilização humana.	105
Figura 24. Exemplo de tabela de avaliação emergética	106
Figura 25. Evolução do valor do Emdólar do Brasil ao longo do tempo.	108
Figura 26. Diagrama do ciclo hidrológico global: principais estoques e interações.	111
Figura 27. Ilustração simplificada dos fluxos do ciclo hidrológico global.	112
Figura 28. Distribuição da precipitação no uso real da bacia do Corumbataí.	116
Figura 29. Processos hidrológicos na bacia do rio Corumbataí respectivos ao uso real entre 1995 a 1997.	119
Figura 30. Distribuição da precipitação na bacia para de cana-de-açúcar.....	121
Figura 31. Processos hidrológicos na bacia do rio Corumbataí respectivos à simulação 100% cana-de-açúcar.	122
Figura 32. Distribuição da precipitação na bacia para mata nativa.	124
Figura 33. Processos hidrológicos na bacia do rio Corumbataí respectivos à simulação 100% floresta nativa.	125
Figura 34. Processos hidrológicos na microbacia “D”, coberta por Mata Atlântica.	133
Figura 35. Ciclo Global do Carbono na Terra.	145
Figura 36. Diagrama simplificado do ciclo global de carbono.....	146
Figura 37. Valores estimados para floresta subtropical no Estado de São Paulo.....	150
Figura 38. Fluxos anuais de carbono em Mg C.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ em sistemas de cana-de-açúcar segundo Campos (2003). (i) manejo com queima e (ii) manejo sem queima.	155
Figura 39. Balanço anual em termos de Mg C-CO ₂ eq. por hectare em sistemas de cana-de-açúcar de manejo com queima (i) e sem queima (ii).	159
Figura 40. Ciclo global de nitrogênio nos quatro compartimentos da biosfera.....	163
Figura 41. Diagrama sistêmico simplificado do ciclo de nitrogênio na biosfera.	164
Figura 42. Estimativas dos fluxos em kg N.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ na microbacia de Cunha, SP.	167
Figura 43. Fluxos de nitrogênio estimados em sistemas de cana-de-açúcar, sem considerar a colheita: (i)manejo com queima, (ii)manejo sem queima.	171
Figura 44. Valores de energia por massa e fluxos mássicos para os processos globais do ciclo de água, carbono e nitrogênio.	177

Índice dos Gráficos

Gráfico 1. Distribuição da precipitação na bacia do Corumbataí entre 1995 a 1997.	117
Gráfico 2. Distribuição da precipitação na bacia para cana-de-açúcar.....	121
Gráfico 3. Distribuição da precipitação na bacia para mata nativa.	124
Gráfico 4. Comparação entre três cenários dos valores monetários dos serviços hidrológicos na bacia do rio Corumbataí.....	128
Gráfico 5. Valor monetário dos processos hidrológicos na microbacia D.	135
Gráfico 6. Comparação entre valores monetários dos processos hidrológicos na bacia do Corumbataí e microbacia D.....	136
Gráfico 7. Comparação entre valores dos processos hidrológicos das bacias do Corumbataí e Bacia do rio Paraíba do Sul.	139

Índice dos Quadros

Quadro 1. Relação entre serviços ecossistêmicos e bem-estar humano.	16
Quadro 2. Distribuição dos serviços por tipo de ecossistema da Terra.	18
Quadro 3. Valores de uso e não-uso associados aos serviços de ecossistemas.	22
Quadro 4. Estoques e interações do ciclo hidrológico global	110
Quadro 5. (I) Distribuição da precipitação na microbacia “D”; (II, III e IV) na bacia do Corumbataí.	131
Quadro 6. (I) Distribuição média da precipitação na bacia do Paraíba do Sul; (II, II, IV) na bacia do Corumbataí.	138
Quadro 7. Estoques e interações do ciclo global de carbono.	144
Quadro 8. Estoques e interações do ciclo global de nitrogênio.	162

Índice das Tabelas

Tabela 1. Funções, bens e serviços de ecossistemas naturais e semi-naturais.	8
Tabela 2. Lista de serviços conforme a Avaliação Ecosistêmica do Milênio.	11
Tabela 3. Valor global dos serviços providos por alguns ecossistemas.	26
Tabela 4. Valores estimados para os serviços ecossistêmicos em Mata Atlântica.	30
Tabela 5. Preços Ecológicos estimados para materiais e processos.	33
Tabela 6. Estoques Globais do Capital Natural.	36
Tabela 7. Contribuições de energia para processos globais.	38
Tabela 8. Energia dos Produtos do Sistema de Energia Global.	38
Tabela 9. Valores baseados em energia para os serviços de ecossistemas.	40
Tabela 10. Os estoques de água no planeta Terra.	43
Tabela 11. Evolução do consumo humano de água no planeta.	45
Tabela 12. Tempo de residência dos componentes de deflúvio em bacia hidrográfica.	48
Tabela 13. Valores médios estimados pela economia de mercado para serviços hidrológicos e para a cobrança regional do uso da água.	51
Tabela 14. Valores baseados na análise emergética para a água e processos hidrológicos.	53
Tabela 15. Fluxos anuais de carbono em florestas ($\text{g C.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$).	64
Tabela 16. Valores econômicos atribuídos aos processos do ciclo do carbono.	70
Tabela 17. Adição de nitrogênio pela precipitação (P) e perdas pelo deflúvio (D) em florestas sub-tropicais.	82
Tabela 18. Valores econômicos atribuídos aos processos do ciclo do nitrogênio.	84
Tabela 19. Externalidades no ciclo agrícola da cana-de-açúcar. Baseada em Prado (2007). ...	94
Tabela 20. Distribuição e valores de energia dos fluxos de água globais.	113
Tabela 21. Simulação dos processos hidrológicos na bacia Corumbataí (uso real).	115
Tabela 22. Valor dos processos hidrológicos na bacia do Corumbataí, de 1995 a 1997.	120
Tabela 23. Simulação dos processos hidrológicos na bacia Corumbataí para 100% cana-de-açúcar.	120
Tabela 24. Valor dos processos hidrológicos na bacia do Corumbataí (100% cana).	123
Tabela 25. Simulação hidrológica bacia Corumbataí (100% floresta nativa).	123
Tabela 26. Valor dos processos hidrológicos na bacia para mata nativa.	126

Tabela 27. Valor dos processos hidrológicos na microbacia D (Mata Atlântica).	134
Tabela 28. Valor dos processos hidrológicos na bacia do rio Paraíba do Sul.	137
Tabela 29. Comparação entre o valor da água por diferentes metodologias.	141
Tabela 30. Valores de energia por massa e de emdólares por massa dos principais processos do Ciclo Global de Carbono.	147
Tabela 31. Estimativa dos valores de fluxos de carbono em Mata Atlântica.	149
Tabela 32. Fluxos de carbono estimados para floresta na bacia do Piracicaba.	151
Tabela 33. Fluxos de carbono em agroecossistemas de cana-de-açúcar no Estado de São Paulo.	156
Tabela 34. Valores comparativos em relação à fixação de carbono em florestas.	160
Tabela 35. Distribuição, energia por massa e valores monetários para os processos do ciclo global de nitrogênio.	165
Tabela 36. Fluxos de nitrogênio em Mata Atlântica do Estado de São Paulo.	168
Tabela 37. Fluxos de nitrogênio em agroecossistemas de cana-de-açúcar do Estado de São Paulo.	173
Tabela 38. Valores comparativos dos processos do ciclo do nitrogênio na agricultura.	176
Tabela 39. Potencial de perda de serviços ecossistêmicos da cana-de-açúcar em relação à floresta nativa, em condições específicas.	179

RESUMO

A produção de etanol a partir da cana-de-açúcar tem sido considerada uma alternativa ecológica ao petróleo e também como uma solução para amenizar o fenômeno do aquecimento global. Neste contexto, o Brasil detém o status de um país-chave devido à sua capacidade de produzir o etanol necessário para demandas externas e internas. No entanto, o conseqüente aumento das áreas de cultivo pode estar estabelecendo uma alta pressão sobre os recursos naturais, principalmente no Estado de São Paulo, o maior produtor de cana-de-açúcar do país. A conversão de um ecossistema natural em uma área agrícola maximiza a produção de alimentos e matérias-primas em detrimento de outros bens e serviços prestados pela floresta, denominados serviços ecossistêmicos. Utilizando a metodologia emergética, foram estimadas as diferenças de valores (em termos de energia e dinheiro) existentes entre sistemas de mata nativa e plantações de cana-de-açúcar no Estado em relação aos principais processos terrestres derivados do ciclo hidrológico, do carbono e do nitrogênio. Em relação ao ciclo hidrológico, uma bacia hidrográfica coberta por floresta nativa apresentou um serviço de percolação de água estimado em $3929 \text{ Em}\$.ha^{-1}.ano^{-1}$, enquanto a substituição da cobertura vegetal por cana-de-açúcar provocaria uma redução deste serviço para $1479 \text{ Em}\$.ha^{-1}.ano^{-1}$. A análise do ciclo do carbono mostra que florestas nativas situada na bacia do rio Piracicaba foram capazes de gerar um serviço de fixação de carbono na produção primária líquida (PPL) estimado em $113 \text{ Em}\$.ha^{-1}.ano^{-1}$, enquanto as áreas com cana-de-açúcar em Serrana-SP e Pradópolis-SP mostraram uma fixação de carbono (PPL) estimada em $589 \text{ Em}\$.ha^{-1}.ano^{-1}$; no entanto, este valor não considera que existe a perda parcial deste serviço após à colheita. A queima da palha da cana para a colheita manual emite gás carbônico (CO_2) e metano (CH_4), cujos valores correspondem ao fluxo de 172 e $56 \text{ Em}\$.ha^{-1}.ano^{-1}$, respectivamente. Em relação ao ciclo de nitrogênio, a fixação biológica de nitrogênio (FBN) em floresta tropical corresponde varia entre 23 a $7126 \text{ Em}\$.ha^{-1}.ano^{-1}$; para a cana-de-açúcar, este valor pode variar entre 0 a $1126 \text{ ha}^{-1}.ano^{-1}$ para cana sem capacidade de nodulação e para o genótipo RB 72 454, respectivamente. Parte do fertilizante nitrogenado utilizado para a cana-de-açúcar é perdido pela volatilização na forma de amônia e, principalmente, por lixiviação de nitrato, esta última estimada em até $4082 \text{ ha}^{-1}.ano^{-1}$. A comparação entre os valores de serviços ecossistêmicos baseados pela contabilidade emergética com aqueles estimados por abordagens econômicas neoclássicas revela que os processos envolvendo a água e o nitrogênio apresentam valores divergentes, enquanto que aqueles relacionados ao carbono proporcionam magnitudes similares. A avaliação emergética aplicada à valoração de serviços ecossistêmicos na escala local e global é uma abordagem válida para guiar os valores a serem implementados em políticas públicas de pagamento/recompensa por alterações nos fluxos de serviços ambientais causados por projetos agrícolas.

Palavras-chave: serviços ecossistêmicos, avaliação emergética, ciclos de materiais, floresta nativa, cana-de-açúcar.

ABSTRACT

The production of ethanol from sugarcane is being noticed as an ecological alternative for petroleum and also as solution for global warming. Brazil attains the status of a key country because it can supply the ethanol needed for external and internal demands. Nevertheless the increasing land demand establishes a high pressure on natural resources mainly in Sao Paulo State, the brazilian leading producer. The conversion of a natural ecosystem into agriculture land maximizes food and raw materials production but depletes a range of environmental goods and services, called ecosystem services. Using the emergetic methodology, it was estimated the difference (given in terms of money and emergy) between native forest and sugarcane plantation in Sao Paulo State of values concerning on the main land processes of water, carbon and nitrogen cycles. For hydrologic cycle, a watershed covered by native forest has a water percolation service estimated as 3929 Em\$.ha⁻¹.yr⁻¹ while a sugar-cane cropland in the same region showed 1479 Em\$.ha⁻¹.yr⁻¹. For carbon cycle, native forests in Piracicaba river basin showed a carbon fixation service valued as 113 Em\$.ha⁻¹.yr⁻¹ while sugar-cane areas in *Serrana* and *Pradopolis* show a carbon fixation value of 589 Em\$.ha⁻¹.yr⁻¹ without considering the partial loss of this service after harvesting; moreover, with the adoption of cane-burning for cropping, the CO₂ and CH₄ emissions correspond to 172 and 56 Em\$.ha⁻¹.yr⁻¹, respectively. For nitrogen cycle, the nitrogen fixed biologically in forest shows values ranging from 23 to 7126 Em\$.ha⁻¹.yr⁻¹; in sugar-cane systems the value can vary from 0 to 1226 Em\$.ha⁻¹.yr⁻¹ for cane without nitrogen fixation and for RB72 454 cane genotype, respectively. The nitrogen fertilizer used for sugar-cane produces ammonia volatilization and nitrate leaching in which the last value is estimated as 4082 Em\$.ha⁻¹.year⁻¹. The comparison between emergy-based and neoclassical economy-based values reveals that processes involving water and nitrogen have divergent prices although for carbon they have similar magnitudes. Emergy assessment applied to the valuation of ecosystem services for global and local scales is a valid approach to guide public policies of payment/rewards for changes in environmental services caused by agricultural production systems.

Key words: ecosystem services, emergy assessment, material cycles, native forest, sugarcane.

1. INTRODUÇÃO

A população do planeta é totalmente dependente dos seus ecossistemas e dos serviços que eles oferecem, incluindo alimentos, água, controle de doenças, regulação do clima, satisfação espiritual e apreciação estética. Nas últimas cinco décadas, o ser humano alterou esses ecossistemas de maneira jamais observada em qualquer outra época da história da humanidade, em geral para suprir a procura crescente por alimentos, água pura, madeira, fibras e combustível. As atividades agrícolas, em particular, são as principais responsáveis pela devastação dos ecossistemas, em um processo que maximiza a provisão de alimentos e fibras às custas da degradação dos demais serviços ecossistêmicos (MEA, 2005).

O Relatório da Avaliação Ecosistêmica do Milênio¹, publicado em 2005, destaca a agricultura como um dos principais elementos de pressão para a transformação de habitats naturais. Estima-se que entre 10 e 20% das pradarias e áreas florestadas ainda existentes no planeta poderão ser ocupadas para fins agrícolas até 2050, principalmente em países de baixa renda. No Brasil, a expansão da produção do setor agropecuário tem provocado o surgimento de novas fronteiras agrícolas, que avançam principalmente na direção dos Cerrados, do Pantanal e da Amazônia para suprir a demanda de mercados internos e externos. A cana-de-açúcar, em especial, é um cultivo que está em um processo de expansão de produção e que tem requerido cada vez mais espaço, e apresentará em 2007 um aumento de 5,32% na área plantada em um cenário de retração territorial da maioria dos outros cultivos do país (IBGE, 2007).

A maior demanda por biocombustíveis em todo o mundo explica parte da expansão da cana no Brasil. O cenário internacional de elevação do preço do petróleo e o surgimento de acordos entre os países para a redução da emissão de gases de efeito estufa – como o Protocolo de Kyoto – desafiam a economia global a encontrar novas soluções para o suprimento das necessidades energéticas do novo século. Neste contexto, a produção brasileira de etanol a partir da cana-de-açúcar é uma referência mundial na obtenção de um

¹ A Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MEA, da sigla em inglês Millennium Ecosystem Assessment) foi um programa lançado pelo então secretário das Nações Unidas, Kofi Annan, que contou com a contribuição de milhares de pesquisadores para gerar informações científicas sobre as mudanças nos ecossistemas e no bem-estar humano ao longo das últimas décadas.

combustível renovável a relativo baixo custo econômico que, em relação aos derivados de petróleo, implica em consideráveis reduções nas emissões de carbono e enxofre para a atmosfera. Em contrapartida, o modelo intensivo de plantio de cana em grandes escalas produz uma série de externalidades negativas². Prado (2007) descreveu uma série de efeitos externos adversos vinculados à etapa agrícola da cana-de-açúcar: efeito estufa, comprometimento da qualidade dos recursos hídricos, erosão do solo, assoreamento de corpos d'água, prejuízos à fauna e flora locais, danos à saúde humana e poluição em zonas urbanas. Neste caso, os prejuízos econômicos supracitados, que deveriam ser pagos pelos produtores de cana, são repassados para terceiros.

No Brasil, o Estado de São Paulo detém 60% da produção e mais da metade da área plantada com cana no país (IEA, 2007). Pela ótica estritamente econômica, a expansão do setor sucroalcooleiro paulista é vantajosa para o Estado devido ao elevado fluxo de dinheiro movimentado com as vendas de açúcar e álcool para os mercados interno e externo. No entanto, esta lógica pode se inverter dos pontos de vista social e ambiental, pois a geração de externalidades negativas e a possível destruição de ecossistemas causadas pela expansão da canavieira representam desvantagens para a maior parte da população paulista. Mesmo que exista um avanço prioritário sobre áreas de pastagens degradadas, e das propostas e ações vinculadas ao zoneamento econômico-ecológico para a canavieira, um dos principais temores ainda existentes seriam os investimentos de usineiros na região do Vale do Ribeira, que abriga 61% do remanescente de Mata Atlântica do Brasil e resguardam áreas consideradas pela UNESCO como Patrimônio Natural da Humanidade (Secretaria de Saneamento e Energia do Estado de São Paulo, 16/09/2007).

A eliminação de florestas para a conversão para áreas agrícolas representa um tipo de modificação extensiva que pode alterar os ecossistemas e reduzir sua capacidade de prover uma ampla variedade de serviços ecossistêmicos (POST, 2007). Tonhasca Júnior (2004) ressalta que inúmeros deles são gerados pela Mata Atlântica, como a regulação do microclima, a fixação de carbono, a proteção do solo, a purificação de água, o tratamento

² As externalidades negativas (ou positivas) ocorrem quando o consumo ou a produção de um determinado bem/serviço afeta os consumidores ou produtores localizados em outros mercados, e esses prejuízos (ou benefícios) não são incorporados no preço do bem/serviço em questão (Pretty et al. 2000)

de resíduos, a polinização de lavouras, o material genético e o turismo ecológico. Desta maneira, o processo de conversão de ecossistemas naturais em agroecossistemas pode estar provocando mudanças na provisão de serviços ecossistêmicos (SE).

Uma análise em escala global sobre a temática dos serviços ecossistêmicos foi realizada na Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA, 2003; MEA, 2005), que constatou que cerca de 60% dos SE do planeta estão sendo afetados seriamente, colocando em risco sua existência; e no caso da agricultura intensiva, os benefícios econômicos da produção de alimentos ou matérias-primas estariam sendo priorizados em detrimento de todos os outros serviços ambientais que um ecossistema pode gerar. Estes últimos, por não apresentarem valor de mercado, são ignorados durante as tomadas de decisão de conversão do uso do solo e justificam o atual estado de degradação dos ecossistemas do planeta (POST, 2007).

Os valores econômicos referentes à alteração na provisão destes serviços, no entanto, são pouco conhecidos devido à ausência de metodologias capazes de contabilizar e interpretar o funcionamento dos processos naturais existentes em ecossistemas. Utilizando-se de metodologias econômicas neoclássicas, Constanza et al. (1997) estimaram o valor total dos serviços ecossistêmicos dos diversos biomas da Biosfera, que somavam US\$ 33 trilhões no ano de 1994. No entanto, a obtenção destes resultados foi embasada no Método de Valoração de Contingente, utilizando a abordagem de disposição a pagar (DAP), que está sujeita à distorção de preços e à estimativa de valores aleatórios, pois são obtidos através de entrevistas à população. Para corrigir estas deficiências, a metodologia Emergética pode oferecer uma aproximação mais justa de preços, pois atribui valor aos bens ou serviços levando em consideração apenas os fluxos naturais de energia neles incorporados.

A expansão do cultivo intensivo da cana-de-açúcar constitui uma ameaça à preservação dos diversos biomas do Estado de São Paulo, e exige uma resposta à seguinte questão: qual a alteração econômica provocada na provisão de serviços ecossistêmicos após a substituição de uma área de mata nativa por um campo com cana-de-açúcar? Ou, caso esta substituição não ocorra de maneira explícita, qual a diferença entre os SE gerados em uma floresta nativa e em um canavial?

A grande variedade de serviços ecossistêmicos faz necessária uma delimitação dos SE a serem avaliados no presente trabalho. A relevância da questão da disponibilidade

hídrica para o sustento da população e das possíveis conseqüências do aquecimento global demanda o estudo e a avaliação de como ocorrem os ciclos de água, de carbono e de nitrogênio em sistemas de menor escala espacial. Para tanto, utilizou-se dados da literatura sobre os sistemas naturais e de cana-de-açúcar do Estado de São Paulo, os quais são suficientes para uma primeira aproximação sobre o problema.

1.1 Hipóteses:

(i) A conversão de áreas de floresta nativa em sistemas de plantio de cana-de-açúcar implica em alteração e perda dos serviços de ciclagem de água, carbono e nitrogênio;

(ii) É possível utilizar a análise emergética para a valoração econômica dos serviços de ciclagem de água, carbono e nitrogênio em sistemas de pequena escala;

2. OBJETIVO

O objetivo do presente trabalho é fornecer estimativas econômicas dos valores dos serviços ambientais que possam embasar políticas públicas de cobrança ou pagamento pelos mesmos, tanto em bacias hidrográficas quanto microbacias do Estado de São Paulo.

2.1 Objetivos específicos

1. Elaborar diagramas sistêmicos que descrevam e quantifiquem os fluxos de massa contidos nos ciclos globais da água, do carbono e do nitrogênio;

2. Descrever os processos globais de maior relevância em cada ciclo e calcular seus respectivos valores de energia por massa;

3. Elaborar diagramas sistêmicos que descrevam os principais processos dos ciclos de materiais nas microbacias de floresta nativa e de cana-de-açúcar do Estado de São Paulo;

4. Estimar os valores dos produtos e serviços obtidos nos processos envolvidos no ciclo de materiais, em termos de energia solar (sej) e em dólares (Em\$).

5. Comparar os preços dos SE estimados pela metodologia emergética com aqueles descritos por abordagens econômicas neoclássicas.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Os ecossistemas naturais

A grande maioria dos milhões de espécies que habitam o planeta Terra obtém a energia para sustentar seu metabolismo ou diretamente do sol ou através do consumo de plantas e outros animais. A busca pela vida incita os organismos vivos a se reproduzirem e a usar energia, água e nutrientes do solo, no caso das plantas, ou de outros organismos ou resíduos, no caso dos animais. Todas as manifestações de vida interagem umas com as outras de diversas maneiras, promovendo cenários de cooperação, de competição, de parasitismo, dentre outros. Estes vínculos fundamentais entre os organismos e seu ambiente físico e biológico constituem um sistema interativo e em constante mutação, denominado ecossistema (MEA, 2003).

A interação incessante entre fatores bióticos (organismos) e abióticos (ambiente físico e biológico) de um sistema natural resulta em um processo denominado sucessão ecológica que confere ao ecossistema um estado de maturidade e estabilidade (Odum, 1969, apud Perez-España e Arreguín-Sánchez, 1999). Quanto maior seu grau de maturidade, mais complexo se torna o sistema, o que implica em maior diversidade nas interconexões de seus componentes e mais alternativas de obtenção de energia no caso uma perturbação externa (Perez-España e Arreguín-Sánchez, 1999).

Odum (1969, apud Perez-España e Arreguín-Sánchez, 1999) desenvolveu uma lista contendo os atributos encontrados em um ecossistema em estado de maturidade. Do ponto de vista energético, é encontrada uma alta quantidade de biomassa bruta produzida internamente, porém com um baixo excedente de produção. Em relação à estrutura da comunidade, se observa uma vasta diversidade de espécies e de compostos bioquímicos no sistema; os organismos vivos são de grande porte físico, e encontram-se em nichos de especialização estreitos e bem definidos. Quanto à circulação de nutrientes, os minerais se movimentam em um ciclo fechado; a troca de nutrientes entre seres vivos e o meio externo é baixa; e o papel dos detritos na regeneração de nutrientes é de grande importância.

A resiliência é outra propriedade de um ecossistema equilibrado, que indica sua estabilidade. Ela determina se o sistema pode recuperar-se após uma perturbação, podendo retornar rapidamente ao seu estado original (Pimm, 1999). Esta habilidade, no entanto, pode ser reduzida por modificações graduais, fazendo com que os ecossistemas diminuam

sua capacidade de absorver novas perturbações, tornando-os mais susceptíveis a mudanças bruscas de estado. Por exemplo, a redução da resiliência devido à perturbações externas pode transformar uma região de floresta em uma savana ou até mesmo em uma área deserta. Contra este tipo de mudança abrupta, a biodiversidade exerce um papel fundamental pois, quanto maior a variedade existente na fauna e flora locais, maior será o número de estratégias que poderão ser utilizadas em defesa da manutenção de seu estado de equilíbrio (POST, 2007).

Do ponto de vista utilitário humano, pode-se inferir que um ecossistema em equilíbrio apresenta uma série de estruturas e processos capazes de produzir bens e serviços que afetam positivamente o bem-estar humano. Estes benefícios são denominados serviços ecossistêmicos (POST, 2007).

3.2 Serviços ecossistêmicos

O início da elaboração dos primeiros conceitos a respeito dos serviços ecossistêmicos e da possibilidade de sua valoração ocorreu nas décadas de 60 e 70 do século passado, através de pesquisadores da Economia Ecológica e da Ecologia, como King (1966), Heliwell (1969), Hueting (1970, apud De Groot et al. 2002) e Odum (1972). Atualmente, existe um crescimento considerável no número de publicações sobre os benefícios dos ecossistemas para a sociedade humana (De Groot, 1992; Pearce, 1993; Turner, 1993; De Groot, 1994; Bingham et al., 1995; Daily, 1997; Constanza et al., 1997; Pimentel e Wilson, 1997; Limburg e Folke, 1999; Wilson e Carpenter, 1999; Daily et al., 2000; apud. De Groot et al., 2002; Kremen, 2005).

No entanto, a definição dos termos “serviço ecossistêmico” e “função ecossistêmica” ainda é objeto de discussão entre diversos autores em trabalhos recentes, pois apresentam significados diferentes. Para De Groot (1992), as funções ecossistêmicas significavam a capacidade dos processos e dos componentes da natureza em prover bens e serviços que satisfaçam as necessidades humanas direta ou indiretamente. Complementarmente, Constanza et al. (1997) distinguem os termos a partir da consideração de que um serviço seria o produto de duas ou mais funções do ecossistema, embora fosse possível o caso em que uma única função do ecossistema contribuísse para dois ou mais serviços ecossistêmicos.

Em trabalhos recentes, De Groot et al.(2002) mantém a definição prévia (De Groot, 1992), porém, aprimorando o conceito de “função” como sendo um sub-item dos processos e estruturas ecossistêmicas. Cada função ecossistêmica é o resultado de diversos processos naturais do sub-sistema ecológico total de que ela faz parte. Os processos naturais, por sua vez são resultados de interações complexas entre os componentes bióticos (organismos vivos) e abióticos (químico e físico) dos ecossistemas através das fontes impulsoras universais de energia e matéria (De Groot et al., 2002). Em termos gerais, os bens e serviços da natureza são chamados simplificaradamente “serviços ecossistêmicos”, e os quais estariam associados ou seriam derivados das “funções ecossistêmicas”.

Além das variações vinculadas às definições conceituais, também é observada na literatura a falta de consenso quanto ao número total de serviços ou funções desempenhadas por um ecossistema. Em um dos mais importantes estudos vinculados ao tema, Constanza et al. (1997), considerava como relevantes 17 “serviços”. Cork et al. (2001), através de um outro ponto de vista, considerou como importantes apenas nove. Atualmente, De Groot et al. (2002), baseados em Constanza et al. (1997) e De Groot (1992), consideram que sejam 23 as “funções” mais notáveis em ecossistemas (ver tabela 1).

Tabela 1. Funções, bens e serviços de ecossistemas naturais e semi-naturais.

Item	Função ecossistêmica	Processos e componentes ecossistêmicos	Bens e serviços (Exemplos)
1	Regulação Gasosa	Papel dos ecossistemas nos ciclos biogeoquímicos (como no balanço entre O ₂ /CO ₂ , camada de ozônio, etc.).	1.1 Manutenção da qualidade do ar. 1.2 O ₃ para a proteção UVB (contra doenças). 1.3 Influência no clima.
2	Regulação Climática	Influência da cobertura do solo em processos mediados por processos biológicos no clima.	2.1 Manutenção de clima favorável (temperatura, precipitação, etc.) para, por exemplo, a habitação, saúde e agricultura;
3	Prevenção de distúrbios	Influência da estrutura do ecossistema em impedir perturbações ambientais.	3.1 Proteção contra tempestades (ex. Por recifes de corais) . 3.2 Proteção contra enchentes (ex. Por brejos e florestas).
4	Regulação hídrica	Papel da cobertura do solo em regular o escoamento superficial e o deflúvio.	4.1 Escoamento e irrigação natural. 4.2 Meio de transporte.
5	Abastecimento de água	Filtração, retenção, e armazenamento de água fresca (ex. em aquíferos).	5.1 Provisão de água para consumo (ex. para beber, irrigação e uso industrial).
6	Retenção de solo	Papel da vegetação e da biota do solo na retenção de solo.	6.1 Manutenção de área agricultável. 6.2 Prevenção de danos por erosão.
7	Formação de solo	Intemperismo de rocha e acúmulo de matéria orgânica.	7.1 Manutenção da produtividade na área agrícola. 7.2 Manutenção da produtividade natural dos solos.
8	Regulação de nutrientes	Papel da biota na estocagem e reciclagem de nutrientes (ex. N, P).	8.1 Manutenção de solos saudáveis e ecossistemas produtivos.
9	Tratamento de resíduos	Papel da vegetação e biota em remover e quebrar nutrientes e compostos indesejáveis.	9.1 Controle/remoção da poluição. 9.2 Filtração de partículas de poeira. 9.3 Contenção da poluição sonora.
10	Polinização	Papel da biota em movimentar os gametas das flores.	10.1 Polinizadores de espécies de plantas selvagens. 10.2 Polinização de cultivos.
11	Controle Biológico	Controle da população pelas relações existentes na dinâmica trófica.	11.1 Controle de pragas e doenças. 11.2 Redução de danos aos cultivos.

Tabela1. Continuação

Item	Função ecossistêmica	Processos e componentes ecossistêmicos	Bens e serviços (Exemplos)
12	Refúgio	Espaço adequado para vida de animais e plantas selvagens.	12.1 Manutenção da diversidade biológica e genética (e para mais outras funções).
13	Viveiro	Habitat adequado para reprodução	13.1 Manutenção de espécies comercialmente exploradas.
14	Produção de Alimentos	Conversão de energia solar em plantas e animais comestíveis.	14.1 Caça, coleta de peixe, frutas. 14.2 Agricultura e aquicultura de subsistência.
15	Matérias-primas	Conversão de energia solar em biomassa para construção humana e outros usos.	15.1 Construções e manufatura (ex. tábuas, peles). 15.2 Combustível e energia (ex. lenha, matéria orgânica). 15.3 Ração e fertilizantes (ex. folhas, serapilheira)
16	Recursos Genéticos	Material genético e evolução em plantas e animais selvagens.	16.1 Aumentar a resistência de cultivos à patógenos e pragas. 16.2 Outros usos (ex. para a saúde).
17	Recursos medicinais	Variedade de substâncias bioquímicas da biota.	17.1 Drogas e fármacos. 17.2 Modelos e ferramentas químicas. 17.3 Organismos de teste e ensaio.
18	Recursos ornamentais	Variedade da biota em ecossistemas naturais com uso ornamental potencial.	18.1 Recursos para moda, artesanato, jóias, animais domésticos e decoração.
19	Informação estética	Características de paisagens atrativas.	19.1 Gozo da beleza do cenário (estradas, arquitetura, etc)
20	Recreação	Variedade nas paisagens com uso recreativo potencial.	20.1 Viagem para ecossistemas naturais que proporcionem ecoturismo, esportes, etc.
21	Informação cultural e artística	Variedade nas características naturais com valor cultural e artístico.	21.1 Uso da natureza como motivo em filmes, livros, pinturas, arquitetura, etc.
22	Informação espiritual e histórica	Variedade nas características naturais com valor espiritual e histórico.	22.1 Uso da natureza para propostas religiosas e históricas (ex. valor de herança de ecossistemas).
23	Ciência e educação	Variedade na natureza com valor científico e educacional.	23.1 Uso de sistemas naturais para excursões escolares, etc. Uso da natureza para pesquisa científica.

Fonte: De Groot et al. (2002).

A Avaliação Ecosistêmica do Milênio, que constitui atualmente o maior esforço internacional conjunto de avaliação de assuntos referentes ao tema, e que foi responsável pela formação do Grupo de Trabalho da Estrutura Conceitual³, definiu, inicialmente, um total de 31 serviços de ecossistemas (MEA, 2003), número que foi reduzido para 24 em seu Relatório Final, publicado no ano de 2005 (MEA, 2005). De maneira semelhante à De Groot (1992), os serviços ou funções são agrupados em quatro categorias básicas: serviços/funções de suporte, de abastecimento, de regulação e culturais. A tabela 2 mostra a lista referente à primeira base conceitual da MEA (2003).

3.2.1 Serviços de apoio ou suporte

Os serviços de suporte (ou apoio) são aqueles responsáveis pela manutenção das demais categorias de serviços. Eles diferem em relação aos outros porque seu impacto sobre as pessoas são indiretos e envolvem longos períodos de tempo, enquanto as demais alterações nas outras categorias impactam as pessoas de modo mais direto e a curto prazo. A produção de oxigênio (através da fotossíntese), por exemplo, é classificada como serviço de apoio (ou suporte) porque as alterações na concentração de oxigênio na terra só pode ser alterada em um prazo de tempo extremamente longo (MEA, 2003).

Alguns serviços, como o controle da erosão, podem ser duplamente classificados (como serviço de suporte ou de regulação), conforme a escala temporal e do grau de interferência com o homem. A regulação do clima, por exemplo, é classificada como serviço de regulação porque determinadas mudanças no ecossistema podem ter impacto no clima local ou global em escalas temporais relativamente menores, submetidas às tomadas de decisão humanas, as quais envolvem décadas ou séculos (MEA, 2003).

³ O Grupo de Trabalho da Estrutura Conceitual da Avaliação Ecosistêmica do Milênio publicou, em 2003, o primeiro relatório amplo, elaborado com a colaboração de cientistas de mais de cem países, denominado “Ecosystems and Human Well-being” (ver MEA, 2003), que definiu as bases conceituais dos futuros relatórios que viriam a ser publicados em 2005.

Tabela 2. Lista de serviços conforme a Avaliação Ecosistêmica do Milênio em 2005.

Serviços de suporte

Formação de solo
Ciclagem de nutrientes
Produção primária

Serviços de Abastecimento

Água doce
Alimentos e Fibras
Recursos Genéticos
Combustível
Recursos Ornamentais
Produtos bioquímicos, medicamentos naturais e produtos farmacêuticos

Serviços de Regulação

Regulação climática
Regulação da água
Controle de doenças humanas
Controle biológico
Controle da erosão do solo
Purificação da água e tratamento de resíduos
Manutenção da qualidade do ar
Proteção contra ondas e tempestades
Polinização

Serviços Culturais

Valores Estéticos
Valores Espirituais
Valores Educacionais
Valores de Herança cultural
Recreação e Ecoturismo
Relações sociais
Sentido de pertencer a um lugar
Inspiração
Sistemas de informação

Fonte: Avaliação Ecosistêmica do Milênio, MEA (2003).

3.2.3 Serviços de abastecimento

Os serviços de abastecimento referem-se à produção de estoques de materiais necessários para o ser humano se manter vivo, trabalhar, se deslocar e manufaturar novos bens. A MEA (2003) destacou os seguintes produtos:

- *Água doce*: a água potável é um bem obtido da capacidade de infiltração e do tratamento natural que ela recebe nos ecossistemas.
- *Alimentos e fibras*: inclui toda a variedade de produtos alimentícios derivados das plantas, animais e microorganismos, incluindo materiais como a juta, a seda, o algodão e outros materiais fibrosos.
- *Combustível*: Lenha, biocombustíveis, e outros materiais biológicos que possam servir como fonte de energia.
- *Recursos Genéticos*: São os genes e as informações genéticas usadas na criação de animais e plantas e na biotecnologia.
- *Produtos bioquímicos, medicamentos e fármacos*: grande parte de medicamentos, biocidas, aditivos alimentares, compostos funcionais, tal como antioxidantes, são extraídos de ecossistemas.
- *Produtos ornamentais*: peles, conchas, flores, pedras preciosas, e outros bens são retirados da natureza para serem ornamentos, que apresentam procuras e valores diferenciados conforme a cultura do país ou região.

3.2.3 Serviços de regulação

Os serviços de regulação são os benefícios indiretos obtidos da estabilização do ecossistema. Eles demonstram a habilidade dele manter as características necessárias para a manutenção da vida das espécies. MEA (2003) destaca os seguintes serviços:

- *Regulação do clima*: a influência dos sistemas naturais no clima pode ocorrer tanto local quanto globalmente. Por exemplo, em escala global, as mudanças na cobertura do solo podem afetar a temperatura e a precipitação atmosférica; em escala global, o seqüestro e a emissão de gases de efeito estufa pelos ecossistemas podem influenciar no balanço energético do planeta.

- *Manutenção da qualidade do ar:* os ecossistemas retiram e adicionam vários compostos químicos na atmosfera, influenciando muitos aspectos da qualidade do ar.
- *Regulação da água:* o deflúvio, a área de recarga aquífera e as inundações em uma bacia hidrográfica pode apresentar variações de intensidade e frequência conforme as mudanças na cobertura do solo. A conversão de florestas em áreas agrícolas, por exemplo, pode modificar o potencial de armazenamento de água no solo.
- *Controle da erosão:* a cobertura vegetal do solo é fundamental para a retenção do solo e para impedir que ocorram deslizamentos de terra em terrenos íngremes.
- *Purificação da água e tratamento de resíduos:* os ecossistemas podem ser fontes de impurezas na água doce, mas também ajudam a filtrar e tratar resíduos orgânicos introduzidos em águas interiores e em ecossistemas litorâneos e marinhos.
- *Regulação de doenças humanas:* as mudanças nos sistemas naturais podem modificar diretamente a abundância de fatores patógenos humanos, como a cólera, e alterar o número de vetores de enfermidades, como os mosquitos.
- *Controle biológico:* mudanças nos ecossistemas afetam o surgimento de pragas nos cultivos agrícolas e de doenças no gado, por exemplo.
- *Polinização:* a alteração do ecossistema pode afetar a distribuição dos polinizadores, pela mudança ou extinção de seu habitat.
- *Proteção contra tempestades:* as zonas costeiras, como mangues e recifes de coral podem reduzir bruscamente os prejuízos causados por furacões ou ondas de maior dimensão.

3.2.4 Serviços culturais

Os serviços culturais estão associados às experiências concretas e subjetivas derivadas da interação do homem com os diversos componentes dos ecossistemas. Estas informações são processadas pelo ser humano para gerar um conjunto de valores espirituais, estéticos, educacionais e de recreação, que se refletem nas diversas instituições humanas e nos variados padrões de organização social, econômica e política. A MEA (2003) ressalta os seguintes serviços culturais:

- *Diversidade cultural*: A variedade dos ecossistemas é um fator que influencia a diversidade de culturas.
- *Valores espirituais e religiosos*: Muitas religiões associam os valores espirituais e religiosos aos ecossistemas ou aos seus componentes.
- *Sistemas de conhecimento (tradicional e formal)*: os ecossistemas influenciam os tipos de sistemas de conhecimento desenvolvido por diferentes culturas.
- *Valores educacionais*: os sistemas naturais e seus processos fornecem a base para a educação formal e informal em muitas sociedades.
- *Inspiração*: os ecossistemas proporcionam uma rica fonte de inspiração para a arte, o folclore, os símbolos nacionais, a arquitetura e a publicidade.
- *Valores estéticos*: muitas pessoas encontram beleza ou valor estético em diversos aspectos dos ecossistemas, fato que é confirmado pela preservação de parques e na escolha da localização das moradias.
- *Relações sociais*: os ecossistemas influenciam os tipos de relações sociais que são estabelecidos em determinadas culturas. Um exemplo é a diferença existente entre as relações sociais de comunidades pesqueiras e de sociedades agrícolas.
- *Sentido de pertencer a um lugar*: muitas pessoas valorizam o sentido de pertencer que é associado a características reconhecidas do ambiente, incluindo aspectos do ecossistema.
- *Valores de herança culturais*: muitas sociedades valorizam altamente a manutenção de paisagens historicamente importantes ou espécies culturalmente significativas.
- *Recreação e ecoturismo*: as pessoas muitas vezes escolhem onde passar seu tempo de lazer em parte baseadas nas características das paisagens naturais ou cultivadas de determinada área.

O quadro 1 expõe a forte ligação entre os SE, e que a alteração em um deles pode afetar, direta ou indiretamente, o funcionamento de outro que, por sua vez, pode influenciar o primeiro ou um outro diferente. Neste emaranhado de ações e reações, estão inseridos os seres humanos. Desta forma, os constituintes de seu bem-estar – segurança, materiais básicos, saúde e relações sociais – também podem sofrer influências diretas quando existe

mudança dos serviços ecossistêmicos. As setas com maior espessura – vinculadas aos serviços de Abastecimento e Regulação – significam maior ligação com os componentes do bem-estar humano, como a Saúde e os Materiais Básicos para uma boa vida. O abastecimento de alimentos, por exemplo, é imprescindível para constituir e manter a imunidade do organismo humano contra doenças. As setas mais escuras mostram os serviços com maior potencial de influenciar alguns fatores sócio-econômicos. Os serviços de Abastecimento e de Regulação, como a provisão alimentos e purificação da água, por exemplo, são produtos do ecossistema que devem ser fornecidos abundantemente para a população para assim reduzir os seus níveis de pobreza. Os serviços culturais, que apresentam as setas mais claras e menos espessas, são serviços de menor impacto direto na constituição física humana, mas que são imprescindíveis para a sua saúde psico-social.

Quadro 1. Relação entre serviços ecossistêmicos e bem-estar humano.



Fonte: MEA (2003).

3.3 Distribuição dos serviços em ecossistemas

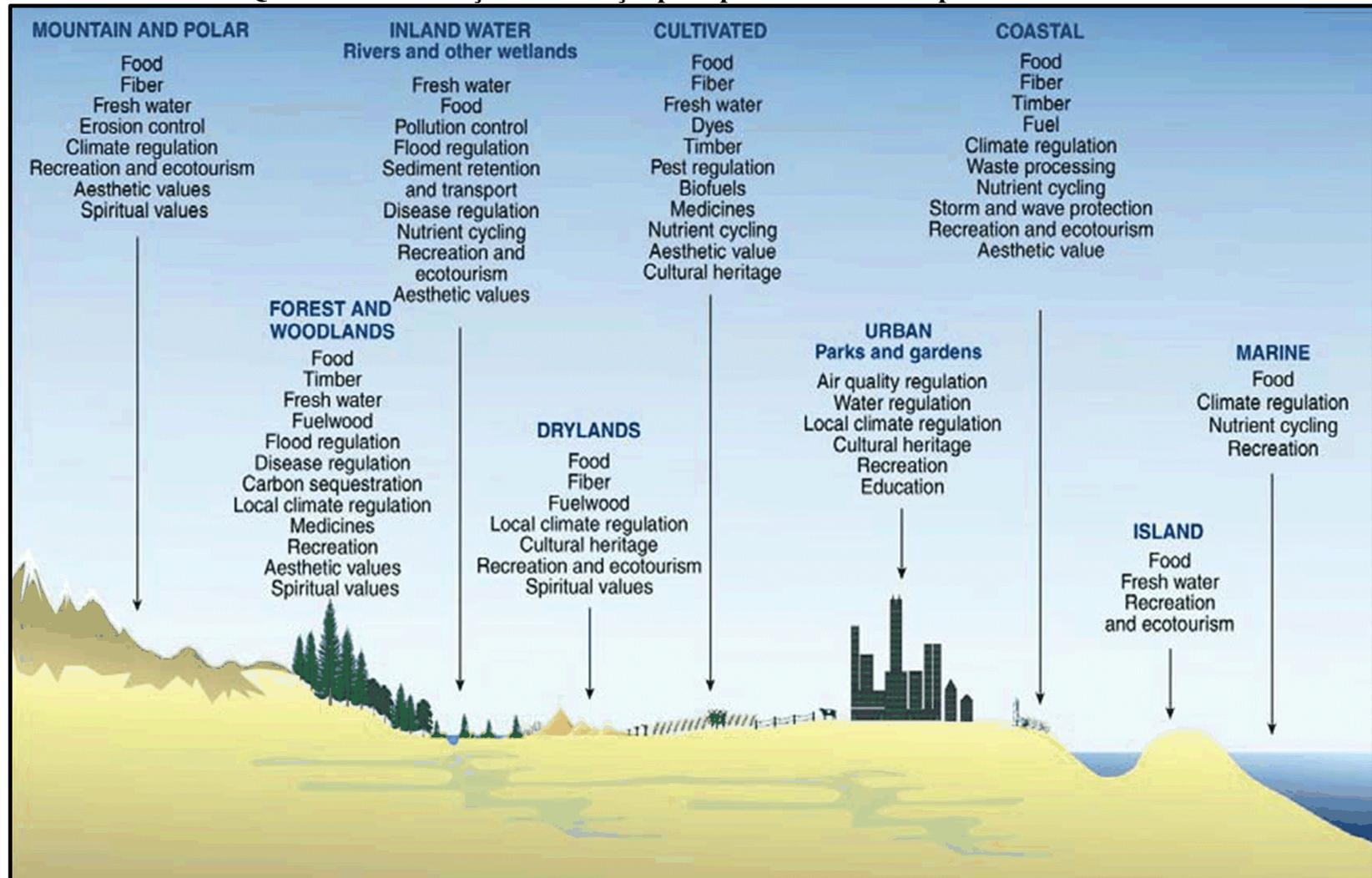
A provisão destes serviços ecossistêmicos não ocorre de maneira homogênea no planeta. Cada tipo de ecossistema apresenta uma capacidade específica em prover determinados conjuntos de serviços. A ilustração do quadro 2 mostra a divisão teórica entre os diversos sistemas naturais (e semi-naturais) da Terra. Dentre as superfícies descritas, as regiões de Floresta Nativa (Forest) e Silvicultura (Woodlands) são aquelas que apresentam a maior lista de serviços, sendo verificados doze deles: produção de alimentos, de madeira, de água fresca, de lenha, de medicamentos, regulação de enchentes, regulação do clima local, controle de doenças, seqüestro de carbono, recreação, geração de valores estéticos e espirituais (MEA, 2003).

As superfícies agrícolas também são consideradas áreas geradoras de SE, mesmo sendo territórios semi-naturais, intensamente modificados pelos seres humanos. As áreas agrícolas apresentam um leque de onze serviços ecossistêmicos diferentes, muito semelhantes aos das áreas florestais, produzindo: alimentos, fibras, corantes, madeira, água fresca, biocombustíveis, medicamentos, controle de pragas, ciclagem de nutrientes, valores estéticos e herança cultural (MEA, 2003).

No entanto, a listagem dos serviços não é suficiente para descrever com precisão as diferenças existentes entre os diversos tipos de ecossistemas, pois através dela, as áreas cultivadas tornar-se-iam praticamente idênticas – do ponto de vista funcional – em relação às regiões florestais, o que se trata de um equívoco. Portanto, é imprescindível realizar uma avaliação quantitativa – ou valoração – dos fluxos envolvidos em cada serviço e assim definir estratégias bem fundamentadas para a gestão dos diferentes tipos de sistemas. Esta idéia cruza com a concepção de serviços ecossistêmicos proposta por CONSTANZA et al. (1998), que os definem como os fluxos de materiais, energia e informação originados a partir dos estoques de capital natural⁴.

⁴ O capital é definido como um estoque que gera um fluxo de bens e serviços . Se tal estoque é dito natural (por exemplo, uma população de árvores ou peixes), o fluxo sustentável ou a produção anual de novas árvores ou peixes é chamado de renda sustentável, e o estoque de capital que a produz é definido como capital natural (Sena, 2003).

Quadro 2. Distribuição dos serviços por tipo de sistema da superfície da Terra.



Fonte: MEA (2005).

3.4 Valoração de serviços de ecossistemas

O valor dos ecossistemas nunca é zero e pode ser muito elevado (POST, 2007). Os ecossistemas têm valor porque mantêm a vida na Terra e geram os serviços necessários para satisfazer as necessidades humanas, materiais e não materiais (MEA, 2003).

Existem três diferentes conceitos de valor para os ecossistemas: o valor ecológico, o valor sócio-cultural e o valor econômico (Farber et al., 2002; Limburg et al., 2002; Howarth e Farber, 2002; Wilson e Howarth, 2002; apud. De Groot, 2002), os quais estão representados na figura 1.

O conceito de “valor ecológico” prioriza a sustentabilidade ecológica dos ecossistemas. Por este critério, é primordial a proteção de todos os processos e componentes dos ecossistemas capazes de lhes assegurar seus padrões de resiliência, integridade e resistência. Desta maneira, a capacidade de provisão de bens e serviços para a humanidade não seria infinita, mas controlada por um limite de uso sustentável, que depende da contabilidade das interações dinâmicas entre suas funções, valores e processos específicos (De Groot et al, 2002).

O valor “sócio-cultural” releva a importância dos ecossistemas naturais como fonte de bem-estar subjetivo, porque eles fornecem um vasto repertório de funções de informação capazes de influenciar a saúde humana, a sua educação, a diversidade cultural, a identidade, a liberdade e a sua percepção espiritual (De Groot et al., 2002). O foco central da perspectiva sócio-cultural é dar importância ao ser humano baseado em seus valores sociais e psicológicos, suas necessidades não materiais, sua compreensão de bem-estar, e os componentes racionais e emocionais frente ao meio ambiente natural (Chiesura e De Groot, 2002).

O valor econômico, enfoque selecionado para o presente trabalho, constitui uma visão utilitária baseada na necessidade de mensurar a utilidade específica que uma sociedade ou indivíduo deriva de um dado bem ou serviço. O desafio é encontrar os modos de quantificar os benefícios que não entram no mercado e, portanto, aqueles que não apresentam benefícios monetários diretamente observados (MEA, 2003).

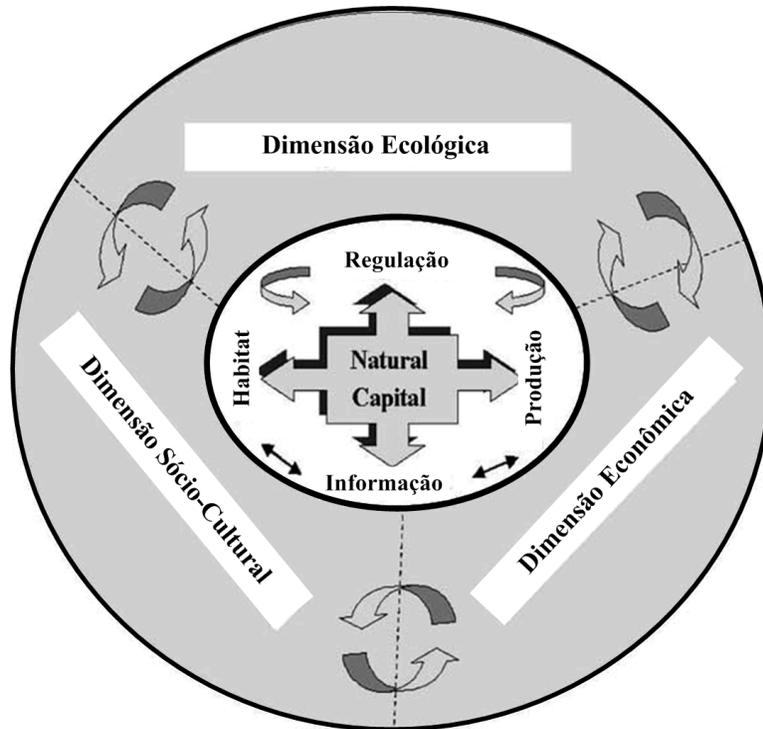


Figura 1. Funções e dimensões dos ecossistemas.
 Fonte: (Chiesura e De Groot, 2002).

3.4.1 Valoração econômica

Os métodos de valoração econômica do meio ambiente ou de seus serviços auxiliam na tarefa de inferir em quanto melhorou ou piorou o bem-estar das pessoas devido às mudanças na quantidade de bens e serviços ambientais, seja na apropriação por uso ou não (POST, 2007).

CONSTANZA et al. (1998) considera os bens e serviços ecossistêmicos como fluxos de benefícios humanos providos pelo estoque de capital natural. Os valores são avaliados através de formas pelas quais os serviços ecossistêmicos dão suporte ao consumo das pessoas (valores de uso) e fornecem benefícios intangíveis para os humanos (valores indiretos). Conseqüentemente, é obtido o valor econômico total (VET), indicado pela expressão (1), que integra o valor de uso (VU) e de seu valor de não uso (VNU).

$$\mathbf{VET = (VU) + (VNU) + VO} \quad \mathbf{(1)}$$

O valor de uso pode ser subdividido em valor de uso direto (VUD) e seu valor de uso indireto (VUI). O valor de não-uso de um bem ou serviço traduz seu valor de existência (VE). Desta maneira, pode-se descrever o valor econômico total pela expressão (2):

$$\mathbf{VET = (VUD + VUI) + (VE) + VO} \quad \mathbf{(2)}$$

O valor de uso direto é o valor atribuído à possibilidade de extração, visitação, ou outra atividade que reflita um consumo direto do bem ou serviço ecossistêmico (Mattos e Mattos, 2004). O valor de uso indireto está relacionado aos processos regulatórios que, indiretamente, dão suporte e proteção às atividades humanas, como a proteção contra enchentes (POST, 2007).

O valor de existência o valor associado a uma posição moral, cultural, ética ou altruística que confere o direito de existência de espécies não-humanas ou de preservação de demais riquezas naturais, mesmo que estas não apresentem a possibilidade de uso presente ou futuro para o indivíduo. Um exemplo seria a mobilização da opinião pública para a preservação de baleias ameaçadas de extinção, mas que habitam localidades nas quais a maioria das pessoas jamais teria acesso (Mattos e Mattos, 2004).

Além dos valores de uso e não-uso, os serviços ecossistêmicos podem apresentar um valor de opção (VO) que se refere a possibilidade de uso futuro, já que a preservação dos sistemas ecológicos pode gerar uma série de benefícios ainda não conhecidos pelo homem, como por exemplo, a descoberta de novas aplicações farmacêuticas para determinadas espécies. O quadro 3 agrupa os tipos de valores econômicos associados aos serviços de ecossistemas.

Quadro 3. Valores de uso e não-uso associados aos serviços de ecossistemas.

(1) Valor Uso Direto	(2) Valor Uso Indireto	(3) Valor Opção	(4) Valor existência
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Prod. Alimentos ▪ Prod. Fibras ▪ Prod. Água ▪ Prod. Medicamentos ▪ Prod. Madeira ▪ Prod. Combustível ▪ Prod. Ornamentos ▪ Recreação 	<ul style="list-style-type: none"> ▪Regulação climática ▪Regulação da água ▪Controle de doenças ▪Controle biológico ▪Controle da erosão ▪Purificação da água ▪Tratamento resíduos ▪Qualidade do ar ▪Polinização ▪Proteção contra tempestades e ondas ▪Formação de solo ▪Ciclo de nutrientes 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Valor futuro associado a (1) e (2) 	<ul style="list-style-type: none"> ▪Valores Estéticos ▪Valores Espirituais ▪Val. Educacionais ▪Valores de Herança cultural ▪Sentido de pertencer a um lugar ▪Relações sociais

Baseado na MEA (2003) e Mattos e Mattos (2004).

3.4.2 Métodos Econômicos de Valoração Ambiental

Os métodos de valoração de recursos e serviços ambientais são utilizados na análise de custo-benefício, onde os valores sociais dos bens e serviços ambientais buscam refletir não só os valores de mercado, como também as variações de bem-estar das pessoas. Duas classes de métodos de valoração ambiental são observadas: métodos indiretos e diretos (Conservation Strategy Fund, 2003; Merico, 1996; apud Mattos e Mattos, 2004).

3.4.2.1 Métodos econômicos indiretos

Os métodos indiretos são aplicados quando um recurso natural não pode ser valorado pelo comportamento do mercado. Esses métodos, por utilizarem mercados de bens complementares ou substitutos, somente captam o valor de uso do recurso estudado, podendo então subestimar o valor econômico total do mesmo. Incluem-se neste grupo, principalmente, os seguintes:

Custos de Viagem. Este método é útil para estimar o valor de uso recreativo de um local a partir dos gastos efetuados pelos visitantes deste lugar. É um método de pesquisa que utiliza questionários aplicados a uma parcela dos indivíduos que usufruem o lugar de

recreação, levantando dados como o seu lugar de origem, seus hábitos e gastos associados à viagem.

Preços Hedônicos. O método dos preços hedônicos utiliza um mercado de recorrência no qual os bens já estão definidos para então estimar um preço implícito por atributos ambientais. Um exemplo comum é a avaliação do efeito da poluição no preço dos imóveis de uma cidade. Apesar das variáveis tais como área, número de cômodos, localização, acesso à rede de transportes, entre outras, é possível valorar a influência somente da poluição na variação dos preços dos imóveis (Ortiz, 2003).

Custos de reposição. O método de custos de reposição consiste em estimar o valor para restaurar um recurso natural danificado a partir das despesas incorridas na recuperação de sua qualidade ambiental inicial. Estas despesas podem ser interpretadas como um valor mínimo aceitável para medidas que reduzem a poluição ou previnam um dano ambiental (Eletrobrás, 2000).

Gastos defensivos. Este método também é conhecido como “custos evitados” e estima os gastos que seriam realizados em bens substitutos para não alterar a quantidade consumida ou a qualidade do recurso ambiental analisado. O bem de mercado, substituto do recurso ambiental, não deve gerar outros benefícios a não ser àqueles gerados pelo recurso ambiental analisado (Ortiz, 2003).

Produtividade Marginal. O método de produtividade marginal é utilizado quando o bem ambiental avaliado é um fator de produção ou insumo na produção de algum bem ou recurso comercializado no mercado. Esse método se baseia na influência da variação da quantidade/qualidade de um recurso ambiental na quantidade produzida de um bem ou serviço (Eletrobrás, 2000).

Transferência de benefícios. Este método consiste na transferência do valor de um recurso ambiental calculado em uma determinada região, para outra localidade, porém efetuando-se as devidas correções sócio-econômicas relacionadas ao novo ambiente de estudo. O benefício deste método reside principalmente na redução dos custos de pesquisa, ou na possibilidade de se estabelecerem comparações entre valores obtidos por outros métodos (Ortiz, 2003).

Capital humano ou Produção Sacrificada. Esta metodologia considera que o valor da perda de uma vida implica em um custo de oportunidade para a sociedade associado à

perda da capacidade produtiva de um indivíduo. É um método que estima o valor da vida de uma pessoa através da relação entre dados estatísticos demográficos e a disposição a pagar (DAP) da população por políticas públicas que incrementem a expectativa de vida. No entanto, é um método que trabalha com valores demográficos médios e não considera as preferências das pessoas e suas percepções de risco, produzindo resultados subestimados para o valor de uma vida humana. Além disso, é um método controverso do ponto de vista moral e ético, já que tende a gerar valores inferiores à vida de pessoas mais “pobres” devido à sua menor renda média (Ortiz, 2003).

3.4.2.2 Métodos econômicos diretos

Os métodos diretos estimam o valor econômico de bens e serviços ambientais a partir de questionamentos realizados diretamente aos indivíduos quanto ao valor das suas preferências em relação ao recurso avaliado. Os principais métodos são os seguintes:

Valoração de Contingente. Este método consiste em valorar monetariamente determinado recurso ambiental que não seja comercializado em mercados através de pesquisas amostrais. Através de questionários baseados em cenários hipotéticos, os indivíduos revelam suas disposições a pagar (DAP) caso a quantidade ou qualidade de um recurso ambiental seja alterada. Um exemplo de aplicação ocorre na valoração da biodiversidade ou da paisagem, no qual os consumidores atribuem valores aos recursos ambientais como se fossem mercadorias que eles desejam comprar (Pearce, 1993, apud Ortiz, 2003).

Ranqueamento de Contingente. O ranqueamento de contingente é um método no qual as pessoas recebem um conjunto de cartões, no qual cada um descreve alternativas hipotéticas com respeito à um determinado recurso ambiental. Os indivíduos são chamados a ordenar os cartões, conforme sua ordem de preferência. Através das informações obtidas, pode-se calcular o valor do recurso através de um modelo econométrico denominado *ordered logit*. É um método aplicado mais para valorar recursos que se encontram em um cenário pouco conhecido pelo entrevistado (Ortiz, 2003).

3.4.3 Valoração econômica de serviços ecossistêmicos

O valor econômico associado aos serviços ou funções dos ecossistemas foi calculado, em escala global, por Constanza et al. (1997), que constituiu uma das principais publicações da Economia Ecológica a respeito do tema. Através de abordagens econômicas neoclássicas, como o método de valoração de contingente, foram estimados os valores de 17 serviços ecossistêmicos dos 16 principais biomas do planeta, que juntos totalizavam um benefício de US\$33 trilhões por ano. Considerando-se o PIB mundial em 1994, de US\$18 trilhões, observou-se que a vantagem econômica indireta da preservação dos ecossistemas superavam seu valor de uso direto, associado à extração e transformação de seus estoques.

Os serviços ecossistêmicos apresentavam, segundo os mesmos autores, valores diferentes para cada bioma. Enquanto as Florestas Tropicais proporcionavam um somatório de serviços equivalente a quase US\$ 2000 .ha⁻¹.ano⁻¹, as Áreas Cultivadas somavam apenas US\$ 92 ha⁻¹.ano⁻¹, o que sinaliza a perda econômica de serviços ambientais decorrente da conversão de uma área de mata nativa em uma zona agrícola. Dentre todos os biomas, observou-se o elevado valor econômico associado às Terras Úmidas (como Pântanos e Planícies Alagadas), correspondente a mais US\$ 19000.ha⁻¹.ano⁻¹, resultado justificado, em grande parte, pelos valores dos serviços de abastecimento de água, regulação de distúrbios e tratamento de resíduos. A tabela 3 mostra os valores obtidos por Constanza et al.(1997) para alguns dos principais ecossistemas da Terra.

Tabela 3. Valor econômico global dos serviços providos por alguns ecossistemas.

Serviços ecossistêmicos	Biomias (respectivos valores de serviços em US\$.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)							
	Oceano aberto	Estuários	Floresta Tropical	Floresta Temperada	Terras Úmidas	Pântanos	Lagos/rios	Terras Cultivadas
1.RegulaçãoGasosa	38	-	-	-	133	265	-	-
2. Regulação Climática	-	-	223	88	-	-	-	-
3. Regulação Distúrbios	-	567	5	-	4539	7240	-	-
4. Regulação hídrica	-	-	6	0	15	30	5445	-
5.Abastecimento hídrico	-	-	8	-	3800	7600	2117	-
6.Controle da erosão	-	-	245	-	-	-	-	-
7.Formação de solo	-	-	10	10	-	-	-	-
8.Ciclo de Nutrientes	118	21100	922	-	-	-	-	-
9. Tratamento de Resíduos	-	-	87	87	4177	1659	665	-
10.Polinização	-	-	-	-	-	-	-	14
11. Controle Biológico	5	78	4	4	-	-	-	24
12.Habitat e Refúgio	-	131	-	-	304	439	-	-
13. Produção Alimentos	15	521	32	50	256	47	41	54
14. Matérias-primas	0	25	315	25	106	49	-	-
15. Recursos Genéticos	-	-	16	-	-	-	-	-
16. Recreação	-	381	112	36	574	491	230	-
17. Cultura	76	29	2	2	881	1761	-	-
Total	252	23832	2007	302	14785	19580	8498	92

Baseado em Constanza et al. (1997).

Os métodos de valoração utilizados para estimar os valores acima foram inúmeros. De Groot et al. (2002) elucidam que as funções de Regulação foram valoradas principalmente por técnicas indiretas de valoração de mercado, como os Custos Evitados e Custos de Reposição. Por outro lado, as funções de Habitat foram calculadas através de técnicas diretas, considerando-se a quantia de dinheiro encaminhada para projetos de preservação de ecossistemas, por exemplo. Da mesma forma, as funções de produção foram avaliadas por técnicas diretas, utilizando-se dos preços pagos pelo mercado para bens como água e alimentos.

As funções ou serviços de Informação foram avaliadas através da abordagem de Valoração de Contingente (para informação cultural e espiritual), Preços Hedônicos (informação estética) e técnicas diretas (preços de mercado para recreação, turismo e ciência). Os autores sugerem que, para evitar a dupla contagem e para realizar estudos de valoração mais comparáveis entre si, seria ideal realizar uma espécie de ranqueamento daqueles métodos e abordagens preferenciais para cada função ou serviço ecossistêmico avaliado.

3.4.4 Valoração econômica local de serviços ecossistêmicos

O cálculo do valor de serviços ecossistêmicos (SE) em escala local é objeto de estudo de uma série de pesquisadores da Economia Ecológica em todo o mundo. Nos Estados Unidos, Loomis et al.(2000) calcularam o valor de cinco SE principais em uma bacia hidrográfica localizada no Estado do Colorado: diluição de efluentes, purificação natural da água, controle da erosão, habitat para peixes e animais selvagens, e recreação. Utilizando-se do Método de Valoração de Contingente, os autores concluíram que a disposição a pagar pelos serviços supracitados em sua conta de água seria de US\$ 21 mensais, por domicílio.

Na Costa Rica, o Programa de Pagamento por Serviços Ecossistêmicos, estimou a quantia em dinheiro que os proprietários recebem diretamente pelos serviços ecológicos que suas terras produzem quando adotam técnicas de manejo de florestas e uso do solo que não produzem impactos negativos no meio ambiente e melhoram a qualidade de vida das pessoas. Malavasi e Kellenberg (2002) afirmam que são quatro os serviços considerados para os ecossistemas florestais: mitigação de gases de efeito estufa; serviços hidrológicos,

incluindo a provisão de água para o consumo humano, irrigação e produção de energia; conservação da biodiversidade; e provisão de beleza cênica para a recreação e ecoturismo. Os contratos de pagamento foram diferenciados em três tipos: conservação de floresta, manejo sustentável de floresta e reflorestamento. Em um período de cinco anos, os proprietários recebem um único pagamento, que equivale a US\$ 210, US\$ 327, e US\$ 537 por hectare, respectivo a cada tipo de contrato, valores que indicam indiretamente o valor relativo aos serviços ecossistêmicos prestados.

Em ecossistemas de florestas temperadas úmidas do Chile, Nahuelhual et al. (2006) estimaram o valor de quatro serviços ecossistêmicos. A produção de madeira em manejo sustentável foi calculada através dos preços existentes no mercado para o metro cúbico da madeira no ano de 2004, e o valor encontrado foi de US\$ 3742 ha⁻¹.ano⁻¹, em florestas secundárias. Os serviços de recreação foram estimados pela disposição a pagar dos turistas durante a visitação desta região natural; os valores variaram de US\$ 1,60 a US\$ 6,30 por hectare, em um ano. A manutenção da fertilidade do solo foi o terceiro serviço avaliado e, através da abordagem de Custos de Reposição de nutrientes, caso a mata nativa fosse convertida em área agrícola; estimou-se um benefício de US\$ 26,30 ha⁻¹.ano⁻¹ gerado pelo ecossistema. Por fim, os serviços de abastecimento de água foram estimados pela abordagem de Produtividade Marginal de água pelo ecossistema avaliado; tomando como base o preço de mercado da água potável, multiplicou-se o valor do volume de água produzido por área de floresta, obtendo-se um valor médio de US\$ 235 ha⁻¹.ano⁻¹.

No Brasil, Andersen (1997) realizou um estudo do valor dos serviços ecossistêmicos na Amazônia Legal, estimando valores para os serviços de manejo sustentável de madeira, turismo, reciclagem da água, reciclagem dos nutrientes, proteção contra o fogo, proteção das nascentes, estocagem de carbono, proteção de biodiversidade, valor recreativo e valor de existência. O valor econômico total associado aos serviços ecossistêmicos da Amazônia Legal, no ano de 1990, apresentava-se em uma faixa de US\$ 18000 ha⁻¹.ano⁻¹ a US\$ 4481 ha⁻¹.ano⁻¹, para as taxas de desconto de 2% e 6%, respectivamente.

Fearnside (1997) realizou uma avaliação dos serviços ambientais proporcionados pela Floresta Amazônica, considerando as funções ligadas ao ciclo hidrológico, à manutenção dos estoques de carbono e à preservação da biodiversidade, utilizando os

métodos de Disposição a Pagar e Produtividade Marginal para os dois primeiros. As estimativas apontam para o valor de US\$ 390,40 ha⁻¹.ano⁻¹ para o agregado dos serviços ecossistêmicos.

Santos et al. (2000) avaliou o valor dos serviços ecológicos em Mata Atlântica, localizada na Estação Ecológica de Jataí, no município de Luiz Antônio, Estado de São Paulo. Os serviços contabilizados em termos monetários foram: prevenção da inundação, prevenção à erosão e sedimentação, armazenamento ou reciclagem de nutrientes e matéria orgânica, controle biológico de pragas e proteção da natureza. Somando-se todos eles, o valor local estimado para a Mata Atlântica foi de US\$ 621,70 ha⁻¹.ano⁻¹ (ver tabela 4).

Camphora e May (2006) reuniram os diversos trabalhos voltados para a valoração de serviços ecossistêmicos no bioma Mata Atlântica, em diversas regiões do país. Holmes et al. (1998, apud. Camphora e May, 2006) avaliaram as áreas florestais na Reserva Biológica do Una no Sul da Bahia, estimando a disposição a pagar (DAP) dos turistas brasileiros pelo acesso a novos parques naturais com características semelhantes, obtendo-se um valor de US\$ 9,08 ha⁻¹.ano⁻¹.

Obara et al. (2000, apud. Camphora e May, 2006) também avaliaram a Estação Ecológica do Jataí em relação aos serviços de recreação, valores de existência e valor de herança. Utilizou-se o método de valoração de contingente (MVC) para a determinação da disposição a pagar pelas populações urbana e rural do município aos bens e serviços ambientais oferecidos pela Estação Ecológica. O valor obtido foi de R\$ 19,33 ha⁻¹.ano⁻¹, atualizado para o ano 2005.

Medeiros (2000, apud. Camphora e May, 2006) realizou uma análise que priorizou os benefícios líquidos anuais diretos, indiretos e de existência da conservação da biodiversidade e das funções ecossistêmicas no Parque Nacional do Superagui, no litoral norte do Estado do Paraná. A estimativa dos respectivos valores econômicos foram baseados nas despesas com pessoal, veículos, equipamentos, materiais de consumo, etc. para as atividades relacionadas à fiscalização, conservação e apoio à recepção de pessoas, visando a preservação do parque e à elucidação de sua importância para a sociedade. O valor estimado foi de R\$ 357,00 ha⁻¹.ano⁻¹, atualizado para o ano de 2005.

Ortiz et al.(2001, apud. Camphora e May, 2006) realizaram uma análise de Custos de Viagem para estimar o valor de uso recreativo do Parque Nacional Iguazu, no Estado do

Paraná. Baseado nos gastos de turistas domésticos e estrangeiros, o valor deste serviço provido pela Mata Atlântica foi estimado em US\$ 155,53 ha⁻¹.ano⁻¹.

Adams et al. (2003, apud Camphora e May, 2006) aplicaram o MVC para estimar o valor associado à importância da preservação e da recuperação das áreas de Mata Atlântica no Parque Estadual do Morro do Diabo para uma população que não usufruía direta ou indiretamente de seus benefícios. Os resultados indicaram que a população da cidade de São Paulo apresentava uma disposição a pagar que totalizava o equivalente a R\$ 243,07 ha⁻¹.ano⁻¹, em valor atualizado para o ano de 2005.

Mikhailova e Barbosa (2004) estudaram o Parque de Estadual do Rio Doce, que é o maior remanescente de Mata Atlântica do Estado de Minas Gerais. Os autores utilizaram os métodos de valoração de contingente e custos de viagem para avaliarem os serviços recreativos e de fornecimento de informações culturais, educativas e científicas. O valor dos serviços recreativos foram estimados em US\$ 116,6 ha⁻¹.ano⁻¹.

Tabela 4. Valores econômicos para os serviços ecossistêmicos em Mata Atlântica.

Unidade de Conservação	Valor estimado (ha⁻¹.ano⁻¹)	Referência
Reserva Biológica do Una (BA)	US\$ 9,08	Holmes et al. (1998)
Estação Ecológica de Jataí (SP)	R\$ 19,34*	Obara et al.(2000)
Parque Nacional Superagui (PR)	R\$ 357,00*	Medeiros (2000)
Estação Ecológica de Jataí (SP)	US\$ 621,70	Santos et al.(2000)
Parque Nacional do Iguaçu (PR)	US\$ 155,53	Ortiz et al. (2001)
Parque Estadual Morro do Diabo (SP)	R\$ 243,07*	Adams et al. (2003)
Parque Estadual Rio Doce (MG)	US\$ 42,14	Mikhailova e Barbosa (2004)

Baseado em Camphora e May (2006).

* Valor atualizado pelo IGP-DI (2005).

Camphora e May (2006) afirmam que os diferentes valores atribuídos ao hectare de Mata Atlântica oficialmente protegido derivam principalmente da tendência de uso do MVC para as avaliações, o que contribui para a significativa flutuação dos resultados estimados. De fato, o sistema de valoração neoclássico é criticado por Brown e Ulgiati (1999), e propõem a existência de um outro modelo que desconsidere as preferências

humanas embutidas nos métodos de valoração de contingente, disposição a pagar, custos de reposição e outras abordagens semelhantes.

Brown e Ulgiati (1999) não sugerem que os seres humanos não sejam importantes, mas afirmam que a teoria neoclássica – e sua confiança nos valores utilitários humanos – não pode ser utilizada para debates envolvendo alocação de recursos e preservação dos ecossistemas da biosfera. A justificativa é de que as preferências humanas não podem atribuir valor aos processos ecológicos e recursos ambientais que estejam fora da esfera econômica.

3.5 Metodologias alternativas de valoração

Um tema de discussão frequente na literatura da Economia Ecológica é a necessidade de métodos de valoração que sejam mais biofísicos ou biocêntricos, para gerar um contraponto em relação àqueles mais antropocêntricos, os quais são empregados nas avaliações de Custo-Benefício da vertente Neoclássica da Economia (Patterson, 2002).

Dentro da concepção da valoração física, existe uma série de métodos voltados para a quantificação das demandas materiais da economia humana sobre a natureza, que é vista como o metabolismo da economia ou da sociedade. Neste tipo de abordagem estão inseridas as diversas análises de Fluxo de Materiais, de Ciclo de Vida, de Input-Output e outra série de indicadores. Estas análises não pretendem constituir-se em teorias de valor, mas estão mais próximas de estimular a melhoria da eficiência de processos e a redução os impactos da atividade humana sobre a natureza (Álvarez et al, 2006).

A valoração em termos energéticos, por outro lado, considera o valor dos bens e serviços a partir do trabalho realizado pela natureza ou das sociedades humanas na “fabricação” dos mesmos, de maneira independente dos valores de mercado. A forma de se expressar este trabalho seria através da energia contida nos fluxos dos processos do sistema analisado. Dentro destes métodos de valoração, os mais clássicos – e anteriores ao surgimento da Economia Ecológica – são as “análises energéticas”, tais como a “energia incorporada”, que era empregada desde 1970 (Chapman, 1974; Bullard e Herendeen, 1975; Bullard et al., 1978; apud Álvarez et al, 2006), geralmente para processos de tipo industrial e de construção, mas também utilizados para analisar os fluxos de energia na produção agrícola. O objetivo dela visava a determinação da energia necessária direta e indiretamente

para permitir a produção de um bem ou serviço por determinado sistema, baseando-se principalmente na Primeira lei da Termodinâmica⁵ (Álvarez et al, 2006).

Outro tipo de análise energética é aquela baseada no conceito de “Exergia” – a máxima energia disponível que pode ser convertida em trabalho útil -, embasada nas determinações da Segunda Lei da Termodinâmica⁶, que consideram os conceitos da degradação da energia e que releva os aspectos relacionados à eficiência dos processos e de ganho energético (Szargut et al.,1998; Simpson e Kay, 1989; Morris, 1991; Mozes et al.,1998; apud Álvarez et al. 2006). Recentemente as análises exergéticas têm incorporado, além da exergia dos processos industriais, alguns fluxos importantes existentes no capital, no trabalho, nos processos ecológicos e na produção de bens e serviços, mediante à denominada Análise de Consumo de Exergia Ecológica Acumulada (Álvarez et al, 2006)

Uma aplicação da aproximação biofísica para a mensuração de processos ecológicos e humanos foi realizada por Patterson (2002), na qual foram calculados os “preços ecológicos” para os principais processos existentes da Biosfera. A diferença entre o “preço ecológico” e o “preço de mercado” é que o primeiro quantifica o valor em termos das dependências biofísicas do sistema – geralmente dada em energia solar equivalente -, enquanto o segundo é baseado nas preferências do consumidor e de outros fatores que determinam as trocas de valor nos mercados.

A precificação ecológica realizada por Patterson (2002) considera dois tipos de interdependências biofísicas na determinação de valores em um sistema: o elo anterior a um processo e o elo posterior ao mesmo. O primeiro se refere às entradas (inputs) de massa e energia que alimentam o funcionamento de um processo; em contrapartida, o elo posterior considera as saídas (outputs) de massa e energia produzidas pelo mesmo que, por sua vez, irão influenciar um ou mais processos diferentes. Todos eles são transformados em um conjunto de equações, que são inseridos em uma matriz que contém os balanços de massa e energia relativo a cada processo. A autor agregou uma matriz 16x16, simbolizando os 16 processos e os 16 fluxos principais da Biosfera. A resolução das incógnitas da matriz

⁵ A primeira lei da termodinâmica define que toda a energia que entra em um sistema não é criada nem destruída. A conservação de energia implica que o fluxo de entrada seja ou estocado internamente ou flua para fora do sistema (Odum, 1996).

⁶ As concentrações (estoques) de energia disponível são continuamente degradadas. A energia disponível é degradada em qualquer processo de transformação de energia (Odum, 1996).

estima os valores econômicos ou “preços ecológicos” de fluxos e materiais da Terra, sejam eles naturais ou antrópicos, conforme indicado na tabela 5.

Tabela 5. Preços Ecológicos estimados para materiais e processos.

Item	Processos da Biosfera	Valor total (US\$ trilhões em 1994)
1	Produção Primária Terrestre	20,61
2	Consumo Terrestre	0,15
3	Solos e outros processos terrestres	23,35
4	Superfície oceânica	124,54
5	Oceano profundo	3,37
6	Formação de Combustível Fóssil	0,31
7	Atmosfera	135,96
8	Uso de gás natural	7,26
9	Uso de petróleo	9,41
10	Uso da hidroeletricidade	2,43
11	Uso da energia geotérmica	0,16
12	Uso de carvão e madeira	5,97
13	Uso de urânio	1,23
14	Setor de fertilizantes e minerais	0,89
15	Setor de agricultura e silvicultura	5,23
16	Outros setores econômicos	28,13
	Materiais da Biosfera	US\$ por tonelada
	Urânio	37.239.930,22
	Compostos sulfurados	10.245,42
	Combustíveis fósseis	2.773,01
	Materiais de mineração	131,51
	Biomassa de agricultura e silvicultura	92,88
	Compostos nitrogenados	88,11
	Biomassa natural	50,11
	Água atmosférica	0,16
	Água superficial	0,16

Baseado em Patterson (2002).

3.5.1 Valoração emergética global de ecossistemas

A contabilidade ambiental baseada na Emergia é uma outra opção de avaliação que oferece uma aproximação ecológica na estimativa de valores, e já foi aplicada para o cálculo específico dos serviços ecossistêmicos (SE). A emergia pode estimar a quantidade de trabalho que a natureza investiu na provisão dos SE – como a ciclagem de nutrientes e formação de solo –, nos fluxos naturais de energia – como o ciclo hidrológico e os ventos – e na construção de estoques de capital natural – solo, árvores, biomassa e espécies (Tilley, 2006). A valoração emergética aparece em mais de uma centena de publicações e inclui aplicações no estudo de uma grande variedade de ecossistemas, bacias hidrográficas, tecnologias alternativas, tipos de informação, espécies, impactos ambientais, estados e países (Odum e Odum, 2000).

O termo Emergia foi proposto no ano de 1983 para indicar a “memória de energia” (do termo em inglês “energy memory”, ou “emergy”), eliminando a confusão com outros conceitos de valoração baseados em valores energéticos, como a “Energia Incorporada” e “Exergia”. Esta última define a soma de todos os tipos de energia disponíveis em um bem ou serviço; a Emergia, em contraste, expressa todas as entradas em um único tipo de energia, necessárias para produzir bens e serviços. Desta forma, a Emergia pode mensurar o trabalho da natureza ou da economia em uma base comum, que geralmente é a energia solar (Odum e Odum, 2000).

A análise emergética se baseia nos princípios da Termodinâmica, da Teoria de Sistemas, da Ecologia de Sistemas. Dentre as vantagens citadas por Hau e Bakshi (2004), pode-se destacar sobre a análise emergética:

- Representa uma ponte que conecta os sistemas econômicos e ecológicos. Como a emergia pode ser quantificada para qualquer sistema, seus aspectos econômicos e ecológicos podem ser comparados em uma mesma base, independente da percepção estritamente monetária;
- Compensa a inabilidade do dinheiro em atribuir importância às entradas sem valor de mercado de uma maneira objetiva. Além disso, contempla uma visão eco-cêntrica durante o processo de valoração;
- Apresenta respaldo científico e compartilha do rigor de métodos termodinâmicos;

- Sua unidade comum permite que todos os recursos sejam comparados em uma base justa. A análise emergética reconhece as diferentes qualidades de energia e as variadas capacidades de realizar trabalho. Por exemplo, a energia assume que a energia elétrica é uma energia de melhor qualidade que a solar.
- Apresenta uma alternativa mais holística para guiar tomadas de decisão a respeito dos ecossistemas. Muitos dos métodos já existentes como a análise de Ciclo de Vida e a Exergia são mais focados nas emissões e impactos, ignorando as contribuições cruciais dos ecossistemas para o bem-estar humano.

O elo de ligação entre a contabilidade emergética e os preços de mercado é a “energia por unidade monetária”. De acordo com Odum (2001), ela é uma taxa usada para converter os fluxos de energia em fluxos *em dólares* (*Em\$*), que é o seu valor econômico equivalente. Este sinaliza a proporção entre a energia investida por um país – dada preferencialmente em energia solar – para gerar um dólar circulante na economia interna. Na prática, a relação energia/dinheiro é dada pela divisão da energia solar total relativa aos bens e serviços da nação pelo valor do seu produto interno bruto (PIB), dado em dólares (US\$).

Anterior à contabilidade dos fluxos dos serviços ecossistêmicos, a análise emergética foi aplicada à valoração dos estoques globais, realizada por Brown e Ulgiati (1999). Segundo os autores, o capital natural de toda a Biosfera foi estimado em Em\$ 6,85 quadrilhões. O estoque de maior valor encontrado foram os reservatórios de água doce, incluindo as calotas polares e a água subterrânea, estimados em Em\$ 2,77 quadrilhões. Outro estoque de grande valor observado foi a matéria orgânica existente no solo, estimado em Em\$ 2,12 quadrilhões. O valor da biomassa vegetal e da biomassa animal, segundo o estudo, equivalem a Em\$ 385 tri e Em\$ 42,1 tri, respectivamente. Os estoques não renováveis da Biosfera como carvão, petróleo, gás natural, metais, urânio e rocha fosfática foram avaliados em Em\$ 1,53 quadrilhões, o que equivale a um quarto de todo o capital natural da Terra.

Tabela 6. Valores dos estoques Globais do Capital Natural.

Estoque global (ano de 1995)	Energia (E 25 sej)	Em dólares (E 12 Em\$, EUA)
<i>Renováveis</i>		
Água doce	299,2	2770,4
Matéria Orgânica do solo	229,4	2124,1
Biomassa vegetal	41,6	385,2
Biomassa Animal	4,6	42,1
Subtotal	574,8	5321,8
<i>Não Renováveis</i>		
Carvão	86,4	800,0
Petróleo	31,4	291,0
Gás Natural	25,3	234,7
Metais	17,4	161,1
Urânio	0,15	1,4
Rocha Fosfática	4,3	39,7
Subtotal	165,0	1527,9
Total	739,8	6849,7

Baseado em Brown e Ulgiati (1999).

Brown e Ulgiati (2004), em escala global, calcularam também o valor da energia contida em alguns dos principais processos globais da Biosfera, como a circulação dos ventos, a precipitação, a energia potencial dos rios, a corrente oceânica, dentre outros. Segundo os autores, estes são co-produtos gerados que derivam da entrada total de energia na Terra, que equivale à soma de três fontes de energia na Biosfera: energia solar, energia gravitacional e calor interno, como mostrado na figura 2, a seguir, que é um diagrama sistêmico, tipicamente utilizado na avaliação emergética.

Odum et al. (2000) calcularam o valor associado três *inputs* externos de energia na Biosfera como equivalente a 15,83 E24 joules equivalentes de energia solar (sej)⁷. Do total, 3,93 E24 sej são relativos à energia do Sol, 8,06 E24 sej correspondem ao calor interno da Terra e 3,84 E24 à energia gravitacional das marés, descritos na tabela 7. Os inputs vindos

⁷ A notação E24 significa 10²⁴.

do espaço como a alta energia radioativa de explosões solares, de raios cósmicos, de meteoritos, e de poeira estelar não foram considerados. Tendo em vista estes valores, é possível estimar a energia agregada nos processos naturais da Terra, que expressam o funcionamento de todos os ecossistemas do planeta, conforme a tabela 7.

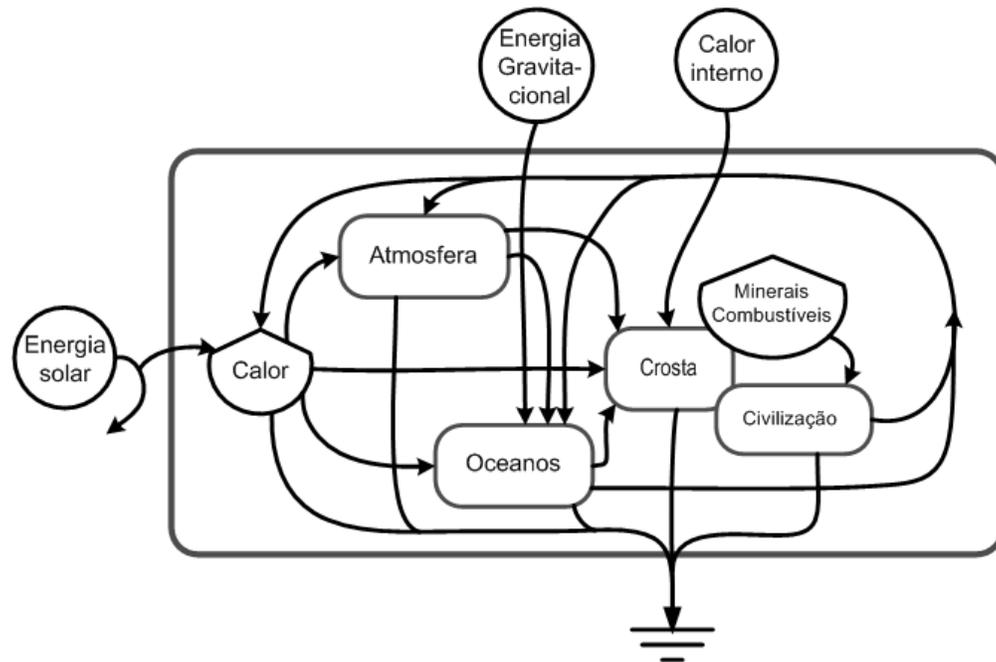


Figura 2. Rede de transformação de energia na Biosfera.
Baseada em Odum et al.(2000).

A contribuição total de energia para a Geobiosfera – equivalente a 15,83 E24 sej – foi baseada em um novo cálculo das contribuições de energia realizadas no ano 2000. Antes desta atualização, considerava-se que a contribuição de energia para a Geobiosfera era de 9,44 E24 sej. O aumento no valor de referência para a energia global provocou alterações diretas e indiretas nos valores de energia derivados do valor global anual de energia. Desta forma, os valores de energia calculados anteriormente a Odum et al. (2000) devem ser multiplicados por 1,68, que é a relação entre 15,83 e 9,44 (Brown e Ulgiati, 2004).

Tabela 7. Contribuições de energia para processos globais.

Nota	Input	Unid.	Fluxo Anual (Unid./ano)	Transformidade (sej/unid.)	Empower (E24 sej/ano)
1	Luz solar	J	3,93 E24	1,0	3,93
2	Calor interno	J	6,72 E20	1,20 E04	8,06
3	Energia gravitacional	J	0,52 E20	7,39 E04	3,84
Total					15,83

1,2,3 Baseados em Odum et al.(2000), Brown e Ulgiati (2004).

Tabela 8. Energia dos Produtos do Sistema de Energia Global.

Produtos, unidades	Unid.	Energia* (E24 sej/ano)	Produção (unid./ano)	Energia/unidade (sej/unid)
Calor latente global	J	15,83	1,26 E24	12,6 E00
Circulação global de ventos	J	15,83	6,45 E21	2,5 E03
Precipitação global em terra	g	15,83	1,09 E20	1,5 E05
Precipitação global em terra	J	15,83	5,19 E20	3,1 E04
Fluxo médio dos rios	g	15,83	3,96 E19	4,0 E05
Energia potencial dos rios	J	15,83	3,40 E20	4,7 E04
Energia química dos rios	J	15,83	1,96 E20	8,1 E04
Energia das ondas na costa	J	15,83	3,10 E20	5,1 E04
Corrente marítima média	J	15,83	8,60 E17	1,8 E07

Baseada em Brown e Ulgiati (2004).

* Valor atualizado por Odum et al. (2000).

Os valores obtidos por Brown e Ulgiati (2004), indicados na última coluna da direita da tabela 8, representam os valores das Transformidades⁸ dos produtos globais da Geobiosfera. A transformidade representa a quantidade de energia gasta para gerar uma unidade de energia do produto em questão. No caso da circulação dos ventos globais, por exemplo, são necessários, em média, 2,5 E3 joules de energia solar para produzir cada joule de vento, disperso como energia cinética. No caso dos valores de energia por massa (sej/g),

⁸ A Transformidade avalia a qualidade do fluxo de energia e traduz o inverso da eficiência de um processo que gera um bem ou serviço. Quanto maior o valor da transformidade, maior a energia investida por unidade energética e, portanto, menor é a eficiência para produzir um bem ou serviço qualquer; ao mesmo tempo, maior é qualidade de energia do mesmo (Odum, 1996).

como do fluxo médio dos rios, o índice de 4,0 E5 se representa a Emergia Específica⁹ da água; ou seja, foi investida uma média de 400.000 joules equivalentes de energia solar por grama de água que flui nos rios da Terra.

3.5.2 Valoração emergética local de serviços ecossistêmicos

A contabilidade emergética de serviços ecossistêmicos em escala local têm sido realizada desde a publicação de Gosselink et al. (1974), no qual foi avaliado o valor de um ecossistema de marismas sob efeito de marés (do termo em inglês “*Tidal Marsh*”). Utilizando os valores dos fluxos de energia e da produção bruta local, foi possível criar uma base de valoração para os bens e serviços sem valor de mercado providos por estes estuários. O valor estimado para os marismas dos Estados da Georgia e Louisiana foram de mais de US\$ 80.000 por acre, ou seja, valor superior a US\$ 200.000 por hectare. Esta cifra foi suficiente para elucidar a importância do ecossistema no contexto local e incentivar a melhoria da legislação de proteção destes sistemas naturais no início de 1970.

Odum e Arding (1991, apud Buenfil, 2001) foram responsáveis por um outro trabalho de avaliação do valor dos serviços ecossistêmicos em escala regional de uma floresta de mangue localizada no Equador. O valor associado aos serviços ecossistêmicos da região foi estimado em Em\$ 1490.ha⁻¹.ano⁻¹, derivado da maricultura como atividade econômica local. Nesta ocasião, cada metro cúbico da produção primária líquida do mangue equivalia a Em\$ 215.

Outros importantes trabalhos voltados para a valoração de serviços ecossistêmicos em áreas naturais referem-se à valoração de sistemas florestais, aquáticos e de áreas alagadas em países da América do Sul, América Central e da Europa (Brown et al., 1991; Brown et al., 1992; Doherty, 1995; Weber, 1996; Prado-Jatar e Brown, 1997; Orrell 1998; Irvin, 2000; Odum 2000; Brand-Williams, 2000; Bardi e Brown, 2001; Tilley e Swank, 2003, apud Tilley, 2006). A tabela 9, mostra a compilação dos valores dos serviços de ecossistemas realizada por Tilley (2006).

⁹ A emergia específica é a unidade de valor de energia por massa. Como a energia é requerida para concentrar materiais, esta unidade cresce com a concentração. Elementos e compostos menos abundantes na natureza apresentam altas relações entre de energia por massa, pois maior trabalho foi necessário para concentrá-los, tanto espacial quanto quimicamente (Brow e Ulgiati, 2004).

Tabela 9. Valores baseados em energia para os serviços de ecossistemas.

Tipo de ecossistema	Localidade	Valor dos serviços (Em\$.ha⁻¹.ano⁻¹)	Fonte
<i>Florestas terrestres, sem manejo</i>			
Savana árida	Venezuela	450	Prado-Jatar e Brown (1997)
Floresta mista	Flórida, EUA	470	Orrell (1998)
Floresta de pinheiros	Flórida, EUA	470	Orrel (1998)
Floresta temperada	EUA	1760	Tilley e Swank (2003)
<i>Reflorestamento, com manejo</i>			
Floresta Boreal de Abeto	Suécia	360	Doherty (1995)
Floresta de pinheiros	EUA	930	Doherty (1995)
Plantação de fuelwood	Flórida, EUA	930	Doherty (1995)
<i>Ecossistemas alagados</i>			
Floresta de mangue	Equador	1490	Odum e Arding (1991)
Terra úmida florestada	Flórida, EUA	2240	Weber (1996)
Marismas de Everglades	Flórida, EUA	3100	Odum (2000)
Terra úmida herbácea	Flórida, EUA	3690	Bardi e Brown (2001)
Terra úmida arbustiva	Flórida, EUA	4460	Bardi e Brown (2001)
Terra úmida florestada	Flórida, EUA	6490	Bardi e Brown (2001)
<i>Ecossistemas aquáticos</i>			
Lago Okeechobee	Flórida, EUA	11140	Odum (2000)
Lago Newmans	Flórida, EUA	28000	Brandt-Williams (2000)
Estuário	Flórida, EUA	3050	Irvin (2000)
Mar de Cortez	México	310	Brown et al.(1991)
Aqüicultura de tilápias	México	2460	Brown et al. (1992)
Maricultura (camarão)	Equador	9280	Odum e Arding (1991)

Baseada em Tilley (2006).

Na literatura brasileira, avaliação de sistemas através da análise emergética está voltada para sistemas agrícolas e projetos agro-industriais, como os estudos de Ortega et al. (2005), Comar (1998), Cavalett (2004), Agostinho (2005), Albuquerque (2006), Souza (2006) e Takahashi (2007). A avaliação emergética de serviços ecossistêmicos no país ainda não possui qualquer tipo de publicação.

3.6 A relação entre os ciclos de materiais e os serviços ecossistêmicos

Odum et al. (2000) afirma que os ciclos de componentes do planeta foram se auto-organizando hierarquicamente, após bilhões de anos de desenvolvimento. A circulação de materiais nos continentes é dirigida pela atmosfera, pelos oceanos, pelo ciclo hidrológico e pela convecção que ocorre abaixo do manto terrestre. Segundo o mesmo autor, a emergência dos impulsores da geobiosfera promove a convergência dos materiais na construção de rochas para sustentar os continentes contra os fluxos de dispersão e reciclagem através dos processos de concentração química, cristalização e erosão.

O vasto repertório de bens e serviços ecossistêmicos é gerado através das complexas interações entre os diversos ciclos naturais do planeta, que são sustentados pela energia solar, pelo calor interno e pela energia gravitacional. Estes ciclos operam através de uma ampla variedade de escalas temporais e espaciais (Daily et al. 1997). Dentre os serviços ecossistêmicos citados por Constanza et al. (1997), são citados o “Ciclo de nutrientes” e os serviços do ciclo hidrológico, que são o “Abastecimento de água” e a “Regulação Hídrica”.

O exercício de valoração emergética destes serviços exige, primeiramente, a compreensão dos processos que serão avaliados em nível global. Para tanto, serão avaliados os principais fluxos dos ciclos da água, do carbono e do nitrogênio na biosfera, com a finalidade de se traçar um paralelo entre os mecanismos de ecossistemas globais com aqueles de menores escalas espaciais.

3.7 O Ciclo Hidrológico Global

A descrição do ciclo da água na Terra deve ser precedida pelo entendimento da sua importância na Biosfera. A água é um líquido com propriedades únicas: apresenta alta capacidade de absorver e reter calor, de dissolver sais e minerais existentes na litosfera, e de reagir com compostos inorgânicos e moléculas orgânicas complexas. Outro atributo importante é a sua alta tensão superficial, que é fundamental para muitos processos que envolvem a movimentação e a retenção da água em pequenos poros. Além disto, observando-se moléculas mais abundantes no planeta, a água é a única que diminui de densidade ao passar do estado líquido para o sólido, o que faz com que o gelo flutue. Se o gelo fosse mais pesado que a água líquida, ele iria para o fundo dos reservatórios e os congelariam do fundo para a superfície, o que modificaria todas as características da

biosfera, além de impossibilitar a presença de células vivas nestes locais, cuja membrana aquosa se romperia com a expansão (Botkin e Keller, 2005).

Os oceanos concentram a maior parte do estoque hídrico do planeta, com 97% do volume total, equivalente a mais de um bilhão de quilômetros cúbicos de água. Em seguida estão os reservatórios de água existentes em geleiras, regiões subterrâneas, lagos, atmosfera e em rios, conforme mostrado na tabela 10.

Em uma escala global, o ciclo hidrológico pode ser analisado a partir do processo de evaporação da água dos oceanos, induzido pela de energia irradiada pelo sol. Carvalho Júnior (2004) explica que o vapor de água preenche a atmosfera e, por representar menos de 4% da composição do ar, a formação de chuvas é um evento improvável porque, mesmo no ponto de orvalho, a formação de gotículas estáveis (com cerca de 10^{-4} mm de diâmetro) via colisões aleatórias entre as moléculas de água não é suficiente para a formação de nuvens. Desta forma, a ocorrência de condensação próxima ao ponto de orvalho depende da presença partículas maiores do que 10^{-4} mm, que exercem a atração entre as moléculas de água via ligações de hidrogênio. Em condições naturais, o ar contém milhares destas partículas por centímetro cúbico, as quais são chamadas de “núcleos de condensação de nuvens”, e é na superfície destas partículas que ocorre a condensação do vapor de água

A precipitação pode ocorrer após a formação dos núcleos de condensação. Em condições favoráveis, o vapor de água, a água condensada ou cristais de gelo existentes nas nuvens podem coalescer e se agruparem, até atingirem um diâmetro e peso suficientes capazes de vencerem a força ascendente das correntes de ar. A chuva, a neblina e a neve atingem a superfície terrestre e são incorporadas em diferentes estoques. Em ecossistemas terrestres, podem fazer parte da água existente no solo ou ainda escoar superficial ou sub-superficialmente até o canal de drenagem mais próximo, constituindo o fluxo dos rios. Estes, por sua vez, têm como destino os oceanos. Quando parte deste estoque é evaporado pela energia solar, reinicia-se o ciclo. No caso da neve, esta é armazenada nas calotas polares e geleiras, onde podem permanecer por até dezenas de milhares de anos antes de se dirigirem aos oceanos. Os principais estoques de água e os respectivos tempos de residência da água durante o ciclo hidrológico estão apresentados na tabela 10, conforme Botkin e Keller (2005):

Tabela 10. Os estoques de água no planeta Terra.

Localização	Volume (km³ água)	Porcentagem em relação ao total	Tempo de residência médio estimado
Oceanos	1.230.000.000	97,2%	Milhares de anos
Geleiras e calotas polares	28.600.000	2,15%	Dezenas de milhares (anos)
Água subterrânea	4.000.000	0,31%	Centenas/milhares de anos
Lagos (água doce)	123.000	0,009%	Dezenas de anos
Atmosfera	12.700	0,001 %	9 dias
Rios e cursos	1.200	0,0001%	2 semanas

Baseado em Botkin e Keller (2005).

O ciclo da água pela Biosfera é fundamental para a manutenção da vida na Terra. Em termos globais, é imprescindível para dar suporte à circulação de ventos, à regulação climática, à distribuição da energia solar que incide sobre o planeta e, principalmente, para o processo de fotossíntese de plantas superiores terrestres (Jackson e Jackson, 1996).

O ciclo hidrológico global pode ser considerado como o principal ciclo material existente em todo o planeta, pois agrega os maiores fluxos, em termos de massa e volume. Botkin e Keller (2005) estimam que cerca de 120 mil km³ de água caem sob forma de chuva nos continentes. A água precipitada pode ser evaporada dos solos ou transpirada pela cobertura vegetal, somando, por ano, um total de 72 mil km³ de água evapotranspirada. A água que atinge a superfície ou infiltra nos continentes apresentam o mesmo destino final: os oceanos. Estes processos de escoamento descarregam, por ano, cerca de 47 mil km³ de água nos oceanos da Terra. Os oceanos, por sua vez, também recebem, anualmente, 458 mil km³ de água da atmosfera (via precipitação), e perdem cerca de 505 mil km³ por evaporação, como ilustrado na figura 3.

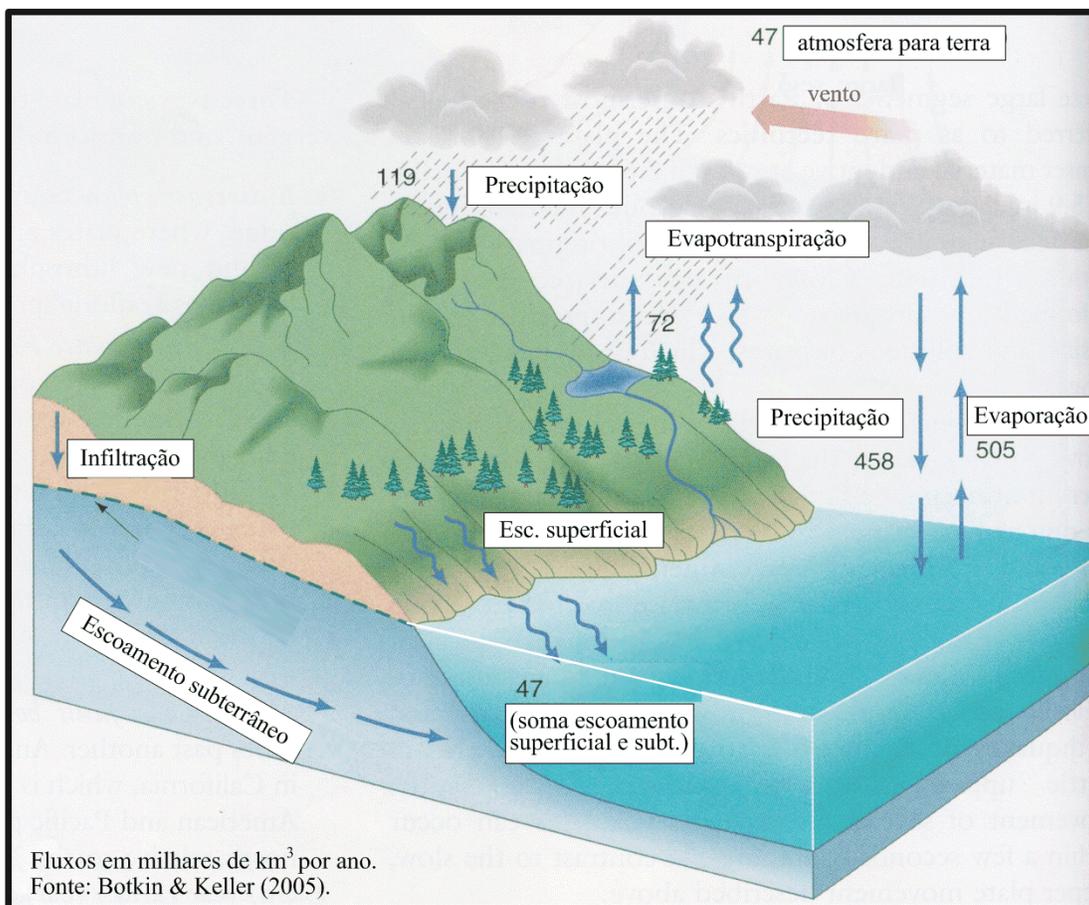


Figura 3. Fluxos anuais do ciclo hidrológico global, em milhares de km³ ao ano.
 Baseada em Botkin e Keller (2005).

3.7.1 Impacto humano no Ciclo Hidrológico Global

A maior complexidade e diversificação da economia humana têm implicado em cada vez maiores demandas de estoques de água superficiais e subterrâneos, de tal forma que o ciclo hidrológico sofre os impactos das atividades econômicas. As pressões sobre os usos dos recursos hídricos provêm de dois grandes problemas da sociedade moderna: o crescimento das populações humanas em centros urbanos e o aumento das necessidades de água para irrigação em áreas agrícolas (Tundisi, 2003).

A redução no volume disponível de água e o confinamento dos recursos hídricos em maior escala (e em menor tempo) têm produzido grandes alterações no ciclo hidrológico local. A irrigação por exemplo, retira excessivos volumes que podem diminuir o volume de rios, lagos e reservatórios subterrâneos; o crescimento das áreas agrícolas interferem na drenagem e aumenta o escoamento superficial, diminuindo a capacidade de reserva de água

na superfície e nos aquíferos. Somada à questão quantitativa, os impactos qualitativos são inúmeros, e derivam em conseqüências ecológicas, econômicas e sociais. Um exemplo é a descarga de fontes difusas e pontuais de nitrogênio e fósforo nos rios, a partir de esgotos não tratados e do uso excessivo de fertilizantes na agricultura, que produzem o fenômeno de eutrofização¹⁰, provocando graves conseqüências ecológicas, prejuízos à saúde humana e encarecimento dos custos de tratamento da água (Tundisi, 2003).

A tabela 11 mostra a evolução do consumo de água pelos seres humanos no planeta, que duplicou entre 1970 e o ano 2000. O destaque é o consumo agrícola, que utiliza um volume de água superior à soma dos usos doméstico e industrial.

Tabela 11. Evolução do consumo humano de água no planeta.

Uso total (km³/ano)	1970	1975	2000
Doméstico	120	150	500
Indústria	510	630	1300
Agricultura	1900	2100	3400
Total	2530	2880	5200

Baseado em Tundisi (2003).

Rosenberg et al. (2000) relata que outro problema mundial em relação ao uso inadequado da água se refere à construção de barragens artificiais de grandes escalas, utilizadas, geralmente, para controlar a descarga anual de rios em todo o planeta. Atualmente, estima-se que cerca de 50% do volume da água que escoava anualmente em rios esteja confinada em represas (ver figura 4), sendo que em 2070 este número pode aumentar para 70%. A problemática consiste nos inúmeros impactos negativos derivados desta prática humana, que destrói os habitats aquáticos locais e à jusante, contribuindo substancialmente para a degradação da pesca, para a extinção de espécies, e a perda completa dos serviços ecossistêmicos dos quais o ser humano depende.

¹⁰ A eutrofização é o crescimento excessivo das plantas aquáticas, tanto planctônicas quanto aderidas, a níveis tais que sejam considerados como causadores de interferências nos usos desejáveis do corpo d'água (Thomann e Mueller, 1987).

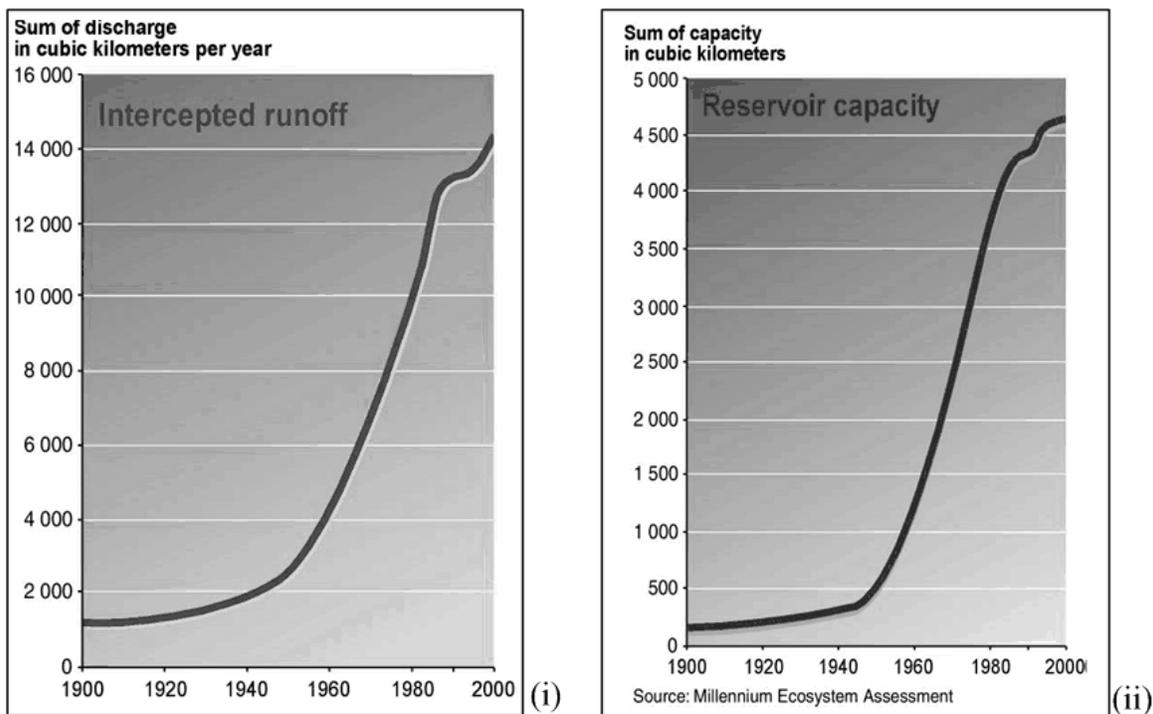


Figura 4. (i) Evolução do volume global interceptado de escoamento superficial por projetos humanos em reservatórios. (ii) Evolução da Capacidade de estocagem de água em reservatórios artificiais.

Fonte: MEA (2005)

As implicações ambientais da apropriação humana de imensas quantias de água, em escala global, envolve a diminuição de água doce que estaria disponível para manter os serviços ecossistêmicos das localidades afetadas. Estas últimas incluem as zonas à jusante, como áreas alagadas, zonas ripárias e deltas de estuários, que experimentam dos desequilíbrios ecológicos gerados pelas mudanças na ciclagem de nutrientes e na produtividade primária local. Além disto, os lugares que detêm os confinamentos de água são responsáveis pela liberação de gases de efeito estufa, como o metano liberado da decomposição anaeróbia em terrenos alagados (Rosenberg et al., 2000).

3.7.2 Ciclo hidrológico em microbacias hidrográficas

As bacias e microbacias hidrográficas, como unidades naturais de paisagem, traduzem uma escala espacial cada vez mais utilizada em estudos detalhados de fluxos por se tratarem de sistemas naturais abertos muito bem definidos que estão em constante troca de energia e matéria com o meio externo (Likens, 1985; Warning e Schlesinger, 1985; apud. Lima, 1996).

Em bacias ou microbacias florestadas, a interação entre a cobertura vegetal e os processos do ciclo hidrológico começa no momento em que a chuva atinge a copa da floresta. A precipitação constitui um processo de entrada de água no sistema, e as florestas desempenham um efeito significativo na redistribuição da água nos diversos fluxos de saída do sistema (Lima, 2006), como mostra figura 5. A vegetação existente em florestas desempenha um papel fundamental no ciclo hidrológico, podendo interceptar de 10 a 30% do volume precipitado, dependendo da intensidade e duração da chuva (Ribeiro Neto, 2006).

Parte da água da chuva é perdida através da evapotranspiração, que resulta da soma da evaporação da água do solo com a transpiração da água das plantas. A maioria das espécies vegetais têm a sua transpiração determinada por demandas climáticas (como a radiação solar, déficit de saturação de vapor na atmosfera, concentração de gás carbônico no ar, a temperatura e a velocidade do vento), mecanismos fisiológicos relacionados com a resposta estomática a fatores ambientais, índice de área foliar (IAF) e disponibilidade de água no solo (Calder, 1986; apud Lima, 1996). Na escala espacial referente a uma bacia hidrográfica, regiões cuja cobertura vegetal apresenta altas taxas de interceptação e evapotranspiração, cerca de 50% do volume precipitado provêm do processo de evapotranspiração que ocorre na própria bacia (Ribeiro Neto, 2006).

Outra parte de água precipitada fica retida na copa das árvores, e quando não é evaporada, é distribuída dentro da floresta pelos processos de precipitação interna e de escoamento pelo tronco, cuja soma é denominada precipitação efetiva. Esta última, quando atinge a superfície do solo, pode se transformar em escoamento superficial ou infiltração. Neste instante, a serapilheira exerce um papel decisivo, pois a existência de matéria orgânica e material vegetal acima do solo facilita a retenção de água e sua posterior infiltração, sendo que o escoamento superficial só ocorrerá quando a taxa de precipitação (mm.h^{-1}) exceder a capacidade de infiltração de água no solo (Lima, 1996).

A importante função hidrológica desempenhada pela cobertura florestal na superfície do solo permite que a microbacia retenha parte da água e a libere como deflúvio principalmente através dos escoamentos de sub-superfície, como o escoamento sub-superficial e o escoamento de base. O escoamento sub-superficial ocorre na zona aerada do solo, através de um sentido lateral que segue o declive do terreno. A duração deste

fenômeno varia de dias a minutos após o fim da chuva. O escoamento de base, por outro lado, acontece em níveis mais profundos do solo, e depende do fluxo de água percolada até a zona saturada do solo. Este fluxo apresenta um tempo de residência maior, variando de dias (caso a água se dirija para um lençol freático mais superficial) até anos (em caso de confinamento em um aquífero profundo), após cessada a precipitação (ver tabela 12). Ambos os fluxos de sub-superfície são aqueles que alimentam o deflúvio da bacia ao longo dos períodos de estiagem na bacia (Lima, 1996).

Tabela 12. Tempo de residência dos componentes de deflúvio em bacia hidrográfica.

Processo hidrológico	Duração (após a precipitação)
Escoamento superficial	Minutos – Horas
Escoamento sub-superficial	Minutos – Dias
Escoamento de base	Horas – Meses – Anos

Baseado em Lima (1996), para floresta de clima temperado.

3.7.3 Valor dos serviços hidrológicos de ecossistemas

A classificação de Constanza et al. (1997) e a Estrutura Conceitual da Avaliação Ecosistêmica do Milênio atribuem duas perspectivas diferentes para serviços de ecossistemas envolvendo o ciclo hidrológico. A primeira perspectiva é aquela proveniente do benefício aos fluxos de água como um serviço de Regulação. Denominado “Regulação Hídrica” (do termo em inglês “*Water Regulation*”), o valor deste serviço deriva da importância atribuída à manutenção dos fluxos hidrológicos, os quais interferem diretamente na provisão de água para a agricultura, processos industriais ou para o transporte local. Através da contabilidade econômica convencional, Constanza et al. (1997) avaliaram diversos sistemas da Terra, e atribuíram valor para os seguintes: Floresta (US\$ 2 ha⁻¹.ano⁻¹), Floresta Tropical (US\$ 6 ha⁻¹.ano⁻¹), Floresta Temperada (US\$ 0 ha⁻¹.ano⁻¹), Savanas (US\$ 3 ha⁻¹.ano⁻¹), Terras Úmidas (US\$15 ha⁻¹.ano⁻¹), Pântanos (US\$ 30 ha⁻¹.ano⁻¹), Lagos e rios (US\$ 5445 ha⁻¹.ano⁻¹).

A segunda perspectiva está associada ao serviço de abastecimento de água (do termo inglês “*water supply*”), classificado, obviamente, como serviço de Abastecimento pela Avaliação Ecosistêmica do Milênio e Constanza et al. (1997). Neste caso, o foco reside na manutenção de estoques hídricos, e corresponde ao armazenamento de água em

bacias hidrográficas, reservatórios superficiais naturais e aquíferos. Obviamente, o nível de tais estoques dependem diretamente dos fluxos hidrológicos característicos do ecossistema, ou da bacia hidrográfica. Constanza et al. (1997) estimaram os valores associados ao abastecimento de água em diversos sistemas naturais da Terra: Florestas (US\$ 3 ha⁻¹.ano⁻¹), Florestas Tropicais (US\$ 8 ha⁻¹.ano⁻¹), Terras úmidas (US\$ 3800 ha⁻¹.ano⁻¹), Pântanos (US\$ 7600 ha⁻¹.ano⁻¹) e Lagos e rios (US\$ 2117 ha⁻¹.ano⁻¹), calculados através de métodos econômicos convencionais.

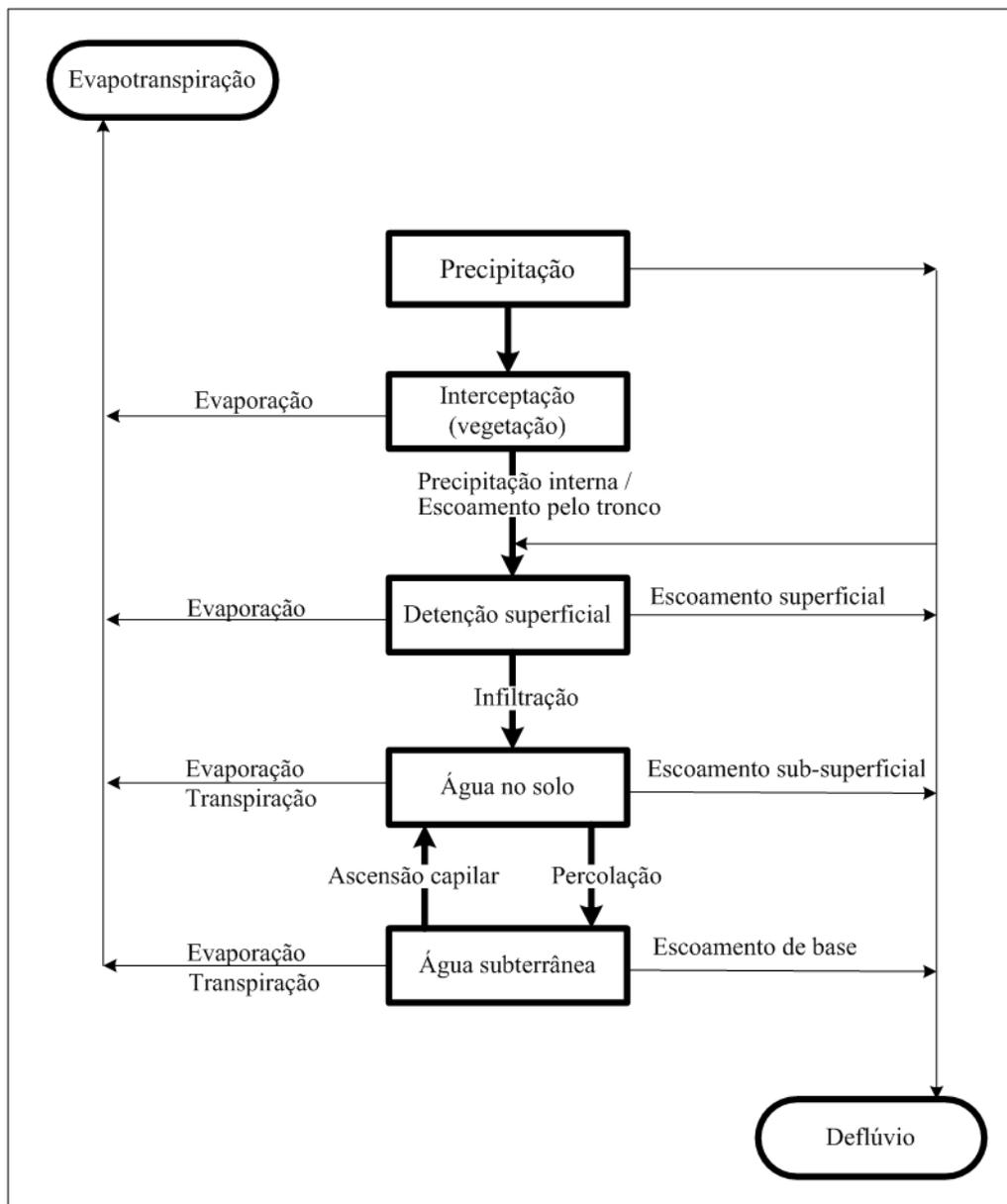


Figura 5. Representação esquemática dos processos hidrológicos em microbacias hidrográficas (Baseado em Lima, 1996).

Em escala espacial local, Strobel et al. (2006) estimaram o valor a ser pago por serviços ambientais na bacia hidrográfica Guapi-Macacu, um corredor de Mata Atlântica localizado no Parque Estadual dos Três Picos, no noroeste do Estado do Rio de Janeiro. A base técnica empregada foi o princípio protetor-recebedor, que atribui compensação aos agentes econômicos que protegem os recursos naturais pelas externalidades positivas que eles geram para a sociedade. Neste caso, o pagamento seria efetuado por parte dos usuários (indústrias, mineradoras e propriedades agrícolas) que se beneficiam da água gerada pelo Parque Estadual dos Três Picos (PETP). O valor da tarifa cobrada foi baseado no rateio do gasto total necessário para a proteção e a manutenção da Unidade de Conservação localizada no PETP, variável conforme o tipo de usuário. Os valores estimados de cobrança pelo uso da água variaram entre R\$ 0,021 e R\$ 0,052/m³ (Strobel et al., 2006).

Outro exemplo de sinalização econômica do valor da disponibilidade hídrica vem do Conselho Regional de Recursos Hídricos (CRH) do Estado de São Paulo que apresentou uma proposta de cobrança em 1997, baseada em um modelo francês que distribuía as despesas de investimento em recursos hídricos entre os seus usuários, conforme o princípio do usuário-pagador e do poluidor-pagador (SIGRH-SP, 2004). O valor da tarifa foi definido de modo a cobrir a terceira parte dos custos de investimentos voltados para a melhoria da disponibilidade hídrica, contemplando três categorias básicas de uso: captação, consumo e derivação para a geração de energia elétrica. Os preços médios cobrados por volume de água são apresentados na tabela 13 a seguir:

Tabela 13. Valores da economia neoclássica e da economia de mercado para serviços hidrológicos e para a cobrança pelo uso da água.

Localidade	Valor	Referência
<i>Escala Global – Serviço de regulação hídrica</i>		
Floresta	US\$ 2 ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Constanza et al. (1997)
Floresta Tropical	US\$ 6 ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Constanza et al. (1997)
Floresta Temperada	US\$ 0 ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Constanza et al. (1997)
Savanas	US\$ 3 ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Constanza et al. (1997)
Terras Úmidas	US\$ 30 ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Constanza et al. (1997)
Pântanos	US\$ 15 ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Constanza et al. (1997)
Lagos e rios	US\$ 5445 ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Constanza et al. (1997)
<i>Escala Global – Serviço de abastecimento de água</i>		
Florestas	US\$ 3 ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Constanza et al. (1997)
Florestas Tropicais	US\$ 8 ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Constanza et al. (1997)
Terras úmidas	US\$ 3800 ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Constanza et al. (1997)
Pântanos	US\$ 7600 ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Constanza et al. (1997)
Lagos e rios	US\$ 2117 ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Constanza et al. (1997)
<i>Escala regional – serviço de disponibilidade hídrica e poluição</i>		
Guapi-Macacu, RJ (PETP)	0,021 - 0,052 (R\$/m ³)	(Strobel et al., 2006).
Piracicaba, Capivari e Jundiáí	0,003 - 0,193 (R\$/m ³)	SIGRH-SP (2004).
Alto Tietê	0,004 - 0,320 (R\$/m ³)	SIGRH-SP (2004).
Baixada Santista	0,001- 0,278 (R\$/m ³)	SIGRH-SP (2004).
São Paulo	0,003 - 0,278 (R\$/m ³)	SIGRH-SP (2004).

Fonte: Conselho de Recursos Hídricos (1995), apud. SIGRH-SP (2004).

Os preços supracitados sinalizam, indiretamente, parte do valor direcionado para a manutenção da disponibilidade hídrica e, portanto, reflete a capacidade de cada bacia hidrográfica em gerar deflúvio. No caso do conjunto das Bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiáí (PCJ), onde está inserida a bacia do rio Corumbataí, os preços estimados de captação e consumo, somados, não ultrapassariam R\$0,02 por metro cúbico.

O Comitê para Integração das Bacias do rio Paraíba do Sul (CEIVAP), que cobra pelo uso da água desde 2002, deliberou um novo mecanismo de cobrança pelo uso, captação e poluição da água, vigorado em janeiro de 2007, que estabelece o Preço Público Unitário (PPU) de R\$ 0,02/m³ para a captação, R\$ 0,02/m³ para o consumo e R\$ 0,02/m³ na

diluição de efluentes. As categorias de uso apresentam fatores peculiares para cada tipo de usuário, conferindo cobranças diferenciadas. Além disso, o PPU da água utilizada para fins agropecuários é menor: R\$ 0,005/m³, sendo que o custo total da conta não pode exceder 0,5% dos custos de produção da propriedade.

Em relação aos métodos alternativos de valoração, a avaliação emergética contempla os estoques e os processos hidrológicos sob diferentes aspectos de valor: i) da sua energia química potencial, ii) da sua energia potencial gravitacional, iii) dos seus nutrientes, sólidos suspensos, e sólidos dissolvidos presentes, e iv) da sua capacidade em assimilar resíduos (Buenfil, 2001).

O valor químico da água leva em conta a Energia Livre de Gibbs existente na água doce, ou seja, no potencial de solubilização nela existente. Odum et al.(1978, apud Buenfil, 2001) calcularam o valor dos recursos hídricos destinados para a irrigação no Texas. Os valores encontrados para a água da chuva, de rios e de aquíferos foram de 0,035, 0,091 e 0,25 Em\$/m³, respectivamente. Além disto, os mesmos autores calcularam o valor da água utilizada para fins agrícolas e urbanos, estimando um valor de 0,44 Em\$/m³ e 1,16 Em\$/m³, respectivamente, que superavam em 11 e 1,5 vezes os respectivos valores de mercado vigentes na época.

Outros autores utilizaram o potencial químico da água para embasar os valores do preço do metro cúbico da água em diferentes sistemas (Odum e Arding, 1991; Brown e McClanahan, 1992; Green, 1992; Engel et al., 1995; Odum, 1996; Brandt-Williams, 1999; Tilley, 1999 e Buenfil, 2000; apud Buenfil, 2001). A estimativa do valor dos serviços hidrológicos também foi realizada pela avaliação emergética, focando a perspectiva de regulação de fluxos (Tilley e Swank, 2003; Odum 2000; Bardi e Brown, 2001; apud Tilley 2006), conforme a tabela 14 a seguir.

Tabela 14. Valores baseados na análise emergética para a água e processos hidrológicos.

Tipo, localidade	Valor (Em\$/m³)	Fonte
Água de chuva, todo o Equador	0,042	Odum e Arding (1991)
Água de chuva, toda a Tailândia	0,032	Brown e McClanahan (1992)
Água de Chuva, Baía Banderas, México	0,027	Green (1992)
Água na pesca, idem	0,06	Green (1992)
Água de rio, idem	0,072	Green (1992)
Água de irrigação, idem	0,11	Green (1992)
Água de aquífero, idem	0,27	Green (1992)
Água de uso urbano, idem	0,64	Green (1992)
Efluente, idem	1,55	Green (1992)
Efluente tratado, idem	2,54	Green (1992)
Retenção de água doce, Flórida, EUA	0,15	Engel et al. (1995)
Água de chuva, todo os EUA	0,032	Odum (1996)
Água de rio, valor global	0,12	Odum (1996)
Precipitação em oceanos, valor global	0,018	Odum (1996)
Precipitação em continentes, valor global	0,045	Odum (1996)
Água de aquífero, valor global	0,07	Odum (1996)
Água do Lago Newman, Flórida, EUA	0,22	Brandt-Williams (1999)
Água do Lago Weir, Flórida, EUA	0,063	Brandt-Williams (1999)
Água de aquífero, Carolina do Norte, EUA	0,62	Tilley (1999)
Água do rio Kavango, Namíbia	0,01	Buenfil (2000)
Descarga superficial em Marisma, EUA	0,54	Odum (2000)
Recarga de aquíferos em Marisma, EUA	0,13	Bardi e Brown (2001)
Água entre marés, Flórida, EUA	0,05	Buenfil (2001)
Água de rio, idem	0,22	Buenfil (2001)
Água de lago, idem	0,30	Buenfil (2001)
Água de terras úmidas, idem	0,37	Buenfil (2001)
Água doce superficial (média), idem	0,24	Buenfil (2001)
Água subterrânea (valor médio), idem	0,75	Buenfil (2001)
Esc. Superficial, Floresta Temperada, EUA	0,16	Tilley e Swank (2003)

Valores baseados em Buenfil (2001) e Tilley (2006).

O segundo aspecto de valor para a água considerado pela análise emergética é o da energia potencial (geopotencial) da água, admitindo que a água estocada em determinada elevação constitui um estoque de energia. Odum e Arding (1991, apud Buenfil, 2001) calcularam o valor da energia potencial da água da chuva no Equador, estimado em 0,001 Em\$/m³. Brown e McCalahan (1992, apud Buenfil, 2001) estimaram o valor da energia geopotencial do rio Mekong, entre a Tailândia e o Laos, em 0,001 Em\$/m³. Doherty et al. (1993, apud Buenfil, 2001) obtiveram o mesmo valor para o a energia geopotencial da chuva na Papua Nova Guiné.

No entanto, Odum (1996; apud Buenfil, 2001) obteve um valor diferente para o geopotencial da chuva que cai nos Estados Unidos, estimado em 0,028 Em\$/m³. Além deste estudo, Tilley (1999; apud Buenfil, 2001) calculou outro valor para uma escala regional, especificamente no Estado da Carolina do Norte, estimado em 0,006 Em\$/m³. No Brasil, Romitelli (1997) usou o valor da energia geopotencial dos rios para calcular o valor do metro cúbico da água na Bacia Ribeira do Iguape, localizada no sul do Estado de São Paulo. O valor obtido variou entre 0,023 a 0,26 Em\$/m³ entre duas microbacias avaliadas.

O terceiro aspecto de valor contemplado pela análise emergética envolve os nutrientes, sólidos dissolvidos e em suspensão presentes na água. Uma valoração da bacia do Rio Mississippi estimou como 0,002 Em\$/m³ o valor dos sedimentos e a matéria orgânica carregados por ele, que tinham como destino terras úmidas costeiras (Odum et al. 1987; apud Buenfil, 2001). Em outro estudo, Odum e Arding (1991; apud Buenfil, 2001) calcularam o valor total da carga orgânica presente no rio Chone no litoral do Equador, através do valor da demanda química de oxigênio do mesmo, estimando-se um valor de 0,075 Em\$/m³.

Howington (1999; apud Buenfil, 2001) calculou a energia da água do rio Catatumbo, localizado entre a Colômbia e a Venezuela tomando como base as concentrações de sedimentos e de nutrientes presentes no rio. O valor associado foi de 0,02 Em\$/m³ para as concentrações de sedimentos e variou de 0,0001 a 0,0007 Em\$/m³ para os nutrientes, respectivos ao fósforo e nitrogênio. Brandt-Williams (1999, apud Buenfil, 2001) também avaliaram a concentração de fósforo para calcular o valor da água em lagos localizados na Flórida. Cerca de 23% do valor da água do lago Newman (0,22 Em\$/m³) e 4% do valor do Lago Weir eram atribuídos às concentrações de fósforo.

Por fim, outro aspecto da metodologia emergética é a valoração da capacidade de assimilação de efluentes pela água. Nelson (1998, apud Buenfil, 2001) calculou o valor da energia necessária para tratar efluentes em uma estação de tratamento localizada em Gainesville, na Flórida, e em um sistema de tratamento de esgoto em Yucatán, no México. Os valores foram estimados em 170,1 e 174,4 Em\$/m³, respectivamente; os dados encontrados foram relativamente altos por considerar a carga do esgoto a ser tratado como toda energia necessária para sustentar uma pessoa dividido pela sua produção *per capita* de efluentes (Buenfil, 2001).

3.8 Ciclagem de nutrientes

O conhecimento dos ciclos de nutrientes em sistemas naturais é básico para a avaliação dos efeitos da interferência humana no meio ambiente (Likens et al., 1967). Botkin e Keller (1995) afirmam que os nutrientes participam de ciclos biogeoquímicos, pois circulam através da atmosfera, hidrosfera (lagos, rios e oceanos), litosfera (rochas, solos e sedimentos), e biosfera (vida) terrestres. A ciclagem de nutrientes enquanto serviço ecossistêmico é classificada por Constanza et al. (1997) como a estocagem, os ciclos internos, o processamento e aquisição de nutrientes que ocorrem em um sistema natural.

Os elementos que circulam pelos ciclos biogeoquímicos podem ser divididos em três grupos principais, segundo Botkin e Keller (1995): os seis principais macronutrientes que formam a maioria dos compostos orgânicos: carbono (C), oxigênio (O), nitrogênio (N), hidrogênio(H), enxofre(S) e fósforo (P); os outros macronutrientes, necessários em grandes quantidades pela maioria das formas de vida, incluem o potássio (K), o cálcio (Ca), o ferro (Fe) e o magnésio (Mg); e os micronutrientes, que são utilizados em quantidades muito pequenas pelos organismos, incluem o boro (B, utilizado pelas plantas verdes), o cobre (Cu, presentes em algumas enzimas) e o molibdênio (Mo, utilizado por algumas bactérias fixadoras de nitrogênio).

Dentre os macronutrientes citados, serão avaliados os ciclos de Carbono e Nitrogênio pois, além de serem abundantes na crosta terrestre e serem fundamentais para a constituição das moléculas orgânicas, eles podem constituir moléculas responsáveis pelo aquecimento global (como o gás carbônico, metano e óxido nitroso) e por desequilíbrios em sistemas naturais (como a eutrofização de cursos d'água pelo excesso de nitrato). A

quantificação dos fluxos mássicos destes elementos pode revelar se determinado sistema está sofrendo perturbações externas.

3.9 Ciclo natural do carbono

O ciclo do carbono é primordial: é um elemento onipresente na natureza, e seus compostos (proteínas, carboidratos, gorduras) são constituintes essenciais na matéria viva e centrais nos processos de fotossíntese, respiração e regulação do clima. Existe uma grande variedade de compostos de carbono envolvidos no seu ciclo global; e dada a relevância do fenômeno do aquecimento global, são enfatizados aqueles na forma gasosa, como o gás carbônico (CO₂), metano (CH₄), monóxido de carbono (CO) e compostos orgânicos voláteis (VOC's) (Martins et al., 2003).

O estoque de gás carbônico apresenta um balanço quase equilibrado de entradas e saídas em um ecossistema, e as trocas entre a atmosfera e a biosfera ocorrem através dos processos de fotossíntese e respiração, como mostra a figura 6: o seqüestro de carbono ocorre no interior das células de organismos fotossintetizantes presentes tanto na hidrosfera quanto na litosfera. O processo de fotossíntese consiste no aproveitamento da radiação solar para converter moléculas de água e CO₂ em carboidratos e oxigênio (Martins et al. 2003):



Existe um elo entre os ciclos do carbono e do oxigênio, observados através do processo de fotossíntese e de respiração. Neste último, os seres vivos utilizam a energia contida nos carboidratos para os trabalhos de movimento, de biossíntese, e de outras formas como produção de calor (Jackson e Jackson, 1996). Grosso modo, representa o processo inverso da fotossíntese:



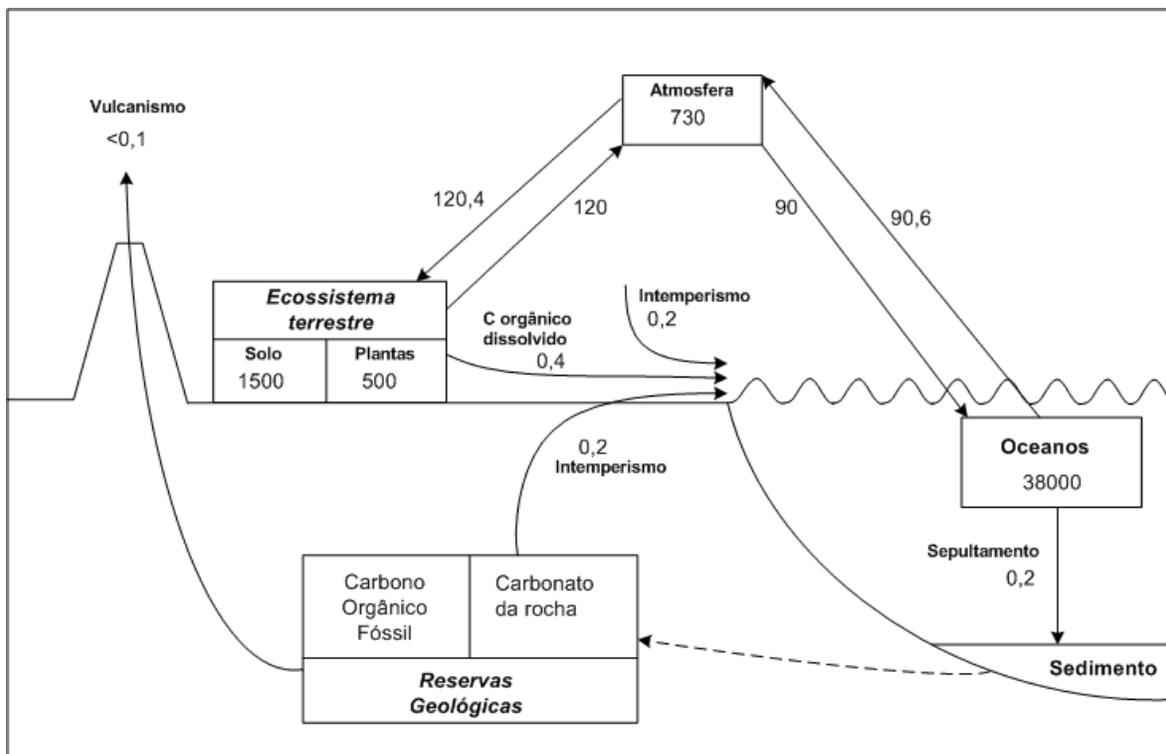


Figura 6. Ciclo natural do carbono em 15 g C.ano^{-1} na Terra.
Baseado no IPCC (2001)

As fibras e carboidratos dos organismos fotossintetizantes entram na cadeia alimentar, sendo a fonte de energia e de constituição material de todos os outros organismos subseqüentes na cadeia trófica do ecossistema. A energia que não é imediatamente respirada por plantas ou animais é armazenada como biomassa, representando, temporariamente, um estoque vivo de carbono. Com passar do tempo, esta matéria orgânica animal ou vegetal será decomposta, podendo retornar rapidamente como gás carbônico ou, no caso de restos vegetais, ser transformada em estoques mais resistentes à decomposição. Em ecossistemas terrestres, os resíduos vegetais podem ser convertidos em um tipo de matéria orgânica estável e resistente à decomposição (húmus), podendo ficar armazenadas no solo por centenas de anos no solo (Aber e Melillo, 2001).

No caso de ecossistemas aquáticos, a biomassa pode ser depositada na forma de sedimentos no fundo de rios e oceanos. Em uma escala global, considerando-se somente os oceanos, o CO_2 que se difunde na água se encontra principalmente na forma de íon bicarbonato (HCO_3^-), devido ao pH de aproximadamente 8,0. As equações (5), (6), (7) e (8) mostram a seqüência de reações elaborada por Martins et al. (2003).



Além do bicarbonato originado nos oceanos, as chuvas em ecossistemas terrestres, que contém ácido carbônico (H_2CO_3), desgastam rochas de silicato de cálcio e produzem os íons Ca^{++} e HCO_3^- , que são transportados para os rios e oceanos. Os organismos marinhos (plâncton, moluscos e conchas) usam o cálcio e o bicarbonato para constituírem cascas de bicarbonato de cálcio para seu exoesqueleto. Quando os organismos morrem, estas cascas decantam e acumulam sedimentos ricos em carbonato de cálcio no fundo do mar (Botkin e Keller, 1995). Com o passar do tempo, parte do estoque de sedimento pode ser redissolvido através de processos químicos e biológicos, ser lentamente decomposto até a formação de hidrocarbonetos, ou ainda ser transformados em rochas após milhões de anos (Martins et al., 2003). A quantidade de carbono inorgânico dissolvido nos oceanos é cerca de 50 vezes maior que na atmosfera. Em perspectivas de tempo de milênios, são os oceanos os que determinam a concentração de CO_2 atmosférico, e não o contrário (Falkowsky et al., 2000).

O metano (CH_4) é um composto de carbono presente em nível traço na atmosfera. É outro gás de efeito estufa que participa do ciclo do carbono. Sua concentração na atmosfera só não supera àquelas do gás carbônico e do vapor d'água (Martins et al., 2003). As principais fontes naturais de emissão são: os oceanos, os solos inundados, a fermentação entérica de herbívoros, os escapes de gás natural, e a atividade metabólica de insetos, como os cupins (Agostineto et al., 2002). Segundo Martins et al. (2003), o principal sumidouro de metano ocorre na troposfera¹¹, via oxidação por radicais OH^\cdot , formando o radical metila (CH_3^\cdot), como é descrito na equação (9):



¹¹ Troposfera é a camada da atmosfera que se estende desde a superfície do solo até a tropopausa, cuja altura varia entre cerca de 18 km nos trópicos, 12 km em latitudes médias, e de 6 a 8 km nos pólos. Caracteriza-se pelo decréscimo progressivo da temperatura com o aumento da altitude (Martins et al., 2003).

Em seguida o radical metila é oxidado a formaldeído (HCHO), monóxido de carbono (CO) e gás carbônico (CO₂). Através deste mecanismo, cerca de 576 E12 g / ano são oxidadas na troposfera e 40 E12 g / ano na estratosfera (IFOAM, 2004).

Em regiões marinhas, a reação com o cloro atômico (Cl[•]) pode ocorrer:



Outra localidade de seqüestro do metano de são os solos com alta atividade de microorganismos aeróbios. Aproximadamente 10-15% do metano atmosférico é oxidado em solo aeróbico, sendo considerado o único local de seqüestro terrestre de metano (Mosier et. al. 1993, apud IFOAM, 2004).

O monóxido de carbono (CO) é um composto importante na química da atmosfera, especialmente através da reação com o radical hidroxila (OH[•]). As fontes naturais de CO são: oxidação atmosférica de metano e de COV's; emissão por plantas e microorganismos, na fotoxidação de matéria orgânica presente em oceanos. As atividades humanas tais como queima e combustão incompleta de biomassa e combustíveis fosseis também são emissoras de monóxido de carbono. Martins et al. (2003) afirmam que entre 1400-3700 E12 g de CO são introduzidas anualmente na atmosfera terrestre através da oxidação de metano e COV's, ao passo que entre 1550-3300 E12 g são removidas, principalmente através da reação com o radical hidroxila OH[•].

Os Compostos Orgânicos voláteis (COV's)¹², constituem a classe de moléculas orgânicas denominadas "Hidrocarbonetos não-metânicos". Trata-se daqueles compostos que apresentam uma maior velocidade de reação frente ao radical hidroxila (OH[•]), se comparados ao metano. São substâncias muito importantes na dinâmica das reações existentes na troposfera e na estratosfera e precursoras de oxidantes fotoquímicos tais como

¹² Por definição, são substâncias cuja pressão de vapor a 20 °C é inferior à pressão atmosférica normal (1,013×10⁵ Pa) e maior do que 130 Pa. O termo COV é, por vezes, estendido aos compostos semi-voláteis e englobam não só os compostos de carbono e hidrogênio, mas também os que contêm outros átomos, como o oxigênio, nitrogênio, enxofre, cloro, etc (Alves et al., 2006).

aldeídos, ácidos carboxílicos e ozônio. Exemplos de gases deste grupo são os isoprenos e terpenos (Alves et al., 2006).

As emissões globais vêm principalmente de fontes naturais (~92%) como plantas, oceanos e atividade microbiana. Os 8 % restantes são originadas de atividades antrópicas, tais como indústrias, produção de energia e emissão veicular. As emissões naturais de isopreno são significativas – 500 E12 g C /ano (39%) -, e monoterpenos – 125 E12 g C /ano (10%) – sendo a vegetação sua principal fonte, com destaque para florestas e árvores como pinheiros, eucaliptos e as produtores de cítricos (Martins et al. 2003).

O sumidouro possível para esta classe de gases é pouco conhecido, no entanto, a vegetação também pode ser um sumidouro de COV's. Além disso Martins et al. (2003) citam as reações que ocorrem com o radical hidroxila (OH'), com o ozônio e outros oxidantes, podem ser responsáveis pelo consumo destes compostos químicos na atmosfera.

3.9.1 Influência humana no Ciclo do Carbono

Os dois séculos de crescimento da economia humana alteraram significativamente o ciclo global de carbono, principalmente devido ao aumento de gás carbônico na atmosfera derivado da queima de combustíveis fósseis, da derrubada de florestas, e da necessidade de gerar energia – em todas as formas – para sustentar uma população que cresce em ritmo acelerado (Falkowsky et al. 2000).

A concentração de CO₂ atmosférico, que variava entre 200 e 280 ppm há mais de 400 mil anos sofreu, após dois séculos do início da Revolução Industrial, um acréscimo de 100 ppm. Estima-se que a taxa de crescimento da concentração de dióxido de carbono seja 10 a 100 vezes superior a qualquer outra época dos 400 mil anos que precederam a Revolução (Falkowsky, 2000). O Relatório Síntese da Avaliação Ecológica do Milênio afirma que 60 % do crescimento (60 ppm) aconteceu desde 1959 (MEA, 2005).

As mudanças observadas atualmente no ciclo de carbono são evidentes. Os oceanos do planeta, que eram pequenos emissores de gás carbônico há pouco mais de 400 mil anos, são hoje sumidouro global de carbono a uma taxa de aproximadamente 2 E15 g C.ano⁻¹, como indica a figura 7, baseada no Programa Ambiental das Nações Unidas (UNEP, 1996). Os ecossistemas terrestres continuam sendo um sumidouro de carbono, principalmente com o carbono estocado no solo, um fluxo estimado em 1 E15 g C.ano⁻¹. No entanto, o saldo

anual no ciclo de carbono é negativo, ou seja, existe uma emissão líquida humana para atmosfera, que é equivalente a $3,5 \text{ E15 g C .ano}^{-1}$. Falkowsky et al (2000) afirmam que, apesar de os sumidouros naturais de carbono na Biosfera que possam diminuir a taxa de incremento de CO_2 atmosférico, não existe a possibilidade de se assimilar todas as emissões antropogênicas que virão no século XXI, devido aos limites do processos naturais globais.

O sepultamento de CO_2 na forma de carbonato de cálcio no fundo dos oceanos, por exemplo, é um processo finito e que depende da adição de cátions originados do intemperismo de rochas da litosfera. Este é um processo lento, que acontece em uma ordem de grandeza muito inferior àquela que seria necessária para mitigar os efeitos da emissão antropogênica de CO_2 na atmosfera. Além disto, em uma escala de tempo de milênios, a habilidade dos oceanos absorverem gás carbônico irá – inevitavelmente – decrescer à medida em que exista o crescimento da concentração deste gás no ar (Kylepas et al 1999, apud Falkowsky et al. 2000).

Mackenzie et al. (2002) afirmam que está ocorrendo uma reorganização dos ciclos biogeoquímicos globais de macro-nutrientes, que estão interconectados. Segundo os autores, os ciclos de nitrogênio (N) e fósforo (P), por exemplo, vêm sofrendo bruscas modificações devido ao processo de produção de fertilizantes em escala global, teoria corroborada pelo incremento anual de $8,5 \text{ E12 g}$ de fósforo biologicamente reativo e de 54 E12 g de nitrogênio inorgânico nos ambientes aquáticos do planeta. Este processo de fertilização artificial também tem induzido um crescimento do carbono orgânico nos sedimentos marinhos, que constitui um pequeno sumidouro de carbono.

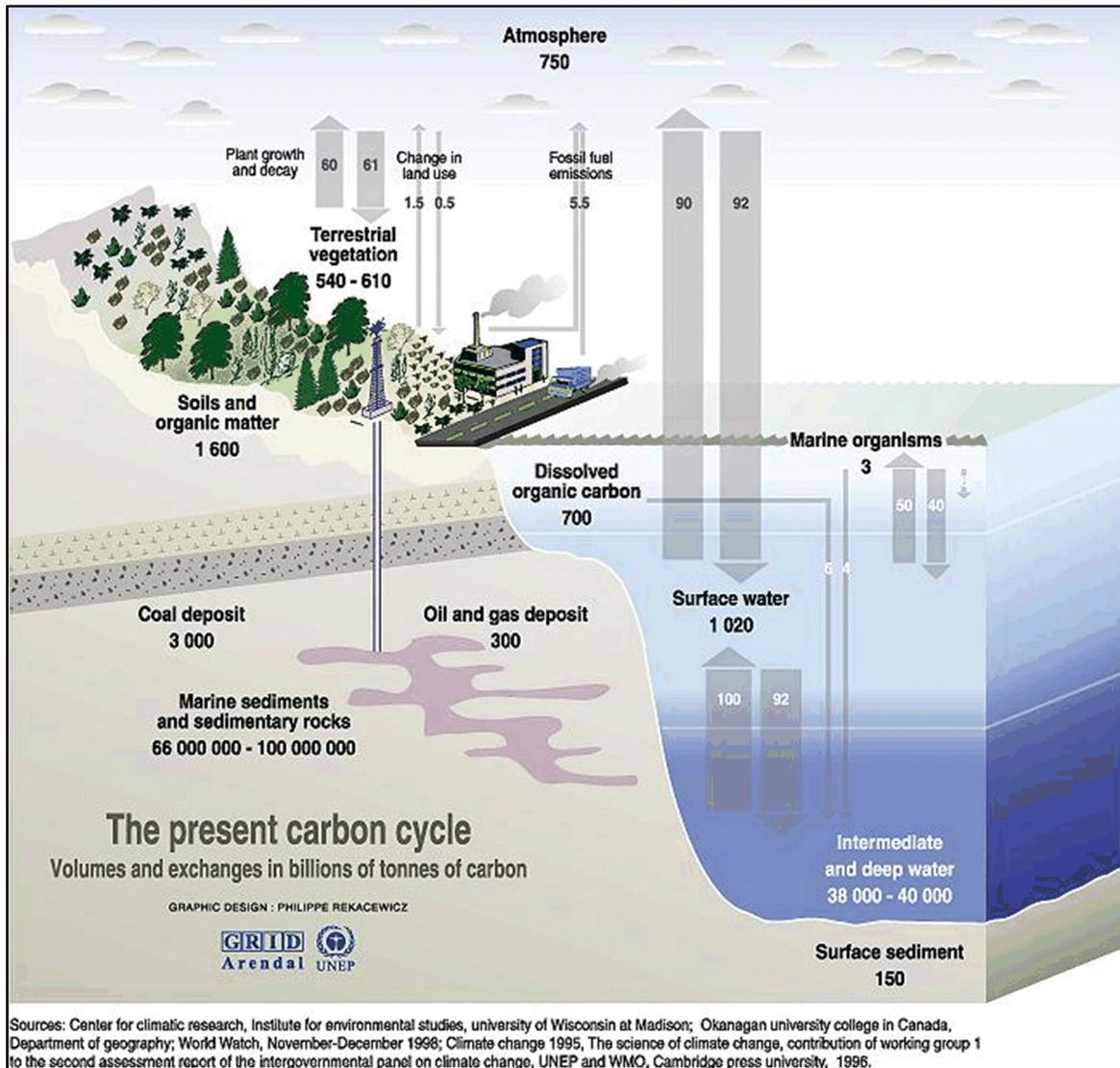


Figura 7. Fluxos globais de carbono entre os anos 1980 e 1989.
 Baseado no UNEP (1996).

3.9.2 Ciclo de carbono em ecossistemas terrestres

O balanço de carbono em um ecossistema florestal como um todo é a resultante de uma série de processos envolvidos na dinâmica existente entre a floresta e atmosfera. Dentre estes processos, pode-se destacar dois componentes principais, que atuam em direções opostas: as entradas de CO₂ através da fotossíntese da vegetação, e as saídas derivadas das respirações autotróficas e heterotróficas. Estes componentes podem ser quantificados continuamente por longos períodos, tornando possível avaliá-los em base anual (Malhi et al. 1999).

Malhi et al (1999) explica que a dinâmica destes fluxos pode ser melhor compreendida através do desmembramento de seus sub-componentes e realizando um balanço de carbono acima e abaixo da superfície do solo. A Tabela 15 e as figuras 8 e 9 mostram os valores dos principais componentes do ciclo do carbono observados em Floresta Tropical e Floresta Temperada, que são os ecossistemas comuns no Brasil.

Os componentes observados acima do solo são a fotossíntese (1), Respiração autotrófica das folhas (2), do tronco (3), que são utilizados para calcular a Produção Primária Líquida (PPL ou NPP, *net primary production*). Ainda são incluídos os fluxos de produção de serapilheira e restos vegetais (4) e o incremento de biomassa acima do solo (5). A quantidade de carbono que se desloca do tronco para as raízes (6), é calculada por diferença.

Abaixo do solo, este último (6) contribui para o fluxo de incremento de carbono na biomassa na raiz (8); ainda existem os fluxos de respiração da raiz (7) e de produção de detritos abaixo do solo (9). Este último inclui processos tais como a decomposição na rizosfera, exudação da raiz e carbono transferido para microrrizas. A soma da entrada de detritos abaixo do solo (9) e acima do solo (4) compreende a o fluxo de carbono dos seres autótrofos para o carbono orgânico do solo (COS). Caso o COS não aumente ou diminua sua quantidade ao longo de períodos interanuais, o fluxo de entrada se igualaria ao fluxo de saída da respiração heterotrófica do solo (11). O aumento ou diminuição do COS resulta no fluxo (13).

A respiração autotrófica é dada pela soma dos fluxos (2), (3) e (7). A respiração total do solo (10) é dada pela soma da respiração autotrófica (12) e da respiração heterotrófica (11).

Tabela 15. Fluxos anuais de carbono em florestas (g C.m⁻².ano⁻¹).

Fluxos dos componentes em floresta	Tropical	Temperada
<i>Vegetação acima do solo</i>		
(1) Fotossíntese bruta	3040	1725
(2) Respiração das folhas	410	191
(3) Respiração do tronco	390	196
(4) Deposição de serapilheira	700	360
(5) Incremento líquido de biomassa	+170	+150
(6) Transporte para as raízes (1)-(2)-(3)-(4)-(5)-(6)	1370	828
<i>Vegetação abaixo do solo</i>		
(7) Respiração das raízes	680	395
(8) Incremento líquido de biomassa na raiz	+60	+39
(9) Produção de detritos pela raiz	630	395
(10) Respiração total do solo	1650	753
(11) Respiração heterotrófica (10)-(2)-(3)	970	359
(12) Respiração autotrófica (7)+(3)+(2)	1480	782
(13) Incremento de Matéria Org. do Solo (4)+(9)-(11)	+360	+396
Influxo Total de Carbono (1)	3040	1725
Efluxo Total de Carbono (11)+(12)	2450	1140

Dados de Malhi et al. (1999).

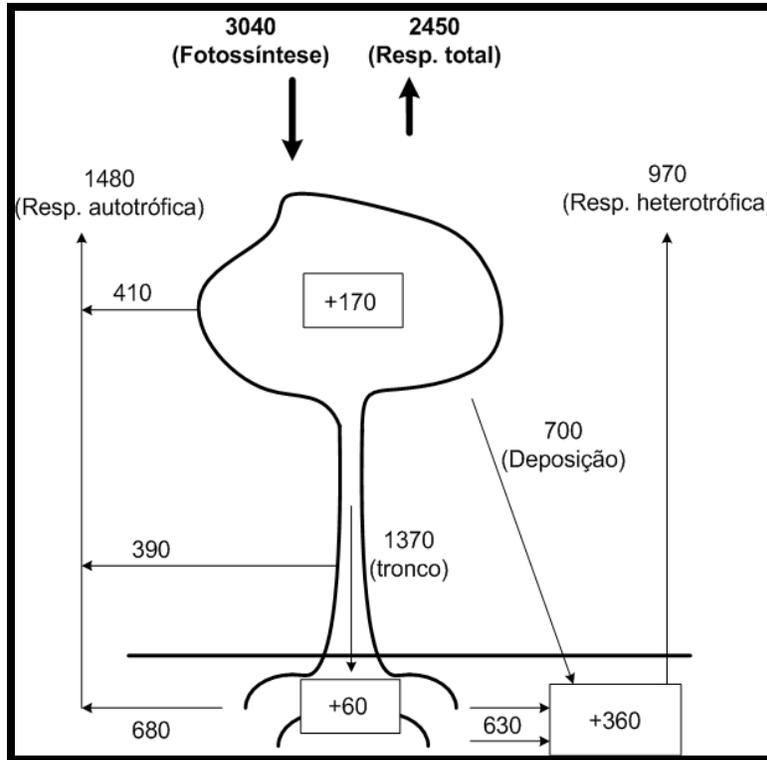


Figura 8. Fluxos de Carbono em $\text{g C.m}^{-2}\text{.ano}^{-1}$ em Floresta Tropical.

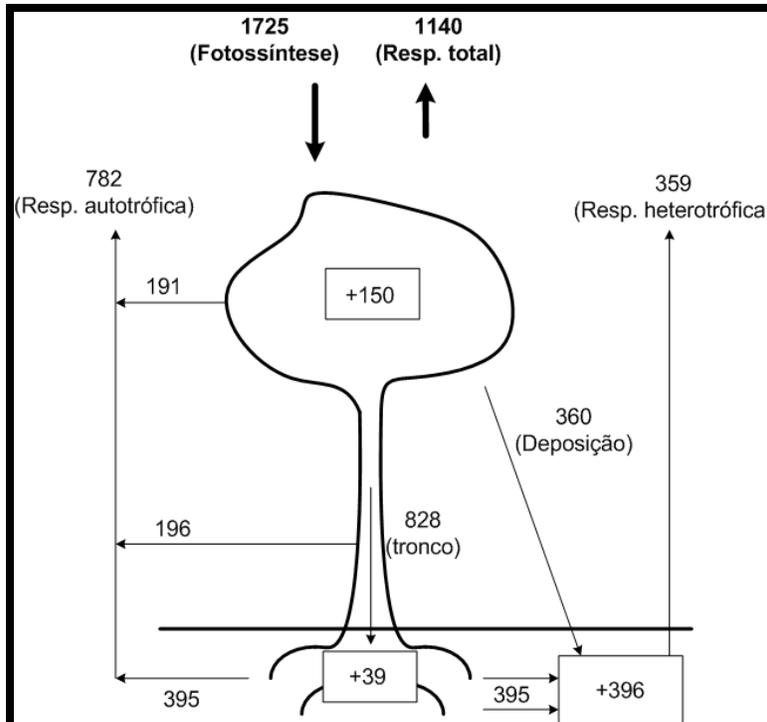


Figura 9. Fluxos de Carbono em $\text{g C.m}^{-2}\text{.ano}^{-1}$ em Floresta Temperada. (baseado em Malhi et al, 1999).

No Brasil, para ecossistemas de Floresta Atlântica, foram avaliadas as entradas de carbono em diversas parcelas de Floresta Estacional Semidecidual, localizadas no Vale do Paranapanema, Estado de São Paulo, que foram quantificadas por Melo e Durigan (2006). Os valores referem-se a matas ciliares de idades variando entre 1 e 28 anos, em uma região cuja precipitação média era de 1350 mm anuais, e a sua altitude estava situada entre 230 e 440 metros acima do nível do mar. Nestas condições, observou-se, na parte aérea, um incremento médio anual na biomassa que variava de 0,5 Mg C e 9,5 Mg C por hectare.

Silveira et al. (2000), utilizando-se do modelo CENTURY para a simulação dos efeitos da mudança de solo nos estoques de carbono da parte aérea e interna do solo, estimaram uma produção primária líquida de 6,6 toneladas de biomassa por hectare em florestas – classificadas como subtropicais – localizadas na bacia do rio Piracicaba, no Estado de São Paulo. Considerando-se que o teor médio de carbono seja de 45% do total da biomassa em uma Floresta Ombrófila Mista (Weber et al., 2006), estima-se um valor de 2,97 Mg C.ha⁻¹ fixados anualmente em florestas da bacia do Piracicaba. Este valor encontra-se dentro da faixa de valores medida por Melo e Durigan (2006).

A emissão de CO₂ dos solos de florestas intactas da Amazônia pode ser de até 16,5 Mg C.ha⁻¹.ano⁻¹ (Salimon, 2003), com um valor médio estimado em 10 Mg C.ha⁻¹.ano⁻¹ (Nobre e Nobre, 2002). Kepler et al.(1990), para o mesmo bioma, estimaram que as saídas de gás carbônico do solo em mata primária equivaliam a faixa de 10-24 Mg C.ha⁻¹.ano⁻¹; medidas pontuais revelaram que a conversão deste sistema natural em pastagem provocou um aumento de 50% no fluxo diurno de CO₂ respirado pelo solo.

Assis Júnior et al. (2003) quantificaram a quantidade total de gás carbônico desprendida dos processos de decomposição nos solos de mata nativa (Cerradão), no município de Vazante- MG, encontrando uma taxa média de 4900,08 g CO₂.m⁻².ano⁻¹, que se enquadra no intervalo de fluxos típicos de solos florestais – 1800 a 6100 g CO₂.m⁻².ano⁻¹ –, conforme Edward e Sollins (1973). Extrapolando-se estes valores e considerando-se a apenas a massa de carbono no gás¹³, ter-se ia um fluxo estimado em 4,9 a 16,6 Mg C.ha⁻¹.ano⁻¹.

¹³ A massa de carbono no gás carbônico equivale à fração da massa molar do elemento (12 g/mol) pela massa molar da molécula de gás carbônico (44 g/mol), ou seja, (12/44).

3.9.3 Valor dos serviços do ciclo do carbono

Um dos mercados que crescem mais rapidamente vinculado aos serviços ecossistêmicos é o mercado de carbono (MEA, 2005). Em 1999, estimava-se que cerca de US\$ 50 milhões de dólares transitaram por todo o mundo em projetos para o pagamento de cotas de carbono; em 2006, a movimentação financeira saltou para US\$ 30 bilhões de dólares (€23 bilhões), em um mercado dominado por vendas e re-vendas das Concessões da União Européia (*European Union Allowances*), que sozinhas movimentam US\$ 25 bi (World Bank, 2007).

A Avaliação Ecológica do Milênio inclui, em sua estrutura de avaliação, o serviço ecossistêmico de “Fixação de Carbono”, que pode ocorrer principalmente em ecossistemas florestais e em áreas de reflorestamento, como consta no quadro 2.

A MEA (2005) estimou os valores do serviço de fixação de carbono em florestas de Portugal, da Tunísia, da Itália e da Croácia, conforme ilustrado no topo das barras existentes na figura 10 respectivas aos citados países; destacam-se as florestas croatas, cujo valor relativo a este serviço foi de aproximadamente US\$ 80.ha⁻¹.ano⁻¹. Neste caso, o valor econômico associado à fixação de carbono superou aos outros serviços sem valor de mercado definido, como a proteção de bacias hidrográficas, a produção de produtos florestais não madeireiros e a recreação.

De acordo com Ellerman et al. (1998), o valor do serviço de abatimento das emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) podem chegar a US\$ 584 por tonelada de carbono (tC) no Japão, enquanto que nos EUA o valor pode equivaler a US\$ 186, e US\$ 273 na União Européia.

O custo de seqüestro de carbono em projetos agroflorestais e de reflorestamento, foram estimados entre US\$ 1 a US\$30 por tC (Dixon et al.,1991), entre US\$ 10 a US\$50/tC (Trexler 1999), e US\$ 1/tC (FACE, 1999), todos calculados através de curvas de custo marginal de abatimento, que representam os preços-sombra¹⁴ das metas de emissão, em função da quantidade abatida de emissões, segundo Rocha (2003).

¹⁴ O preço-sombra é o preço que vigoraria no mercado se não existissem distorções ou falhas, tais como as externalidades.

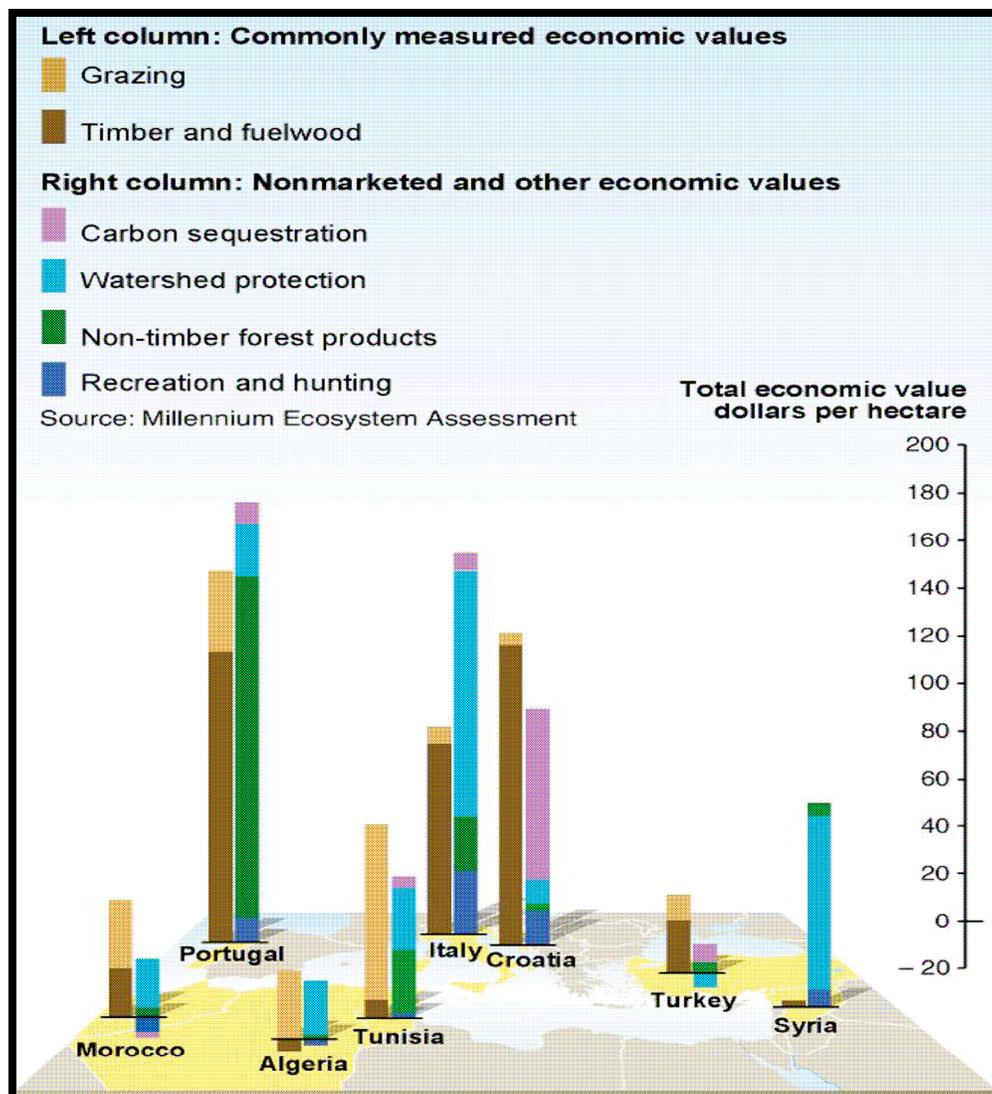


Figura 10. Valores estimados para os serviços ecossistêmicos com e sem valores de mercado em diferentes ecossistemas florestais do mundo.
Baseada na MEA (2005).

Existe outra forma de se calcular o custo da tonelada de carbono através das metodologias econômicas, que é através das estimativas dos impactos que cada tonelada emitida causaria, ou seja, quantificar as perdas econômicas causadas pela emissão. Rocha et al. (2003) citam os valores obtidos por Fankhauser e Pearce (1994), que estimam os custos em US\$ 20/tC; Eyre et al. (1997) obtiveram valores entre US\$ 30 e US\$ 40/tC, Houghton (1997) calcularam valores situados entre US\$ 50 e US\$ 100/ tC.

Atualmente, o valor de mercado internacional associado às emissões e fixação de carbono variam conforme o tipo de contrato realizado. Segundo o Banco Mundial (World

Bank, 2006), os valores da tonelada de CO₂ comercializados variavam de um patamar mínimo de US\$ 6 até o máximo de US\$ 27/t CO₂ que, efetuando a transformação para apenas massa de carbono, equivalem à US\$1,63 e US\$ 7,36/ tC, respectivamente.

Em relação à análise emergética, os valores associados aos serviços ecossistêmicos relacionados aos processos do ciclo natural do carbono é um assunto abordado indiretamente pela mesma. Geralmente, o valor do carbono é associado ao conteúdo energético da matéria-orgânica na biomassa viva, seja vegetal ou animal. Em termos globais, o valor da fixação de carbono não foi diretamente contabilizado, no entanto, as transformidades de matéria-orgânica do solo, de biomassa vegetal e de biomassa animal podem ser indicadores da magnitude do valor dos processos que envolvem carbono e outros elementos orgânicos. Brown e Ulgiati (1999) consideraram que o valor total destes estoques globais são de 2124, 385 e 42 trilhões de emdólares (Em\$), respectivamente. Apesar dos cálculos existirem, estes valores não se referem ao elemento carbono somente, mas à toda biomassa dos estoques avaliados.

A única alusão ao cálculo do valor da energia por massa de gás carbônico em trabalhos de avaliação emergética foi realizada por Buenfil (2001), no qual o autor, analogamente aos processos hidrológicos globais, considera o fluxo de CO₂ da litosfera para a atmosfera como um co-produto do orçamento de energia da Terra. Nestes cálculos foi empregado o valor de 9,44 E24 sej por ano como a soma das três entradas de energia na Biosfera (calor interno, energia solar e energia gravitacional). No entanto, sabe-se que o valor atualizado para o mesmo é de 15,83 E24, baseado em Odum et al. (2000).

O valor de energia por massa calculado por Buenfil (2001) foi obtido a partir da divisão do orçamento anual global de energia (9,44 E24 sej) pelo fluxo total de CO₂ para atmosfera, dado em gramas de gás carbônico. Este fluxo total considerava as emissões naturais e antrópicas na litosfera estimadas por Miller e Thompson (1970, apud Buenfil, 2001) que, somadas, equivaliam a 179 E15 gramas de CO₂ ao ano. Dividindo-se o orçamento 9,44 E24 sej da época por este último valor relativo ao gás carbônico, verificou-se uma Energia global por massa de 5,28 E13 sej/ t CO₂, estimado em Em\$ 26 / t CO₂, utilizando-se o fator de energia por dólar da Flórida (Lopez-Barba, 1995; apud Tilley e Brown, 2006).

Tabela 16. Valores econômicos atribuídos aos processos do ciclo do carbono.

Processo	Valor	Referência
<i>Estimativas por metodologias econômicas e preços de mercado</i>		
Fixação de C em florestas	US\$ 5 – 80 .ha ⁻¹ .ano ⁻¹	MEA (2005)
Abatimento de emissões de C	US\$ 186 – 584 / tC	Ellerman et al. (1998)
Custo de seqüestro de C	US\$ 1 – 30 / t C	Dixon et al. (1991)
Custo de seqüestro de C	US\$ 10 – 50 / tC	Trexler (1999)
Custo de seqüestro de C	US\$ 1 / t C	FACE (1999)
Impacto emissão de C	US\$ 20 / t C	Fankhauser e Pearce (1994)
Impacto emissão de C	US\$ 30 - 40 / t C	Eyre et al. (1997)
Impacto emissão de C	US\$ 50 - 100 / t C	Houghton (1997)
CO ₂ comercializado	US\$ 6 – 27 / t CO ₂	World Bank (2006)
<i>Estimativa da metodologia emergética</i>		
Emissão de CO ₂	Em\$ 26 / t CO ₂ *	Buenfil (2001)*

* Valor estimado no presente trabalho a partir do índice em dólar da Flórida do ano de 1985, equivalente a 2,00 E12 (sej / dólar) de Lopez-Barba (1995, apud Tilley e Brown, 2006).

3.10 Ciclo Global do Nitrogênio

O nitrogênio também é indispensável para a vida na Terra. Além de constituir 76% da massa da atmosfera terrestre, é essencial para a constituição de aminoácidos e proteínas, cujas funções são diversas nos seres vivos: constituição do DNA, formação de tecidos, composição de enzimas e hormônios, etc. (Jackson e Jackson, 1995). O nitrogênio, apesar de ser uma molécula pouco reativa, existe na atmosfera em muitas formas: nitrogênio molecular (N₂), óxidos de nitrogênio (N₂O, NO, NO₂) e compostos de hidrogênio-nitrogênio (NH, NH₃, HNO₂ e HNO₃) (Botkin e Keller, 1995).

A figura 11 representa o ciclo global de nitrogênio, que mostra a conexão entre a atmosfera, os continentes (litosfera) e os oceanos. A atmosfera é a maior reserva de nitrogênio (3,9 E21 g N). Encontram-se quantidades relativamente pequenas de nitrogênio na biomassa terrestre (3,5 E15 g N) e na matéria orgânica do solo (95 a 140 E15 g N). As relações médias de C/N na biomassa terrestre e na matéria orgânica do solo são 160 e 15, respectivamente. A reserva de nitrogênio inorgânico, NH₄⁺ e NO₃⁻ dos solos é muito pequena, pois a absorção de nitrogênio por microorganismos é tão rápida que pouco

nitrogênio resta nestas formas, devido ao elevado fluxo que circula anualmente por este compartimento (Schlesinger, 2000).

O nitrogênio, em contraste ao hidrogênio, oxigênio e carbono, é uma molécula comparativamente pouco reativa e tende a permanecer em pequenos compostos inorgânicos. Muitos organismos não conseguem usar o N_2 diretamente, já que uma quantidade de energia significativa é necessária para quebrar a tripla ligação entre os átomos de nitrogênio (Botkin e Keller, 1995). Todo o nitrogênio disponível para os seres vivos depende de um processo denominado fixação, que pode acontecer pela ação de descargas elétricas na atmosfera, por microorganismos simbióticos ou de vida livre. A taxa de fixação por raios, que produzem condições momentâneas de altas pressões e temperaturas, fazem com que o oxigênio (O_2) e o nitrogênio gasosos (N_2) se combinem, em uma produção estimada recentemente em 9,8 E12 g (segundo Jackson e Jackson, 1996) principalmente na forma de NO_x , que são os óxidos de nitrogênio (Schlesinger, 2000).

Na litosfera, a principal entrada natural de nitrogênio ocorre via fixação biológica de nitrogênio, que contribui com 200 E12 g N por ano. Em seguida, têm-se a deposição úmida e seca de compostos da atmosfera como NO_x e NH_4^+ , que acrescenta cerca 160 E12 g $N \cdot ano^{-1}$. Os processos de sedimentação de nitrogênio inorgânico nos oceanos contribuem para a incorporação de 20 E12 g N por ano na litosfera, cuja deposição será novamente incorporada ao ciclo de nitrogênio em prazos de tempo de eras geológicas. As principais saídas ou perdas de nitrogênio na litosfera correspondem aos processos de denitrificação (140 E12 g $N \cdot ano^{-1}$) e de volatilização (160 E12 g N) no solo, que devolvem o nitrogênio na forma gasosa para o compartimento da atmosfera, sob diferentes formas. Outro tipo de saída decorre do arraste de nitrogênio orgânico e inorgânico do continente para os oceanos através de rios, em um fluxo anual estimado em 29,4 E12 g N (Jackson e Jackson, 1996).

No entanto, os oceanos recebem nitrogênio em maiores quantidades devido ao processo de deposição de elementos fixados pela atmosfera nas águas, em um fluxo estimado em 60,2 E12 g N. A hidrosfera também recebe nitrogênio através da fixação biológica (FBN) em uma taxa anual de 40,6 E12 g N. As saídas de nitrogênio dos oceanos ocorrem via denitrificação, cujo fluxo é estimado em 130 E12 g N, e via deposição de sedimentos inorgânicos – 20 E12 g $N \cdot ano^{-1}$ –, que serão incorporados pela litosfera. (Jackson e Jackson, 1996).

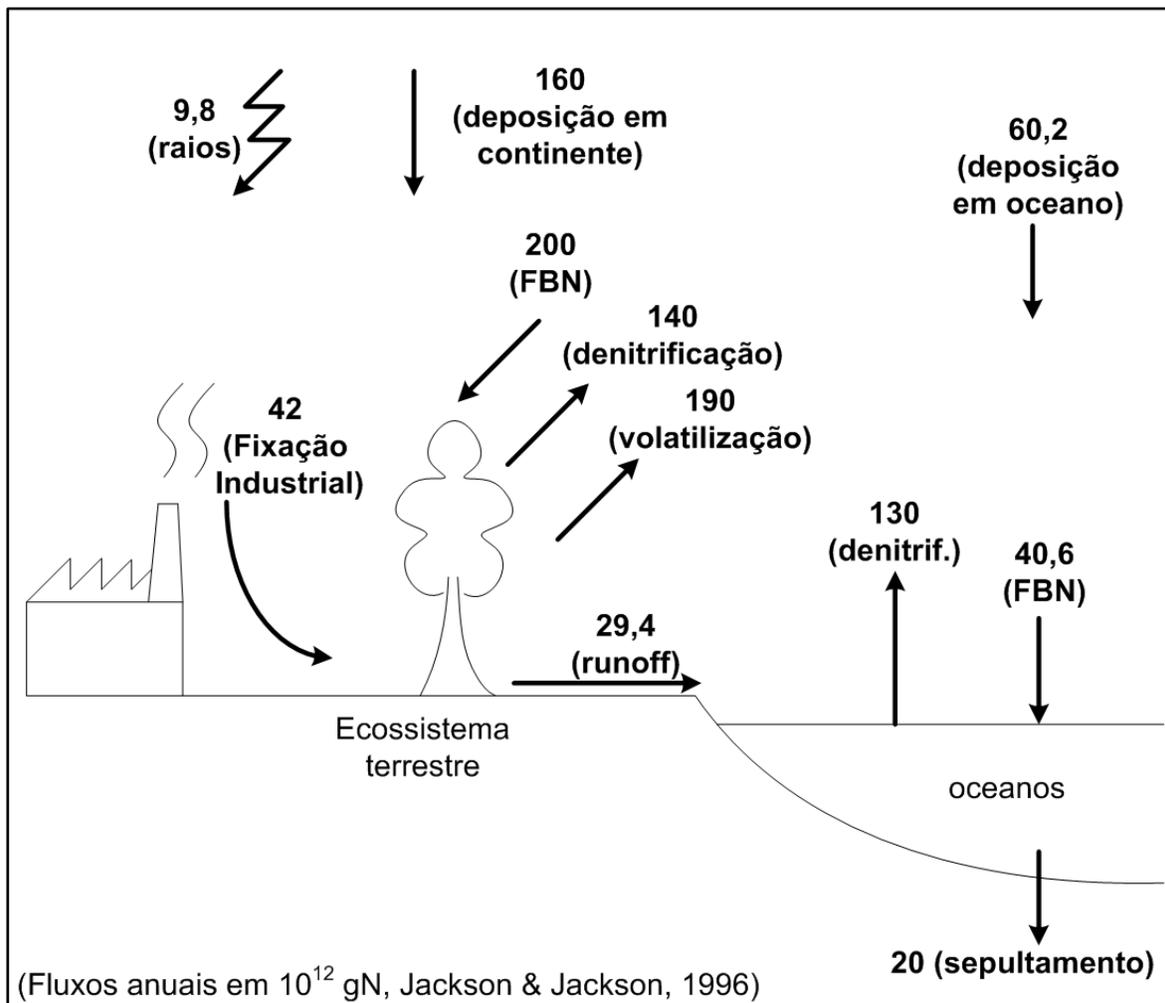


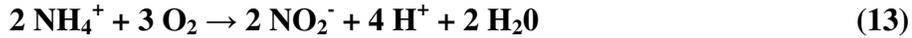
Figura 11. Ciclos globais de nitrogênio na biosfera

Baseado em Jackson e Jackson (1996).

Em ecossistemas aquáticos, as responsáveis pelo processo de fixação são as algas cianofíceas (*Gloeothece sp.*, *Oscillatoria sp.*, *Plectonema sp.*, *Anabaena sp.*, *Nostoc sp.*) que transformam o nitrogênio molecular em amônia, conforme a equação (11). A fixação biológica do N_2 ocorre graças a uma enzima, denominada nitrogenase, presente apenas em alguns organismos procariontes. A fixação de nitrogênio efetuada pelos organismos de vida livre está estimada em menos de 5 kg/ha/ano. Do ponto de vista energético, ela também é dispendiosa para o organismo que a realiza. No entanto, devido a presença de um sistema enzimático, a reação pode ocorrer na temperatura ambiente e na pressão atmosférica (Morgante, 2006):



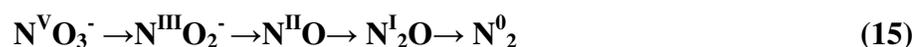
As cianófitas são freqüentes nas águas doces mas são raras no ambiente marinho. Elas, juntamente com outras bactérias, são capazes realizar o processo de nitrificação. É um processo que converte a amônia em uma forma assimilável pelas plantas: moléculas de nitrito (NO_2^-), sintetizadas pelas *Nitrosomonas spp.*, e posteriormente, nitrato (NO_3^-) pelas *Nitrobacter spp.* A amônia (NH_3) e o íon amônio (NH_4^+), estão em equilíbrio na água, com cerca de 99% na forma (NH_4^+) em pH neutro, sendo esta forma metabolizada ativamente como nutriente e incorporada pela biota, sendo considerada como a fonte mais solúvel de nitrogênio. (Morgante, 2006):



Em ecossistemas terrestres, os processos de fixação e nitrificação são muito semelhantes àqueles do ambiente aquático. Nestes, além da a fixação de N_2 por bactérias de vida livre, também se destacam o papel dos microorganismos simbióticos, como a *Rhizobium sp.* Estas bactérias vivem em nódulos ou raízes de leguminosas (e gramíneas também), representando um exemplo de simbiose, onde há benefícios para ambas as espécies: a leguminosa fornece local e alimento (carboidratos) para a bactéria, e a planta recebe o nitrogênio em forma assimilável (Martins et al.,2003). Uma união bastante conhecida é a da *Anabaena* com a pteridófita aquática *Azolla*. Na Ásia, o cultivo do arroz costuma ser feito em consórcio com o de *Azolla* para garantir a nutrição nitrogenada das plantas (Morgante, 2006).

Uma vez absorvido pelas algas e plantas, o nitrogênio é transformado metabolicamente em aminoácidos e proteínas, os quais são estocados nos tecidos vegetais, e posteriormente, consumidos ao longo cadeia trófica. Desta forma, geram-se todos os estoques de nitrogênio orgânico existentes nos consumidores do ecossistema. No entanto, o nitrogênio orgânico pode ser eliminado através das excreções de animais, na forma de uréia ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$) ou ácido úrico, podendo estes serem re-assimilados por plantas ou decompostos por microorganismos.

Quando os organismos morrem, os microorganismos decompositores podem converter o nitrogênio orgânico em nitrato, amônia ou, por uma série de reações químicas, em nitrogênio molecular, que retorna à atmosfera. A denitrificação é o processo que ocorre em toda a superfície terrestre pelo qual o nitrato (NO_3^-) é convertido em gases (N_2O , NO_x e N_2), através de processos químicos e biológicos (Martins et al., 2003). As bactérias denitrificantes utilizam os nitratos, nitritos e compostos orgânicos nitrogenados (uréia, ácido úrico) para extrair o nitrogênio (N_2). As *Pseudomonas sp* são um exemplo de bactérias que realizam este tipo de processo. A equação (15) mostra como o nitrogênio tem seu estado de oxidação reduzido de (+5 ou V), como íon nitrato, até 0 (nitrogênio molecular), conforme indicado nos índices superiores:



O estoque de amônia na atmosfera é o terceiro maior em relação aos compostos gasosos de nitrogênio, sendo menor apenas que o nitrogênio (N_2) e o óxido nitroso (N_2O). As principais fontes são: a decomposição enzimática da uréia proveniente de urina e excremento animal, volatilização pelo solo, queima de biomassa e perdas durante a aplicação e produção de fertilizantes nitrogenados (Martins et. al, 2003).

O principal sumidouro de amônia na atmosfera ocorre através das reações de neutralização de ácidos formados na atmosfera, principalmente o sulfúrico (H_2SO_4) e o nítrico (HNO_3). Os produtos são sais de amônio, suspensos no ar como aerossóis de nitrato e sulfato, que em seguida sofrem deposição seca ou úmida.



O óxido nitroso (N_2O), que compõe o segundo maior estoque gasoso de nitrogênio na atmosfera, desempenha um papel significativo no fenômeno do aquecimento global. As fontes de N_2O são principalmente antrópicas, sendo que a utilização de fertilizantes agrícolas é a maior emissora global deste gás de efeito estufa. Outras fontes de menor fluxo

são as atividades industriais e a queima da biomassa. A soma das emissões globais estão estimadas em 23,7 E12 g N ano (Martins et al. 2003).

O óxido nitroso, segundo os mesmos autores, é consumido pela reação de fotólise que ocorre na estratosfera. A reação (18) mostra como o N₂O se dissocia em nitrogênio molecular e oxigênio atômico pela ação da luz solar e, indiretamente, o N₂O contribui para a depleção da camada de ozônio, através de reações de fotólise. Ou ainda, em menor proporção, pode reagir com o oxigênio atômico da estratosfera produzindo óxido nítrico, ou nitrogênio molecular e oxigênio (reações 19 e 20):



O óxido nítrico (NO) e os óxidos de nitrogênio (NO_x) constituem um importante estoque da atmosfera, que resulta principalmente da queima de combustíveis fósseis, queima de biomassa e emissões pelo solo devido a processos biológicos (Ugucione et al., 2002); o conjunto de todas as fontes representa uma emissão global de 64 E12g N/ano como NO_x. O NO₂ (dióxido de nitrogênio) é altamente tóxico e, além disto, apresenta grande influência na formação do ozônio troposférico, outro poluente muito prejudicial aos humanos. Cónsul et al. (2003) explicam que o mecanismo de formação e destruição do ozônio na troposfera é controlado por estas emissões, conforme as reações a seguir:



No entanto, existem outras variantes que influenciam na dinâmica das reações (21), (22) e (23). A emissão de compostos orgânicos voláteis adiciona mais complexidade aos processos de formação de ozônio (Cónsul et al., 2004). Toro et al. (2003), através de simulação matemática, notaram que diferentes relações entre as concentrações [COV/NO_x] resultam em maior ou menor produção de ozônio na troposfera. Em geral, emissões crescentes de NO_x provocam aumento das concentrações de O₃. Deve-se ressaltar que o ozônio é um gás tóxico para plantas e seres humanos, sendo indesejável sua presença próxima à superfície terrestre.

Os óxidos de nitrogênio também participam de reações para formação de ácido nítrico, o que contribui para a acidez da chuva. A formação de ácido ocorre durante o período diurno, pois tais reações dependem da disponibilidade de luz, conforme mostra a equação (24) proposta por Ugucione et al. (2002):



Durante a noite, a tendência é a de formação de pentóxido de dinitrogênio (N_2O_5), devido à reação de NO_2 com NO_3 . No entanto, este composto formado também se dissocia na presença de água, formando HNO_3 . O ácido nítrico também pode reagir na fase gasosa e formar NO_2 e NO_3 . Estas reações são muito lentas e tem um papel pouco importante na baixa troposfera (Ugucione et al., 2002). Outra forma de consumo do estoque de NO_x ocorre devido à absorção pelas plantas (Martins et al., 2003).

3.10.1 Influência humana no ciclo de nitrogênio

As atividades humanas tem um grande impacto sobre o ciclo global de nitrogênio. Além de cultivar plantas fixadoras de nitrogênio, produz fertilizantes nitrogenados através do processo Haber-Bosch, que se baseia na combustão de gás natural para produzir hidrogênio, que por sua vez reage com N_2 para formar amônia em condições de altas temperaturas e pressão (Schlesinger, 2000). De fato a fertilização induzida pelo ser humano nos ecossistemas terrestres foi responsável por um aumento de e nitrogênio inorgânico ($54 \text{ E}12 \text{ g N / ano}$) e fósforo biologicamente reativo ($8,5 \text{ E}12 \text{ g P ao ano}$) nos ambientes aquáticos da Terra. Somando-se a elevação da concentração de gás carbônico na atmosfera, foi induzida uma produção adicional de biomassa aquática que, conseqüentemente, provocou um maior sepultamento de carbono orgânico nos sedimentos marinhos. Os oceanos, que antes da época pré-industrial eram uma discreta fonte de CO_2 , são agora um sumidouro, o que é mais um indício da reorganização dos ciclos biogeoquímicos provocada pelas atividades humanas na Biosfera (Mackenzie et al., 2002).

A queima de combustíveis fósseis também impacta o ciclo natural do nitrogênio liberando cerca de $20 \text{ E}12 \text{ g N ao ano}$ (na forma de NO_x), proveniente do nitrogênio orgânico contido nos compostos fósseis; pode-se considerar este fluxo como uma nova fonte de nitrogênio fixado para a biosfera porque, se não fossem estas atividades humanas,

este nitrogênio permaneceria inacessível na crosta terrestre. Devido ao curto tempo de residência do NO_x na atmosfera, a maior parte deste elemento se deposita com o processo de precipitação sobre os ecossistemas terrestres, sendo incorporados nos ciclos biogeoquímicos. Apenas uma pequena parte do NO_x é transportada a maiores distâncias, como para a troposfera, situação que pode contribuir para o transporte e aumento de nitratos (NO_3^-) depositados em geleiras (Schlesinger, 2000).

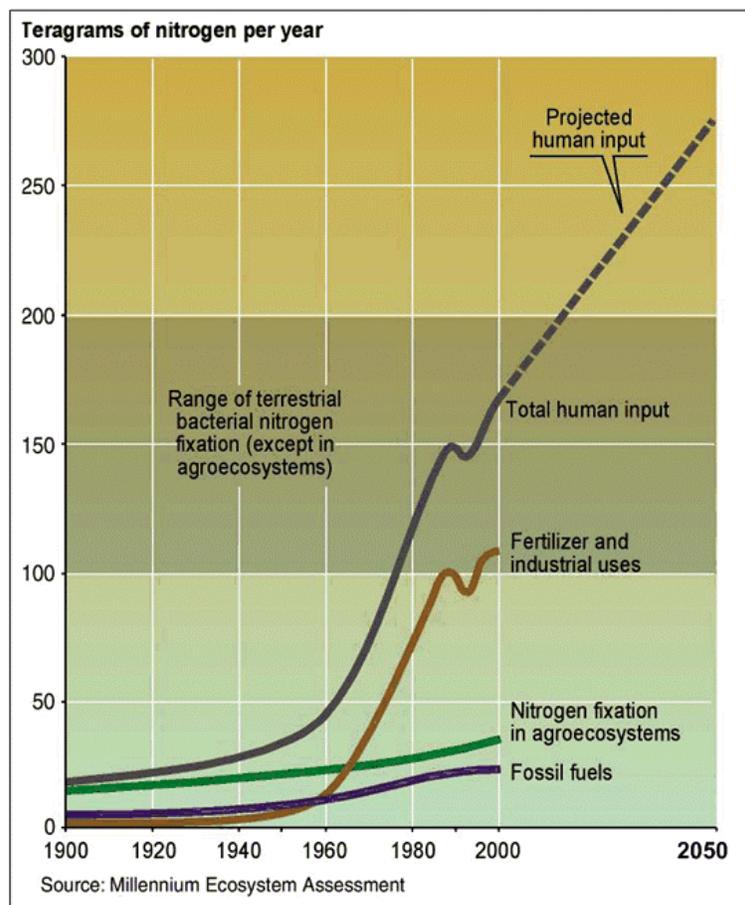


Figura 12. Tendências Globais na criação de nitrogênio reativo na Terra por atividades humanas e projeção para 2050. Fluxos em E12 g N por ano.
Baseada na MEA (2005).

A fertilização excessiva de ecossistemas terrestres pelas atividades humanas também tem sido a responsável pelo aumento no conteúdo de nitrogênio nas águas subterrâneas, especialmente em áreas agrícolas. Globalmente, as águas subterrâneas representam um sumidouro de nitrogênio estimado em 11 E12 g N ao ano e, segundo

cálculos baseados em um fluxo anual de águas subterrâneas de 11.000 km³ ao ano, já existiu uma adição de 1 mg de nitrogênio por litro de água subterrânea (Schlesinger, 2000).

A figura 13, elaborada pela Avaliação Ecosistêmica do Milênio (2005), mostra como ocorrem os fluxos antropogênicos de nitrogênio na Biosfera e destaca o papel das atividades agrícolas (definida com termo em inglês: *crops*) como fonte de alteração humana no ciclo natural do nitrogênio de maior magnitude.

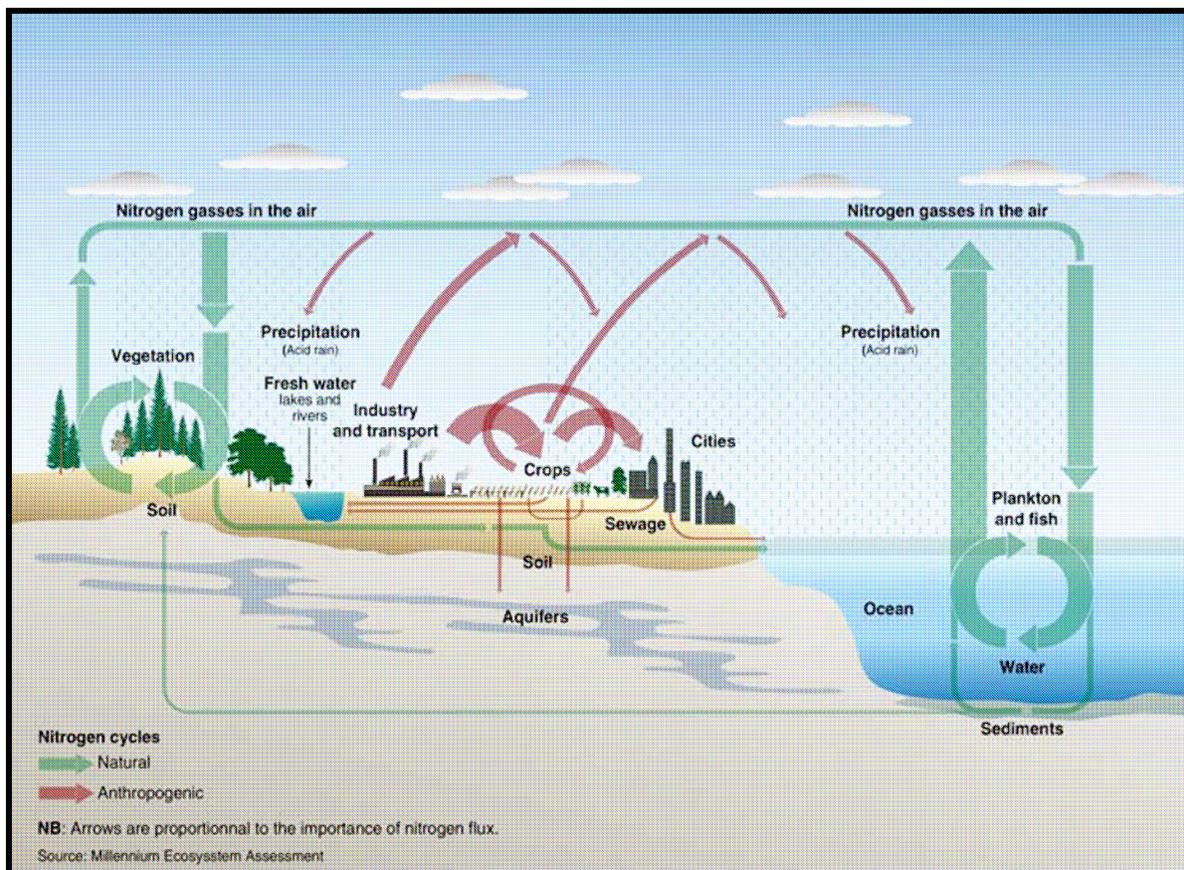


Figura 13. Influência das atividades humanas na estrutura do ciclo de nitrogênio.
Baseada na MEA (2005).

As perspectivas futuras em relação à adição de nitrogênio reativo na biosfera apontam para a continuidade do atual quadro de crescimento, principalmente devido ao crescimento da população e à mesma necessidade de se produzir alimentos e gerar energia. As estimativas de produção de fertilizantes nitrogenados atingem 108 E12 g N em 2020, caso a população mundial seja de 7,7 bilhões de pessoas, e saltam para 132 E12 g N no ano 2050, caso a população seja de 9,4 bilhões indivíduos (Galloway, 1998).

3.10.2 Ciclo do nitrogênio em ecossistemas terrestres

Em ecossistemas terrestres, as principais entradas de nitrogênio ocorrem por duas vias: fixação biológica de nitrogênio (FBN) e deposição atmosférica (seca e úmida) de nitrogênio inorgânico.

Em termos globais, Schlesinger (2000) estima que cerca de 10 quilogramas de nitrogênio por hectare ao ano são fixados biologicamente na superfície terrestre. A maioria dos estudos sobre a FBN assimbiótica nos sistemas terrestres verificam valores de 1 a 5 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹. A fixação pode ser simbiótica em plantas superiores; no entanto, este fluxo não se distribui de maneira uniforme nos ecossistemas florestais. Silvester (1983) estima que ecossistemas florestais apresentam um potencial de fixação de nitrogênio que pode variar de 1 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹ - em florestas com líquens dispersos e bactérias heterotróficas - até 300 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹, em matas com grande densidade de árvores noduladas, como mostra a figura 14.

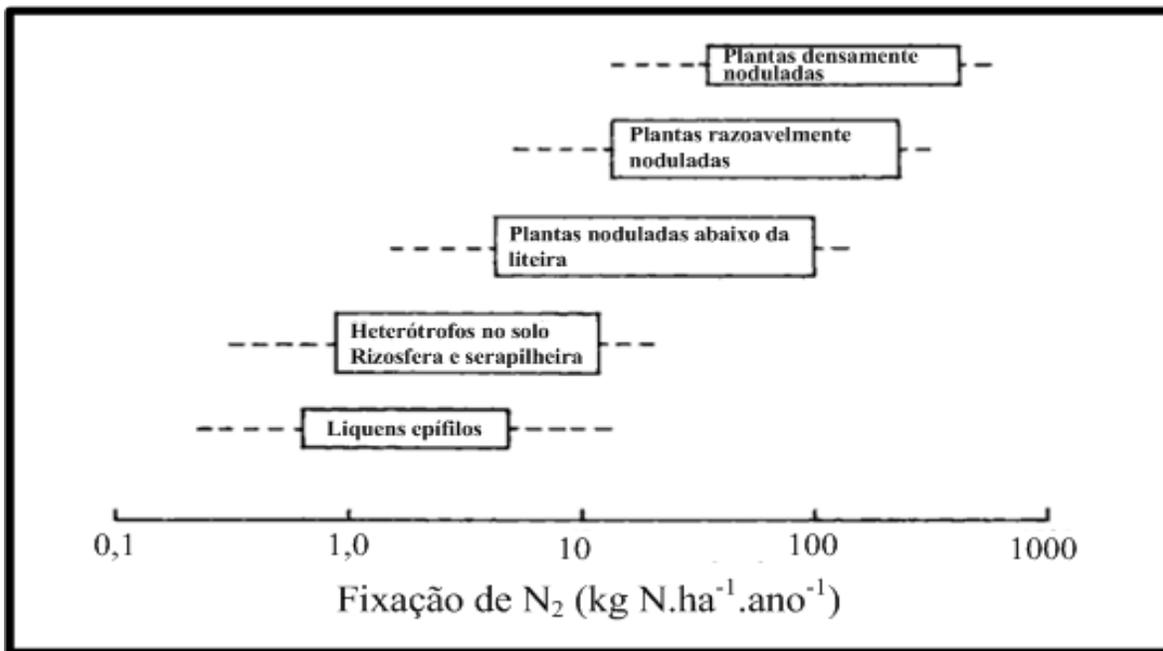


Figura 14. Fixação de nitrogênio em diferentes formações florestais.
Fonte: Silvester (1983)

Além da fixação biológica de nitrogênio, outro tipo de entrada de nitrogênio reativo nos ecossistemas ocorre via deposição atmosférica, seca ou úmida (ver figura 15). Este

fluxo é considerado como relevante em florestas tropicais, principalmente devido às atividades humanas de queima de biomassa e o crescimento da fertilização nitrogenada. A deposição seca de partículas de aerossol, que contém espécies como nitratos (N-NO_3^-) e amônio (N-NH_4^+), é função do tamanho da partícula. Geralmente, a deposição seca é aumentada conforme maiores são os aerossóis, devido à ação adicional da força da gravidade. Já a deposição úmida é o resultado da remoção de constituintes atmosféricos existentes dentro e abaixo das nuvens (Trebs et al., 2006). Os mesmos autores afirmam que a taxa total de deposição (seca e úmida) pode variar de 1 a 2 $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ para localidades rurais (norte do Canadá), e se eleva para o intervalo de fluxo de 30 a 70 $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ em regiões que recebem N da poluição gerada por centros urbanos ou atividades rurais (sudeste dos Estados Unidos, noroeste da Europa).

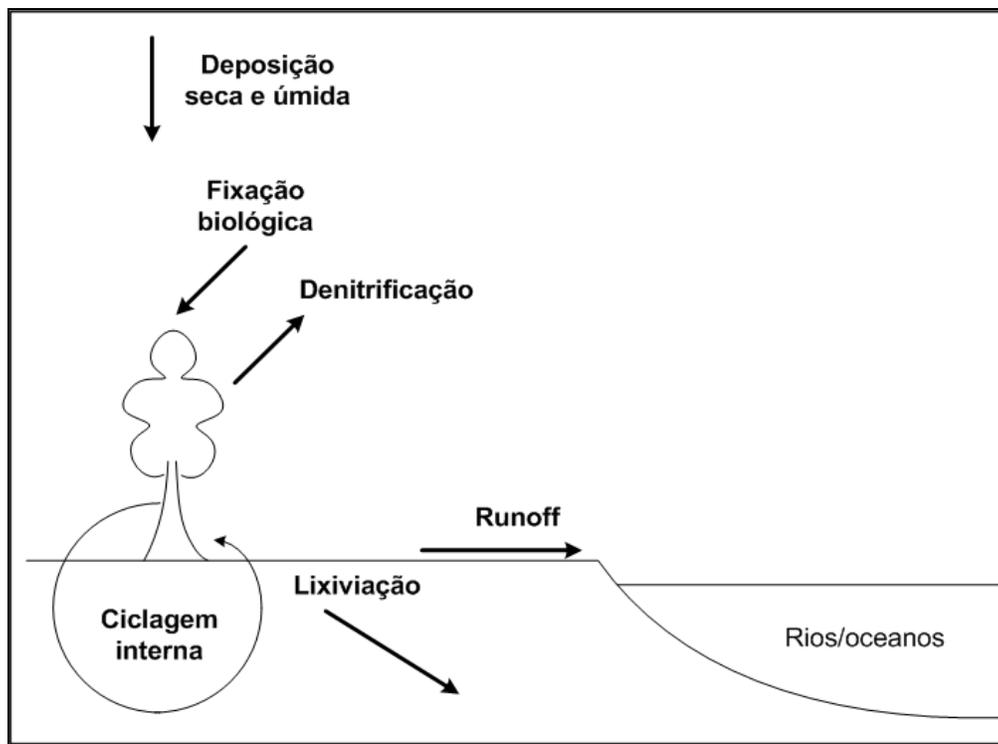


Figura 15. Principais fluxos de nitrogênio em ecossistemas florestais.

As saídas de nitrogênio em florestas ocorrem por três vias principais: através da denitrificação, da lixiviação e do runoff de compostos nitrogenados. A respeito da primeira, Barton et al. (1999) afirma que a maioria dos estudos a respeito de taxas de denitrificação

em sistemas terrestres encontram-se na faixa de 0 a 249 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹, com as maiores taxas observadas em solos irrigados e com fertilização de nitrogênio. No entanto, o autor afirma que os fluxos de denitrificação descritos na literatura apontam para valores baixos, com mais da metade das taxas de solos em florestas inseridos abaixo do valor de 1 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹, com uma média de 1,9 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹. Já as taxas em solos agrícolas tendem a ser maiores do que em solos florestais, com a maioria (85%) das referências analisadas indicando taxas superiores a 1 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹, com valor médio de 13 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹. Segundo os mesmo autores, as maiores taxas de denitrificação são esperadas em solos com fertilização nitrogenada ou em locais onde o manejo do solo promova maior disponibilidade de nitrato no solo.

Bonilla (2005) afirma que as perdas de nitrogênio estão intimamente vinculadas ao processos do ciclo hidrológico existente em florestas. A água da precipitação que esco superficialmente pela área de drenagem de uma floresta ou bacia hidrográfica carrega nitrato (NO₃⁻) e nitrogênio orgânico dissolvido (N.O.D) para a jusante, que são as principais formas de nitrogênio perdidas em solução nos ecossistemas; no entanto, o NH₄⁺ pode ser absorvido por plantas e microorganismos, ou ficar adsorvido às partículas negativamente carregadas do solo. Bruijnzeel (1991) agregou dados das entradas de N (somente pela precipitação) e de saídas de nitrogênio (inorgânico pelo runoff) em bacias hidrográficas de diversas partes do mundo, conforme mostrado pela tabela 17. No entanto, as entradas de nitrogênio não incluem a fixação biológica, e as saídas não incluem as perdas por denitrificação e lixiviação, que podem modificar o saldo de N apresentado a seguir.

As perdas de nitrogênio por lixiviação, não consideradas por Bruijnzeel (1991) ocorrem principalmente para o nitrato, o qual é um íon negativamente carregado e é repelido pelas partículas do solo, sendo carregado com a água que percola para as águas subterrâneas. O movimento do NO₃⁻ através do solo depende principalmente do fluxo de massa com a solução de solo e da difusão dentro da solução de solo (Bonilla, 2005). As perdas de N por lixiviação são da ordem de poucos kg N.ha⁻¹.ano⁻¹. No entanto, altas perdas por esta via podem ocorrer após algumas perturbações nos ecossistemas como fogo e substituição de florestas por pastagens (Silva, 2005).

Tabela 17. Adição de nitrogênio pela precipitação (P) e perdas pelo deflúvio (D) em florestas sub-tropicais.

Localização	Precipitação anual (mm)	Runoff anual (mm)	Entrada N inorg. precipitação (P) kg N.ha⁻¹.ano⁻¹	Saídas N inorg. deflúvio (D) kg N.ha⁻¹.ano⁻¹	(P)-(D) kg N.ha⁻¹.ano⁻¹
<i>Solos de baixa a moderada fertilidade em florestas de terras baixas</i>					
San Carlos, Venezuela	3565	1860	21,2	15,3	+5,9
Adiopoudomé, Costa do Marfim	2130	1000	29,4	29,5	-0,1
Banco, Costa do Marfim	1800	630	21,2	12,6	+8,6
Tonka, Suriname	2415	515	18,8	0,15	18,6
Reserva Ducke, Brasil	2475	450	5,0	29,0	-24,0
<i>Solos de moderada a alta fertilidade em florestas de terras baixas</i>					
Watubelah, Indonésia	4670	3590	15,4	10,6	+4,8
La Selva, Costa Rica	3675	1250	1,1	19,4	-18,3
<i>Florestas de Montanhas</i>					
Rio Espírito Santo, Porto Rico	4550	4260	1	2,3	-1,3
El Verde, Porto Rico	3920	2150	14	19	-15,0
Pi-lu-chi, Taiwan	2420	1100	9,7	1,6	+8,1
San Eusébio, Venezuela	1500	565	9,9	4,4	+5,5

Baseada em Bruijnzeel (1991), que desconsiderou a entrada por fixação biológica e as saídas por denitrificação e lixiviação.

3.10.3 Valor dos serviços do ciclo de nitrogênio

Apesar da ausência de um mercado de fixação de nitrogênio, que já existente para o caso do carbono, os fluxos de nitrogênio através dos ecossistemas terrestres podem estar associados à valores econômicos. Embora o preço da fixação de nitrogênio industrial já seja estabelecido pela economia de mercado através dos preços de fertilizantes, pouco se sabe sobre o valor associado aos processos naturais que envolvam o ciclo de nitrogênio.

Huang e Le Blanc (2007) estimaram o valor econômico associado à lixiviação de nitrogênio residual para a água em propriedades agrícolas do cinturão do milho (*corn belt*) nos Estados Unidos, em uma proposta de implantação de uma taxa que punisse os agricultores que utilizavam nitrogênio de fertilizantes em excesso, e de gerar subsídio àqueles que retirassem o nitrogênio residual do solo. Estes últimos receberiam o dinheiro pago pelos poluidores. Os autores assumiram que todo o nitrogênio residual seria perdido do sistema através de lixiviação de nitrato. Foi estimado que a taxa associada ao uso excessivo de nitrogênio nas propriedades do Estado de Illinois era de aproximadamente US\$ 17,46 por acre (ou US\$ 43,65 por hectare); o valor foi estimado a partir do gasto do governo para estimular a remoção do excesso de nitrogênio nestas propriedades agrícolas (ver tabela 18).

Pretty et al. (2000) avaliaram os custos externos de propriedades agrícolas associados à poluição de água por nitrato (originado de fertilizantes e resíduos da pecuária, da mineralização do nitrogênio orgânico do solo, da deposição atmosférica e do esgoto humano). O custo associado à retirada de nitrato da água, considerando que 80% da poluição seja devido à agricultura, foi estimado em £16 milhões ao ano. Considerando que a área agrícola do Reino Unido era de 11,26 milhões de hectares na época, o custo médio associado à poluição da água por nitrato era de £ 1,42 ha⁻¹.ano⁻¹.

O óxido nitroso (N₂O), analogamente ao CO₂, é um gás de efeito estufa. O N₂O, emitido pelas atividades humanas de queima da biomassa e por processos denitrificação de fertilizantes do solo, apresenta um potencial de aquecimento global 263 vezes maior que o CO₂. Além disto, é um gás responsável pela destruição do ozônio estratosférico, ou seja, destrói a camada de ozônio. Pretty et al. (2000) citam as pesquisas a respeito dos custos externos gerados pela emissão de gases na mudança climática, na saúde humana, no aumento do nível dos oceanos, na disponibilidade de água, na biodiversidade, e na

incidência de tempestades, secas e enchentes. Eyre et al. (1997, apud Pretty et al., 2000), estimaram o custo marginal médio das emissões de N₂O em £7530 por tonelada deste composto nitrogenado.

Além do N₂O, Pretty et al. (2000) citam o impacto negativo causado pela emissão de amônia (NH₃), que mesmo não se tratando de um gás de efeito estufa, exerce influência nos processos de acidificação dos solos e da água, além de poder promover eutrofização. Holland et al.(1999, apud Pretty et al., 2000) calcularam o valor dos impactos externos da amônia através de um agregado de abordagens econômicas baseadas na disposição a pagar (DAP), obtendo-se um valor estimado em £171 por tonelada de amônia emitida.

Patterson et al. (2002) , utilizando uma metodologia biofísica para a mensuração de processos ecológicos e humanos, calcularam os “preços ecológicos” para os principais estoques processos existentes da Biosfera. Como já mostrado pela tabela 5, o preço ecológico calculado pelo autor foi de US\$ 88,11 por tonelada de compostos nitrogenados em geral. O cálculo foi realizado através de uma matriz que continha os balanços de massa e energia relativo a cada processo em escala global.

Tabela 18. Valores econômicos atribuídos aos processos do ciclo do nitrogênio.

Processo	Valor	Referência
<i>Metodologias econômicas convencionais</i>		
Lixiviação nitrato (EUA)	US\$ 45 .ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Huang e Le Blanc (2007)
Poluição da água por nitrato	£ 1,42 ha ⁻¹ .ano ⁻¹ .	Pretty et al.(2000)
Emissão de N ₂ O	£ 7530 / tonelada N ₂ O	Eyre et al. (1997)
Emissão de NH ₃	£ 171 / tonelada NH ₃	Holland et al.(1999)
<i>Metodologia biofísica (precificação ecológica)</i>		
Produção de compostos N	US\$ 88,11 / tonelada	Patterson et al. (2002)

3.11 Mata Atlântica

A parcela da população que vive próxima à Mata Atlântica recebe uma série de benefícios destas áreas nativas. Dentre eles pode-se destacar a proteção das águas e do solo, a provisão de ar puro, regulação dos ciclos hídricos, as matérias-primas e alimentos nativos, a fonte de material genético, o lazer, a preservação de valores culturais e sociais, e uma série de outras vantagens que afetam positivamente o bem-estar das pessoas. Pode-se considerar que é uma floresta de valor inestimável devido à prestação destes tipos de serviços à sociedade (Tonhasca Júnior, 2005).

A Mata Atlântica, apesar da geração de inúmeros benefícios ao homem e aos outros organismos, está incluída como uma das duas florestas tropicais mais ameaçadas do planeta. Isto não só indica a possibilidade da destruição de seus serviços, como também pode significar o aniquilamento de um habitat que abriga inúmeros endemismos da fauna e flora que constitui o abrigo natural de milhares de espécies, muitas delas ameaçadas de extinção e incluídas no Red Book of Endangered Species (Bórem e Oliveira-Filho, 2002).

A área original de Mata Atlântica no Brasil, que se estendia por mais de 1.300.000 km², correspondendo a cerca de 15% do território brasileiro, está hoje reduzida a apenas 7,3% de sua área original, com uma distribuição bastante fragmentada pelo país (CNRBMA/SOS, 2003). O território remanescente de Mata Atlântica no Brasil abriga atualmente 120 milhões de habitantes e mais de 3.400 municípios. Localiza-se neste espaço grande parte da indústria, da área cultivada, das concentrações portuárias e dos centros turísticos do Brasil, respondendo por cerca de 70% do PIB nacional. (CNRBMA/SOS, 1997).

Define-se a Mata Atlântica como o domínio formado por um conjunto de ecossistemas florestais e ecossistemas associados que, tendo-se por base o mapa de vegetação do Brasil (IBGE, 1993; apud CNRBMA/SOS, 2003), corresponde:

- à totalidade da Floresta Ombrófila Densa que acompanha o litoral, indo do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul;
- às Florestas Estacionais Deciduais e Semi-deciduais do Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná, São Paulo, Rio de Janeiro e Espírito Santo;
- às Florestas Estacionais Semi-deciduais de Mato Grosso do Sul, incluindo os vales dos rios da margem direita do rio Paraná; Minas Gerais, nos vales dos rios Paranaíba,

Grande e afluentes; Minas Gerais e Bahia, nos vales dos rios Paraíba do Sul, Jequitinhonha, rios intermediários e afluentes; e de regiões litorâneas limitadas do Nordeste, contíguas às florestas Ombrófila;

- à totalidade da Floresta Ombrófila Mista e aos encaves de Araucária nos estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais;
- às formações florísticas associadas, como manguezais, vegetação de restingas e das ilhas oceânicas;
- aos encaves de cerrado, campos e campos de altitude compreendidos no interior das áreas citadas acima;
- às matas de topo de morro e de encostas do Nordeste, particularmente os brejos de altitude de Pernambuco e Paraíba e as chãs do estado do Ceará, na Serra de Ibiapaba e de Baturité, e na da Chapada do Araripe; e (VIII) às formações vegetais nativas de Fernando de Noronha.

A redução da área coberta por Mata Atlântica no Brasil iniciou-se após o ano 1500, a princípio, com as atividades extrativistas de essências nobres – retiradas do pau-brasil –, e prosseguiu com a gradual derrubada de áreas de mata nativa para o cultivo de espécies exóticas, principalmente a cana-de-açúcar, que representava a base da economia colonial. O agravamento da destruição da Floresta Atlântica ocorreu com a descoberta de depósitos de ouro e diamante ao longo da sua porção interna, prática que transformava as áreas verdes em regiões desertas (Dean, 1996, apud Sá, 1996).

A transição do governo colonial para o imperial acelerou ainda mais o processo desta devastação, já que os brasileiros, exercendo plena soberania sobre a Floresta Atlântica, intensificaram a extração de seus estoques e conversão do uso do solo. Destacase a dominância da cultura do café na época, que utilizava as terras impróprias para a cultura canavieira (como as regiões montanhosas) e que acabou por destruir as porções até então intactas da floresta. No entanto, foi no início do século XX que o cenário de agressão à floresta se acelerou ainda mais. A explosão demográfica, o crescente extrativismo predatório e as práticas de monocultura e pecuária contribuíram para a brusca redução da área de Mata Atlântica em todo o Brasil (Dean, 1996, apud Sá, 1996).

Em relação ao Estado de São Paulo, este possuía originalmente cerca de 82% (equivalente a 20.450.000 ha) de seu território coberto pela Floresta Atlântica e seus

ecossistemas associados. Devido aos séculos de severa devastação dos ciclos econômicos da região (exploração do pau-brasil, café, cana-de-açúcar e da expansão urbana), a área de Mata Atlântica foi reduzida abruptamente, ocupando apenas 3,0 % da área do Estado, concentrando-se ao longo do litoral e nas encostas da Serra do Mar (CNRBMA/SOS, 1997).

A destruição da Mata Atlântica foi vinculada ao avanço agrícola no Estado de São Paulo, tornando-se evidente quando se resgata o histórico de exploração existente nos séculos passados. O Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica (CNRBMA/SOS, 2003) destaca que, na bacia do Rio Paraíba do Sul (de maneira similar às outras bacias do Estado de São Paulo), a devastação da mata se iniciou com a introdução da cana-de-açúcar no século XVI – época do Brasil colônia –, e se intensificou durante os ciclos econômicos do café, da cana-de-açúcar, e pela entrada da pecuária leiteira que marcaram o histórico de uso do solo nos séculos XIX e XX. A figura 16 ilustra a situação da Floresta Atlântica em seu estado primitivo, anterior à descoberta do Brasil, até o ano 2000. Pode-se observar que a destruição é intensificada no início do século XX, principalmente na parte leste do Estado, compreendendo as bacias dos rios Pardo, Mogi-Guaçu, Piracicaba, Jundiaí, Capivari e Tietê. Até a ano de 1962, a cobertura vegetal havia sido completamente devastada, restando somente fragmentos de mata, e mata densa na faixa litorânea do Estado e no Pontal do Paranapanema. Atualmente, esta última região também sofreu um processo de fragmentação, restando apenas maiores concentrações de Mata Atlântica no litoral do Estado de São Paulo.

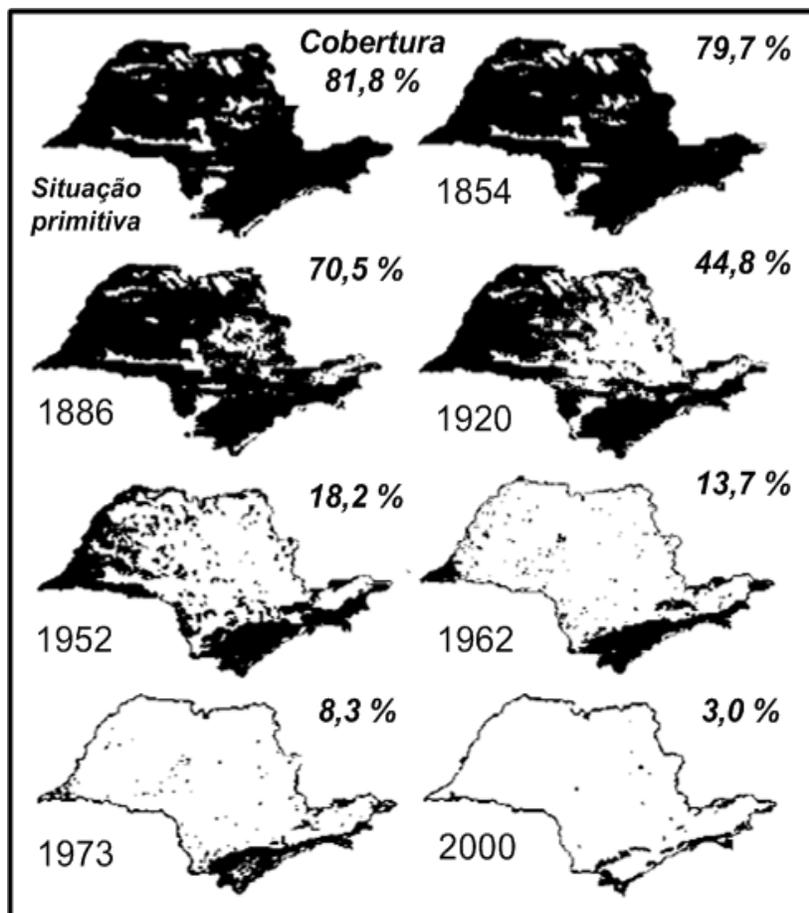


Figura 16. Reconstituição cronológica da Mata Atlântica no Estado de São Paulo.

Fonte: Victor et al. (2005), apud CNRBMA/SOS (1997).

De acordo com o Conselho (CNRBMA/SOS, 1997), à medida que as florestas eram eliminadas para o avanço de fazendas, era comum observar, já naquela época, a degradação simultânea de córregos e outros cursos de água, que secavam pela ausência da cobertura vegetal adjacente. Atualmente, a proximidade da Mata Atlântica com os centros urbanos e demais regiões produtivas ameaça os remanescentes florestais através de novas situações, como as invasões de populações marginalizadas, a especulação imobiliária, a mineração, o extrativismo vegetal clandestino, os lixões, as chuvas ácidas e a poluição da água, do mar e do solo que ainda são problemas consideráveis no Estado.

Tonhasca Júnior (2005) ressalta que o processo de degradação da Mata Atlântica se enquadra na parábola da “tragédia das terras comuns”, apresentada pela primeira vez pelo matemático William Foster Lloyd, em 1833. Neste sentido, a Mata Atlântica brasileira é vítima de destruição para a geração de lucros econômicos privados, enquanto os prejuízos

decorrentes da eliminação de seus ecossistemas – como a perda de serviços ecológicos – são divididos por toda a sociedade, e se concretizam nos custos financeiros de tratamento de águas poluídas, limpeza de mananciais assoreados, controle e tratamento de doenças, entre outros. A Mata Atlântica, segundo o mesmo autor, sempre foi tratada como um bem de acesso irrestrito cuja exploração excessiva e predatória a levou à beira do colapso.

3.12 Cana-de-açúcar: importância econômica

A cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum L.*) é uma gramínea semi-perene originária do Sudoeste da Ásia que foi implantada no território brasileiro no início do século XVI. Este cultivo expandiu-se no país principalmente nas últimas três décadas do século XX e, atualmente, passa por um novo período de expansão que garante ao Brasil o *status* de maior produtor mundial de açúcar e álcool do mundo. Estima-se que a colheita da safra 2007/2008 irá ultrapassar 547 milhões de toneladas em todo o país, o que significa um crescimento de 15% em relação à safra do ano anterior. A indústria sucroalcooleira moerá 86% do total colhido, e o restante será destinado à alimentação animal, produção de mudas, fabricação de cachaça, entre outros produtos. Espera-se que do total processado pela indústria, 53% deva se transformar em álcool e 47% em açúcar (Agrianual, 2008).

No contexto brasileiro, o Estado de São Paulo se destaca como o maior produtor de cana-de-açúcar, apresentando mais de 60% da atual área colhida (equivalente a 3,65 milhões de hectares), com uma produção na safra 2007/2008 estimada em mais de 278 milhões de toneladas. Segundo o Agrianual (2008) espera-se que até a safra 2017/2018 a área colhida no Estado seja ampliada para quase 5,45 milhões de hectares, ao mesmo tempo em que a produção de cana alcançaria quase 450 milhões de toneladas. A importância econômica deste cultivo para o Estado é marcante, pois a cadeia sucro-alcooleira é responsável pela produção de 35% de seu PIB e gera cerca de 400 mil empregos diretos na produção agrícola e na agroindústria (UNICA, 2007, apud Picoli 2007).

De maneira complementar, a cana apresenta uma perspectiva favorável para os comércios interno e externo, impulsionada pela elevação internacional dos preços do petróleo e pelo crescimento da demanda interna por biocombustíveis dos novos modelos de automóveis *flex fuel* (Agrianual, 2008). Um dos principais indicadores de que o mercado de cana-de-açúcar só tende a aumentar é o Protocolo de Kyoto, assinado em 1997 por

diversos países membros das Nações Unidas, que propõe a estabilização das emissões de gases de efeito estufa através do esforço conjunto para a redução destas emissões, que deverão ocorrer entre 2008 e 2012. Neste contexto, o etanol produzido a partir da cana-de-açúcar é considerado como um produto de relativo baixo custo e que pode ser misturado à gasolina ou ser utilizado para fabricar biocombustíveis, oferecendo uma alternativa para a redução das emissões de carbono e enxofre na atmosfera pelos veículos automotivos (Picoli, 2007).

3.13 Expansão da cana no Estado de São Paulo

Apesar da implantação deste cultivo desde 1522 na capitania de São Vicente, o avanço histórico da cana-de-açúcar no Estado de São Paulo se intensificou em meados do século XVIII, quando o governo do Morgado de Mateus (1765-1775) empreendeu mudanças administrativas com a finalidade de retirar esta capitania da situação de estagnação e promover o desenvolvimento de atividades primário-exportadoras. Neste contexto, o setor canavieiro se projetou como a principal expressão econômica de São Paulo até meados do século XIX. Durante esta época, o espaço da cana-de-açúcar se dividia em três áreas distintas: Litoral Norte (Santos, Ubatuba, São Sebastião e Vila Bela), Vale do Paraíba (até a porção carioca do Rio Paraíba do Sul), e no “quadrilátero” formado pelos municípios de Sorocaba, Piracicaba, Mogi-Guaçu e Jundiaí, onde se inseriam também Itu e Campinas. A produção era realizada em grandes propriedades, com a mão-de-obra baseada em escravos, utilizando-se técnicas rudimentares de plantio que eram indutoras da permanente incorporação de novas terras. Uma série de fatores conjunturais internos e externos combinados determinaram a relativa fragilidade do “ciclo do açúcar” desta época que, por fim, promoveu a conversão, na primeira metade do século XIX, das lavouras canavieiras em cafezeiras (Petroni, 1968; apud Godoy, 2007).

A relação entre a história da expansão agrícola da cana no Estado de São Paulo e a devastação da Mata Atlântica produziu um estado de maior preocupação em relação à expansão da agricultura sobre os seus remanescentes no Estado. Mesmo que exista um avanço prioritário sobre áreas de pastagens degradadas, e das propostas e ações vinculadas ao zoneamento econômico-ecológico para a canavieira, um dos principais temores ainda existentes seriam os investimentos de usineiros na região do Vale do Ribeira, que abriga

61% do remanescente de Mata Atlântica do Brasil e resguardam áreas consideradas pela UNESCO como Patrimônio Natural da Humanidade (Secretaria de Saneamento e Energia do Estado de São Paulo, 16/09/2007). Soma-se a esta ameaça, a preocupação com um outro tipo de cobertura vegetal que possui poucas áreas de conservação, preservação e interesse ambiental, que é o Cerrado. Ele está localizado principalmente na região centro-norte do Estado de São Paulo, que abrange municípios como Campinas, Ribeirão Preto, Franca e Altinópolis. Este tipo de vegetação, que cobria cerca de 14% do território paulista, foi reduzida atualmente a 1% de sua área original, e encontra-se fragmentado por todo o Estado (Prado, 2007).

A expansão da canavicultura no Estado de São Paulo provoca uma externalidade negativa se considerada a hipótese de que o setor sucroalcooleiro pode vir a pressionar outras formas de agronegócio, impulsionando indiretamente novas conversões de áreas para fins agrícolas, agropastoris e agroindustriais. Neste contexto, as áreas de pastagens (originadas principalmente da eliminação do cerrado) têm sido ocupadas pela cana, no entanto, a baixa fertilidade destas terras promovem um agravante: impactos negativos devido ao uso excessivo de fertilizantes e agrotóxicos para sustentar o ciclo produtivo da cana. Além disto, a cana-de-açúcar não tem apenas absorvido áreas de pastagens, como também de outras culturas consideradas tradicionais no Estado como o feijão e o milho. Municípios paulistas tradicionalmente não canavieiros como Botucatu, São José do Rio Preto, Presidente Prudente, e outras cidades na região de Avaré vêm apresentando aumentos consecutivos de área plantada de cana na ordem de dezenas de milhares de hectares ao ano (Prado, 2007). O mapa ilustrado na figura 17 mostra que a atual concentração da cana-de-açúcar no Estado de São Paulo ocorre nas bacias hidrográficas dos rios Mogi-Guaçu, Pardo, Jacaré, Sorocaba, Piracicaba, Capivari, Jundiaí, Médio Paranapanema, e ao longo de todo o rio Tietê.

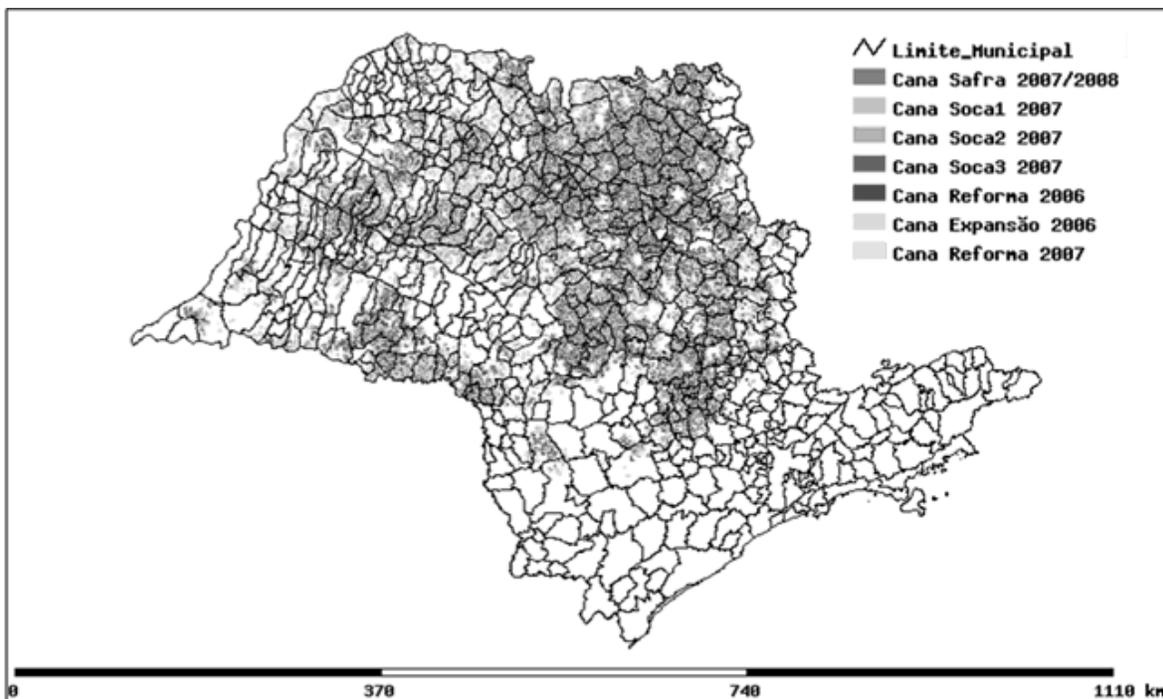


Figura 17. Distribuição da área plantada com cana no Estado de São Paulo até a safra 2007/2008.

Fonte: INPE/CANASAT (2008).

3.14 Externalidades no ciclo de produção da cana

O ciclo produtivo da cana-de-açúcar envolve quatro etapas básicas: preparo do solo, plantio da cana-de-açúcar, tratamentos culturais e colheita. Durante todas elas, existem procedimentos responsáveis pela geração de impactos negativos externos à propriedade (ver tabela 19).

Considerando-se a cultura já instalada e a existência de cinco cortes da cana-de-açúcar, pode-se apontar que existem processos mecânicos e químicos que afetam negativamente o ambiente externo. Durante o preparo do solo, existem emissões atmosféricas se devem ao alto consumo de combustíveis fósseis pelas máquinas agrícolas e outros meios de transporte de pessoas e equipamentos. Além disso, é a atividade com maior eco-toxicidade crônica para a água, e em menor grau para o solo. Isto se deve ao fato de ao uso intensivo de agrotóxicos no solo, existindo a possibilidade de percolação ou lixiviação para os recursos hídricos (Ometto, 2005; apud Prado 2007).

Na atividade de plantio da cana, além da utilização de caminhões e máquinas agrícolas, responsáveis por emissões atmosféricas consideráveis, o destaque é dado para a

grande aplicação de agrotóxicos e, principalmente, de fertilizantes nitrogenados, que conferem a esta etapa um potencial de aquecimento global 13 vezes superior à atividade de preparo do solo, além de gerar o maior potencial de eutrofização em todo o seu ciclo produtivo. Os agrotóxicos, aplicados diretamente no solo, aumentam a eco-toxicidade tanto ao solo quanto aos seres humanos (Ometto, 2005; apud Prado, 2007).

A atividade de tratos culturais consiste na aplicação de agrotóxicos e de fertilizantes. Além da emissão de gases de efeito estufa, esta etapa é marcada pelo alto consumo de diesel e agroquímicos, que conferem a esta etapa um potencial de aquecimento global superior à da atividade anterior. Além disto, o uso mais intensivo de agrotóxicos aplicados diretamente ao solo implica em maior eco-toxicidade crônica ao mesmo, com um incremento considerável em relação à etapa de plantio (Ometto, 2005; apud Prado, 2007).

A colheita da cana pode ser realizada tanto manualmente quanto por máquinas. Em ambos os tipos de colheita, é observado um alto consumo de diesel para locomover os caminhões e treminhões responsáveis pelo transporte da produção. No caso da queima da cana para colheita manual, a principal externalidade está vinculada à emissão de gases de efeito estufa que, com exceção do óxido nitroso (N_2O), é a etapa que mais emite gases que contribuem para o aquecimento global. Outro impacto negativo é a formação de ozônio troposférico, a maior em relação à todas outras etapas, que é produzido à partir da reação de gases produzidos pela queima da cana – NO_x (óxidos de nitrogênio) , NO_2 (dióxido de nitrogênio) e outros hidrocarbonetos – com o oxigênio atmosférico. Além disto, o potencial de impacto para acidificação resultante das emissões de gases nitrogenados é o maior dentre todas as outras atividades anteriores (Ometto, 2005; apud Prado 2007).

Por fim, destaca-se o potencial de eco-toxicidade humana da queima da cana, principalmente devido à geração de material particulado na atmosfera, que apresenta uma correlação significativa com a incidência de doenças respiratórias durante as épocas de queimada. Tanto o material particulado fino quanto o ozônio presentes na troposfera podem provocar conseqüências negativas na saúde humana, devido à curta ou prolongada exposição da população à estes poluentes (Externe, 2005; Arbex, 2002; apud Prado 2007).

Tabela 19. Externalidades no ciclo agrícola da cana-de-açúcar reunidas por Prado (2007).

Etapas: Preparo do solo, plantio, e tratos culturais			
<i>Externalidades</i>	<i>Agente Externo</i>	<i>Efeito Externo</i>	<i>Custo Envolvido</i>
Ao meio físico e biótico, devido ao uso de agrotóxicos e fertilizantes	- Contaminação de lençóis freáticos devido à lixiviação ou percolação; - Impactos ao meio biótico e físico se houver comprometimento dos recursos (local e/ou regional);	- Comprometimento da qualidade do recurso hídrico para consumo humano e/ou animal/vegetal (local); - Processos erosivos com conseqüente assoreamento de corpos hídricos; - Desdobramentos no meio biótico e suas cadeias;	- Valor de uso e não uso da água; - Valor de uso e não uso dos efeitos negativos á biota;
Ao meio físico devido às emissões atmosféricas e utilização de maquinário agrícola e veículos	- População; - Nível de ruído se houver aglomerados próximos às vias de trânsito do maquinário e veículos;	- Efeito estufa; - Efeitos adversos à saúde humana; - Valoração imobiliária (local); - Perda na qualidade auditiva e estresse (local);	- Custos decorrentes do efeito estufa; - Redução da expectativa de vida e da capacidade produtiva; - Custo ao Estado pelo uso do sistema de saúde pública e de seguridade social.
Etapa: Colheita			
Ao meio físico devido a emissões gasosas originadas da queima da cana antes da colheita	- População (principalmente em crianças); - Meio físico; - Meio biótico;	- Mortalidade; - Doenças cardiopulmonares; - Bronquite crônica e tosse; - Redução na produtividade - Efeito Estufa - Impactos na Fauna e Flora	- Redução da expectativa de vida; - Custo ao Estado pelo uso do sistema de saúde pública e seguridade social; - Custos do efeito estufa; - Diminuição da biodiversidade
Alterações devido às emissões atmosféricas de maquinário agrícola e veículos	- População em geral; - Nível de ruído se houver aglomerados próximos ao transito do maquinário e veículos	- Efeito Estufa - Doenças respiratórias e cardíacas; - Valoração imobiliária (local); - Perda na qualidade auditiva e estresse locais;	- Custos do efeito estufa - Redução da expectativa de vida e capacidade produtiva; - Custo do uso dos sistemas públicos de saúde e seguridade social

4. METODOLOGIA

4.1. Localização e descrição das áreas de estudo

A seleção das áreas de estudo foi baseada na condição de existência de ecossistemas florestais e agroecossistemas de cana-de-açúcar localizados no Estado de São Paulo que apresentassem estudos de avaliação quantitativa dos fluxos mássicos de água, carbono e nitrogênio.

4.1.2 Áreas de estudo dos fluxos do Ciclo hidrológico

4.1.2.1 Bacia do Corumbataí

A avaliação dos fluxos do ciclo hidrológico na Bacia do Corumbataí foi objeto de estudo de Garcia et al. (2006), através da simulação dos valores de escoamento produzidos através do modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool).

A escolha da bacia ocorreu devido à disponibilidade dos dados de escoamento superficial, subsuperficial e de percolação de água. Além disto, a simulação de três tipos de cenários diferentes – uso real, cana-de-açúcar, e mata nativa – possibilita a comparação entre os diferentes valores de escoamento relacionados a cada tipo de cobertura vegetal.

A bacia do rio Corumbataí (Figura 18) tem área aproximada de 1.710 km² (171.000 ha) e localiza-se na Depressão Periférica Paulista, entre 22° 05' S e 22° 30' S; 47° 30' e 47° 50' W. O relevo da área é representado por colinas com altitudes variando entre 550 e 650 m, Aparecem ainda na área, altitudes superiores a 1000 m, podendo ocorrer diferenças de nível entre a área serrana e as partes mais baixas, de até 400 m (Ribeiro, 2006).

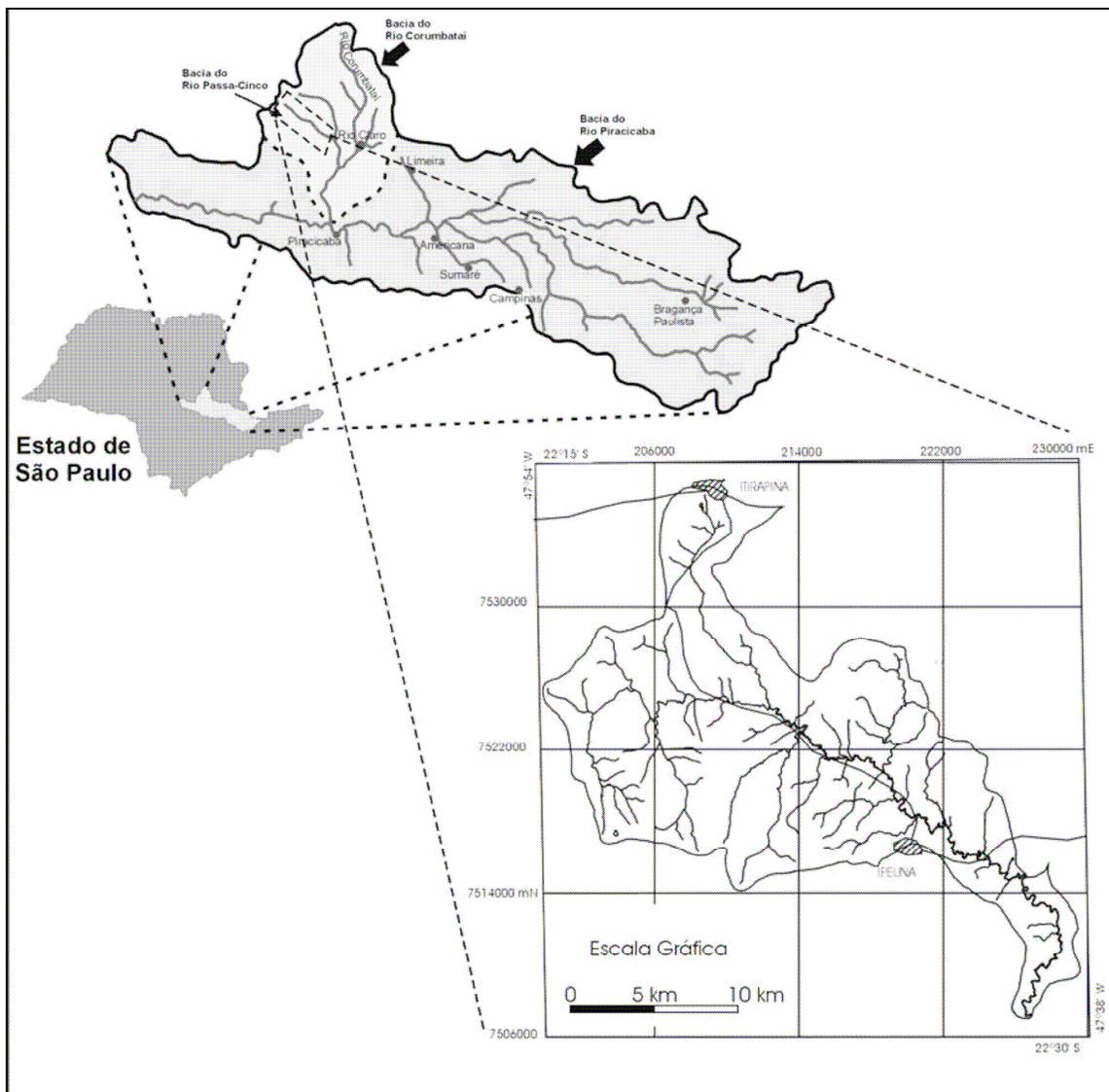


Figura 18. Localização Geográfica da Bacia do Rio Corumbataí.

Fonte: Garcia et al (2006).

Em relação ao clima da bacia do Corumbataí, pode-se defini-lo como tropical, com duas estações bem definidas, uma quente e chuvosa e outra mais amena e seca, (inverno), Cwa na classificação de Köppen e temperaturas superiores a 22° C no mês mais quente. A estiagem estende-se de março a setembro, com apenas 20% das chuvas anuais. As massas de ar tropicais e equatoriais predominam em mais da metade do ano, trazem mais de 80% das chuvas anuais, que alcançam cerca de 1.100 mm e o período chuvoso (Ribeiro, 2006).

A simulação dos fluxos hidrológicos de Garcia et al. (2006) consideram os anos de 1995 a 1997. O mapa de uso do solo da bacia do Corumbataí neste período era de

predomínio de culturas agrícolas, sendo composta por 40,8% de pastagens, 26,7% de cana-de-açúcar, 9,6% de floresta nativa, 16,5% de área de reflorestamento, restando 6,4% para outros usos (Vettorazzi et al. 2000, apud Valente 2001).

4.1.2.2 Microbacia “D”

A necessidade de obter dados de fluxos hidrológicos em região de Mata Atlântica e da avaliação em menor escala dos processos envolvendo o ciclo hidrológico direcionou o foco para a Microbacia “D”. Trata-se de uma microbacia do Laboratório de Hidrologia Florestal “Engenheiro Walter Emmerich”, localizado no Parque Estadual da Serra do Mar, próximo à cidade de Cunha-SP (figura 19), cujos processos hidrológicos foram intensamente estudados (Cicco et al., 1986; Cicco e Fujieda, 1992; Fujieda et al. 1997; apud Ranzini et al., 2004).

A microbacia “D” apresenta uma área de 56 hectares e está localizada entre as coordenadas geográficas 23 °13’28” e 23°16’10” de latitude sul, e 45°02’53” e 45°05’15” de longitude oeste. Segundo a classificação de Köppen, o clima é do tipo Cfb, ou seja, temperado úmido. As precipitações anuais são elevadas, consequência dos efeitos da Serra do Mar, com valor médio anual de 2241 mm (em doze anos de observação) e valores extremos de 1985 mm e 3088 mm. O período úmido compreende os meses de outubro a março (estação chuvosa), e o período de estiagem vai de abril a setembro. A temperatura média anual é de 16,5°C (em dez anos de medição), com média de 10°C no inverno e 22°C no verão (Arcova, 1996, apud Ranzini et al., 2004).

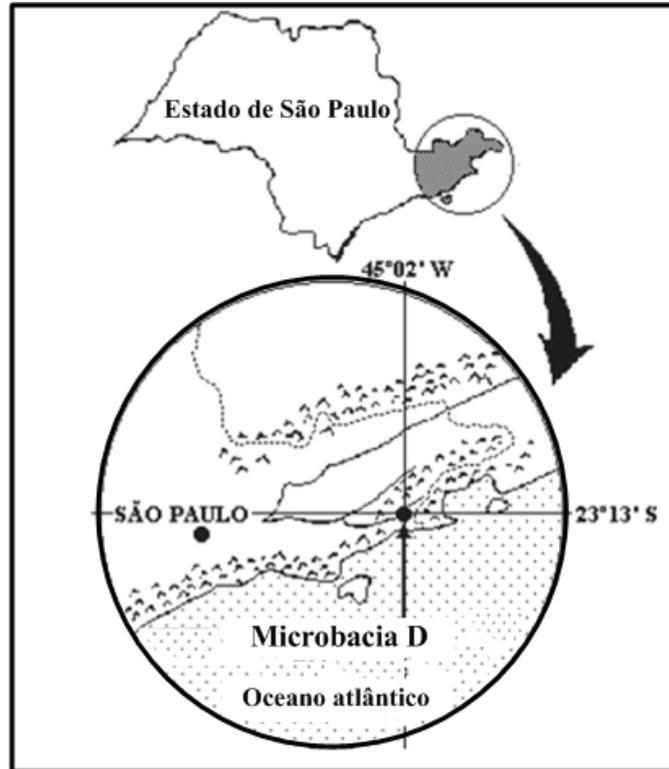


Figura 19. Localização da Microbacia D, no Laboratório de Hidrologia Florestal “Engenheiro Walter Emmerich”, em Cunha-SP.
Adaptado de Ranzini et al. (2007)

4.1.2.3 Bacia do Rio Paraíba do Sul

A comparação dos valores dos fluxos hidrológicos da microbacia “D” com a bacia do Rio Corumbataí, além de se tratar de localidades diferentes, representa uma comparação de dados de escalas espaciais diferentes. A Bacia do Rio Paraíba do Sul (figura 20) é aquela que contém a microbacia “D” e, para avaliar bacias de mesma escala, a porção paulista desta bacia será comparada com a Bacia do Corumbataí.

A Bacia Hidrográfica do rio Paraíba do Sul possui uma área de 55.500 Km², estendendo-se pelos estados de São Paulo (13.900 Km²), Rio de Janeiro (20.900 Km²) e Minas Gerais (20.700 Km²), abrangendo 180 municípios, sendo 88 em Minas Gerais, 53 no Rio de Janeiro e 39 em São Paulo. O rio Paraíba do Sul, formado pela confluência dos rios Paraibuna e Paraitinga, nasce no Estado de São Paulo a cerca de 20 km em linha reta do Oceano Atlântico e percorre cerca de 1150 km antes de desembocar no mesmo Oceano, em Atafona, distrito do Município de São João da Barra, no Estado do Rio de Janeiro. Ao

longo desse percurso, além de atravessar esses dois Estados, serve, por cerca de 100 km, de divisa entre os Estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro (CBH-PS, 2006).

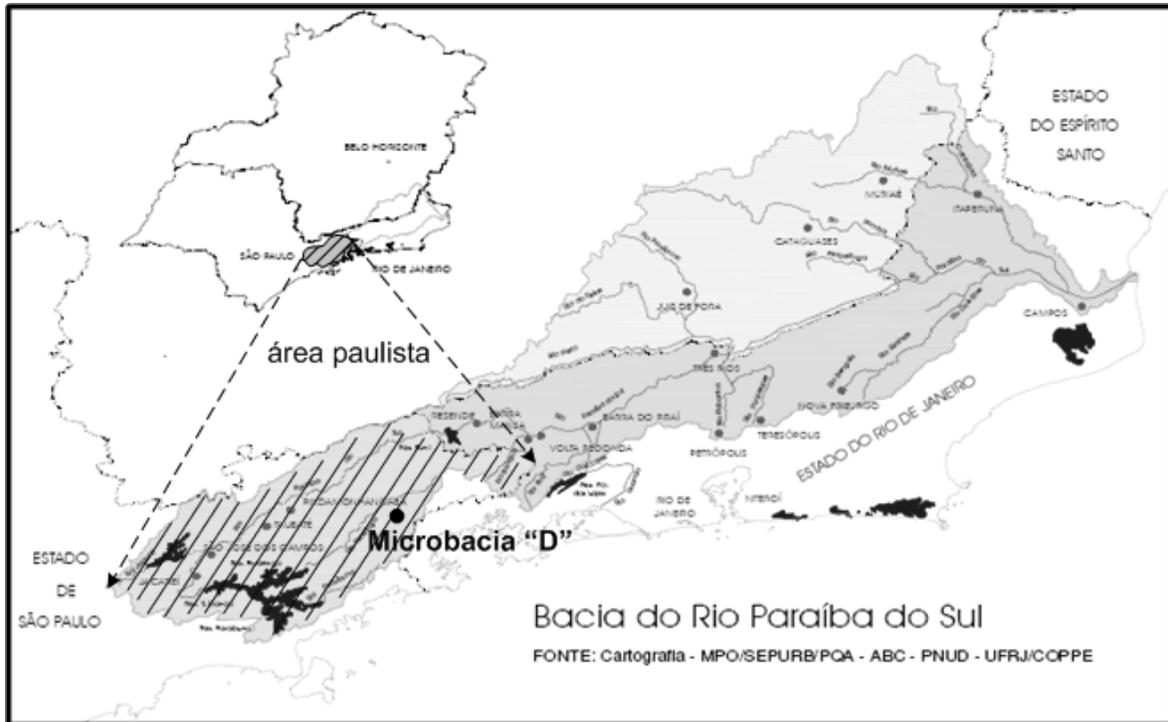


Figura 20. Bacia do Rio Paraíba do Sul, porção paulista.

Na maior parte do trecho paulista da bacia do Paraíba do Sul o clima pode ser considerado subtropical quente, com verões chuvosos e invernos secos. A temperatura média anual situa-se acima de 21°C, sendo a média anual de umidade relativa do ar superior a 70%. Os regimes pluviométricos são diferentes caracterizados por totais anuais variáveis entre 1300 e 1900 mm de chuvas. A precipitação anual média nesta parte da bacia é de cerca de 1500 mm, apresentando uma variação espacial significativa. Os valores mais baixos, inferiores a 1400 mm/ano ocorrem nas partes baixas e planas das várzeas e nos morros terciários adjacentes (Folhes et al., 2007).

A cobertura vegetal é bastante variada, sendo que as matas nativas e capoeiras somam 31% e as florestas plantadas (Pínus e eucaliptos) totalizam hoje cerca de 6,5% do território paulista da bacia. Trata-se de uma região que foi bastante devastada por ocasião do ciclo do café e posteriormente com a pecuária, no entanto em função de políticas públicas e sobretudo com a crise da pecuária, percebe-se um aumento gradativo, a cada

ano, da vegetação nativa da mata atlântica. Na totalidade da bacia predominam pastagens, especialmente aquelas degradadas indutoras de processos erosivos (CBH-PS, 2006).

4.1.3 Áreas de estudo dos fluxos do Ciclo do carbono

A avaliação dos fluxos de carbono em ecossistemas florestais do Estado de São Paulo foi a partir de estimativas de localidades diferentes. Portanto, como não foram realizados estudos do balanço de carbono em ecossistemas dentro do estado, a coleta de dados foi pontual, apenas para realizar um estudo de primeira aproximação da magnitude dos valores associados ao ciclo de carbono em mata nativa (ver figura 21).

O valor de carbono fixado por fotossíntese foi estimado por Malhi et al. (1999) e se refere a florestas temperadas e, mesmo não sendo específico do Estado de São Paulo, apresenta uma magnitude de valores comparáveis com o valor de incremento de biomassa aérea avaliado florestas secundárias da região do Vale do Paranapanema.

O valor de respiração total do ecossistema estimado por diferença entre o fluxo de carbono que ingressa pela fotossíntese (Malhi et al., 1999) e o fluxo da produção primária líquida (NPP) de um sistema de floresta subtropical em equilíbrio na bacia do rio Piracicaba, obtido por simulação, em modelo CENTURY, de Silveira et al. (2000).

A perda de carbono orgânico dissolvido (C.O.D) foi obtido por Silva et al. (2007), para uma formação vegetal de Cerradão, localizado em uma microbacia no município paulista de Santa Rita do Passa Quatro.

O valor de metano (CH₄) emitido por decomposição da matéria orgânica no solo, encontrado para sistemas de cana-de-açúcar, não foi obtido em bibliografia para ecossistemas terrestres.

A avaliação dos fluxos de carbono em sistemas de cana-de-açúcar com queima e sem queima foi realizada em um estudo detalhado por Campos (2003), realizada em duas usinas diferentes. As áreas de estudo estavam localizadas na região nordeste do Estado de São Paulo e, segundo a classificação de Köeppen, apresentavam clima Aw, ou seja, tropical com verão chuvoso e inverno seco. As temperaturas médias variam entre 18° e 22°C para o mês mais frio e o mais quente, respectivamente. As duas áreas experimentais selecionadas pelo autor foram implantadas pela COPERSUCAR, uma na Usina São Martinho e outra na Usina da Pedra.

A Usina São Martinho localiza-se no município paulista de Pradópolis (21° 22' S, 48° 03' O), em uma altitude média de 620 m, e o solo é do tipo Latossolo Vermelho. A temperatura média anual é de 22,9°C, e a precipitação média anual é de 1560 mm. A Usina da Pedra localiza-se no município de Serrana-SP (21° 12' S, 47° 35' O), em uma altitude aproximada de 620 m, e o solo é do tipo Neossolo Quartzênico. A precipitação média anual é de 1549 mm, e a temperatura média anual é 22,9°C (Campos, 2003).

Os experimentos de Campos (2003) foram instalados em 1995. A variedade de cana-de-açúcar cultivada na Usina São Martinho era a SP 80-185, enquanto que na Usina da Pedra foi plantada a RB 7851-48. Os tratamentos culturais utilizados para a implantação dos experimentos foram os mesmos utilizados comumente com gradagem pesada (grade aradora por 2 ou 3 vezes) para a eliminação da soqueira anterior; grade intermediária (destorroamento), subsolagem e grade niveladora ou de acabamento.



Figura 21. Posição das áreas avaliadas em relação aos fluxos de carbono em sistemas de cana-de-açúcar e em florestas nativas no Estado de São Paulo.

4.1.4 Áreas de estudo dos fluxos do Ciclo de nitrogênio

A avaliação dos fluxos de nitrogênio de ecossistemas de Mata Atlântica do Estado de São Paulo também foi baseada a partir de estimativas para uma mesma localidade, excetuando-se o fluxo de fixação biológica de nitrogênio (FBN). Estes fluxos observados são relativos à microbacia de Cunha, no Parque Estadual da Serra do Mar, obtidos por simulações realizadas por Ranzini et al. (2007).

A microbacia de Cunha está localizada nas coordenadas 23 °13'S e 45°02'O, localizada muito próxima à microbacia "D". A altitude varia de 1000 a 1200 metros. A cobertura florestal é de Mata Atlântica, com temperatura média anual de 16,5°C e a precipitação média anual de 2205 mm.

O estudo dos fluxos de nitrogênio na microbacia foi realizado entre os anos 2000 e 2004 por Ranzini et al. (2007), através da modelagem utilizando o INCA (Integrated Nitrogen Catchment), cujo modelo relaciona a umidade do solo, os fluxos hidrológicos, o vento, a radiação solar e a temperatura do ar locais com os fluxos de nitrogênio. Com o INCA, foram simulados os valores de deposição de nitrogênio inorgânico, de denitrificação e de perda de nitrogênio inorgânico lixiviado no solo.

Os dados de fixação biológica de nitrogênio (FBN) são inexistentes na literatura para ecossistemas de Mata Atlântica ou demais ecossistemas florestais do Brasil. Desta forma, recorreu-se às informações generalizadas de Silvester (1983), que estima uma faixa de valores de FBN em ecossistemas florestais do planeta.

Em relação aos sistemas de cana-de-açúcar, os fluxos de nitrogênio foram coletados em diferentes regiões do Estado de São Paulo (ver figura 22).

A fixação biológica de nitrogênio foi estimada a partir de dados de porcentagem de FBN responsável pelo nitrogênio total em cana-de-açúcar de variedade RB 72-454, realizado por Coelho et al. (2003). Este experimento foi conduzido no município de Seropédica-RJ, e preenche provisoriamente a lacuna de dados a respeito de FBN em cana-de-açúcar no Estado de São Paulo.

O nitrogênio total da cana, bem como os fluxos de denitrificação, volatilização de amônia e lixiviação de nitratos foram obtidos do estudo realizado por Bergamasco (2003), que simulou os fluxos de nitrogênio em um sistema cana-de-açúcar utilizando-se do modelo CERES N, que simula o movimento da matéria orgânica no solo e a decomposição de

resíduos da cultura. O modelo foi validado em um experimento localizado na Usina Costa Pinto, no município de Piracicaba-SP.

Campos (2003) forneceu dados complementares dos fluxos de desnitrificação do N devido à decomposição no solo e à queima da palha de cana, para sistemas sem queima e com queima, respectivamente. Os dados foram obtidos nos municípios paulistas de Serrana e Pradópolis.

Os valores de deposição atmosférica de nitrogênio inorgânico seguiram as estimativas de Lara et al. (2001), para a bacia do rio Piracicaba, e de Ranzini et al.(2007), para a microbacia de Cunha.



Figura 22. Posição das áreas avaliadas em relação aos fluxos de nitrogênio em sistemas de cana-de-açúcar e em florestas nativas no Estado de São Paulo.

4.2. Avaliação emergética

O Folio #2 sobre a “Emergia de processos globais” releva a questão dos fluxos e estoques de materiais carregarem energia e emergia disponível, e que as transformações que concentram materiais necessitam de entradas de emergia. Para a proposta prática de realizar cálculos emergéticos, é conveniente desenvolver tabelas de emergia mássica (emergia por unidade de massa), de maneira que os ciclos biogeoquímicos tradicionais sejam redesenhados para refletir a sua posição na hierarquia de emergia de acordo com sua emergia por massa (Odum et al., 2000).

A metodologia emergética (Odum, 1996) foi utilizada para o cálculo dos valores de emergia por massa globais (como Brown e Ulgiati, 2004 e Buenfil, 2001) relativos aos processos envolvidos no ciclo da água, do carbono e do nitrogênio em ecossistemas terrestres, considerando-se o orçamento global de emergia atualizado por Odum et al. (2000).

A avaliação emergética será dividida em três etapas: (i) construção do diagrama sistêmico para compreensão do sistema estudado, para definição dos fluxos, e para a visualização das inter-relações entre os fluxos; (ii) construção da tabela de avaliação emergética, com os fluxos de entradas e saídas quantitativos, baseados no diagrama sistêmico; (iii) calcular os índices emergéticos que, neste caso, serão resumidos a um indicador: o valor de emergia específica (emergia por unidade de massa) dos processos globais.

Estes valores obtidos de emergia por massa serão utilizados para estimar a magnitude da emergia contida nos respectivos processos que ocorrem na escala espacial de bacias e microbacias hidrográficas do Estado de São Paulo. Paralelamente, os fluxos de emergia serão convertidos em valores de Emdólares por unidade de área e de tempo ($\text{Em}\$.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$).

4.2.1 Construção do diagrama sistêmico

O diagrama sistêmico é muito importante para a compreensão primária do funcionamento do sistema e quais são seus principais fluxos de entradas e saídas de materiais ou energia (ver figura 23). Os diagramas que representam os ciclos da água, do carbono e do nitrogênio no planeta Terra foram construídos de forma complexa em um

primeiro momento, considerando todos os fluxos e interações entre eles; no entanto, para efeitos de cálculo, foram construídos diagramas simplificados que incluem apenas os fluxos (e não as interações) envolvidos nos ciclos sob estudo.

Os desenhos que representam os diversos diagramas incluem os símbolos definidos por Odum (1996). Alguns destes símbolos (ver Anexo I) foram inspirados na eletrônica e de sistemas de circuitos analógicos, enquanto outros foram desenvolvidos pelo próprio pesquisador. O diagrama sistêmico define o limite espacial do sistema estudado, os fatores de influência externos, os componentes internos, as trajetórias de fluxos de energia e materiais entre componentes, incluindo as retro-alimentações dos processos existentes (Agostinho, 2005). Além disso, o valor de energia cresce da esquerda para a direita nos diagramas, indicando que existe uma hierarquia de energia ao longo da cadeia de transformação do sistema. A figura 23 ilustra um diagrama sistêmico comum na análise emergética do sistema global.

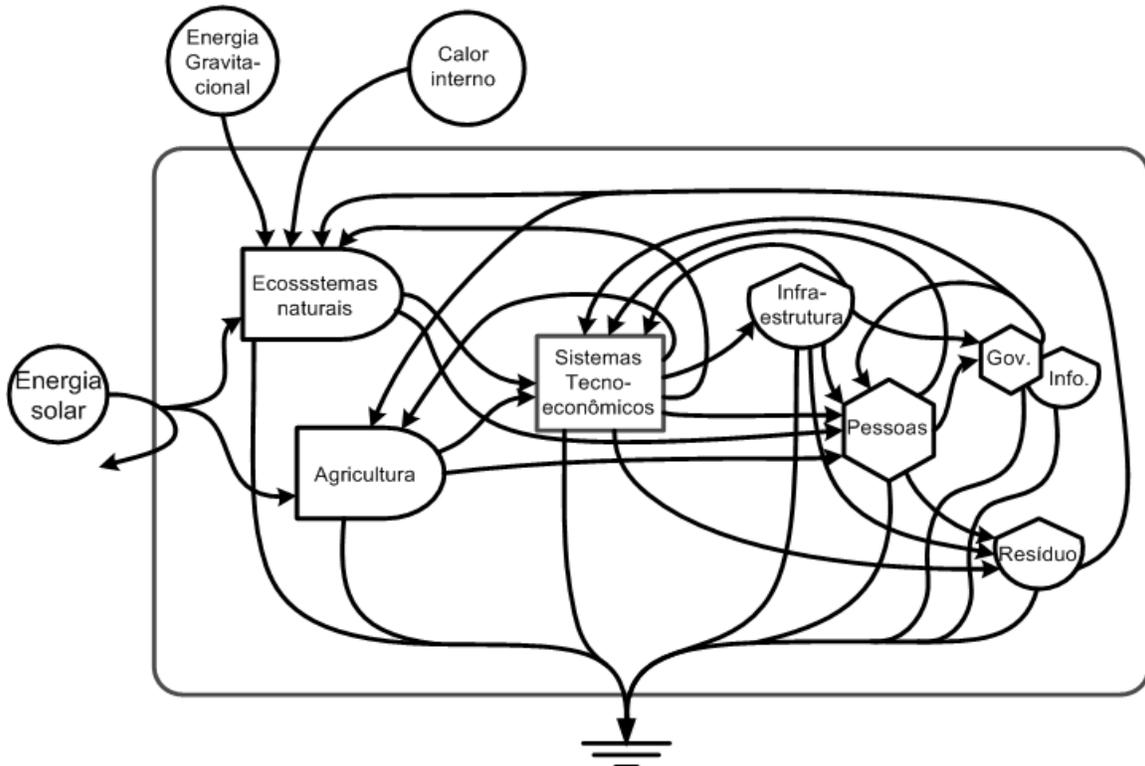


Figura 23. Transformações sucessivas de energia que dão suporte à civilização humana.

Fonte: Brown e Ulgiati (2004).

4.2.2 Construção da tabela de avaliação emergética

A tabela que contém os valores dos fluxos de materiais e energia é construída a partir do diagrama sistêmico. Cada linha dos fluxos do diagrama corresponde a uma linha de cálculo inserida na tabela (figura 24).

(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
Nota	Item	Valor	Unidade	Energia/unidade (sej/unidade)	Energia solar (sej/ano)	Valor em Em\$ (Em\$/ano)
1	Primeiro					
...					
n	Enésimo					

Figura 24. Exemplo de tabela de avaliação emergética .

A tabela tradicional de cálculo emergético contém, geralmente, sete colunas:

- A coluna (1) é a coluna que contém o número respectivo a cada item, que serve para servir de referência no detalhamento posterior dos cálculos.
- A coluna (2) é o nome do item, que também está mostrado no diagrama sistêmico.
- A coluna (3) se refere ao valor dos dados quantitativos de entrada ou saída de bens ou serviços, dados em joules, gramas, dólares ou outras unidades.
- A coluna (4) descreve a unidade referente à coluna anterior.
- A coluna (5) é a da energia por unidade, expressa em energia solar por unidade, que pode ser joules, gramas, dólares ou outras unidades.
- A coluna (6) é a energia solar de um dado fluxo, calculada através da multiplicação do valor da coluna (3) pela coluna (5).
- A coluna (7) é o valor dado em emdólares para um item, em um determinado ano. Ele é obtido dividindo-se a energia solar da coluna (6) pela relação energia por dólar do país, dada em sej/US\$.

4.2.3 Cálculo dos índices emergéticos

Um dos objetivos do presente trabalho é o cálculo do índice de energia por massa, que quantifica a energia necessária para realizar determinado processo de um ecossistema terrestre.

O cálculo deste índice torna-se simples caso se conheçam os fluxos de entrada de energia e o fluxo de massa relativo ao processo ou serviço que se está avaliando. Em termos globais, proceder-se-á como Odum (2000), Buenfil (2001) e Brown e Ulgiati (2004), que consideram que todos os fluxos de materiais em nível global são co-produtos do orçamento de energia da Terra. Desta maneira, o valor do índice de energia por massa global é dado pela equação (25):

$$\text{Energia por massa (sej/g)} = \frac{\text{Energia Global (sej.ano}^{-1}\text{)}}{\text{Fluxo mássico global (g.ano}^{-1}\text{)}} \quad (25)$$

O valor global de energia por massa de cada processo será calculado e utilizado posteriormente para a avaliação do valor de energia (e, posteriormente, de emdólar) corresponde à cada serviço ecossistêmico que ocorre em ecossistemas terrestres naturais e modificados do Estado de São Paulo.

O emdólar (Em\$) é obtido através da razão energia/dinheiro, onde a energia contabiliza todas as fontes energéticas usadas pelo sistema natureza-economia humana do país em determinado ano, e o dinheiro é o produto nacional bruto (PNB) expresso em dólares na taxa média anual. Em Odum (1996), encontra-se o valor do emdólar para diversos países. A Figura 25 mostra a curva de evolução do valor da energia por dólar no Brasil.

Com os dados da Figura 25 foi obtida a equação (26), que fornece o valor da relação energia/dólar para o Brasil em diversos anos, até o ano 2010. O valor para o ano de 2003 utilizado nesse trabalho foi baseado em dados de Coelho et al. (2003), de 3,33 E+12 sej/US\$. Não foi utilizado o valor do emdólar de 2007 porque os fluxos medidos nos sistemas do Estado de São Paulo variaram desde o ano de 1995 até 2004.

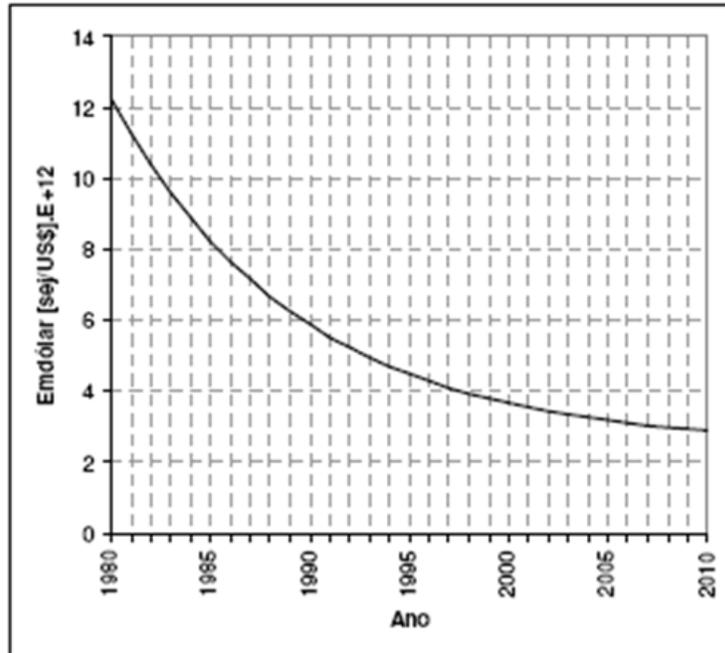


Figura 25. Evolução do valor do Emdólar do Brasil ao longo do tempo.

Fonte: Agostinho (2005).

$$\frac{\text{emergia}}{\text{dólar}} = \frac{\left(248 + 878,16 * e^{-\frac{(\text{ano} - 1981)}{9,49}} \right)}{100} \quad (26)$$

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Ciclo Hidrológico

5.1.1 Emergia por massa global de processos hidrológicos

A figura 26 representa o diagrama sistêmico completo do ciclo hidrológico global, que inclui os principais estoques e fluxos da Biosfera, que pode ser subdividida em atmosfera, hidrosfera, litosfera e antroposfera. Já a figura 27 representa o diagrama simplificado dos fluxos do ciclo hidrológico, que será utilizada para o cálculo dos valores de emergia por massa globais. Este último diagrama não inclui a antroposfera, pois será avaliado somente o ciclo hidrológico natural da Terra, baseado totalmente nos três inputs de energia renovável.

Os valores para processos hidrológicos globais, apresentados na tabela 20 a seguir, referem-se aos valores de fluxos volumétricos anuais propostos por Buenfil (2001), além de novas estimativas. Os valores de emergia por massa (sej/g), localizada na sexta coluna desta tabela, foram recalculados seguindo o valor atualizado dos inputs globais da Terra. Estes resultados serão utilizados nos cálculos em bacias e microbacias hidrográficas.

A figura 27 representa, simplificada, o ciclo hidrológico global. As taxas de circulação de água apresentadas na figura foram baseadas na tabela 20. Por Buenfil (2001), o planeta é dividido em três compartimentos diferenciados pelos quais a água circula: a atmosfera, a hidrosfera e a litosfera. Este último merece destaque, pois os valores de emergia por massa dos seus fluxos de água serão a base dos cálculos de valoração dos serviços ecossistêmicos em áreas de mata nativa e plantações de cana-de-açúcar.

No presente estudo será considerado que os estoques não apresentam acúmulo, ou seja, que a entrada anual equivale à saída anual de água nos estoques existentes em quaisquer compartimentos. A água subterrânea global, da mesma maneira, foi considerada como um reservatório invariável, ou seja, a taxa de recarga equivale à descarga do escoamento de base para os oceanos, estimada em 3800 km^3 anuais (Watanabe, 2008).

O escoamento de base (R_B), um termo referente ao fluxo de água existente na zona saturada do solo, é pouco descrito em balanços globais e usualmente se direciona à análise de menores escalas espaciais, como bacias hidrográficas. No entanto, a estimativa de seu valor global permite diferenciá-lo em relação aos serviços de escoamento superficial (R_S) – que apresenta alta correlação com a perda de solo – e de drenagem profunda (DP),

relacionada à água que fica armazenada em reservatórios rochosos, em maiores profundidades.

Quadro 4. Estoques e interações do ciclo hidrológico global (figura 26).

Estoques
<u>Atmosfera</u> : aerossóis/ Dimetilsulfeto (DMS), vapor d'água, massas de ar. <u>Hidrosfera</u> : oceanos (água quente e fria). <u>Litosfera</u> : geleiras, zonas costeiras, água na biomassa, água no solo, água na serapilheira, rios/lagos/brejos, águas subterrâneas. <u>Antroposfera</u> : água na biomassa, água no solo, efluentes líquidos.
Interações
1-Reflexão solar; 2-Aquecimento; 3-Precipitação (chuva, neve); 4-Condensação de nuvens; 5-Congelamento; 6-Evaporação; 7-Subida/descida marés; 8-Reflexão solar; 9-Interceptação da chuva; 10-Derretimento; 11-Evapotranspiração; 12-Escoamento superficial; 13-Percolação; 14-Irrigação; 15-Captação de água por sistemas urbanos; 16-Tratamento de esgoto; 17-Transporte de efluentes sem tratamento.

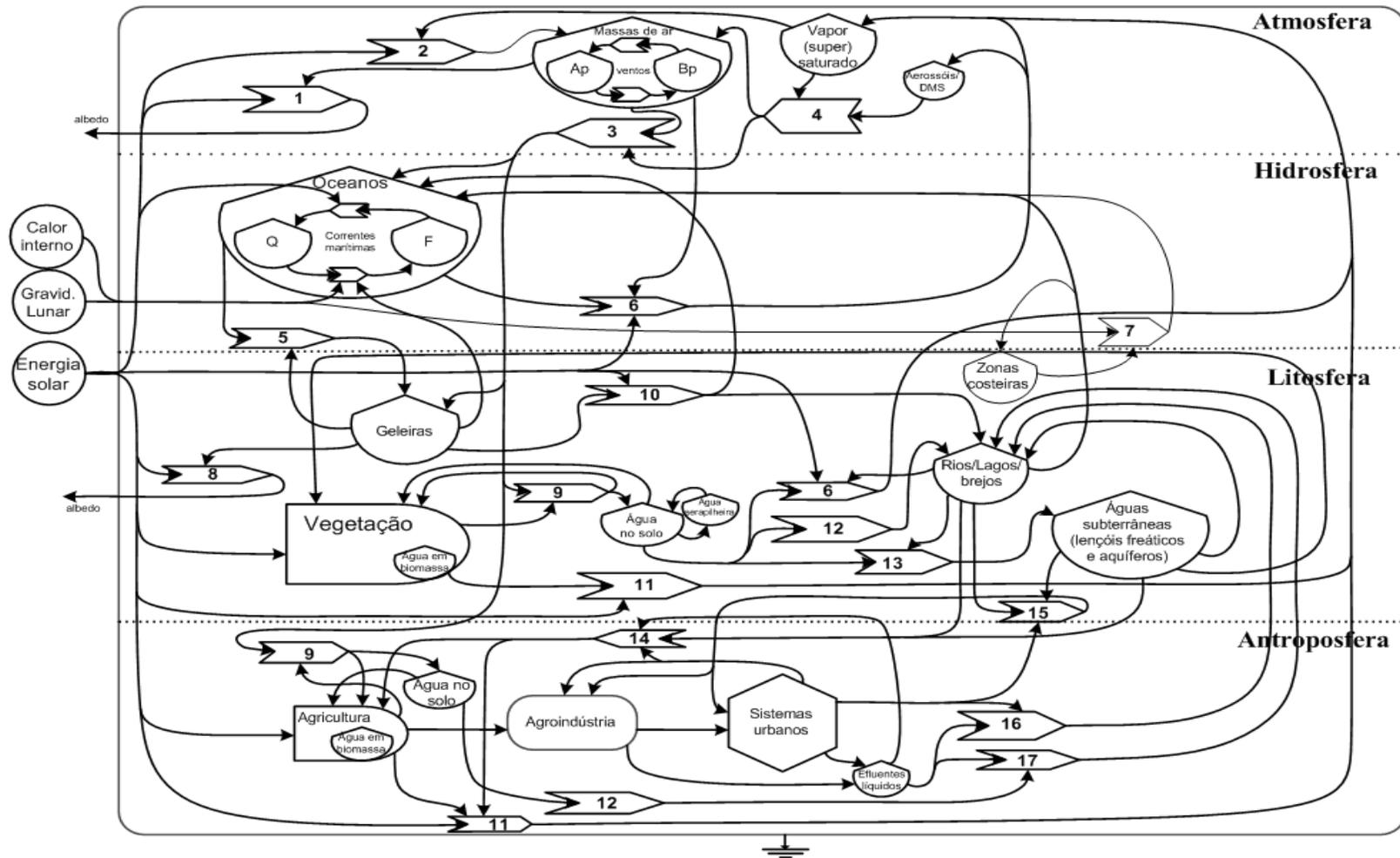


Figura 26. Diagrama sistêmico do ciclo hidrológico global: principais estoques e interações.

Legendas: 1-Reflexão solar; 2-Aquecimento; 3-Precipitação (chuva, neve); 4-Condensação de nuvens; 5-Congelamento; 6-Evaporação; 7-Subida/descida marés; 8-Reflexão solar; 9-Interceptação da chuva; 10-Derretimento; 11-Evapotranspiração; 12-Escoamento superficial; 13-Percolação; 14-Irrigação; 15-Captação de água por sistemas urbanos; 16-Tratamento de esgoto; 17-Transporte de efluentes sem tratamento. AP/BP: zonas de alta e baixa pressão; Q/F: água quente/fria; DMS: dimetilsulfeto.

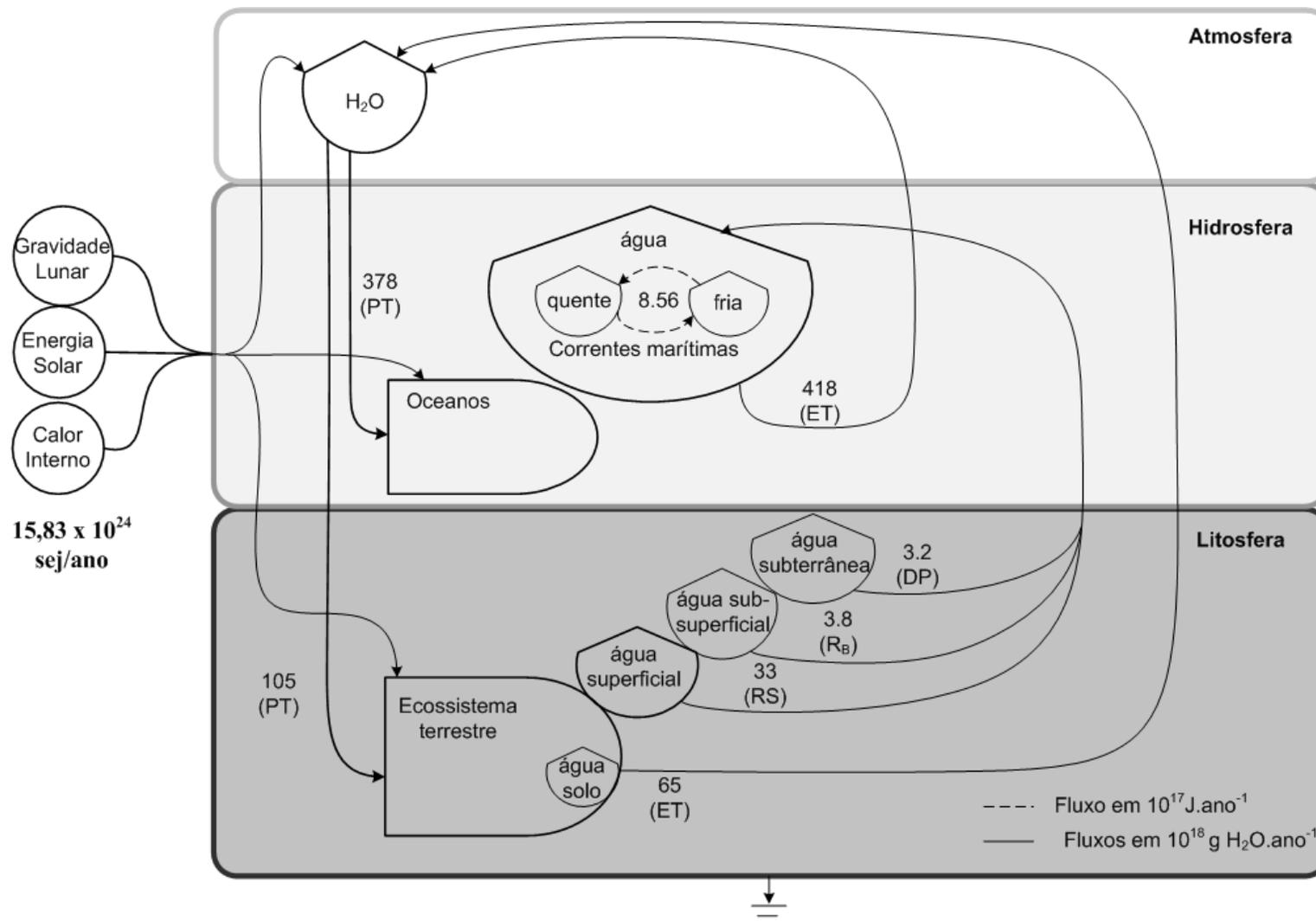


Figura 27. Ilustração simplificada dos fluxos do ciclo hidrológico global.

Baseado em Buenfil (2001), Brown e Ulgiati (2004). PT: precipitação; ET: evapotranspiração; R_S e R_{SS} : escoamento superficial e subsuperficial; R_B : escoamento de base; DP: drenagem profunda.

Tabela 20. Distribuição e valores de energia dos fluxos de água globais.

Nota	Processo hidrológico	Fluxo mássico (10 ¹⁸ g/ano)*	Input Global de energia (sej.ano ⁻¹)**	Energia por massa (sej/g)	Emdólar Brasil*** (sej/US\$)	Emdólares por volume (Em\$/m ³)
1	Evaporação global	483	15,83E+24	3,28E+04	3,33E+12	0,01
2	Evaporação em oceanos	418	15,83E+24	3,79E+04	3,33E+12	0,01
3	Evapotranspiração em continente	65	15,83E+24	2,44E+05	3,33E+12	0,07
4	Precipitação global	483	15,83E+24	3,28E+04	3,33E+12	0,01
5	Precipitação em oceanos	378	15,83E+24	4,19E+04	3,33E+12	0,01
6	Precipitação (clima Temperado)	256	15,83E+24	6,19E+04	3,33E+12	0,02
7	Precipitação (clima Tropical)	227	15,83E+24	6,98E+04	3,33E+12	0,02
8	Precipitação em continente	105	15,83E+24	1,51E+05	3,33E+12	0,05
9	Precipitação em continente Temperado	79	15,83E+24	2,00E+05	3,33E+12	0,06
10	Precipitação continente Tropical	60	15,83E+24	2,64E+05	3,33E+12	0,08
11	Escoamento total para oceanos	40	15,83E+24	3,96E+05	3,33E+12	0,12
12	Esc. Superficial e subsuperficial	33	15,83E+24	4,80E+05	3,33E+12	0,14
13	Escoamento de base total	3,8	15,83E+24	4,17E+06	3,33E+12	1,25
14	Recarga de aquíferos	3,2	15,83E+24	4,95E+06	3,33E+12	1,49
15	Derretimento do gelo	2	15,83E+24	7,92E+06	3,33E+12	2,38

* Conversão de volume em massa: 1E3 km³ água = 1E18 gramas de água. (15,83 E+24sej.ano⁻¹).

** Considerou-se que todos os fluxos globais são co-produtos da entrada global de energia da Terra (15,83 E+24sej.ano⁻¹).

*** Valor de emdólar do Brasil, conforme Coelho et al. (2003).

^{1,2,3,4,5,6,7,8,9,12,14,15} Baseados em valores de Buenfil (2001).

¹¹ Fluxo de 40km³.ano⁻¹, escoamento do continente para os oceanos, baseado em Odum e Barret (2007).

¹³ Fluxo estimado neste trabalho (Watanabe, 2008): Escoamento de base para oceano = (40 – 33 – 3,2) E3 km³.ano⁻¹ = 3,8 E3 km³.ano⁻¹.

Os principais processos hidrológicos observados no continente, descritos pela tabela 20 e pela figura 27, são: a precipitação (PT), a evapotranspiração (ET), o escoamento superficial (R_S), o escoamento subsuperficial (R_{SS}), o escoamento de base (R_B) e a recarga de aquíferos (DP) e ascensão capilar (AC). Os fluxos supracitados constituem uma equação de balanço (Walling, 1980; Hewlett, 1982 apud Lima, 1996), mostrada na equação 27 a seguir:

$$PT = ET + R_S + R_{SS} + R_B \quad (27)$$

A ascensão capilar (AC) foi desconsiderada da equação de balanço por não representar um fluxo de saída ou entrada de água através das fronteiras da microbacia; caso a água em ascensão capilar seja aproveitada pelas plantas, este fluxo estará contabilizado no processo de evapotranspiração (ET). A drenagem profunda (DP), está relacionada com a percolação de água até reservatórios subterrâneos, foi desconsiderada nos cálculos pelo desconhecimento de tal fluxo nas microbacias avaliadas no projeto.

5.1.2 Cálculo do valor monetário dos processos hidrológicos na bacia do Corumbataí

Os valores de transformidade globais calculados anteriormente serão aplicados no cálculo dos serviços ambientais na bacia do rio Corumbataí. A descrição detalhada dos parâmetros do clima, da geologia e da vegetação dessa bacia foi realizada por Ribeiro (2006).

A modelagem dos processos relativos ao ciclo hidrológico da bacia foi realizada por Garcia et al. (2006), utilizando-se do modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool), que permite analisar os impactos das alterações humanas no uso do solo que modificam os fluxos de escoamento superficial e subterrâneo, de produção de sedimentos e qualidade da água em bacias com baixo nível de monitoramento (King et al., 1996 apud Garcia et al., 2006). Para tanto, o modelo SWAT integra as informações originadas de mapas de elevação digital, de solos, de vegetação natural e de uso do solo, dos dados de precipitação, das temperaturas máxima e mínima, da radiação solar, do vento e da umidade relativa do ar.

5.1.2.1 Bacia Corumbataí considerando simulação de uso atual

O mapa de uso do solo de 1998 da bacia do Corumbataí confirma o predomínio de culturas agrícolas como característica principal da região, sendo composta por 40,8% de pastagens, 26,7% de cana-de-açúcar, 9,6% de floresta nativa, 16,5% de área de reflorestamento, restando 6,4% para outros usos (Vettorazzi et al. 2000, apud Valente 2001).

A simulação dos fluxos hidrológicos existentes na bacia do Corumbataí, entre os anos de 1995 a 1997, teve como base de comparação as medidas experimentais obtidas na Estação Fluviométrica na foz do rio Corumbataí, no mesmo intervalo de tempo. Os valores reais de vazão do rio apresentaram valores próximos aos obtidos por simulação e, em termos gerais, as estimativas dos valores dos demais fluxos também foram realizadas com boa precisão, segundo Garcia et al. (2006).

Tabela 21. Simulação dos processos hidrológicos na bacia Corumbataí (uso real).

ANO	(PT) Precipitação (mm)	(R_S) Escoamento superficial (mm)	(R_{SS}) Escoamento sub- superficial (mm)	(R_B) Percolação (mm)
1995	1677	647,8	28,4	192,7
1996	1700	664,4	31,1	203,4
1997	1458	481,6	29,1	195,3
Média	1612	598,0	29,5	197,1

Fonte Garcia et al. (2006).

O valor de evapotranspiração, no entanto, não foi calculado na simulação por Garcia et al. (2006) utilizando o modelo SWAT. Devido à necessidade desta informação para os cálculos futuros, recorre-se à equação de balanço hídrico simplificada, conforme equação (27):

$$PT = ET + R_S + R_{SS} + R_B \quad (27)$$

A evapotranspiração média anual foi estimada através da equação acima, tomando-se a média dos valores de PT , R_S , R_{SS} , e R_B entre os anos 1995 e 1997:

$$ET = PT - R_S - R_{SS} - R_B$$

$$ET = 1612 - 598,0 - 29,5 - 197,1$$

$$ET = 787,4 \text{ mm}$$

No cálculo, a água percolada foi considerada como destinada ao escoamento de base (R_B) e o valor de DP como incluído em R_B , já que não existem informações sobre a recarga de aquíferos profundos por Garcia et al (2006).

A distribuição da precipitação incidente na bacia está ilustrada no gráfico 1 e na figura 28, a seguir:

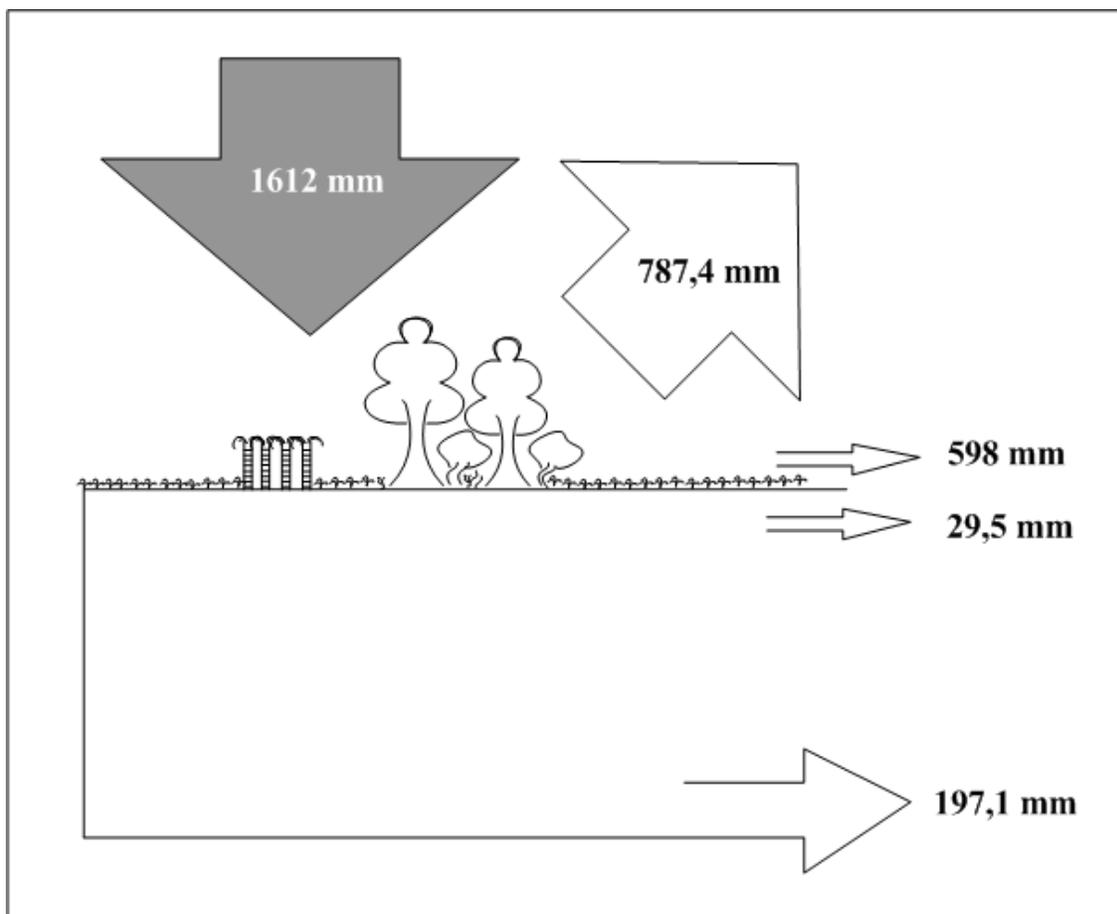


Figura 28. Distribuição da precipitação no uso real da bacia do Corumbataí.
Baseado em simulação de Garcia et al. (2006).

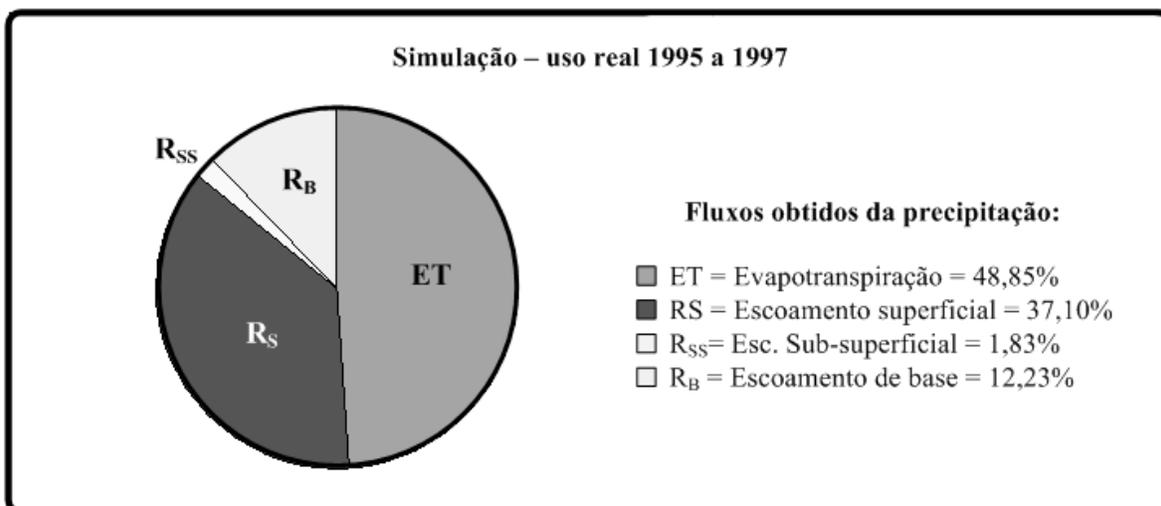


Gráfico 1. Distribuição da precipitação na bacia do Corumbataí entre 1995 a 1997.
Simulado por Garcia et al. (2006). Evapotranspiração estimada.

Os serviços ecossistêmicos gerados pela precipitação também podem ser representados através do diagrama sistêmico (figura 29). As setas representam os fluxos em de água em 10 E6 kg de água por hectare ao ano, e os valores das transformidades de cada fluxo estão em negrito.

Através do diagrama abaixo, verifica-se que a precipitação anual por hectare na bacia do Corumbataí é de 16,12 E6 quilogramas de água. Considerado a simulação para o uso real entre os anos de 1995 a 1997, o escoamento superficial produzido seria de 5,98 E6 kg.ha⁻¹.ano⁻¹, o escoamento subsuperficial seria 0,30 E6 kg.ha⁻¹.ano⁻¹, e a percolação seria de 1,97 kg.ha⁻¹.ano⁻¹, totalmente transformada em escoamento de base. O processo de evapotranspiração, estimado por balanço de massa, produziria o valor restante de 7,87 E6 kg.ha⁻¹.ano⁻¹.

A energia do processo hidrológico, neste caso, será calculada multiplicando-se o valor do fluxo mássico de água pela sua respectiva energia por massa (em base mássica). Este último índice está calculado na tabela 20 para cada processo; estes valores foram inseridos na quinta coluna (da esquerda para a direita) das tabelas 22, 24, 26, 27 e 28. O resultado, em joules equivalentes de energia solar (sej), pode ser convertido em valor monetário através do fator de conversão de energia para emdólar (Em\$). O valor mais atualizado para o Brasil foi estimado a partir dos dados de Coelho et al. (2003) e corresponde a 3,33 E12 sej/US\$.

A Tabela 22 agrega os fluxos e as respectivas transformidades dos processos hidrológicos da bacia do Corumbataí referente ao uso real entre os anos de 1995 e 1997, e estima o valor do fluxo monetário dos serviços ecossistêmicos relativos ao ciclo hidrológico existentes na bacia, utilizando-se da transformidade média global.

É importante salientar que, como os valores globais de energia por massa (sej/g) de PT , R_S , R_{SS} e R_B foram calculados separadamente considerando o valor integral do orçamento global de energia, os valores apresentados na tabela 22, cujas unidades são $Em\$.ha^{-1}.ano^{-1}$, não podem ser somados. Isto deve ser feito para evitar a dupla contagem. Desta forma, o valor respectivo a cada processo hidrológico deve ser avaliado como se tratasse do único serviço ecossistêmico vinculado ao ciclo hidrológico. Observar-se-á, em todos os casos, que o serviço de escoamento de base (R_B) apresenta o maior valor de $Em\$.ha^{-1}.ano^{-1}$; para fins de elaboração de políticas públicas, será este o valor considerado para o serviço hidrológico do sistema avaliado.

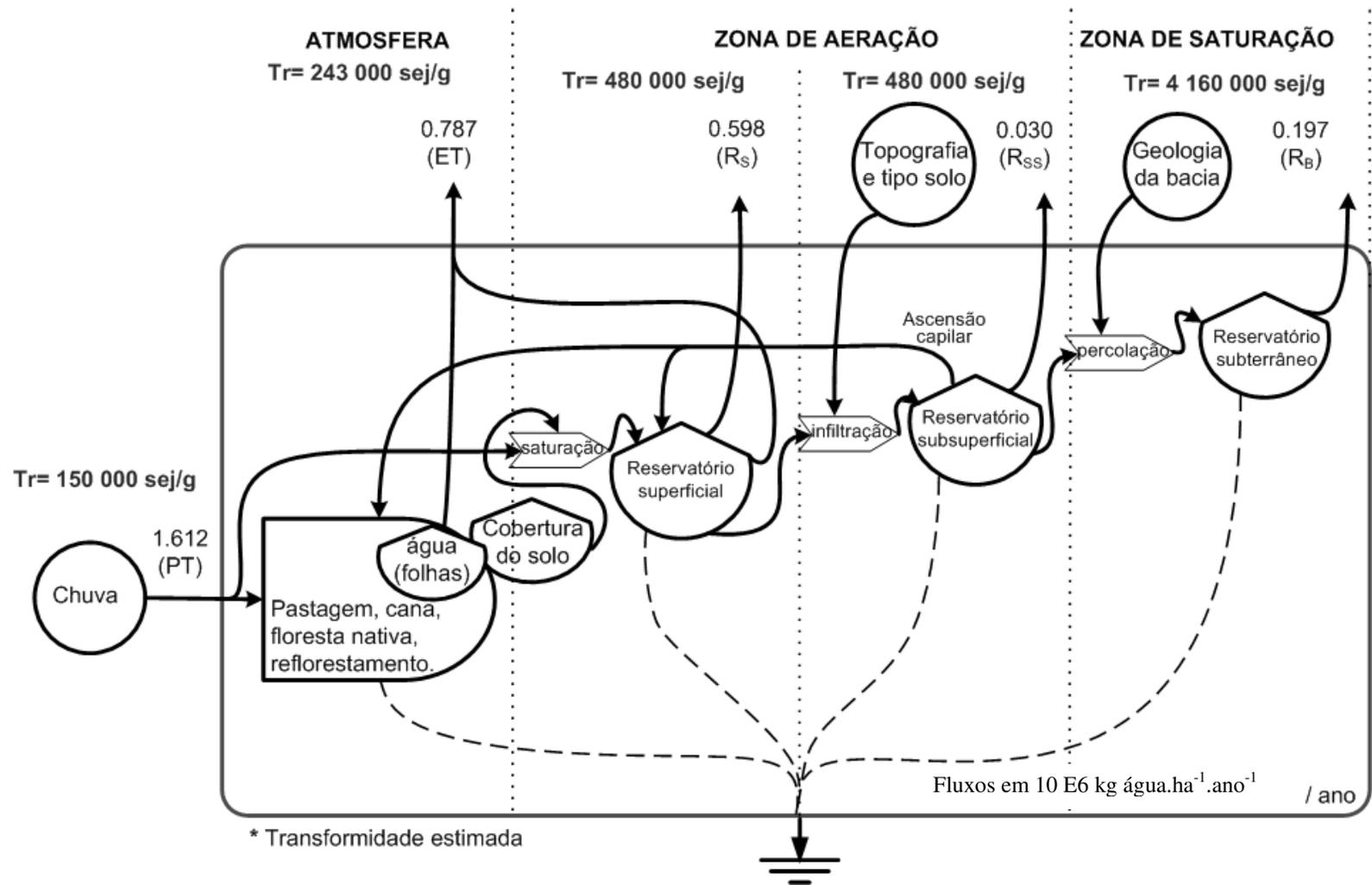


Figura 29. Processos hidrológicos na bacia do rio Corumbataí respectivos ao uso real entre 1995 a 1997. Simulação de Garcia et al. (2006). Legenda: PT= precipitação, ET = evapotranspiração, R_s = escoamento superficial, R_{ss} = escoamento subsuperficial, R_B = escoamento de base.

Tabela 22. Valores dos fluxos de energia para os processos hidrológicos na bacia do Corumbataí, de 1995 a 1997.

Nota	Processo hidrológico	Unid.	Fluxo de saída (unid. ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Energia por unid. (sej/unid.)	Energia solar (sej.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Fluxo monetário* (Em\$. ha ⁻¹ .ano ⁻¹)
1	Evapotranspiração	g	7,87E+09	2,44E+05	1,92E+15	576,11
2	Escoamento superficial	g	5,98E+09	4,80E+05	2,87E+15	861,81
3	Escoamento subsuperficial	g	2,95E+08	4,80E+05	1,42E+14	42,51
4	Escoamento de base	g	1,97E+09	4,17E+06	8,21E+15	2466,76

¹ Fluxo estimado por balanço de massa.

^{2,3,4} Fluxos simulados por Garcia et al. (2006).

* Valor baseado no emdólar calculado por Coelho et al. (2003) de 3,33E+12 sej.US\$⁻¹.

Fluxo monetário = Energia/emdólar = (sej.ha⁻¹.ano⁻¹).(Em\$.sej⁻¹) = Em\$.ha⁻¹.ano⁻¹

5.1.2.2 Bacia Corumbataí, considerando simulação para 100% cana-de-açúcar

Garcia et al. (2006) simularam os valores de escoamento superficial, escoamento sub-superficial e percolação produzidos pela precipitação caso o uso do solo da bacia do Corumbataí fosse totalmente dominado pela cana-de-açúcar. O modelo SWAT permitiu estimar com boa precisão as mudanças de fluxos dos processos hidrológicos sobre a mesma área, modificando apenas o parâmetro da cobertura vegetal. O resultado da simulação é apresentado na tabela 23 a seguir:

Tabela 23. Simulação dos processos hidrológicos na bacia Corumbataí para 100% cana-de-açúcar.

ANO	(PT) Precipitação (mm)	(R _S) Escoamento superficial (mm)	(R _{SS}) Escoamento sub- superficial (mm)	(R _B) Percolação (mm)
1995	1677	729,1	26,1	134,7
1996	1700	775,3	26,2	159,0
1997	1458	553,5	24,9	61,1
Média	1612	685,9	25,7	118,2

Fonte: Garcia et al. (2006).

O valor de evapotranspiração anual para a cana-de-açúcar foi estimado:

$$ET = 1612 - 685,9 - 25,7 - 118,2$$

ET = 782,2 mm

A precipitação incidente sobre uma região coberta por cana-de-açúcar é transformada nos fluxos representados nas figuras 30 e 31, e no gráfico 2:

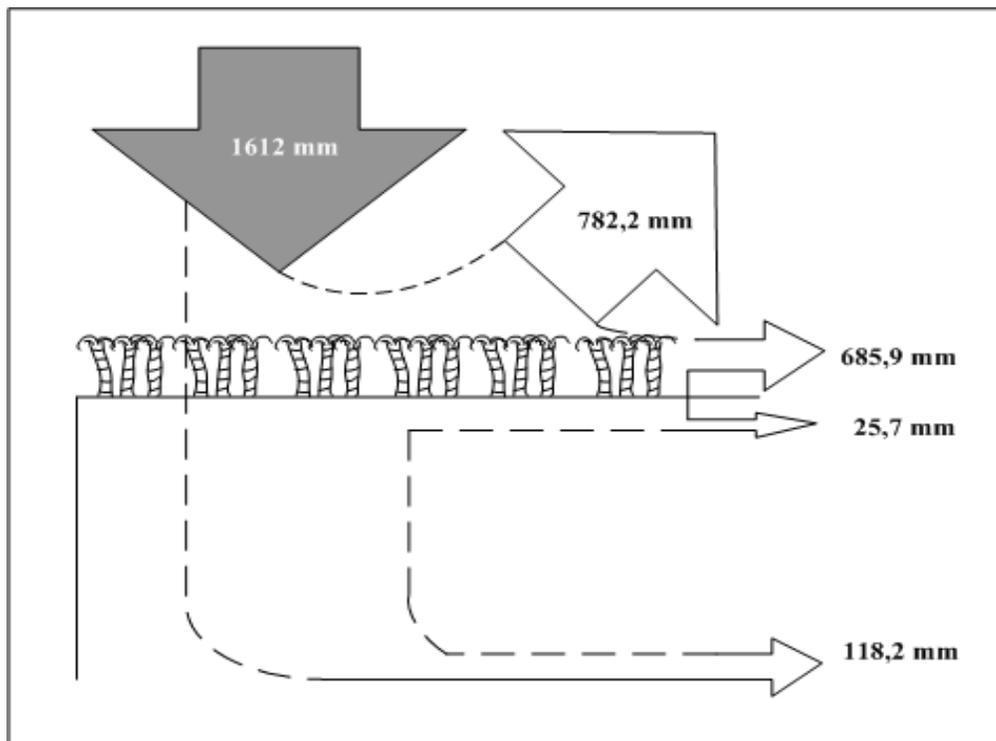


Figura 30. Distribuição da precipitação na bacia para de cana-de-açúcar.
Baseado em simulação de Garcia et al. (2006).

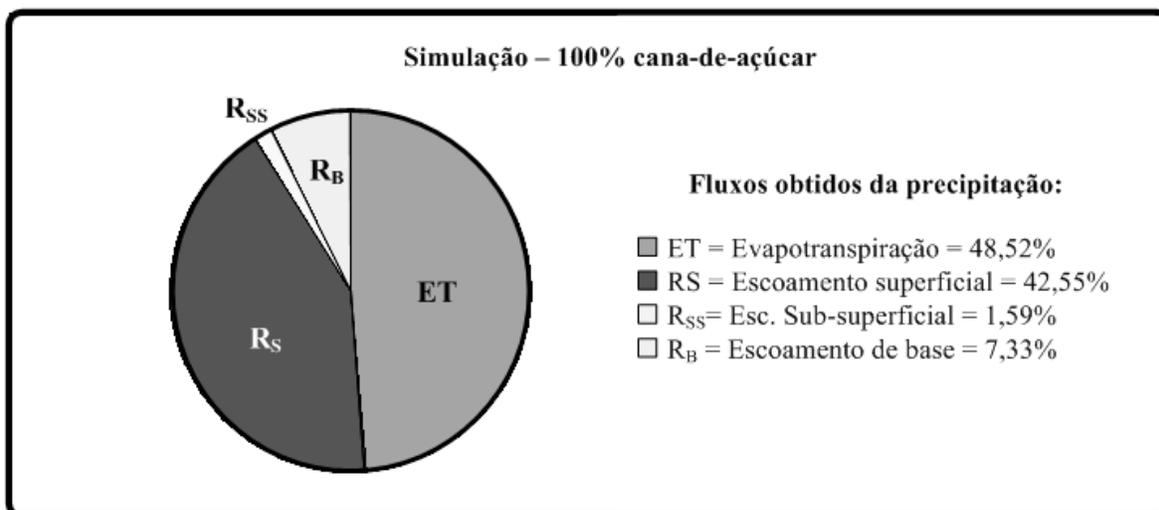


Gráfico 2. Distribuição da precipitação na bacia para cana-de-açúcar.
Simulação de Garcia et al. (2006); evapotranspiração estimada.

Os cálculos referentes aos processos hidrológicos relativos à simulação para cana-de-açúcar são análogos aos cálculos do item anterior. A tabela 24 agrega os fluxos e as respectivas transformidades dos processos hidrológicos da bacia do Corumbataí referente ao uso somente por cana-de-açúcar entre os anos de 1995 e 1997.

Tabela 24. Valores de energia para os processos hidrológicos na bacia do Corumbataí (100% cana).

Nota	Processo hidrológico	Unid.	Fluxo de saída (unid. ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Energia por unid. (sej/unid.)	Energia solar (sej. ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Fluxo monetário (Em\$. ha ⁻¹ .ano ⁻¹)*
1	Evapotranspiração	g	7,82E+09	2,44E+05	1,91E+15	572,31
2	Escoamento superficial	g	6,86E+09	4,80E+05	3,29E+15	988,48
3	Escoamento subsuperficial	g	2,57E+08	4,80E+05	1,23E+14	37,04
4	Escoamento de base	g	1,18E+09	4,17E+06	4,93E+15	1479,30

¹ Fluxo estimado por balanço de massa.

^{2,3,4} Fluxos simulados por Garcia et al. (2006).

* Valor baseado no emdólar calculado por Coelho et al. (2003) de 3,33E+12 sej.US\$⁻¹.

Fluxo monetário = Energia/emdólar = (sej.ha⁻¹.ano⁻¹). (Em\$.sej⁻¹) = Em\$.ha⁻¹.ano⁻¹

5.1.2.3 Bacia Corumbataí, considerando simulação para 100% floresta nativa

Garcia et al. (2006) também simularam os valores de escoamento superficial, escoamento sub-superficial e percolação produzidos pela precipitação caso a bacia do Corumbataí fosse dominada por floresta nativa, representada por formações de Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Decidual Aluvial, Floresta Semi-decidual sub-montana, Floresta decidual, Floresta Paludosa, segundo Mendes (2004). O resultado da simulação é apresentado na tabela 24 a seguir:

Tabela 25. Simulação hidrológica bacia Corumbataí (100% floresta nativa).

ANO	(PT) Precipitação (mm)	(R _S) Escoamento superficial (mm)	(R _{SS}) Escoamento sub- superficial (mm)	(R _B) Percolação (mm)
1995	1677	468,7	34,5	292,0
1996	1700	562,5	32,7	317,6
1997	1458	462,6	30,1	332,5
Média	1612	497,9	32,4	314,0

Fonte: Garcia et al (2006)

A distribuição da precipitação, simulada caso existisse predomínio de floresta nativa na bacia, é apresentada nas figuras 32 e 33, e no gráfico 3:

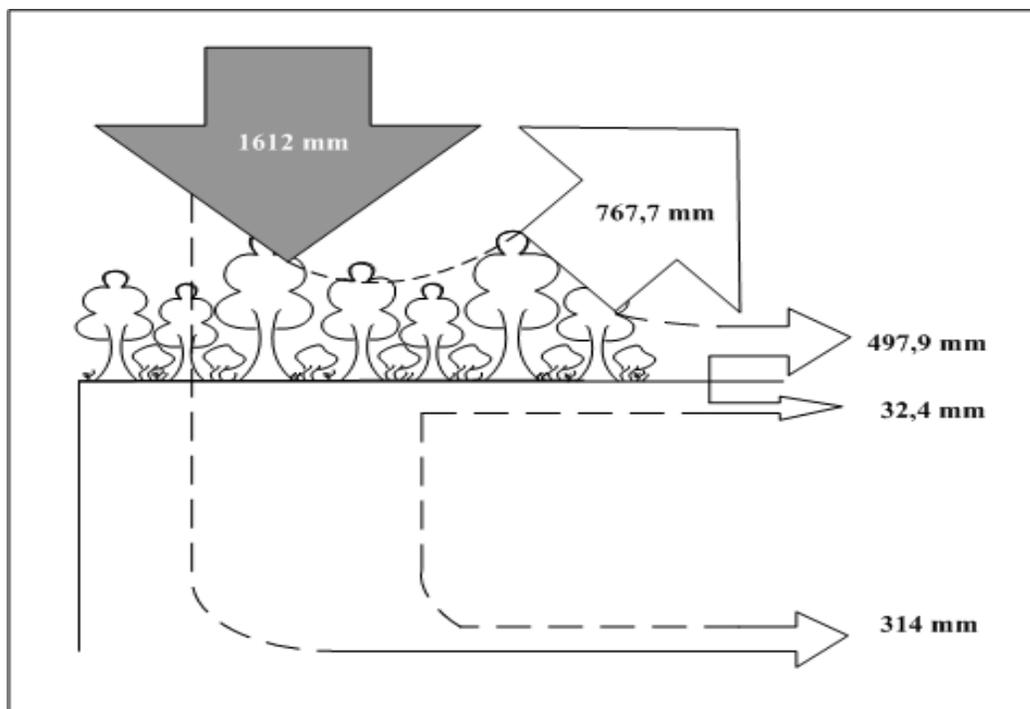


Figura 32. Distribuição da precipitação na bacia para mata nativa.
Baseado em simulação de Garcia et al. (2006).

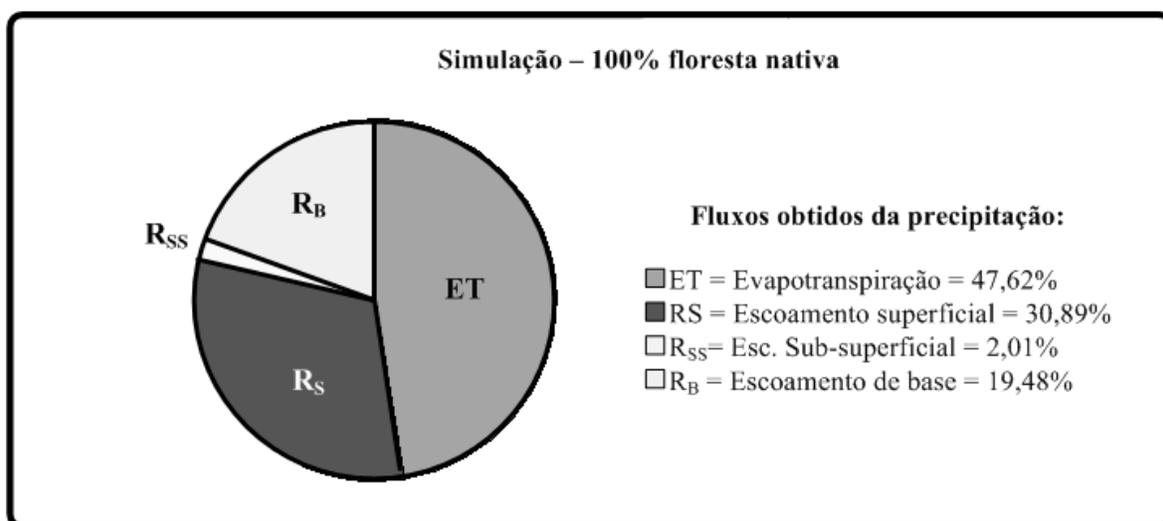


Gráfico 3. Distribuição da precipitação na bacia para mata nativa.
Simulação de Garcia et al. (2006); evapotranspiração estimada.

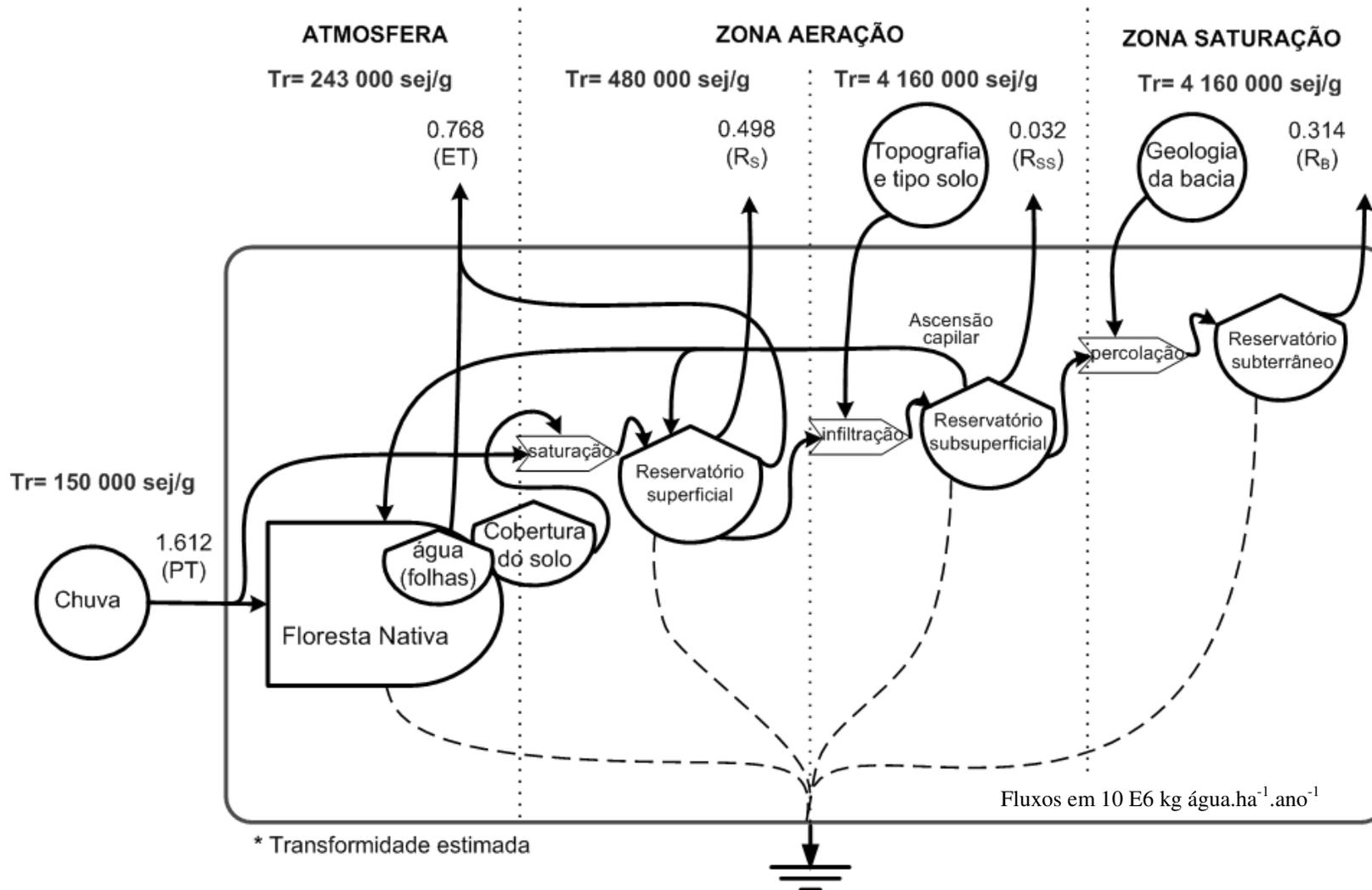


Figura 33. Processos hidrológicos na bacia do rio Corumbataí respectivos à simulação 100% floresta nativa.

Baseado em Garcia et al. (2006). Fluxos: PT=precipitação, ET = evapotranspiração, R_S = escoamento superficial, R_{SS} = escoamento subsuperficial, R_B = escoamento de base.

O valor de evapotranspiração anual para de floresta nativa foi calculado da mesma forma :

$$ET = 1612 - 497,9 - 32,4 - 314,0$$

$$ET = 767,7 \text{ mm}$$

Os cálculos referentes aos processos hidrológicos relativos à simulação para a floresta nativa são análogos ao item anterior. A Tabela 26 agrega os fluxos e as respectivas transformidades dos processos hidrológicos da bacia do Corumbataí referente à ocupação somente por floresta nativa, entre os anos de 1995 e 1997.

Tabela 26. Valores de energia para os processos hidrológicos na bacia para mata nativa.

Nota	Processo hidrológico	Unid	Fluxo de saída (unid. ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Energia por unid. (sej/unid.)	Energia solar (sej.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Fluxo monetário* (em\$. ha ⁻¹ .ano ⁻¹)
1	Evapotranspiração	g	7,69E+09	2,44E+05	1,87E+15	562,35
2	Escoamento superficial	g	4,97E+09	4,80E+05	2,39E+15	716,25
3	Escoamento subsuperficial	g	3,24E+08	4,80E+05	1,55E+14	46,69
4	Escoamento de base	g	3,14E+09	4,17E+06	1,31E+16	3929,79

¹ Fluxo estimado por balanço de massa.

^{2,3,4} Fluxos simulados por Garcia et al. (2006).

* Valor baseado no emdólar calculado por Coelho et al. (2003) de 3,33E+12 sej.US\$⁻¹.

Fluxo monetário = Energia/emdólar = (sej.ha⁻¹.ano⁻¹). (Em\$.sej⁻¹) = Em\$.ha⁻¹.ano⁻¹

5.1.3 Discussão dos resultados

Os resultados apresentados mostram como a mudança de cobertura de solo pode modificar, diretamente, os fluxos de água acima e abaixo da superfície do solo e, indiretamente, estimar diferentes valores monetários em emdólares para a evapotranspiração, escoamento superficial, subsuperficial e percolação de água, conforme os cenários simulados por Garcia et al. (2006).

O gráfico 4, a seguir, mostra claramente que o processo com maior variação de valor monetário foi aquele de maior transformidade. A percolação de água, assumida como escoamento de base (R_B), apresenta uma transformidade média global de 4.160.000 sej/g, fez com que o sistema dominado por mata nativa apresentasse uma vantagem de milhares de emdólares (Em\$) por hectare por ano em relação à cana-de-açúcar.

A análise pormenorizada do escoamento de base (R_B) mostra que, enquanto o uso real existente na bacia geraria um serviço estimado em Em\$ 2466,76 por hectare ao ano, a conversão total do uso da terra em agroecossistemas de cana-de-açúcar reduziria o valor para Em\$ 1479,30 $ha^{-1}.ano^{-1}$. No entanto, caso a bacia do Corumbataí fosse ocupada por floresta de mata nativa, o fluxo monetário de R_B seria ampliado para a magnitude de Em\$ 3929,79 $ha^{-1}.ano^{-1}$.

O cenário hipotético de ocupação plena da Bacia do Corumbataí pela cana-de-açúcar, permite observar que a perda do serviço de drenagem profunda seria da ordem de Em\$ 990 $ha^{-1}.ano^{-1}$, em relação ao uso real. Por outro lado, a ocupação total pela floresta nativa culminaria em um ganho de Em\$ 1463 $ha^{-1}.ano^{-1}$, se comparado ao uso real.

Os fluxos de evapotranspiração (ET) e escoamento sub-superficial (R_{SS}) não apresentaram diferença significativa nos valores, apresentando faixas de valores situadas entre Em\$ 562 – 576 $ha^{-1}.ano^{-1}$ e Em\$ 37 – 46 $ha^{-1}.ano^{-1}$, respectivamente.

O serviço de escoamento superficial (R_S) apresentou o seu maior valor no cenário de domínio da cana-de-açúcar. Apesar do valor corresponder a Em\$ 988,48 $ha^{-1}.ano^{-1}$, sabe-se que a elevação do serviço de escoamento superficial não é algo desejado, por estar relacionado com a erosão hídrica, ou seja, com a perda de solo.

Valor monetário dos processos hidrológicos na bacia do Corumbataí (1995-1997)

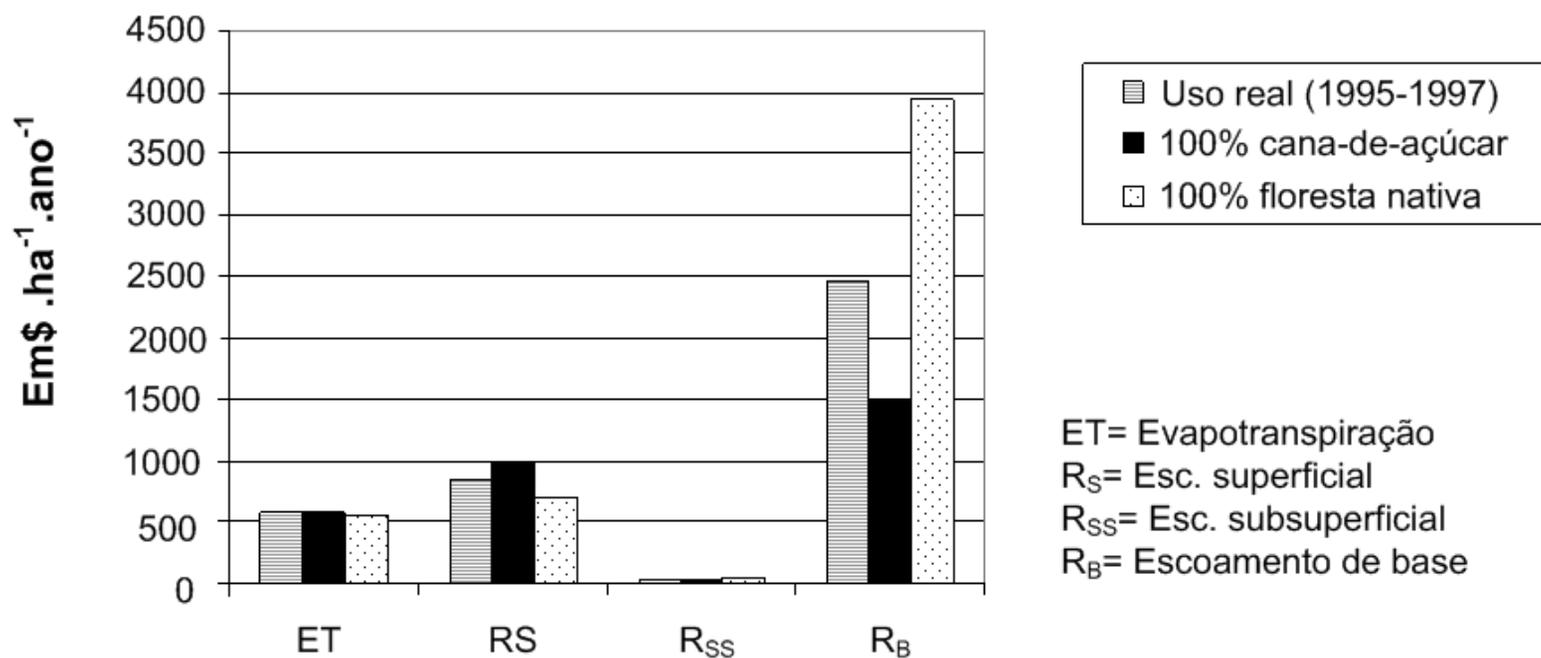


Gráfico 4. Comparação entre três cenários dos valores monetários dos serviços hidrológicos na bacia do rio Corumbataí. Valores médios baseados em fluxos de massa simulados por Garcia et al. (2006). Evapotranspiração estimada. Em dólar do Brasil, $3,33E+12$ sej.US\$⁻¹, baseado em Coelho et al. (2003).

Avaliando-se este tipo de situação, a proposição emergente é a de equilíbrio entre os valores dos fluxos dos processos hidrológicos. Ao invés de procurar a maximização de um determinado valor de serviço ecossistêmico, deve-se propor a sua correta distribuição, pois cada serviço é derivado de funções ecossistêmicas específicas. O escoamento superficial, apesar de constituir um fluxo responsável pela erosão hídrica do solo, é fundamental para o transporte de nutrientes inorgânicos e orgânicos para os seres vivos à jusante da bacia. Sendo assim, deve existir uma magnitude ótima para cada serviço, que permita o transporte máximo de nutrientes sem a degradação dos estoques internos.

A distribuição ideal talvez não seja aquela obtida através da simulação dominada por floresta nativa na bacia do Corumbataí. Esta argumentação é baseada no alto valor do escoamento superficial, 30% da precipitação que, se comparado com outros sistemas ecológicos, é elevado. Em sistemas florestais naturais, grosso modo, espera-se que 7,5% da precipitação total seja convertida em escoamento superficial (Bloom, 1970; apud Ruhoff, 2004).

Estudos hidrológicos em microbacias cobertas por Mata Atlântica revelaram que o R_s pode ser baixíssimo, chegando num patamar inferior a 1 % da precipitação (Cicco e Fujieda, 1992, apud Ranzini et al. 2004). Fatores como a declividade, o tipo de solo, a duração e a intensidade da precipitação são variáveis que podem gerar diferenças significativas no valor de escoamento superficial. Para efeitos de comparação, serão calculados os valores dos serviços hidrológicos em uma microbacia denominada “D”, localizada na região da Serra do Mar, no Estado de São Paulo, que apresenta uma distribuição de sua precipitação dada de maneira diferente em relação à bacia do Corumbataí.

5.1.4 Cálculo dos valores dos processos hidrológicos na microbacia D

A análise de uma microbacia localizada em outra região do Estado de São Paulo tem como finalidade mostrar que é possível se obter diferenças de valor econômico para os serviços hidrológicos em relação à bacia do Corumbataí. Trata-se de um sistema diferenciado em relação anterior, principalmente pelos seguintes fatores:

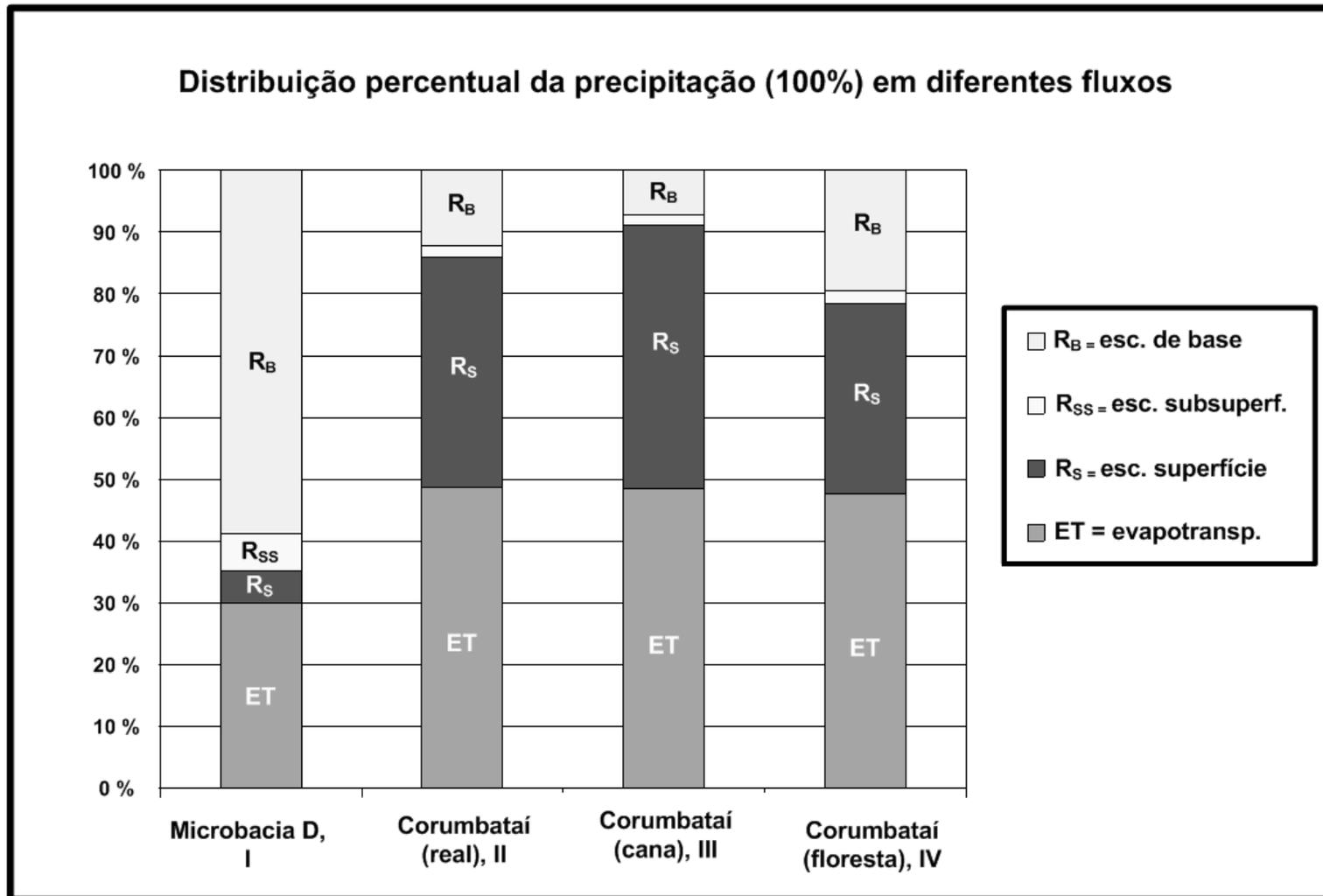
Pluviosidade local: por estar localizada na região da Serra do Mar, a precipitação média anual é cerca de 2200mm, quase o dobro daquela observada na bacia do Corumbataí; A análise dos fluxos ET, R_S , R_{SS} e R_B na escala espacial de microbacia (56 ha), pode não refletir a mesma distribuição da precipitação observada na bacia em que está inserida, a bacia do rio Paraíba do Sul.

A cobertura vegetal é a Mata Atlântica (Floresta Ombrófila Densa) e os dados não foram obtidos por simulação, mas por medidas em campo realizadas por Ranzini et al. (2004) no Laboratório de Hidrologia Florestal “Engenheiro Agrônomo Walter Emmerich”.

As medidas obtidas ao longo de doze anos mostram que a pluviosidade média da microbacia experimental “D” é de 2241 mm ao ano. A distribuição da precipitação observada no local é a seguinte: 30% da água é evapotranspirada, 5,6 % é escoada pela superfície (subdividida em 0,6% de escoamento superficial e 5% originada da área variável de afluência), 6% escoam sub-superficialmente e os 58,4% restantes geram o escoamento de base (Fujieda et al. 1997; Cicco e Fujieda 1992; Cicco et al. 1986, apud. Ranzini et al. 2004).

O quadro 5 ilustra os números acima e realiza uma comparação entre os valores obtidos por simulação realizadas por Garcia et al. (2006).

Quadro 5. (I) Distribuição da precipitação na microbacia “D”; (II, III e IV) na bacia do Corumbataí.



(I) Baseada em Ranzini et al (2004); (II,III e IV) Baseada em Garcia et al. (2006).

Em relação ao uso real simulado para bacia do rio Corumbataí (barra II, quadro 5), a diferença de índice pluviométrico e o uso do solo são determinantes na mudança na distribuição da precipitação. Na microbacia “D”, observa-se um escoamento superficial cerca de seis vezes menor (5,6 % contra 30% do volume precipitado) e o escoamento de base é cerca de cinco vezes maior (58,4% contra 12,2% da precipitação). De fato, Ranzini et al. (2004) afirmam que, em bacias florestadas ou com boa cobertura vegetal, o escoamento superficial é raro, e a infiltração da precipitação efetiva pode chegar até a 94%.

Comparando-se a microbacia “D” e a simulação para floresta nativa no Corumbataí (barra IV, quadro 5), observa-se que o escoamento de base obtido por Garcia et al. (2006) é quase três vezes menor, em termos de porcentagem precipitada. O escoamento superficial simulado, por outro lado, supera em seis vezes os valores obtidos na bacia com Mata Atlântica. A evapotranspiração estimada, em todos os cenários simulados, representa metade de toda a água que sai da bacia do Corumbataí, ao passo que na microbacia D, a perda por esta via equivale a 30% da precipitação.

O paralelo entre o cenário de domínio da cana-de-açúcar (barra III, quadro 5) e os valores obtidos para a região de Mata Atlântica na microbacia D (barra I, quadro 5) evidencia que o escoamento superficial (R_S) na bacia do Corumbataí é maior saída percentual de água líquida, o inverso ocorre na microbacia D, local onde a maior parte da água é infiltrada e gera o escoamento de base (R_B), alimentando o deflúvio em períodos de estiagem.

Os fluxos anuais de água microbacia B, em base mássica por hectare, estão ilustrados no diagrama sistêmico da figura 34. Observa-se que o fluxo de escoamento de base atinge 1,309 E6 kg de água por hectare em um ano.

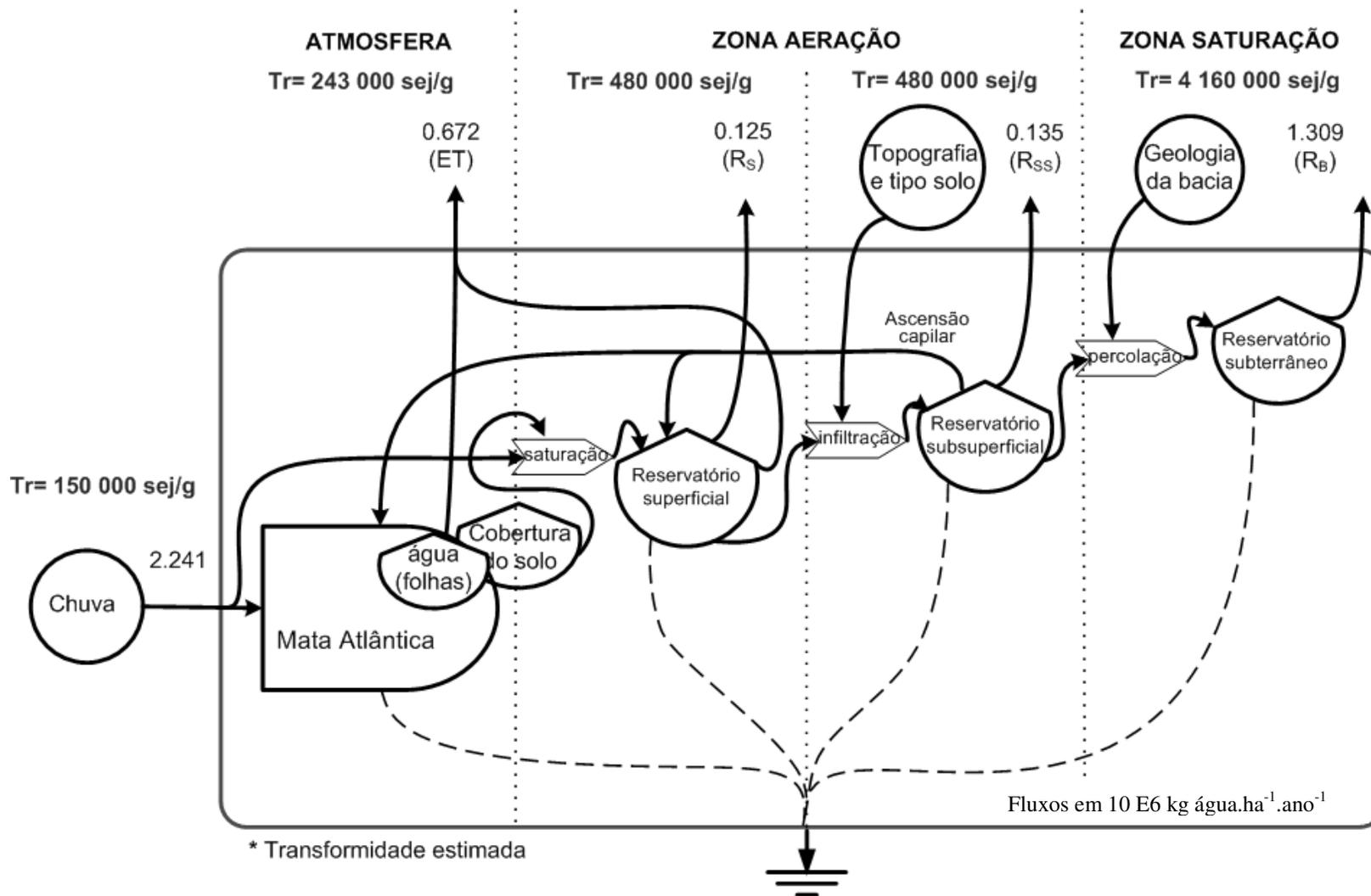


Figura 34. Processos hidrológicos na microbacia “D”, coberta por Mata Atlântica.

Baseado em Ranzini et al. (2004). Fluxos: PT=precipitação, ET = evapotranspiração, R_s = escoamento superficial, R_{ss} = escoamento subsuperficial, R_B = escoamento de base.

Utilizando-se dos valores de energia por massa globais de cada um dos processos, podem ser estimados os valores dos serviços ecossistêmicos hidrológicos existentes na microbacia “D”, mostrados na tabela 27:

Tabela 27. Valor dos processos hidrológicos na microbacia D (Mata Atlântica).

Nota	Processo hidrológico	Unid.	Fluxo de saída (unid. ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Energia por unid. (sej/unid.)	Energia solar (sej. ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Fluxo monetário (Em\$. ha ⁻¹ .ano ⁻¹)*
1	Evapotranspiração	g	6,72E+09	2,44E+05	1,64E+15	491,90
2	Escoamento superficial	g	1,25E+09	4,80E+05	6,02E+14	180,86
3	Escoamento subsuperficial	g	1,34E+09	4,80E+05	6,45E+14	193,78
4	Escoamento de base	g	1,31E+10	4,17E+06	5,45E+16	16379,26

^{1,2,3,4} Fluxos médios da bacia, para a precipitação média de 2241 mm anuais. baseados em Ranzini et al. (2004). * Valor baseado no emdólar calculado por Coelho et al. (2003) de 3,33E+12 sej.US\$⁻¹.

Fluxo monetário = Energia/emdólar = (sej.ha⁻¹.ano⁻¹). (Em\$.sej⁻¹) = Em\$.ha⁻¹.ano⁻¹

O escoamento de base na microbacia D foi estimado em Em\$ 16379 ha⁻¹.ano⁻¹, valor relativamente elevado, se comparado à simulação para floresta nativa na bacia do Corumbataí. A magnitude deste valor de R_B é consequência do elevado índice pluviométrico no local e da extrema capacidade de percolação de água no solo. Além disso, trata-se do processo hidrológico de maior transformidade e portanto, implica em muito maior valorização deste fluxo, como se pode observar no gráfico 5.

Traçando-se um paralelo entre os serviços da microbacia D e a bacia do Corumbataí, como ilustra o gráfico 6, é possível verificar em que proporção de emdólares os valores monetários se distanciam.

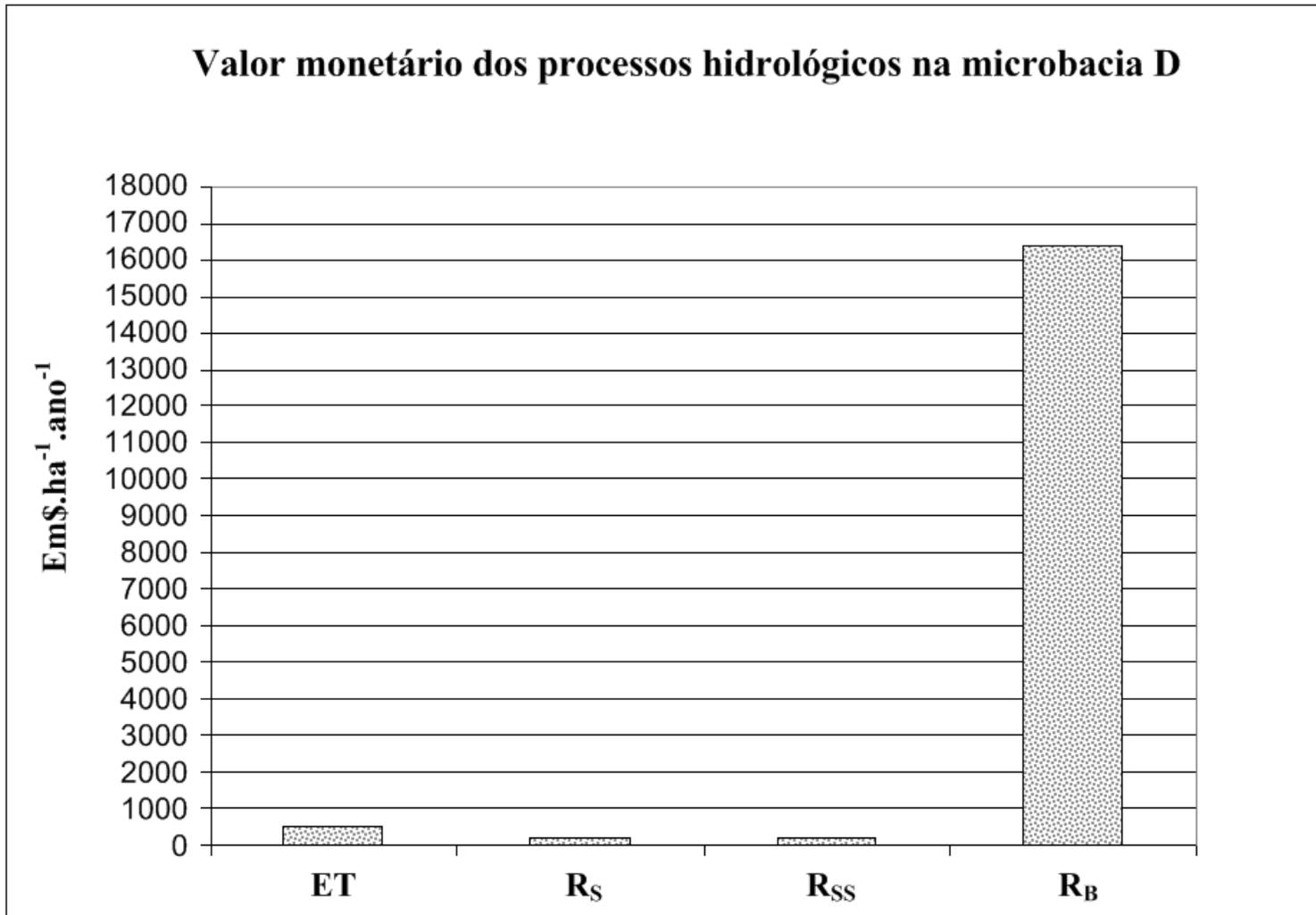


Gráfico 5. Valor monetário dos processos hidrológicos na microbacia D.

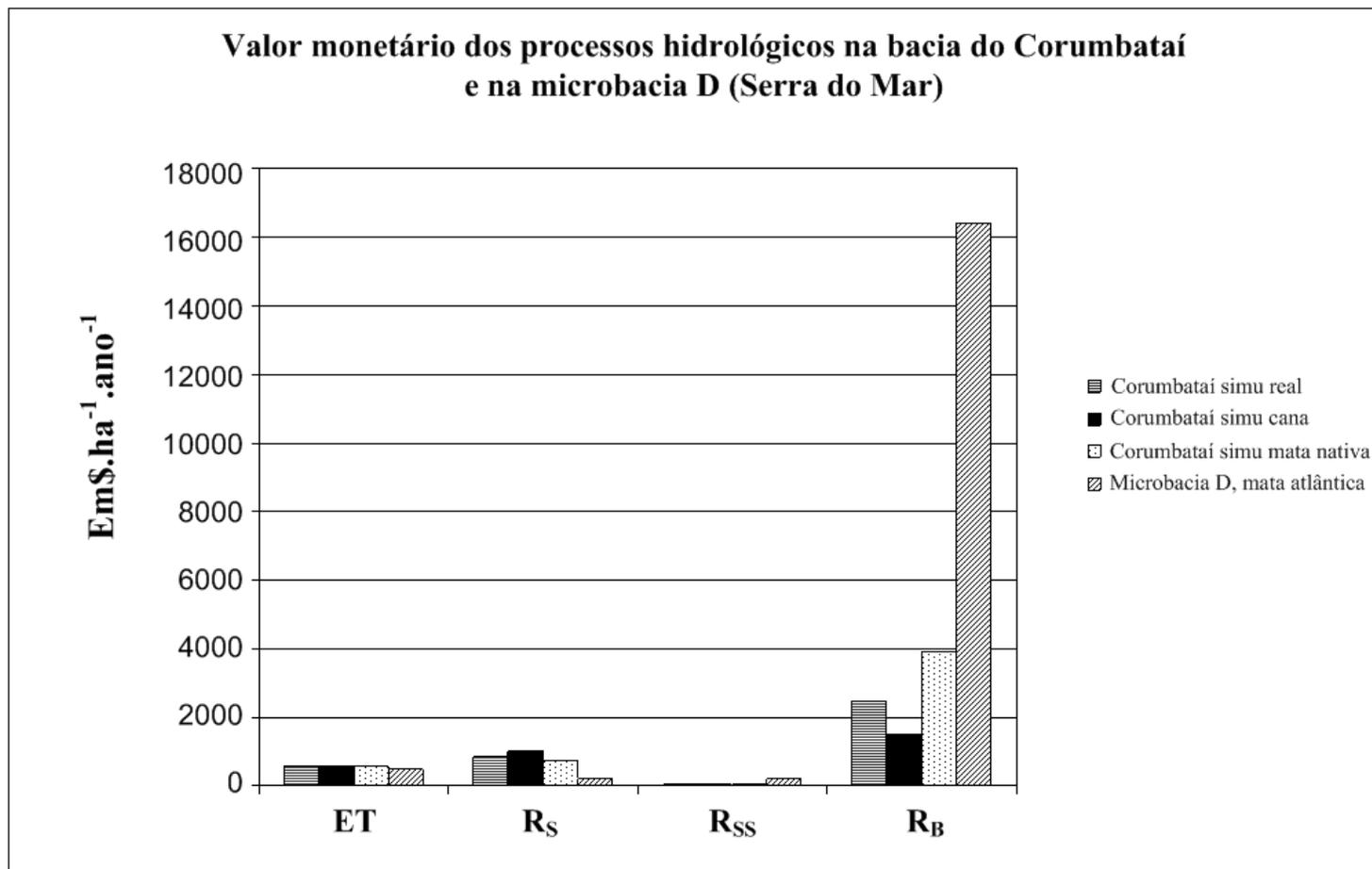


Gráfico 6. Comparação entre valores monetários dos processos hidrológicos na bacia do Corumbataí e microbacia D.

5.1.5 Avaliando o efeito de escala espacial

Observando-se as distorções abruptas entre valores de R_B no gráfico 6, pode-se inferir que, além da diferença de índices pluviométricos e da cobertura vegetal, a escala espacial pode afetar os resultados observados. A microbacia “D”, de 56 hectares, apresenta uma dimensão muito inferior aos 1710 km² da bacia Corumbataí.

Para avaliar o efeito da escala espacial nos resultados dos valores monetários dos fluxos hidrológicos, comparar-se-ão aqueles na bacia do Corumbataí com a Bacia do rio Paraíba do Sul (cuja área no Estado de São Paulo é de 14300 km²), local onde está inserida a microbacia D.

O Sistema de Informações para o Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (SIGRH-SP) estimou os valores dos da Bacia do Rio Paraíba do Sul, na porção do Estado de São Paulo, no ano 2000. A precipitação média anual é de 1410 mm, ou 644 m³.s⁻¹ em taxa volumétrica ao longo do ano. A evapotranspiração é de 940 mm (429 m³.s⁻¹), o escoamento total na bacia é de 215 m³.s⁻¹ e destes, 95 m³.s⁻¹ (estimado em 208 mm) são escoamento de base. Estimou-se o escoamento superficial como o volume restante, ou seja, 120 m³.s⁻¹ (262 mm). O quadro 6 ilustra a distribuição da precipitação na Bacia do Paraíba do Sul, e estabelece uma comparação bacia do rio Corumbataí. Posteriormente, foram estimados os valores dos serviços ecossistêmicos do Paraíba do Sul (tabela 28) e efetuado o paralelo entre as magnitudes monetárias das duas bacias, mostrados no gráfico 7.

Tabela 28. Valor dos processos hidrológicos na bacia do rio Paraíba do Sul.

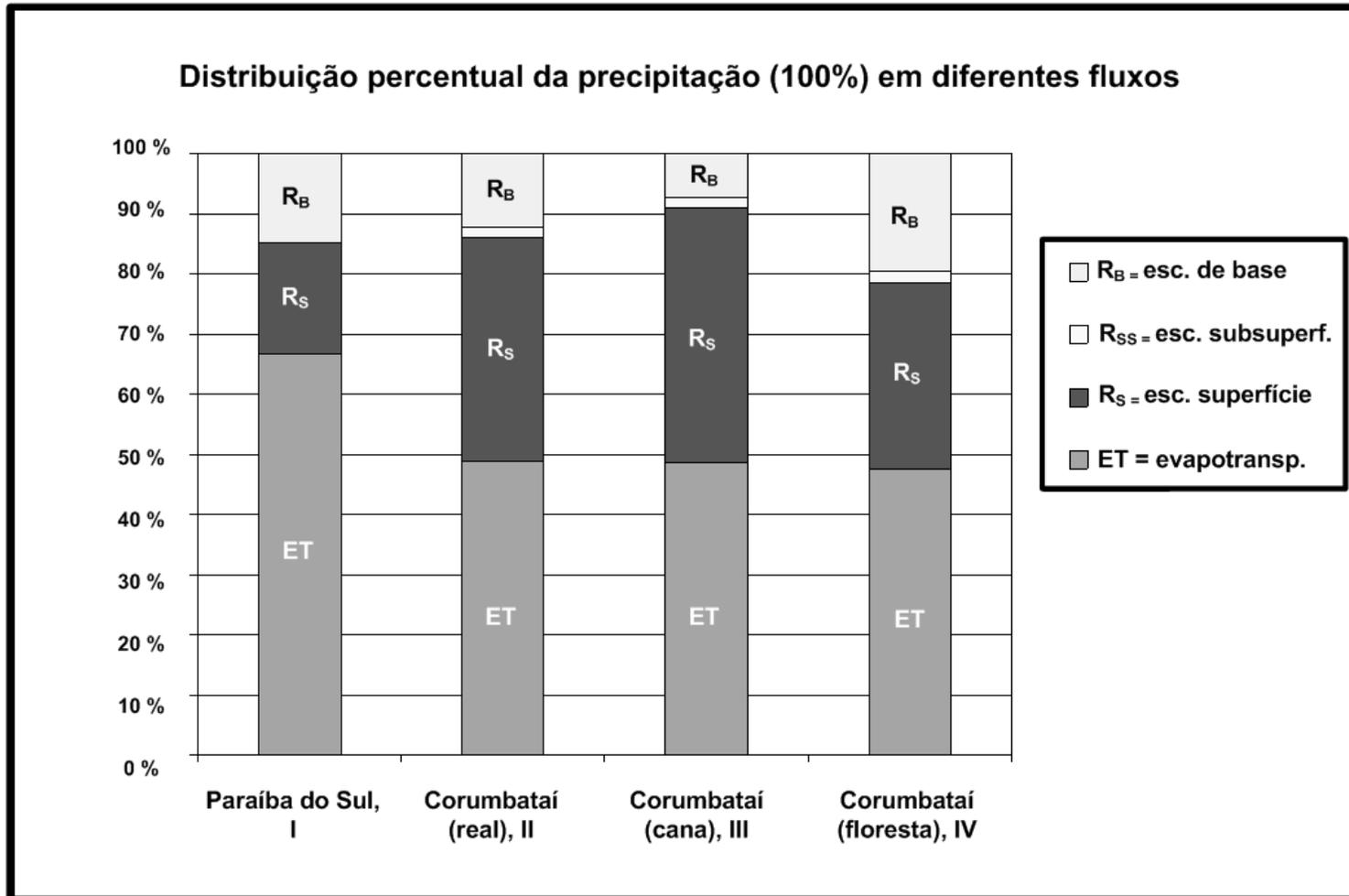
Nota	Processo hidrológico	Unid.	Fluxo de saída (unid.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Energia por unid. (sej/unid.)	Energia solar (sej.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Fluxo monetário (Em\$.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)*
1	Evapotranspiração	g	9,40E+09	2,44E+05	2,29E+15	687,76
2	Escoamento superficial	g	2,62E+09	4,80E+05	1,26E+15	377,58
3	Escoamento subsuperficial	g	-	4,80E+05	9,98E+14	-
4	Escoamento de base	g	2,08E+09	4,17E+06	8,67E+15	2603,17

^{1,2,3,4} Fluxos médios da bacia do rio Paraíba do Sul, na parte do Estado de São Paulo, para a precipitação média de 1440 mm anuais, baseados no SIGRH-SP (2000).

* Valor baseado no emdólar por Coelho et al. (2003) de 3,33E+12 sej.US\$⁻¹.

Fluxo monetário = Energia/emdólar = (sej.ha⁻¹.ano⁻¹). (Em\$.sej⁻¹) = Em\$.ha⁻¹.ano⁻¹

Quadro 6. (I) Distribuição média da precipitação na bacia do Paraíba do Sul; (II, II, IV) na bacia do Corumbataí.



(I) Dados estimados pelo SIGRH-SP (2000). O escoamento subsuperficial não foi estimado.

(II, III, IV) Dados simulados por Garcia et al. (2006).

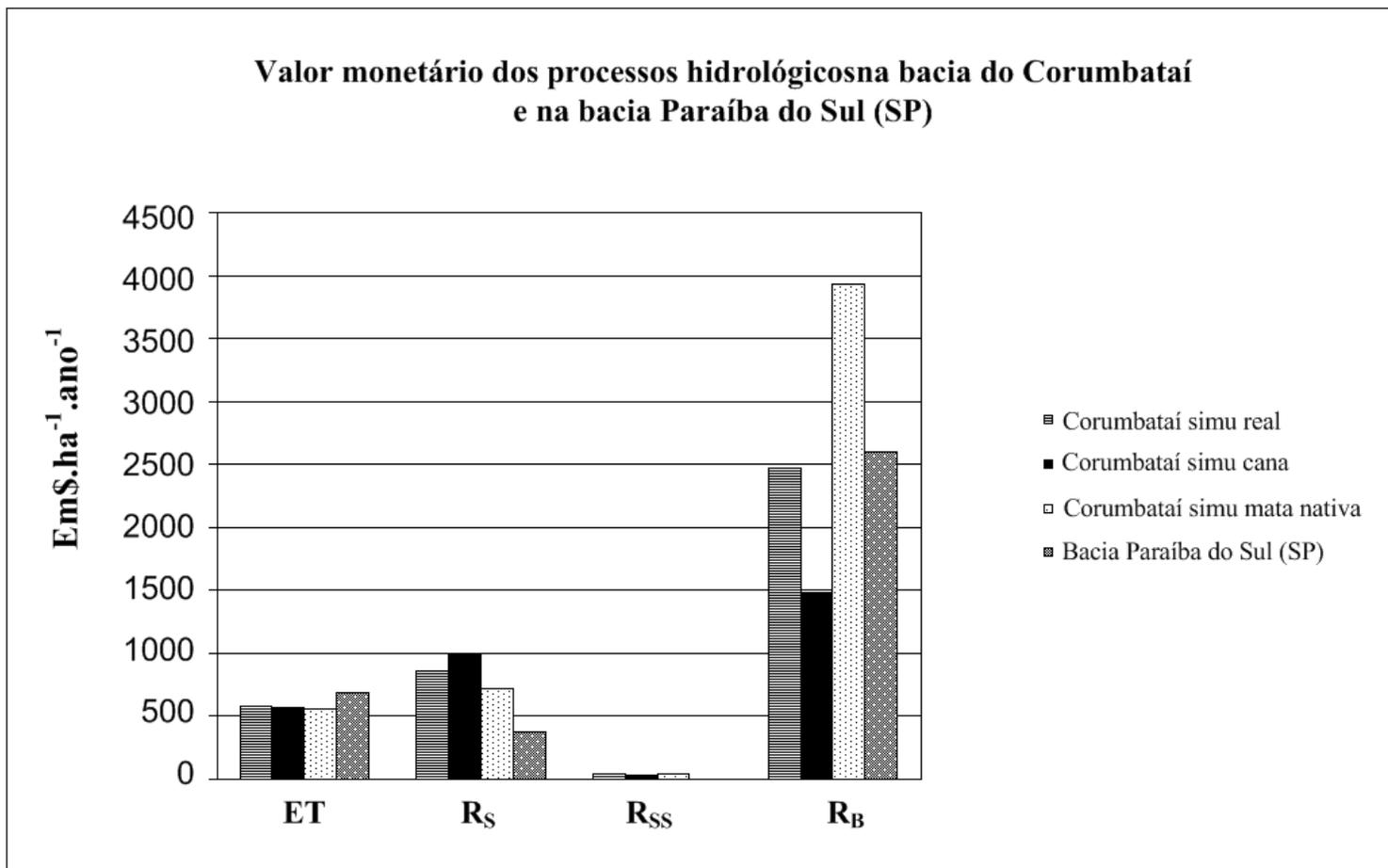


Gráfico 7. Comparação entre valores dos processos hidrológicos das bacias do Corumbataí e Bacia do rio Paraíba do Sul.

A ampliação da escala espacial analisada resultou na mudança significativa do índice pluviométrico do sistema estudado, que diminuiu de 2241 mm (na microbacia D) para 1440 mm da bacia do rio Paraíba do Sul. Devido a esta redução, os outros processos hidrológicos apresentaram redução significativa. Em relação ao processo hidrológico R_B , que foi valorado em $16.000 \text{ Em}\$.ha^{-1}.ano^{-1}$ na escala de microbacia, diminuiu para $2600 \text{ Em}\$.ha^{-1}.ano^{-1}$ nesta avaliação.

Outra implicação da mudança de sistema avaliado, além da escala espacial, foi o uso do solo. O Comitê para integração das Bacias Hidrográficas do Rio Paraíba do Sul (CEIVAP) descreve a parte paulista da paisagem como um mosaico complexo formado por pastagens (54%), fragmentos de matas nativas e capoeiras (30,7%), reflorestamento (5%), agricultura (1,4%), áreas urbanas (2,9%) e outras formas de uso (5,2%). Como se pode observar, a ocupação se diferencia muito da microbacia D, dominada pela Mata Atlântica, e constitui um fator que pode justificar parte da redução percentual de infiltração de água na bacia.

Observou-se que as magnitudes dos valores monetários dos fluxos na bacia do Paraíba do Sul equipararam-se àqueles da bacia do Corumbataí (ver gráfico 7) pois, além da semelhança entre os índices pluviométricos médios anuais (1600 e 1400 mm, respectivamente), existe o predomínio de pastagens como cobertura de solo. Fatores como declividade, altitude e tipo de solo também são variáveis importantes na diferenciação dos fluxos hidrológicos.

5.1.6 Comparação dos valores

Desta maneira, escoamento de base (R_B) foi selecionado para representar o valor total dos processos hidrológicos nos sistemas avaliados.

Os valores obtidos através da emergia para sistemas naturais e modificados do Estado de São Paulo são significativamente maiores que os valores obtidos por Constanza et al. (1997), em relação aos serviços de regulação hídrica e de abastecimento de água estimados em escala global.

Através da análise emergética, o valor dos serviços hidrológicos equivale a mais de $3.900 \text{ Em}\$.ha^{-1}.ano^{-1}$ (valor de R_B), na simulação de floresta nativa para a Bacia do Corumbataí. No caso da microbacia “D”, R_B é ainda maior e equivale a mais de $\text{Em}\$$

16.000 ha⁻¹.ano⁻¹. Em comparação, Constanza et al. (1997) fornecem valores de US\$ 6 ha⁻¹.ano⁻¹ e US\$ 8 ha⁻¹.ano⁻¹ para os serviços de regulação e abastecimento hídricos, respectivamente; se somados, estes dois últimos totalizariam US\$ 14 ha⁻¹.ano⁻¹.

Avaliando-se o valor da água em US\$/m³, a metodologia emergética aplicada em escala global, realizada no presente trabalho, atribui valores que variam desde 0,07 a 1,25 Em\$ para o metro cúbico de água na evapotranspiração e no escoamento subterrâneo, respectivamente. Avaliações da economia de mercado utilizando unidades em US\$/m³ são realizadas, geralmente, para estabelecer preços em escalas regionais, como as de bacias hidrográficas. Como já mostrado anteriormente, os valores estimados para a água em bacias hidrográficas do Estado de São Paulo, segundo o SIGRH-SP (2004), variava entre R\$ 0,001 e 0,32 / m³ no ano. Strobel et al. (2006) encontrou magnitudes semelhantes no estudo de pagamento pelo serviço ambientais no Parque Estadual Três Picos (RJ), estimando um preço de cobrança pelo uso da água que variava de R\$ 0,02 até 0,05/m³.

A comparação entre os valores obtidos neste trabalho, utilizando a metodologia emergética, torna evidente o distanciamento existente em relação aos preços calculados na economia de mercado, tanto em escala global quanto regional. Como se pode observar na tabela 29, a magnitude dos valores em Emdólares apresentam duas casas decimais a mais que aqueles calculados por outras metodologias econômicas.

Tabela 29. Comparação entre o valor da água por diferentes metodologias.

Dados obtidos pela metodologia emergética neste trabalho	Dados obtidos por metodologias econômicas ou preços de mercado
<i>Preço por volume de água</i>	
Em\$ 0,07 – 1,25 / m ³ água	R\$ 0,001 – 0,32 /m ³ água
<i>Preço por serviço do ciclo hidrológico</i>	
Em\$ 4.000 – 16.000 ha ⁻¹ .ano ⁻¹	US\$ 14 ha ⁻¹ .ano ⁻¹

A grande distorção observada entre os valores encontrados pode ser explicada por 3 fatores básicos. O primeiro se refere ao método, pois a análise emergética incorpora todos os custos energéticos diretos e indiretos necessários para a realização do serviço ecossistêmico, enquanto as metodologias econômicas neoclássicas incorporam apenas os

custos monetários e preços de mercado. Os últimos tendem a reduzir quando existe abundância ou fácil acesso à determinado bem ou serviço.

Em segundo lugar, neste trabalho a metodologia emergética de processos globais foi adaptada para contabilizar fluxos regionais (bacias e microbacias hidrográficas), o que é um fator que gera distorções nos resultados pelo fato de que os inputs externos da Terra (energia solar, calor interno e energia gravitacional) não são uniformes, e variam de região para região conforme a posição geográfica, tipo de cobertura vegetal, o relevo, o tipo de solo, etc.

Em terceiro lugar, a consideração de que os processos globais do ciclo hidrológico utilizam o orçamento global de energia ($15,83 \text{ E}24$) de maneira integral é uma simplificação que pode superestimar os valores obtidos por serviço, mas que é necessária para os cálculos do valoração de serviços ecossistêmicos que descrevem a circulação de materiais em nível global, como o ciclo hidrológico (e os ciclos de carbono e nitrogênio). Sem esta consideração, não seria possível quantificar, em escala global ou local, a distribuição das energias primárias (solar, gravitacional e radiação do calor interno) que entram nos sistemas de escalas mais reduzidas (como bacias hidrográficas), dificultando, portanto, o desenvolvimento dos cálculos posteriores.

5.2 Ciclo de carbono

5.2.1 Emergia por massa global de processos do ciclo do carbono

A contabilidade dos processos envolvidos no ciclo do Carbono vem ao encontro da necessidade de conhecer os fenômenos como o da fixação e emissão de gases contendo carbono, como o gás carbônico (CO₂) e o metano (CH₄), que estão diretamente relacionados aos fenômenos de aquecimento global e o efeito estufa.

Analogamente ao ciclo hidrológico, considera-se que o orçamento global de emergia renovável anual da Biosfera – 15,83 E24 sej – contribui direta ou indiretamente para a ciclagem do carbono. Embora os elementos de carbono envolvidos no ciclo biogeoquímico dependam de processos metabólicos específicos em células vivas, a transformação de formas inorgânicas em orgânicas - e vice-versa -, é o reflexo da interação dos estoques internos de emergia de um ser vivo com a emergia disponível no meio externo, ambos originados do orçamento anual de emergia da Terra.

Assumindo-se que o ciclo de carbono não varia anualmente, deve-se quantificar os fluxos mássicos de entradas e saídas de C nos diversos compartimentos da Terra. Os dados dos fluxos do ciclo natural de carbono na biosfera (figura 35) foram baseados em Jackson e Jackson (1996), cujos valores são muito próximos aos do Terceiro Relatório de Avaliação (Third Assessment Report, TAR), publicados no de 2001, vinculado ao Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC). Deste último, foram coletados dados complementares a respeito dos fluxos respectivos ao intemperismo das rochas contendo carbonatos e das saídas de carbono orgânico dissolvido dos ecossistemas terrestres via runoff.

Os fluxos de carbono provenientes da queima de combustíveis fósseis, da mudança de uso de solo e de outras diversas atividades humanas, não foram considerados, já que o interesse de análise está concentrado nos processos naturais da Terra, dependentes apenas de energias renováveis. Considerando-se os processos do ciclo de carbono como co-produtos do orçamento de emergia renovável da Terra, pode-se estimar qual a proporção de emergia solar utilizada para cada fluxo correspondente. Para a realização destas estimativas, utilizar-se á os dados referentes à figura 36.

Quadro 7. Estoques e interações do ciclo global de carbono (figura 35).

Estoques:
<p><u>atmosfera</u>: gás carbônico (CO_2), metano (CH_4), monóxido de carbono (CO), ácido carbônico (H_2CO_3) e compostos orgânicos voláteis (VOC's, da sigla em inglês Volatile Organic Compounds). Estoques secundários são os de radicais OH^\cdot e o de vapor de água.</p> <p><u>hidrosfera</u>: gás carbônico dissolvido ($\text{CO}_{2(\text{aq})}$) e íon bicarbonato (HCO_3^-) dissolvidos na superfície oceânica; carbono orgânico do tecido de algas, de animais, e do material em decomposição; carbonato de cálcio (CaCO_3, no fundo do oceano e na composição do esqueleto e conchas de seres vivos marinhos), combustíveis fósseis (petróleo, gás natural, carvão, etc.).</p> <p><u>litosfera</u>: carbono orgânico (proteínas, gorduras, carboidratos), íon bicarbonato (HCO_3^-).</p> <p><u>antroposfera</u>: carbono orgânico (proteínas, gorduras, carboidratos), íon bicarbonato (HCO_3^-) e a palhada (ponteiros, folhas verdes e folhas secas da cana).</p>
Interações:
<ol style="list-style-type: none">1- formação de ácido fraco;2- deposição seca/úmida;3- Absorção de calor;4- foto- oxidação;5- soerguimento geológico;6- Formação de exoesqueleto;7- Decomposição;8- Intemperismo;9 - Transporte por rios;10 - Incêndios naturais;11 - Mineralização;12 - Oxidação aeróbica;13 - Queima da cana;14 - Consumo agrícola.

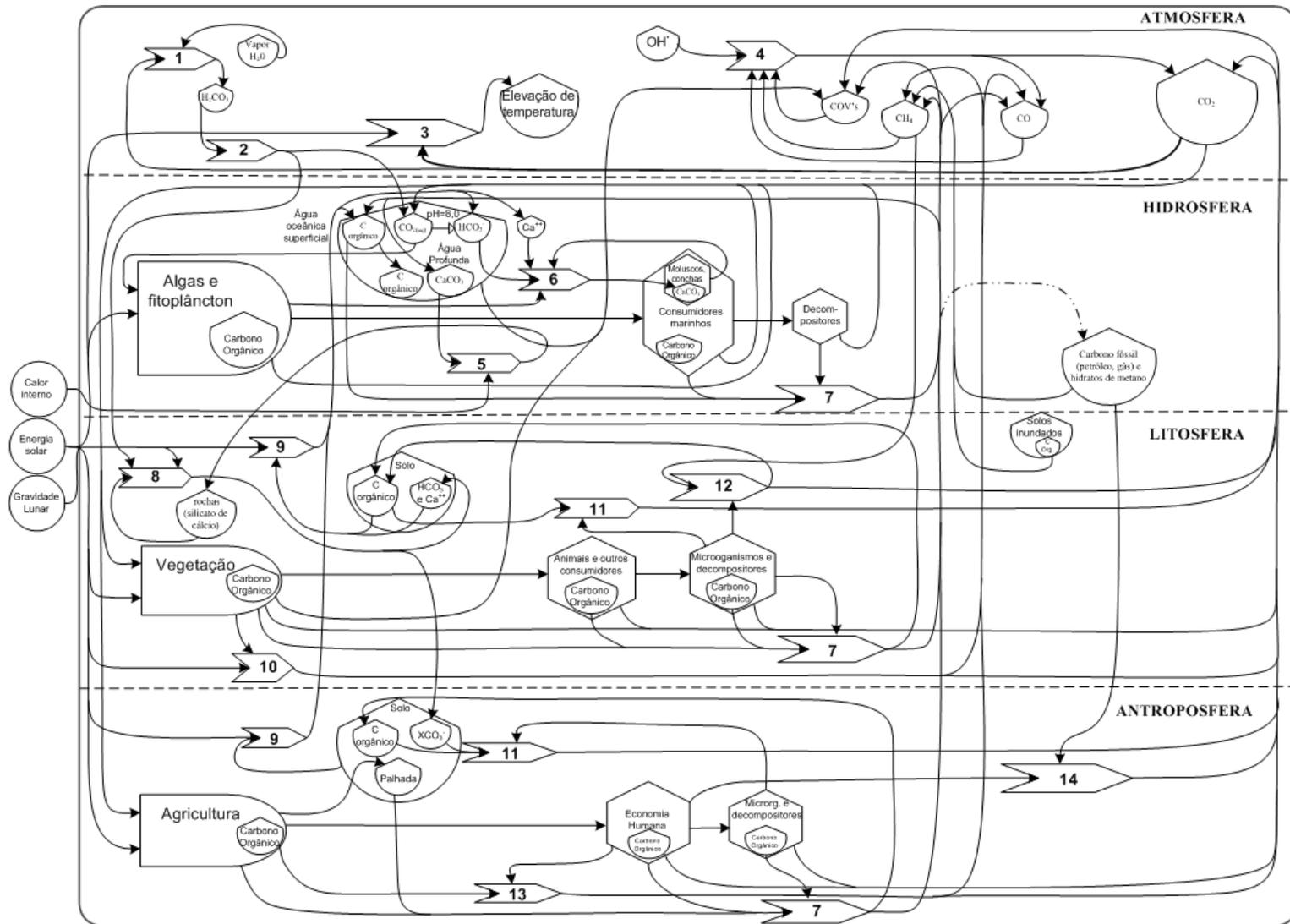


Figura 35. Ciclo Global do Carbono na Terra.

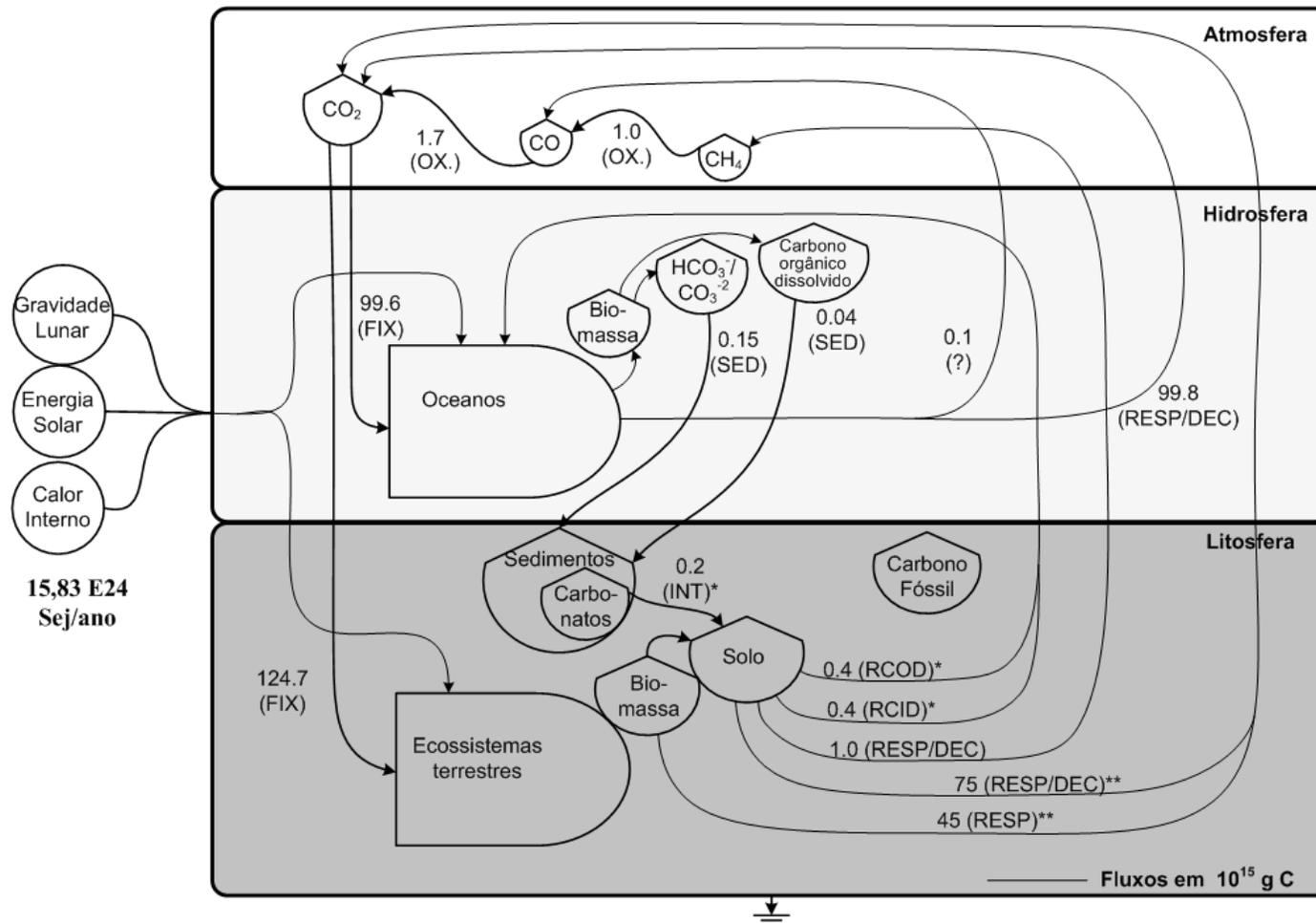


Figura 36. Diagrama simplificado do ciclo global de carbono.

Baseada em Jackson e Jackson, (1996), IPCC (2001), Schlesinger e Andrews (2000). OX: Oxidação atmosférica; FIX: fixação; SED: sedimentação; RESP/DEC: respiração/decomposição; INT: intemperismo; RCOD: runoff do carbono orgânico dissolvido; RCID: runoff do carbono inorgânico dissolvido. Fluxos em 10^{15} g C.ano⁻¹.

Tabela 30. Valores de energia por massa e de emdólares por massa dos principais processos do Ciclo Global de Carbono.

Nota	Processo	Unidade	Fluxo mássico (un.ano ⁻¹)	Input Global de energia (sej.ano ⁻¹)*	Energia por massa (sej/un.)	Emdolar Brasil*** (sej/US\$)	Emdólares por massa (Em\$/tonC)***
Oceanos							
1	Fixação CO ₂	gC	99,6E+15	1,58E+25	1,59E+08	3,33 E+12	47,75
2	Emissão CO ₂	gC	99,8E+15	1,58E+25	1,59E+08	3,33 E+12	47,63
3	Emissão de CO	gC	0,10E+15	1,58E+25	1,59E+11	3,33 E+12	47.748,95
4	Sedimentação C inorgânico	gC	0,15E+15	1,58E+25	1,06E+11	3,33 E+12	31.705,31
5	Sedimentação C orgânico	gC	0,04E+15	1,58E+25	4,00E+11	3,33 E+12	120.095,85
Ecossistemas terrestres							
6	Fixação CO ₂	gC	125E+15	1,58E+25	1,27E+08	3,33 E+12	38,14
7	Emissão CO ₂	gC	120E+15	1,58E+25	1,32E+08	3,33 E+12	39,67
8	Emissão CH ₄	gC	0,99E+15	1,58E+25	1,59E+10	3,33 E+12	4.774,90
9	Runoff COD e CID	gC	0,80E+15	1,58E+25	1,98E+10	3,33 E+12	5.944,74
Atmosfera							
10	Oxidação CH ₄	gC	0,99E+15	1,58E+25	1,59E+10	3,33 E+12	4.774,90
11	Oxidação CO	gC	1,68E+15	1,58E+25	9,43E+09	3,33 E+12	2.830,83

* Considerou-se que todos os fluxos globais são co-produtos da entrada global de energia da Terra (15,83 E+24 sej.ano⁻¹).

** Conversão de massa: 1E6 gC = 1 ton C.

*** Valor utilizando o valor de emdólar do Brasil 3,33 E12sej/ US\$.

^{1,2,3,4,5,6,7,8,10,11} Fluxos de massa baseados em Jackson e Jackson (1996).

⁹ Fluxos baseados em dados do IPCC (2001).

A figura 36 mostra o diagrama sistêmico simplificado do ciclo de carbono global. Os principais eventos ligados à ciclagem de carbono foram classificados conforme o compartimento do planeta em que acontecem: na atmosfera, destaca-se a oxidação (abreviatura: OX) de compostos reduzidos como metano e monóxido de carbono; e, nos oceanos, a fixação de carbono (FIX), a emissão de carbono pela respiração ou decomposição (RESP/DEC) e a sedimentação de compostos orgânicos e inorgânicos do carbono (SED) são os fluxos principais.

Os ecossistemas terrestres, de interesse principal, Jackson e Jackson (1996) enfatizaram os processos de fixação de gás carbônico (FIX), emissão de gás carbônico (RESP/DEC), emissão de metano (RESP/DEC), intemperismo de rochas contendo carbonatos (INT) e a perda de carbono orgânico do solo por runoff (RCOD). A emissão de monóxido de carbono por ecossistemas naturais foi desconsiderada, e segundo os autores, ela está vinculada à combustão incompleta de derivados do petróleo e do carvão mineral.

5.2.2 Ciclo do Carbono em Mata Atlântica

Os dados de energia por massa obtidos para os ecossistemas terrestres, na tabela 30 serão empregados no cálculo dos serviços ecossistêmicos ligados ao ciclo do carbono em um sistema de Mata Atlântica do Estado de São Paulo. Os valores respectivos aos fluxos de massa existentes neste bioma e demais áreas de floresta nativa foram retirados da bibliografia e estão agrupados na tabela 31.

Assumiu-se a fixação de CO₂ como a única entrada de carbono no sistema. Estes fluxos, em diversas parcelas de Floresta Estacional Semidecidual, localizadas no Vale do Paranapanema, foram quantificadas por Melo e Durigam (2006). Os resultados referem-se a matas ciliares de idades variando entre 1 e 28 anos, que se desenvolviam sobre Latossolos (Vermelho-Escuros ou Roxos) Distróficos e Terra Roxa Estruturada Eutrófica. A precipitação média da região era de 1350 mm anuais, e a sua altitude estava situada entre 230 e 440 metros acima do nível do mar. Nestas condições, observou-se, na parte aérea, um incremento médio anual (IMA) na biomassa aérea que variava de 0,5 Mg C e 9,5 Mg C por hectare. Nestes cálculos, foi excluído o aumento de biomassa no solo pelo crescimento das raízes

Silveira et al. (2000), utilizando-se do modelo CENTURY para a simulação dos efeitos da mudança de solo nos estoques de carbono da parte aérea e interna do solo, estimaram uma produção primária líquida de 6,6 toneladas de biomassa por hectare em florestas – classificadas como subtropicais – localizadas na bacia do rio Piracicaba. Considerando-se que o teor médio de carbono é de 45% do total da biomassa em uma Floresta Ombrófila Mista (Weber et al., 2006), estima-se um valor de 2,97 Mg C.ha⁻¹ para a produção primária líquida anual em florestas da bacia do Piracicaba. Este valor encontra-se dentro da faixa de valores medidos por Melo e Durigam (2006).

Devido à falta de dados em relação à produção primária bruta de Floresta Atlântica (fotossíntese, sem descontar a respiração do ecossistema), recorrer-se -á ao valor de fotossíntese estimado para Florestas Tropicais de Malhi et al. (1999). Ao mesmo tempo, considerar-se-á que existe uma produção primária líquida de 2,97 Mg C.ha⁻¹.ano⁻¹, estimado por Silveira et al. (2000) em floresta subtropical na bacia do rio Piracicaba. O valor de respiração total da floresta (2), resultado da respiração autotrófica e heterotrófica, será dado pela diferença entre a fotossíntese (1) e a produção primária líquida (3) do ecossistema, como mostrado na tabela 31, a seguir:

Tabela 31. Estimativa dos valores de fluxos de carbono em Mata Atlântica.

Processo	Fluxo (Mg C.ha⁻¹.ano⁻¹)	Referência
Fotossíntese (1)	30,40	Malhi et al (1999)*
Respiração total do ecossistema (2)	27,43	Balanco (1) - (3)
Produção primária líquida, NPP (3)	+2,97	Silveira et al. (2000)**

*Valor de Malhi et al. (1999) correspondente a floresta Tropical.

**Estimativa baseada em Weber et al. (2006) para conteúdo de carbono na biomassa.

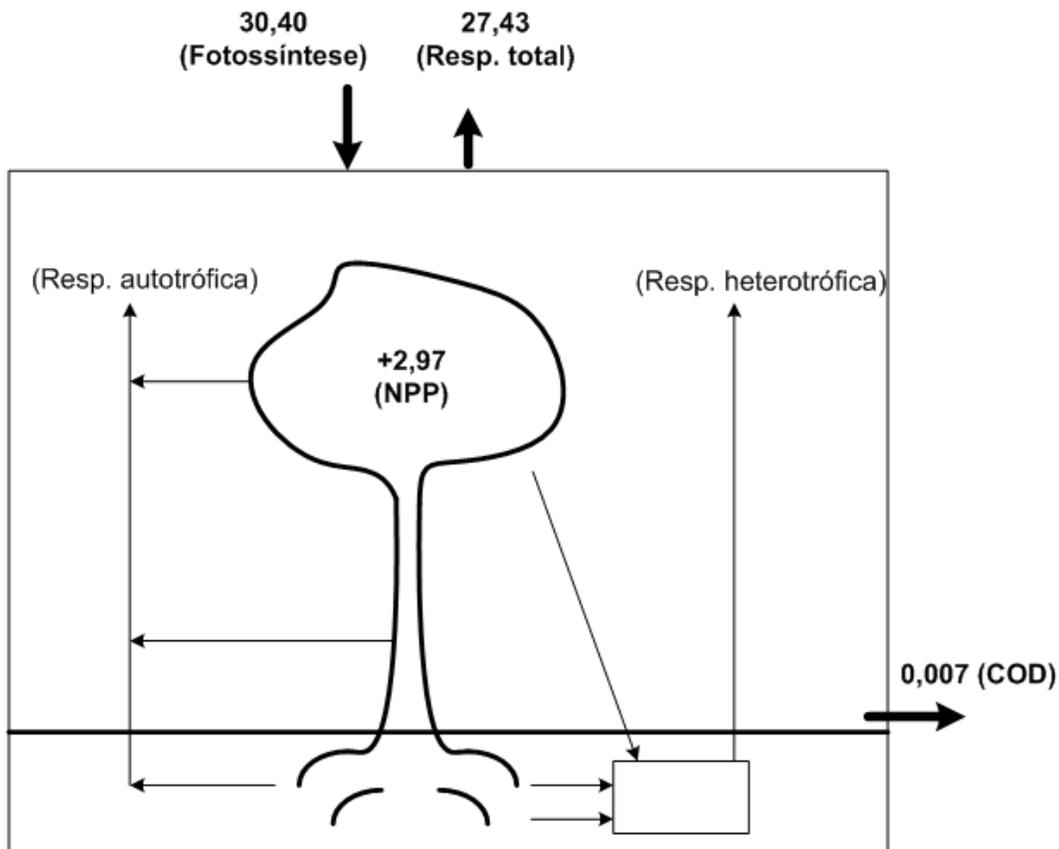


Figura 37. Valores estimados para floresta subtropical no Estado de São Paulo.

Além das perdas de carbono por respiração, os ecossistemas podem perder carbono orgânico do solo através dos processos de arraste de nutrientes pelo escoamento superficial. Silva et al. (2007) estimaram a perda de carbono orgânico dissolvido pelo deflúvio em microbacia coberta por Cerradão, no município de Santa Rita do Passa Quatro-SP. Esta saída de carbono pode atingir $7,0 \text{ kg C.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ no sistema avaliado.

A análise da tabela 32 mostra que o valor estimado para a fixação de carbono (NPP) em floresta nativa do Estado de São Paulo é de $+113,29 \text{ Em}\$.ha^{-1}.\text{ano}^{-1}$. Este é o maior valor encontrado para o processo de carbono e, portanto, é o valor que resume o serviço do ciclo de carbono em ecossistema florestal, afim de evitar dupla contagem.

Outro processo de saída de carbono do ecossistema florestal, estimado para região de Cerradão, é o de perda de carbono orgânico dissolvido (C.O.D), que ocorre por arraste das partículas de matéria orgânica pela precipitação e escoamento superficial. Este fluxo apresenta uma magnitude estimada em até $-41 \text{ Em}\$.ha^{-1}.\text{ano}^{-1}$.

Tabela 32. Fluxos de carbono estimados para floresta subtropical na bacia do Piracicaba.

Nota	Processo	Unid.	Faixa de Fluxo mássico (unid.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Energia por massa (sej/gC)	Faixa de Energia solar (sej.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Faixa de Fluxo monetário* (em\$.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)
1	Fixação C (Fotossíntese)	Mg C	17,25	1,27 E+08	2,19 E+15	1159,58
2	Respiração da floresta (CO ₂)	Mg C	27,43	1,32 E+08	1,89 E+15	-1088,18
(1)-(2)	Fixação de CO₂ (NPP)	Mg C	2,97	1,27 E+08	3,77 E+14	+113,29
3	Respiração do solo (CH ₄)	kg C	–	1,59 E+10	–	–
4	Runoff COD	kg C	4,9 - 7,0	1,98 E+10	9,70 – 13,86 E+13	- (29,13 – 41,61)

¹ Valor de fotossíntese de 3040 g C.m⁻².ano⁻¹, estimado por Malhi et al. (1999) em floresta tropical, extrapolado para 30,40 Mg C.ha⁻¹.ano⁻¹.

² Valor de respiração total do ecossistema estimado por diferença entre o fluxo de carbono que ingressa pela fotossíntese (Malhi et al., 1999) e a produção primária líquida (NPP) de um sistema de floresta subtropical localizado na bacia do rio Piracicaba (Silveira et al. 2000) :
Respiração = fotossíntese – NPP = 30,40 – 2,97 = 27,43 Mg C.ha⁻¹.ano⁻¹.

¹⁻² Valor de produção primária líquida anual em florestas nativas da bacia do Piracicaba, simulação obtida por Silveira et al. (2000).

³ Valor de metano emitido por decomposição da matéria orgânica não obtido em bibliografia.

⁴ A perda de carbono orgânico dissolvido (C.O.D) em Cerradão localizado em microbacia no município de Santa Rita do Passa Quatro, foi quantificada entre 4,9 e 7,0 kg C.há⁻¹.ano⁻¹ por Silva et al. (2007).

Os sinais negativos referentes às perdas de carbono do agroecossistema foram assumidos para diferenciar os sentidos dos fluxos de saída em relação ao fluxo de entrada, ou seja, o serviço de fixação de CO₂. Esta convenção também vai ao encontro da atual tentativa da implantação de um mercado de créditos por fixação carbono e punição (atribuição de valor negativo) às atividades econômicas responsáveis pela liberação de gases de efeito estufa como CH₄ e CO₂ na atmosfera.

5.2.3 Ciclo do Carbono em agroecossistema de cana-de-açúcar

Os dados referentes ao ciclo do carbono para agroecossistema de cana-de-açúcar foram obtidos a partir de medições realizadas por Campos (2003) nos municípios vizinhos de Pradópolis-SP e Serrana-SP, que integram as bacias do Rio Mogi-Guaçu e do Rio Pardo, respectivamente.

A fixação de carbono pela cana-de-açúcar foi estimada a partir da produtividade do sistema, comparando-se o sistema com queima (CQ) e sem queima (SQ). Os valores médios de produção de biomassa obtidos por Campos (2003) foram bastante próximos, equivalentes a 95 e 101 Mg de cana por hectare, respectivamente. Em relação à produtividade média de cana-de-açúcar no Estado de São Paulo, que varia de 70 a 100 Mg de biomassa por hectare (por corte), pode-se considerar que os sistemas sob estudo apresentaram um alto desempenho. Manfrinato e Rocha (2002, apud Gomes 2005) estimam que 35% da cana sejam matéria seca, e desta porcentagem, 45% são carbono. Desta maneira, estima-se que a fixação de carbono, para os manejos CQ e SQ, foram próximos a 15,5 e 14,5 Mg C.ha⁻¹.ano⁻¹.

Em relação à emissão de gás carbônico pelo agroecossistema, o sistema CQ apresentou uma perda média de 4,35 Mg C.ha⁻¹.ano⁻¹, devido à queima que precede à colheita, bem como aos processos de decomposição da palha. Além disto, existe outra emissão de CO₂ proveniente da superfície do solo durante o ano, estimada por Campos (2003) em 11265 kg C por hectare, o que certamente prejudica o desempenho deste sistema em relação à emissão de gases de efeito estufa, como será discutido adiante.

O sistema SQ emitiu um valor médio de 4,58 Mg C .ha⁻¹.ano⁻¹, devido unicamente ao processo de decomposição da palha remanescente no solo ao longo do ano. Além disto, existe outra emissão de CO₂ proveniente da superfície do solo durante o ano, estimada por

Campos (2003) em 12247 kg C por hectare, superando o sistema com queima. Apesar do manejo SQ apresentar maior emissão anual de gás carbônico, quando são computadas as emissões de carbono na forma de metano (CH₄) em ambos os sistemas, o quadro se inverte e desfavorece o sistema CQ. Isto ocorre porque, segundo Campos (2003), o procedimento de queima da palha da cana libera 11,7 kg C-CH₄.ha⁻¹.ano⁻¹, enquanto o SQ libera somente 2,5 kg C-CH₄.ha⁻¹.ano⁻¹ devido aos processos de decomposição. Pelo fato de o metano apresentar um alto potencial de aquecimento global (23 vezes maior que o do CO₂), quando seu fluxo é convertido para toneladas equivalentes de CO₂, a vantagem é do sistema SQ.

As saídas do carbono não ocorrem apenas pela mineralização dos compostos orgânicos – por decomposição ou queima –, mas verificam-se perdas da matéria orgânica do solo através do runoff, ou seja, pelo escoamento superficial ocasionado pela chuva. Silva et al. (2007) quantificaram as perdas de carbono orgânico dissolvido (COD) em uma microbacia ocupada por cana-de-açúcar no município de Santa Rita do Passa Quatro-SP, localizado na bacia hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu. As medições mostraram que os fluxos de COD variavam entre 7,2 e 11,6 kg C.ha⁻¹.ano⁻¹.

A reunião de todas as informações obtidas anteriormente serão relacionadas com seus respectivos valores de energia por massa (sej/g) para poder estimar a faixa de valor monetário dos fluxos de carbono nos agroecossistemas de cana-de-açúcar estudados por Campos (2003), conforme a tabela 33.

A tabela 33 agrega os fluxos monetários estimados para os fluxos de carbono nas formas de gás carbônico (CO₂) e metano (CH₄). Observa-se um serviço de fixação de carbono variável entre 554 e 589 Em\$.ha⁻¹.ano⁻¹, relativos aos manejos sem queima e com queima, que apresentavam produtividades de 95 e 101 Mg de cana .ha⁻¹.ano⁻¹, respectivamente. Este serviço considera o valor de produção primária líquida da cana, ou seja, é o resultado da diferença entre o ganho de carbono por fotossíntese e a perda de carbono pela respiração autotrófica (da cana).

Baseado nos dados de Campos (2003), as perdas de carbono na forma de CO₂ devido à queima e a decomposição, foram estimadas em -172 Em\$.ha⁻¹.ano⁻¹ para o sistema CQ e -181 Em\$.ha⁻¹.ano⁻¹ para o SQ. A maior emissão de CO₂ do manejo sem queima deriva da maior deposição de matéria orgânica no solo.

A saída mais significativa de carbono de ambos os sistemas é através da emissão na superfície dos solos ao longo do ano, estimada em -446 e -486 $\text{Em}\$.ha^{-1}.ano^{-1}$ para os sistemas CQ e SQ, respectivamente. O motivo desta emissão não é claramente explicada por Campos (2003), mas pode ser derivada da decomposição da matéria orgânica que é estocada abaixo do solo (como do sistema radicular da cana). Este estoque é uma entrada de carbono não contabilizada nos cálculos do presente trabalho.

No entanto, a queima da palha da cana constitui um pico de emissão que ocorre em poucos minutos, ao passo que os processos de decomposição se distribuem ao longo do ano em menores fluxos. Soma-se a este quadro, as maiores emissões de CH_4 do plantio CQ representa uma perda da ordem de -56 $\text{Em}\$.ha^{-1}.ano^{-1}$, cerca de cinco vezes maior que aquelas do sistema SQ, estimados em -11 $\text{Em}\$.ha^{-1}.ano^{-1}$.

As estimativas dos prejuízos decorrentes das perdas de carbono orgânico dissolvido em uma microbacia ocupada por cana-de-açúcar, descritos por Silva et al. (2007), são da ordem de 9,4 quilogramas por hectare ao ano. Convertendo este fluxo em energia, o valor monetário equivale a -55 $\text{Em}\$.ha^{-1}.ano^{-1}$.

Um importante fluxo de emissão de carbono omitido na tabela 33 é a colheita da cana-de-açúcar, pois a liberação de carbono não se dará no local de plantio, mas sim parte em uma usina de álcool/açúcar e parte nos centros urbanos. Em termos do ciclo de vida da cana-de-açúcar, a remoção de toda a biomassa acima do solo resulta em um saldo nulo de carbono para a cadeia sucroalcooleira, já que todo o carbono fixado na etapa agrícola será posteriormente emitido na queima do bagaço, ou na combustão do álcool ou na respiração do açúcar consumido como alimento pelos seres humanos. O sistema de plantio de cana-de-açúcar sem queima da palha, no entanto, é capaz de transformar parte da palha remanescente no solo em matéria-orgânica, o que não apenas representa um sumidouro de carbono, como também confere maior proteção ao solo. Campos (2003), avaliando em agroecossistemas sem queima nos municípios de Pradópolis- SP e Serrana- SP, observou que no prazo de três anos, o estoque de carbono na palhada sobre o solo se estabilizou numa faixa de 1,3 a 1,6 MgC por hectare. Apesar disto, será mostrado adiante que o balanço dos sistemas CQ e SQ, em termos de C-CO_2 equivalentes, não é positivo.

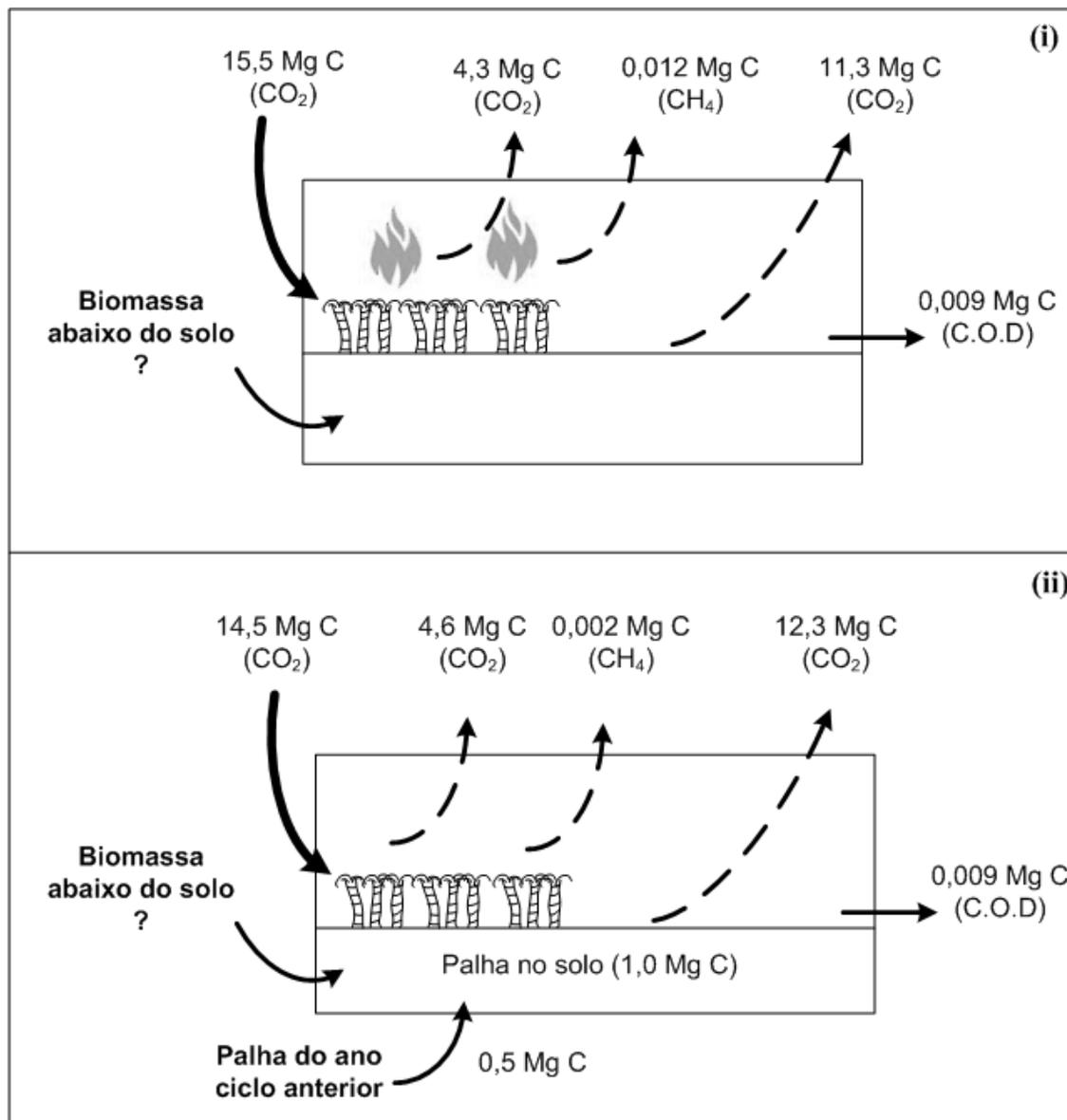


Figura 38. Fluxos anuais de carbono em Mg C.ha⁻¹.ano⁻¹ em sistemas de cana-de-açúcar segundo Campos (2003). (i) manejo com queima e (ii) manejo sem queima.

Tabela 33. Fluxos de carbono em agroecossistemas de cana-de-açúcar no Estado de São Paulo.

Nota	Processo	Unid	Fluxo mássico (unid.ano-1)	Emergia por massa (sej/g)	Emergia Solar (sej.ha-1.ano-1)	Fluxo monetário (Em\$.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Localidade
Manejo com queima							
1	Fixação CO₂ (NPP aéreo)	g C	1,55 E+07	1,27 E+08	1,96 E+15	+589,44	Serrana/Pradópolis
2	Queima/ Decomp. (CO ₂)	g C	4,70 E+06	1,32 E+08	5,75 E+14	-172,73	Serrana/Pradópolis
3	Emissão do solo (CO ₂)	g C	11,3 E+07	1,32 E+08	1,49 E+15	-446,90	Serrana/Pradópolis
4	Queima/ Dec. Palha (CH ₄)	g C	1,17 E+04	1,59 E+10	1,87 E+14	-56,05	Serrana/Pradópolis
Manejo sem queima							
5	Fixação CO₂ (NPP aéreo)	g C	1,45 E+07	1,27 E+08	1,85 E+15	+554,42	Serrana/Pradópolis
6	Decomp. palha (CO ₂)	g C	4,58 E+06	1,32 E+08	6,05 E+14	-181,67	Serrana/Pradópolis
7	Emissão do solo (CO ₂)	g C	1,22 E+07	1,32 E+08	1,62 E+15	- 485,85	Serrana/Pradópolis
8	Emissão CH ₄	g C	2,50 E+03	1,59 E+10	3,97 E+13	-11,92	Serrana/Pradópolis
9	Runoff C.O.D	g C	9,40 E+03	1,98 E+10	1,86 E+14	-55,89	Sta. R. Passa Quatro

¹ Campos (2003) mediu produtividade de 101 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹ de cana. Manfrinato e Rocha (2002; apud Gomes, 2005) estimam que 34% da biomassa total da cana é matéria-seca, e desta, 45% é carbono. Fixação C = 101E+06 (g cana) x 0,34 (biomassa seca / total) x 0,45 (gC/ g cana) = 1,55 E+07 gC.ha⁻¹.ano⁻¹. Este valor de carbono acumulado na produção primária líquida não inclui a biomassa existente abaixo do solo.

² Fluxo segundo Campos (2003), de 15,96 E+06 gCO₂.ha⁻¹.ano⁻¹, obtido do somatório das emissões referentes à decomposição de matéria orgânica e à queima da palha para produtividade de 101 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹ de cana. Conversão segundo Carvalho (2006): Emissão CO₂ = 15,96 E+06 (gCO₂) x (12/44) x (gC/gCO₂) = 4,35 E+06 gC.ha⁻¹.ano⁻¹.

³ Campos (2003) estima que existe um fluxo de CO₂ na superfície do solo (além da decomposição e da queimada já contabilizadas) estimado em 11.265 kg C.ha⁻¹.ano⁻¹, que pode ser derivado do estoque de biomassa existente abaixo do solo, como as raízes das plantas.

⁴ Fluxo de metano segundo Campos (2003), de $1,36 \text{ E}+05 \text{ g em eq C-CO}_2 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, derivado da queima da palha cana. Conversão segundo Carvalho (2006): Emissão $\text{CH}_4 = 1,36 \text{ E}+05 \text{ gCO}_2 \text{ eq} / [23 \times (16/12) \times (\text{gC}/\text{gCH}_4) \times (12/44) \times (\text{gC}/\text{gCO}_2)] = 15650 \text{ g CH}_4 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$. Emissão $\text{gC} = 15650 (\text{gCH}_4) \times (12/16) \times (\text{gC}/\text{gCH}_4) = 1,17 \text{ E}+04 \text{ gC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, como metano.

⁵ Campos (2003) mediu produtividade de $95 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ de cana. Manfrinato e Rocha (2002; apud Gomes, 2005) estimam que 34% da biomassa total da cana é matéria-seca, e desta, 45% é carbono. Fixação $\text{CO}_2 = 95 \text{ E}+06 (\text{g cana}) \times 0,34 (\text{biomassa seca / total}) \times 0,45 (\text{gC}/\text{g cana}) = 1,45 \text{ E}+07 \text{ gC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$. Este valor de carbono acumulado na produção primária líquida não inclui a biomassa existente abaixo do solo.

⁶ Fluxo segundo Campos (2003), de $16,79 \text{ E}+06 \text{ gCO}_2 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, obtido da emissão referente à decomposição de matéria orgânica, para produtividade de $95 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ de cana. Emissão $\text{CO}_2 = 16,79 \text{ E}+06 (\text{gCO}_2) \times (12/44) \times (\text{gC}/\text{gCO}_2) = 4,58 \text{ E}+06 \text{ gC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$.

⁷ Campos (2003) estima que existe um fluxo de CO_2 na superfície do solo (além da decomposição já contabilizada) estimado em $12247 \text{ kg C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, que pode ser derivado do estoque de biomassa existente abaixo do solo, como as raízes das plantas.

⁸ Fluxo de metano segundo CAMPOS (2003), de $2,91 \text{ E}+04 \text{ g em eq C-CO}_2$, fluxo líquido derivado da decomposição da palha cana. Conversão segundo Carvalho (2006): Emissão $\text{CH}_4 = 2,91 \text{ E}+04 \text{ gCO}_2 \text{ eq} / [23 \times (16/12) \times (\text{gC}/\text{gCH}_4) \times (12/44) \times (\text{gC}/\text{gCO}_2)] = 3766 \text{ g CH}_4 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$. Emissão $\text{gC} = 2,50 \text{ E}+03 \text{ gC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, na forma de metano.

⁹ Fluxo médio obtido dos valores de SILVA et al. (2007). Microbacias ocupadas por cana-de-açúcar apresentam uma saída de carbono orgânico dissolvido (COD) no escoamento da ordem de 7,2 a $11,6 \text{ kg C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$. Média aritmética, $9,4 \text{ E}+03 \text{ gC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$.

* Valor baseado no emdólar calculado por COELHO et al. (2003) de $3,33 \text{ E}+12 \text{ sej} \cdot \text{US\$}^{-1}$.

Fluxo monetário = (Emergia total)/(emdólar) = $(\text{sej} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}) / (\text{US\$} \cdot \text{sej}^{-1}) = \text{em\$} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$.

Os resultados obtidos indicam que o plantio de cana-de-açúcar apresenta um serviço de fixação de carbono (na Produção Primária Líquida da parte aérea) superior ao valor observado em florestas. No entanto, a colheita da cana-de-açúcar não foi considerada nos cálculos, sendo este fluxo de saída de carbono muito significativo, pois deixa nulo o saldo de carbono do sistema.

Além disto, o sistema de manejo com queima (CQ) libera metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O), que são gases de efeito estufa emitidos em grandes quantidades. Esta consideração demonstra que, embora o sistemas florestais estoquem menos carbono na biomassa em relação aos sistemas de cana-de-açúcar, as emissões de gases de efeito estufa originadas por este cultivo agrícola promovem a sua desvantagem frente às áreas de mata nativa.

Campos (2003) realizou um balanço completo das entradas e saídas de gases (CO₂, CH₄ e N₂O) em termos de dióxido de carbono equivalente (C-CO₂eq) nestes sistemas de cana-de-açúcar.

Para tanto, a única entrada de carbono no sistema foi o carbono da palhada, ou seja, foi considerada a biomassa perdida do sistema pela colheita. Contabilizando todas as saídas de gases (CO₂, CH₄ e N₂O), o resultado para o sistema CQ foi de um déficit de 15.000 kg de C-CO₂eq .ha⁻¹.ano⁻¹. Em relação ao sistema sem queima (SQ), apesar deste estocar carbono na palhada sobre o solo, quando se levam em conta todas as emissões de gases do sistema, este apresenta um déficit de cerca de 10.000 kg de C-CO₂ eq ha⁻¹.ano⁻¹ (ver figura 39).

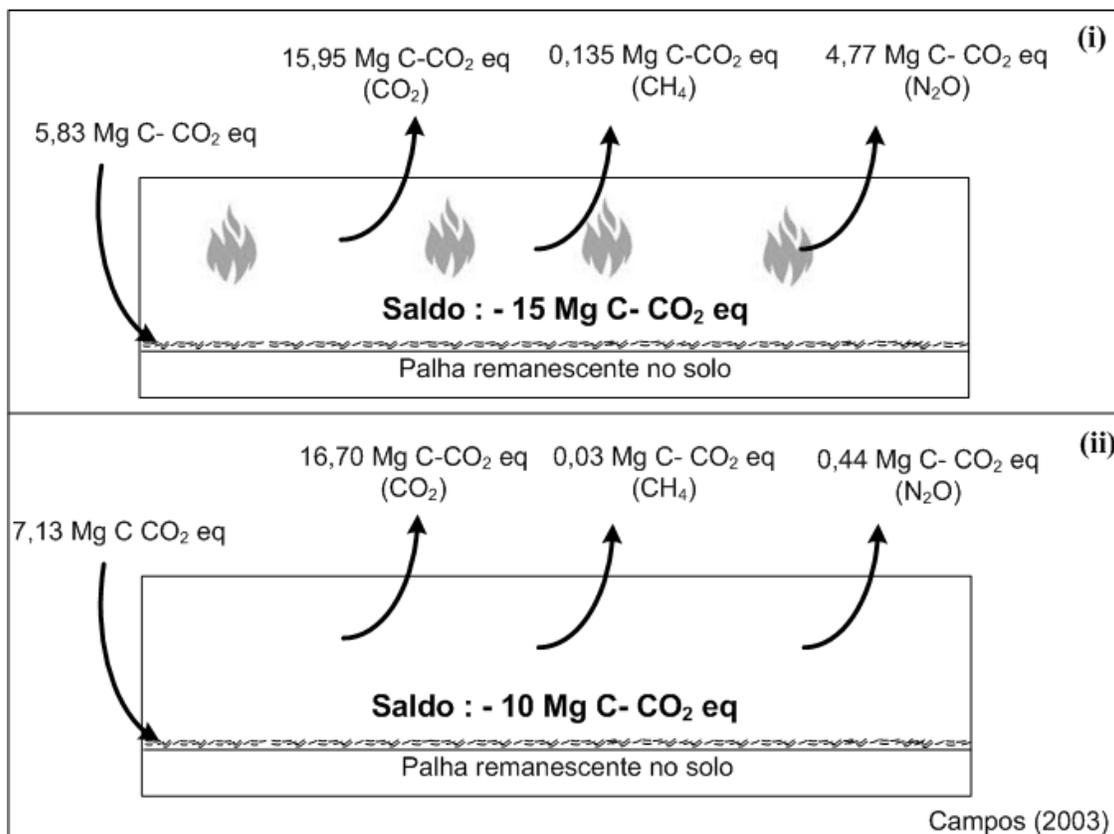


Figura 39. Balanço anual em termos de Mg C-CO₂ eq. por hectare em sistemas de cana-de-açúcar de manejo com queima (i) e sem queima (ii).
Baseado em Campos (2003).

5.2.4 Comparação dos valores

A comparação dos valores econômicos de serviços do ciclo de carbono gerados através da metodologia emergética com aqueles da economia de mercado é importante para avaliar quão próximas são suas magnitudes (ver tabela 34). Esta análise pode ser feita tanto comparando-se os valores obtidos em US\$/ t C quanto com o valor do serviço ecossistêmico dado em US\$.ha⁻¹.ano⁻¹. É importante salientar novamente que, para evitar a dupla contagem, será escolhido o serviço de carbono de maior valor, que é o processo de fixação de CO₂.

Através da análise emergética, o valor do serviço de fixação de carbono em floresta nativa foi estimado em 113 Em\$.ha⁻¹.ano⁻¹. Em comparação, a Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA, 2005) estima valores de até US\$ 80 ha⁻¹.ano⁻¹ para o mesmo serviço em florestas da Croácia. Um dado complementar é a estimativa do valor de ciclagem de

nutrientes em florestas tropicais calculado por Constanza et al.(1997) que, embora não seja específico para o ciclo do carbono, foi estimado em US\$ 922 .ha⁻¹.ano⁻¹.

Avaliando-se o valor da fixação de carbono em sistemas terrestres (dados em US\$/ t C), a metodologia emergética aplicada em escala global, realizada no presente trabalho, estimou um valor de 38 Em\$/ t C. Os preços da tonelada de carbono estimados por diversas abordagens econômicas neoclássicas indicam valores desde US\$ 1 / tC (Dixon, et al.,1991; FACE, 1999), cruzando a faixa de US\$ 10- 50 (Dixon et al., 1991; Trexler, 1999; Fankhauser e Pearce, 1994; Eyre et al. 1997; Houghton, 1997), e atingindo valores extremos de US\$ 186-584 / t C (Ellerman et al. , 1998).

Em termos práticos, o Banco Mundial (World Bank, 2006) cita que os preços da tonelada de CO₂ têm variado de US\$ 6 a 27 / t CO₂, conforme o tipo de contrato realizado entre as partes. Transformando-se estes valores para massa carbono, ter-se ia um preço estimado em US\$ 1,60 a 7,30/ t C.

A comparação entre os valores obtidos para a fixação de carbono utilizando a metodologia emergética mostra que existe uma proximidade na magnitude dos dados estimados pela literatura econômica neoclássica e com os preços da economia de mercado, como se pode observar na tabela 33:

Tabela 34. Valores comparativos em relação à fixação de carbono em florestas.

Dados obtidos pela metodologia emergética neste trabalho (floresta)	Dados obtidos por metodologias econômicas ou preços de mercado
<i>Preço por massa de carbono fixado</i>	
Em\$ 38 / t C	US\$ 1 – 584 / t C
<i>Preço por serviço de fixação de carbono</i>	
Em\$ 113 ha ⁻¹ .ano ⁻¹	US\$ 5 - 80 ha ⁻¹ .ano ⁻¹

5.3 Ciclo de nitrogênio

5.3.1 Emergia por massa global de processos do ciclo de nitrogênio

A fixação industrial de nitrogênio para fins agrícolas aumentou significativamente os fluxos deste elemento no continente, nos oceanos e na atmosfera. A contabilidade dos processos envolvidos no ciclo de nitrogênio é análoga à necessidade de quantificar o valor de processos naturais responsáveis pela emissão ou fixação de gases que são fundamentais para o controle do estado de equilíbrio da Biosfera, e que estão diretamente relacionados ao fenômeno do aquecimento global.

Analogamente aos itens anteriores, considera-se que todo o orçamento de emergia renovável anual da Terra – 15,83 E24 sej – contribui direta ou indiretamente para a ciclagem do nitrogênio. Assumindo que o ciclo natural de nitrogênio não varia anualmente, deve se quantificar os fluxos mássicos de entradas e saídas de N nos diversos compartimentos da Terra.

Os dados dos fluxos do ciclo natural de carbono na Biosfera (figura 40) foram baseados em Jackson e Jackson (1996) e Botkin e Keller (2005). O fluxo proveniente da fixação industrial de nitrogênio não foi inserido no ciclo natural de nitrogênio, pois trata-se de um serviço humano altamente dependente de energias não renováveis. No entanto, quando se quantificam as taxas mássicas de nitrogênio em agroecossistemas de cana-de-açúcar, os valores de saída devido à queima de biomassa, à lixiviação ou à volatilização sinalizam o grande input de insumos nitrogenados para a manutenção da produtividade da cultura.

A figura 41 ilustra simplificada os principais fluxos e estoques naturais existentes nos compartimentos da Terra. As entradas observadas na litosfera, onde estão inseridos os ecossistemas terrestres, foram a fixação biológica de nitrogênio (FBN), a deposição de nitrogênio inorgânico da atmosfera (DEP) e a sedimentação de nitrogênio dos oceanos na crosta terrestre (SED). As saídas de nitrogênio podem ocorrer por meio do escoamento superficial da água da chuva (RUN), pela volatilização da amônia do solo (VOL) e pela desnitrificação (DEN) de compostos inorgânicos originados da decomposição da matéria orgânica ou da queima de biomassa. As médias globais de transformidades e dos valores monetários por massa dos processos do ciclo de nitrogênio estão apresentados na

tabela 35. O diagrama sistêmico do ciclo de nitrogênio apresenta a seguinte estrutura, conforme o quadro 8.

Quadro 8. Estoques e interações do ciclo global de nitrogênio (figura 40).

Estoques:
<u>Atmosfera:</u> nitrogênio molecular (N_2), óxido nitroso (N_2O), óxidos de nitrogênio ($NO_x = NO + NO_2$), amônia (NH_3), ácido nítrico (HNO_3), aerossol de nitrato (NO_3^-), radicais hidroxila.
<u>Hidrosfera:</u> amônia dissolvida ($NH_3_{(aq)}$) e íon amônio (NH_4^+); nitrato (NO_3^-) e (NO_2^-) nitrito; nitrogênio orgânico (N org).
<u>Litosfera:</u> amônia dissolvida (NH_3) e íon amônio (NH_4^+); nitrato (NO_3^-) e (NO_2^-) nitrito; nitrogênio orgânico (N org).
<u>Antroposfera:</u> amônia dissolvida (NH_3) e íon amônio (NH_4^+); nitrato (NO_3^-) e (NO_2^-) nitrito; nitrogênio orgânico (N org).
Interações:
<ol style="list-style-type: none"> 1- Fixação por raios; 2- Deposição seca/úmida; 3-Absorção de radiação infra-vermelha; 4- Fotólise; 5- Oxidação por radicais OH’; 6- Neutralização; 7-Decomposição; 8 - Denitrificação; 9- Lixiviação/runoff; 10- Volatilização; 11- Incêndios naturais; 12- Decomposição; 13- Denitrificação; 14-Queima da palha da cana.

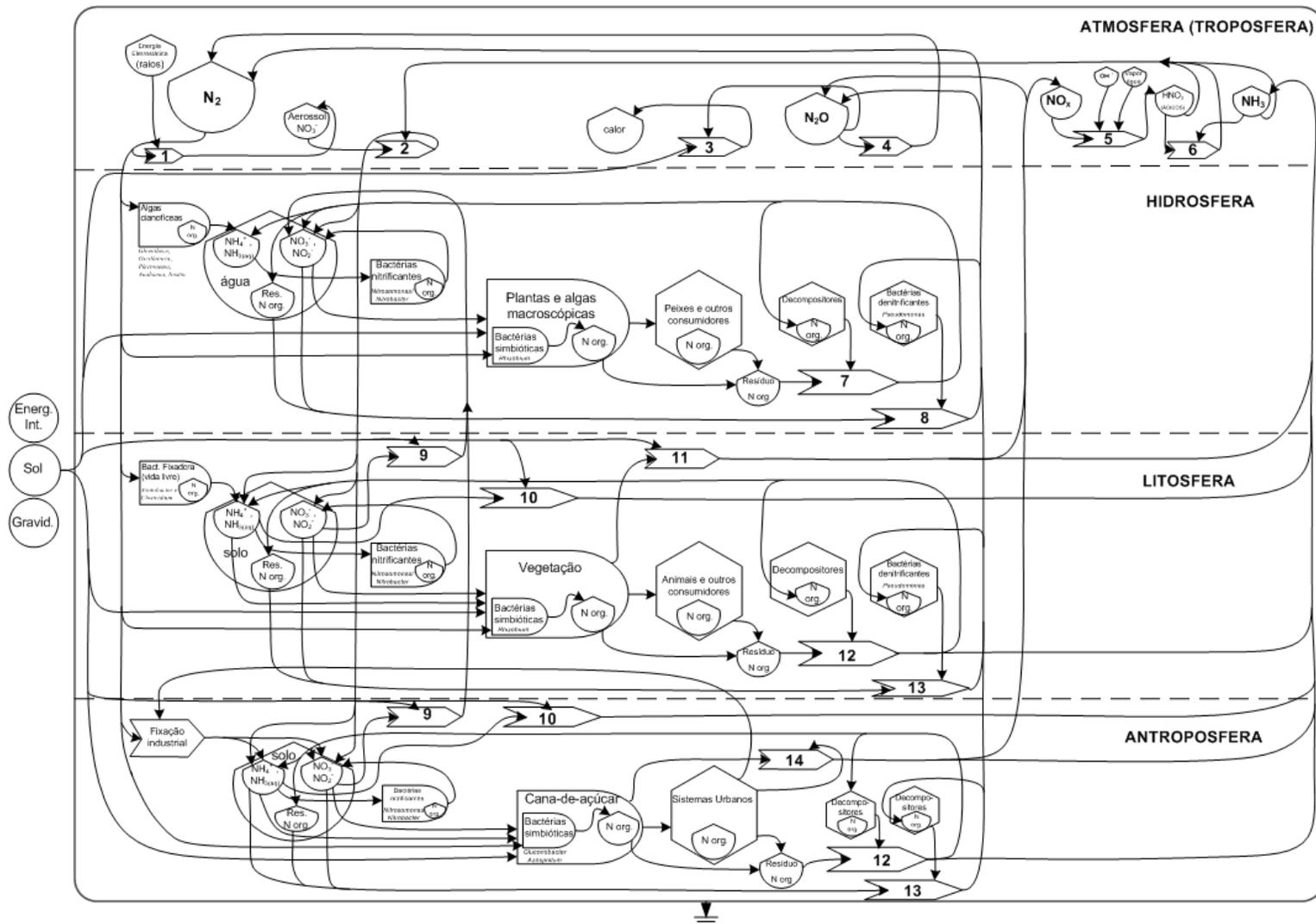


Figura 40. Ciclo global de nitrogênio nos quatro compartimentos da biosfera.

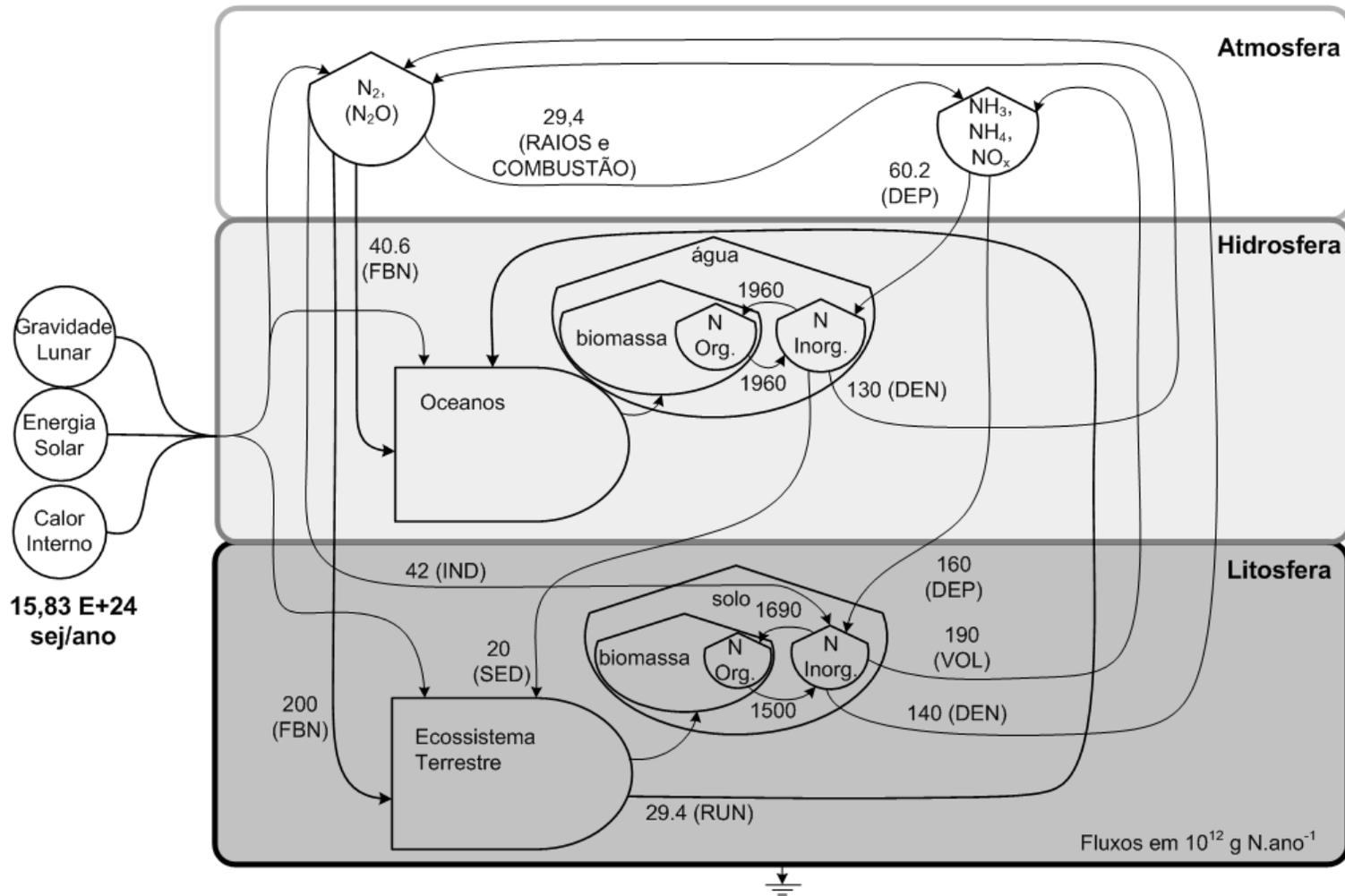


Figura 41. Diagrama sistêmico simplificado da ciclagem natural de nitrogênio na biosfera. Baseado em Jackson e Jackson, 1996). Legendas: DEP: deposição úmida/seca; FBN: fixação biológica de nitrogênio; DEN: denitrificação; SED: sedimentação; VOL: volatilização; RUN: runoff para rios; IND: fixação industrial. Fluxos em 10^{12} g.ano⁻¹.

Tabela 35. Distribuição, energia por massa e valores monetários para os processos do ciclo global de nitrogênio.

Nota	Processo	Unid.	Fluxo mássico (un.ano ⁻¹)	Input Global de energia (sej.ano ⁻¹)*	Energia por massa (sej/un.)	Emdólar Brasil*** (sej/US\$)	Emdólares por massa (Em\$/kgN)***
<i>Oceanos</i>							
1	Fixação Biológica de Nitrogênio	gN	40,6E+12	1,58E+25	3,90E+11	3,33 E+12	117,14
2	Deposição Atm. de Nitrogênio	gN	60,2E+12	1,58E+25	2,63E+11	3,33 E+12	79,00
3	Denitrificação	gN	130E+12	1,58E+25	1,22E+11	3,33 E+12	36,53
4	Sedimentação N	gN	20,0E+12	1,58E+25	7,92E+11	3,33 E+12	237,79
<i>Ecossistemas terrestres</i>							
5	Fixação biológica de nitrogênio	gN	200E+12	1,58E+25	7,91E+10	3,33 E+12	23,76
6	Deposição seca e úmida de N	gN	160E+12	1,58E+25	9,92E+10	3,33 E+12	29,80
7	Denitrificação	gN	140E+12	1,58E+25	1,13E+11	3,33 E+12	33,97
8	Volatilização de amônia	gN	190E+12	1,58E+25	8,32E+10	3,33 E+12	24,98
9	Runoff N orgânico e inorgânico	gN	29,4E+12	1,58E+25	5,39E+11	3,33 E+12	161,76
<i>Atmosfera</i>							
10	Fixação por raios e combustão	gN	29,4E+12	1,58E+25	5,39E+11	3,33 E+12	161,76

* Considerou-se que todos os fluxos globais de nitrogênio são co-produtos da entrada global de energia da Terra (15,83 E+24sej.ano⁻¹).

** Conversão de massa: 1E3 g N = 1 kg N.

*** Valor de emdólar do Brasil, conforme Coelho et al. (2003).

^{1,2,3,5,6,7,8,9,10} Fluxos de massa baseados em Jackson e Jackson (1996).

⁴ Fluxo de sedimentação de nitrogênio baseado em Botkin e Keller (2005).

5.3.2 Valor dos serviços de nitrogênio em mata nativa

Na Mata Atlântica, o nitrogênio do ar adentra o sistema através de bactérias simbiontes (rizóbios), microorganismos do solo e da flora epífila (Tonhasca, 2005). Silvester (1983) estima que ecossistemas florestais apresentam um potencial de fixação de nitrogênio que pode variar de 1 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹ - em florestas com líquens dispersos e bactérias heterotróficas - até 300 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹, em matas com grande densidade de árvores noduladas, como mostrou a figura 14.

Salati et al.(1982) encontraram valores de fixação biológica de nitrogênio na Amazônia, da ordem de 2 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹ em florestas sobre oxissolos, 20 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹ em utissolos, e 200 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹ em solos férteis da várzea do rio Amazonas.

Outra entrada de nitrogênio em sistemas florestais pode ocorrer devido à deposição atmosférica – seca ou úmida – de nitratos (NO₃⁻) e amônio (NH₄⁺). Ranzini et al. (2007) estimam que cerca de 9 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹ entram em Mata Atlântica localizadas na microbacia de Cunha-SP. No entanto, alguns autores como Forti et al.(2005, apud Ranzini et al., 2007) avaliaram que a proximidade da mata nativa aos centros urbanos, como o caso Parque Estadual da Serra do Mar em relação à Região Metropolitana de São Paulo, pode elevar a deposição de nitrogênio inorgânico até a taxa de 50,8 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹.

As perdas de nitrogênio consideradas no presente trabalho são verificadas através dos processos de denitrificação, da lixiviação e *runoff* do nitrogênio inorgânico do solo e da volatilização da amônia. Ranzini et al. (2007), através do modelo INCA (sigla do inglês *Integrated Nitrogen Catchment*), simularam as perdas de nitrogênio por denitrificação em um cenário conservador (de baixas entradas por deposição) – e obtiveram uma taxa de 9,92 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹. No entanto, em cenário mais agressivo, o fluxo estimado atingiu o valor de 27,7 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹.

As lixiviações de nitrato (NO₃⁻) e amônio (NH₄⁺) observadas por Ranzini et al. (2007) neste mesmo ecossistema correspondem aos fluxos de 5,22 e 2,38 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹, respectivamente; se somados, totalizam uma perda de 7,6 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹. Silva et al.(2007) afirmam que os fluxos de saída de nitrogênio inorgânico em microbacia próxima ao município de Santa Rita do Passa Quatro- SP variam entre 2 a 4 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹. Silva (2005) contabilizou as perdas de nitrogênio inorgânico e orgânico em uma reserva de Mata

Atlântica, atingindo valores máximos de 3,8 e 1,4 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹, respectivamente, correspondente a um fluxo total de 5,2 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹.

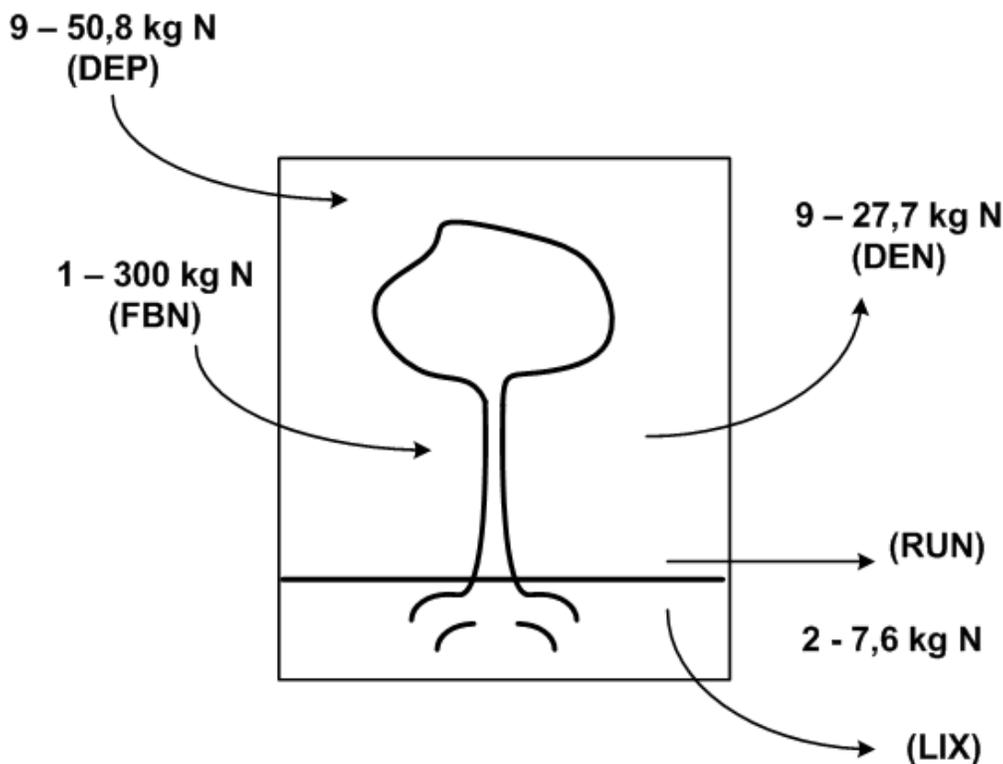


Figura 42. Estimativas dos fluxos em kg N.ha⁻¹.ano⁻¹ na microbacia de Cunha, SP.
Baseado em Silvester (1983) e Ranzini et al. (2007).

A tabela 36 apresenta o valor estimado para os processos do ciclo de nitrogênio em ecossistema de Mata Atlântica, baseado nos dados coletados na bibliografia. As entradas por fixação biológica de nitrogênio (FBN) apresentaram uma grande variabilidade, devido ao emprego de uma estimativa generalizada para ecossistemas florestais. Utilizando-se dos valores de transformidades de cada processo do ciclo de nitrogênio, pode-se valorar a FBN em ecossistemas florestais em uma faixa que varia de 23 a 7126 Em\$.ha⁻¹.ano⁻¹. Devido à falta de dados para Mata Atlântica, os valores apresentam uma ampla margem de variação. A deposição seca e úmida de nitrogênio inorgânico nas formas de nitrato e amônio são contribuições significativas à entrada de nitrogênio no sistema de Mata Atlântica localizado no Parque Estadual da Serra do Mar, em Cunha-SP. O valor deste fluxo de entrada está compreendido entre 268 e 1513 Em\$.ha⁻¹.ano⁻¹, conforme a tabela 36.

Tabela 36. Fluxos de nitrogênio em ecossistemas de Mata Atlântica do Estado de São Paulo.

Nota	Processo	Unid.	Faixa de fluxo mássico (unid.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Energia por massa (sej/kgN)	Faixa de Energia solar (sej.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Faixa de Fluxo monetário* (em\$.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)
1	Fixação biológica	gN	1,0 - 300	7,91 E+13	7,91E+13 – 2,37E+16	23,76 – 7126,27
2	Deposição N-inorgânico	gN	9,0 - 50,8	9,92 E+13	8,93E+14 – 5,04E+15	268,18 – 1513,75
3	Denitrificação	gN	9,9 - 27,7	1,13 E+14	1,12E+15 – 3,13E+15	- (336,98 - 940,97)
4	Volatilização NH ₃	gN	-	8,32 E+13	-	-
5	Lixiviação / runoff	gN	2,0 - 7,6	5,39 E+14	1,08E+15 – 4,089E+15	- (323,52 – 1229,39)

¹A fixação biológica de nitrogênio em ecossistemas florestais varia de 1 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹ a 300 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹ (Silvester , 1983).

²Fluxos de deposição de nitrogênio em Mata Atlântica em Cunha-SP pode variar de 9,0 kgN.ha⁻¹.ano⁻¹ (Ranzini et al. 2007) até 50,8 kgN.ha⁻¹.ano⁻¹ (Forti et al. 2005; apud Ranzini et al., 2007), principalmente em regiões próximas a grandes centros urbanos.

³Denitrificação de NO₃ simulada em Mata Atlântica (Cunha-SP) por Ranzini et al.(2007) mostra que os fluxos podem variar de 9,92 a 27,7 kgN.ha⁻¹.ano⁻¹.

⁴Dados inexistentes na literatura.

⁵Perdas de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) em microbacia de Mata Atlântica apresentam um fluxo de 2,0 a 4,0 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹ (Silva et al., 2007); medições em Cunha-SP mostram que saídas de nitrogênio inorgânico (NO₃⁻ e NH₄⁺) por lixiviação podem atingir 7,6 kgN.ha⁻¹.ano⁻¹ (Ranzini et al. (2007).

5.3.3 Valor dos serviços de nitrogênio em cana-de-açúcar

A dinâmica do nitrogênio em agroecossistemas intensivos é extremamente diferenciada em relação à mata nativa, dada a grande quantidade de fertilizantes nitrogenados que sustentam grandes produtividades de cana-de-açúcar, principalmente no Estado de São Paulo. Os compostos que não são assimilados pela cana-de-açúcar saem do sistema em elevadas taxas de desnitrificação, de lixiviação e de volatilização da amônia, dependendo da quantidade e do tipo de fertilizante utilizado.

A fixação biológica de nitrogênio em cana-de-açúcar oscila entre variedades, como constatou Coelho et al. (2003)^b, no município de Seropédica- RJ. Neste estudo, a FBN foi responsável pela incorporação de 0 a 40% do nitrogênio total das plantas. As variedades com melhor desempenho foram RB 73-9735, RB 72-454, RB 82-5336 e SP 70-1143. Boddey et al.(1991), na mesma região do país, verificaram que algumas variedades de cana-de-açúcar podem obter ainda melhores desempenhos na FBN, através da associação com a bactéria *Acetobacter Diazotrophicus*. Os valores fixados variaram de 60 a 80% do nitrogênio total da planta sendo que, em condições ótimas de disponibilidade de água, fósforo, potássio e micronutrientes essenciais, a entrada por esta via atingiria 200 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹.

Outra entrada natural em agroecossistemas ocorre via deposição atmosférica de íons nitrato (NO₃) e amônio (NH₄). Lara et al. (2001) quantificaram a deposição de íons na bacia do Rio Piracicaba, onde existe domínio de culturas agrícolas e forte presença da cana-de-açúcar (31% da área total da bacia), e verificaram altas taxas de deposição anual de nitrogênio, que variavam de 4,3 a 6,0 g N.m⁻².ano⁻¹, comparáveis à regiões poluídas da América do Norte. Segundo os autores, argumentos tais como a existência um grande número de indústrias na região, a queima anual da palha da cana e a alta aplicação de fertilizantes – 75% do N disponível é perdido para a atmosfera –podem explicar a elevada concentração de compostos de nitrogênio na poeira e na água da chuva.

As saídas de nitrogênio em canaviais consideradas no presente trabalho ocorrem em quatro processos distintos: volatilização de fertilizantes à base de amônio, desnitrificação de compostos nitrogenados existentes no solo (matéria orgânica ou fertilizantes), queima da palha da cana e lixiviação de compostos solúveis gerada pela água da chuva.

Campos (2003) quantificou as perdas de nitrogênio na forma de óxido nitroso (N_2O) em agroecossistemas de cana-de-açúcar com queima (CQ) e sem queima (SQ) da palha nos municípios de Serrana- SP e Pradópolis-SP. Anualmente, a adubação nitrogenada correspondia a 75 kg N por hectare, na forma de nitrato de amônio. As emissões de N_2O originadas da queima e dos outros fluxos deste gás ao longo do ano promoveram uma taxa de 23,9 kg $N.ha^{-1}.ano^{-1}$; por outro lado, o sistema SQ emitiu 2,12 kg $N.ha^{-1}.ano^{-1}$, devido aos processos de decomposição da matéria orgânica e denitrificação do fertilizante existente no solo.

Bergamasco (2003) simularam a dinâmica do nitrogênio no sistema solo-cana, através de modelagem em software STELLA, sendo que o processo de validação foi realizada no município de Piracicaba-SP. Os resultados mostraram que, em sistemas SQ e sem adubação as perdas por denitrificação foram de apenas 0,09 kg $N.ha^{-1}.ano^{-1}$. Quando o sistema SQ foi fertilizado com 100 kg $N.ha^{-1}.ano^{-1}$ na forma de nitrato de amônio, a taxa atingiu a 5,79 kg $N.ha^{-1}.ano^{-1}$ em um cenário de elevada precipitação.

O mesmo autor simulou a volatilização da amônia em sistemas de cana-de-açúcar sem queima da palha. Na ausência de adubação, o fluxo para atmosfera foi nulo; no entanto, quando o sistema recebeu 100 kg $N.ha^{-1}.ano^{-1}$ na forma de uréia, as perdas atingiram perdas de 82,44 kg $N.ha^{-1}.ano^{-1}$ (na forma de amônia), superando as perdas observadas quando os fertilizantes aplicados – na mesma quantidade – eram sulfato de amônio, nitrato de amônio ou Uran.

A perda do nitrogênio por lixiviação ou erosão hídrica do solo representa uma perda significativa no sistema de cana-de-açúcar. Silva et al. (2005) quantificaram as perdas de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) em uma microbacia de cana-de-açúcar localizada no município de Santa Rita do Passa Quatro- SP. A taxa média de perda de NID na água foi de 2,1 kg $N.ha^{-1}.ano^{-1}$. Bergamasco (2003) também simulou a perda de nitrogênio inorgânico – na forma de nitrato – através do processo de lixiviação nos solos sob cultivo de cana. A ausência de adubação nitrogenada refletiu em uma baixa taxa de saída – 0,48 kg $N.ha^{-1}.ano^{-1}$ –, no entanto, quando houve adubação com uréia na dose de 100 kg N por hectare, em condições de elevada precipitação no período de aplicação, as perdas por lixiviação atingiram 25,24 kg $N.ha^{-1}.ano^{-1}$.

As faixas de valores dos fluxos de nitrogênio estão agregadas na tabela 37, onde estão estimadas as magnitudes monetárias relativas aos serviços ecossistêmicos gerados nos agroecossistemas de cana-de-açúcar do Estado de São Paulo. A figura 43 agrega a faixa de fluxos estimados para o nitrogênio.

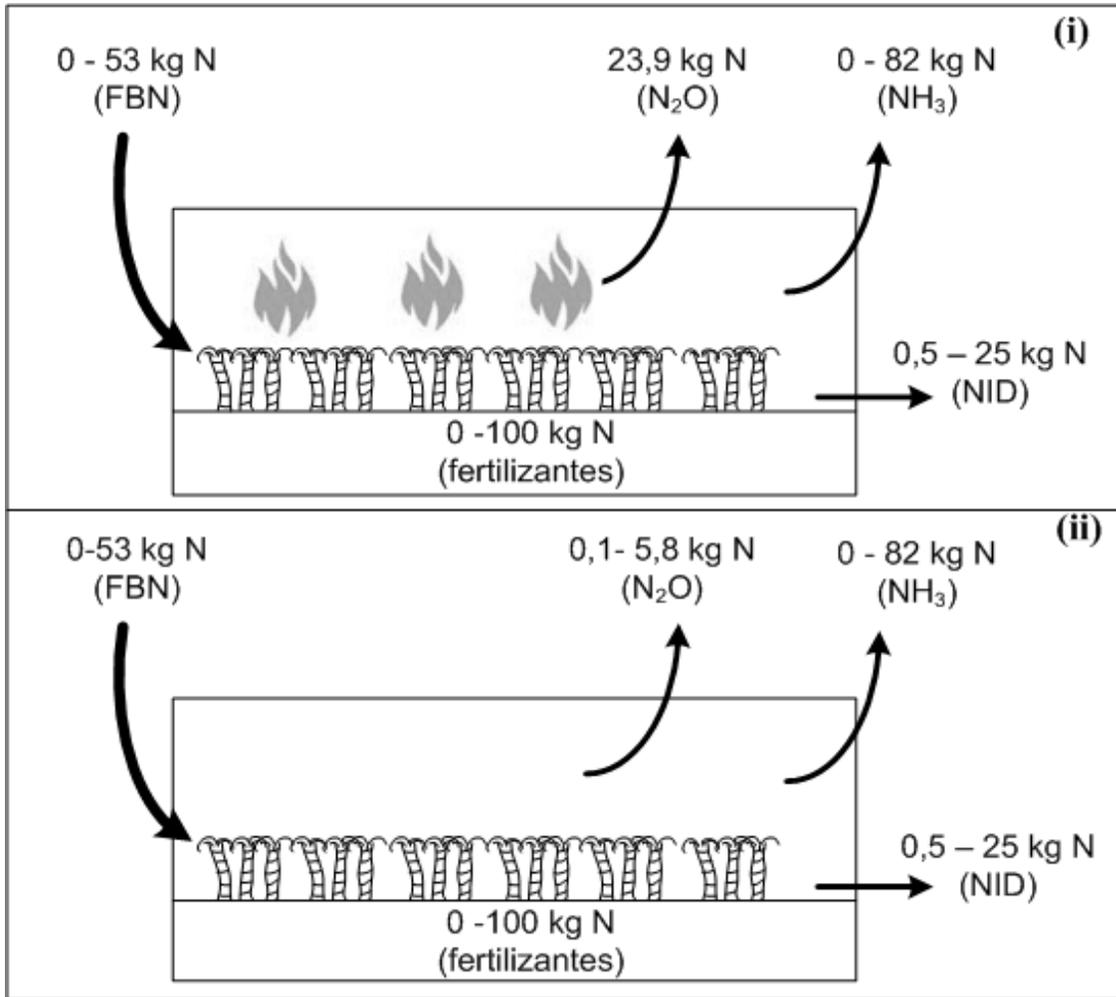


Figura 43. Fluxos de nitrogênio estimados ($\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$) em sistemas de cana-de-açúcar, sem considerar a colheita: (i) manejo com queima, (ii) manejo sem queima.

A contribuição máxima da fixação biológica de nitrogênio considerada foi equivalente a 30% do nitrogênio integral da planta (dos 172 kg N totais em um hectare de cana), mesmo que existam variedades com maior potencial de fixação. Como existem

variedades que não apresentam FBN, os valores estimados para este serviço ambiental variaram de 0 a 1261 Em\$.ha⁻¹.ano⁻¹.

Em termos monetários, o serviço de deposição atmosférica de nitrogênio superou a entrada citada anteriormente. O caráter industrial da bacia do Piracicaba, os eventos de queimada de cana, e a grande perda do nitrogênio dos fertilizantes empregados na agricultura, segundo Lara et al.(2001), são responsáveis pelo excesso de nitrogênio na atmosfera. A deposição foi estimada em até 1787 Em\$.ha⁻¹.ano⁻¹.

As entradas de nitrogênio via fertilizante não foram consideradas como serviços ecossistêmicos devido ao caráter antrópico da operação e pela dependência de energias não renováveis ligadas à esta prática. No entanto, a ampliação dos fluxos de saída de nitrogênio são reflexos da fertilização nitrogenada. A perda de nitrogênio por volatilização de amônia, é consequência da aplicação de uréia e foi estimada em até 2059 Em\$.ha⁻¹.ano⁻¹.

As perdas por desnitrificação do nitrogênio em sistemas de cana-de-açúcar, na forma de N₂O, foram estimadas em até 196 Em\$.ha⁻¹.ano⁻¹ nos sistemas sem queima avaliados em Piracicaba, atingindo valores máximos de 810 Em\$.ha⁻¹.ano⁻¹ no sistema com queima.

A lixiviação de nitrato e amônio obtidos por simulação em sistema de cana-de-açúcar em Piracicaba foi estimada como uma perda compreendida entre 77 a 4082 Em\$.ha⁻¹.ano⁻¹.

Tabela 37. Fluxos de nitrogênio em agroecossistemas de cana-de-açúcar do Estado de São Paulo.

Nota	Processo	Unid.	Faixa de Fluxo mássico (unid.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Energia por massa (sej/kgN)	Faixa de Energia solar (sej.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Fluxo monetário* (em\$.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Localidade
1	Fixação biológica (FBN)	kg N	0 – 53,3	7,91 E+13	0 – 42,2 E+14	0 – 1261,63	Prad/Serrana
2	Deposição atmosférica	kg N	9,0 – 60	9,92 E+13	8,93 – 59,5 E+14	268,18 – 1787,89	B.Piracicaba
3a	Denitrificação (N ₂ O), CQ	kg N	23,9	1,13 E+14	27,0 E+14	-(810,78)	Prad/Serrana
3b	Denitrificação (N ₂ O), SQ	kg N	0,09 – 5,79	1,13 E+14	0,10 – 6,55 E+14	-(3,06 – 196,69)	Piracicaba
4	Volatilização (NH ₃)	kg N	0 – 82,4	8,32 E+13	0 – 68,6 E+14	-(0 – 2059,18)	Piracicaba
5	Lixiviação (N-NO ₃)	kg N	0,48 – 25,2	5,39 E+14	2,59 – 136 E+14	-(77,65 – 4082,87)	Piracicaba

¹Fluxo médio baseado em Coelho et al.(2003)^b para o genótipo RB 72 454, onde a FBN contribuiu 31% de nitrogênio total (172 kg, Bergamasco, 2003) produzido em um hectare de cana, ou seja $0,31 \times 172 = 53 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. Existiu adubação nitrogenada de $100 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ como uréia.

²Deposição atmosférica de nitrogênio Lara et al.(2001) na bacia do rio Piracicaba varia de 4.3 a 6.0 gN.m⁻².ano⁻¹. Extrapolando-se os valores para um hectare, chega-se à faixa de valores de 43 a 60 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹. O valor mínimo de deposição de 9,0 kgN.ha⁻¹.ano⁻¹ por Ranzini et al. (2007).

^{3a}Fluxo de N₂O conforme Campos (2003), de 4777 E+03 g em eq C-CO₂.ha⁻¹.ano⁻¹, derivado da queima da palha cana e dos demais fluxos ao longo do ano. Adubação aplicada de 75 kg N de nitrato de amônio por hectare ao ano. Conversão segundo Carvalho (2006): Emissão N₂O= 4777 E+03 gCO₂ eq / [296 x (44/28) x (gN₂O/gN) x (12/44) x (gC/gCO₂)] = 37506,31 g N₂O.ha⁻¹.ano⁻¹. Emissão gN = 37506,31 (g N₂O) x (28/44) x (gN/gN₂O) = 23867 gN.ha⁻¹.ano⁻¹, como óxido nitroso.

^{3b}Fluxo de N₂O conforme Campos (2003), de 438900 g em eq C-CO₂.ha⁻¹.ano⁻¹, derivado da denitrificação e demais fluxos ao longo do ano. Adubação aplicada de 75 kg N de nitrato de amônio por hectare ao ano. Conversão segundo Carvalho (2006): Emissão N₂O= 438900 gCO₂ eq / [296 x (44/28) x (gN₂O/gN) x (12/44) x (gC/gCO₂)] = 3328,8 g N₂O.ha⁻¹.ano⁻¹. Emissão gN = 3328,8 (g N₂O) x (28/44) x (gN/gN₂O) = 2118 gN.ha⁻¹.ano⁻¹, como óxido nitroso. Bergamasco (2003) obteve, através de simulação, um fluxo de 0,09 a 5,79 kgN.ha⁻¹.ano⁻¹ em sistema de cana sem queima, com adubação de 0 - 100 kgN por hectare ano na forma de uréia.

⁴Fluxos obtidos por simulação em sistema de cana sem queima, mostraram uma faixa de volatilização de amônia compreendida entre 0 e 82,4 kgN.ha⁻¹.ano⁻¹, para adubações nitrogenadas de 0 e 100 kg N por hectare ao ano na forma de uréia, respectivamente (Bergamasco, 2003).

⁵Fluxos obtidos por simulação em sistema de cana sem queima, mostraram uma faixa de lixiviação de nitratos compreendida entre 0,48 e 25,2 kgN.ha⁻¹.ano⁻¹, para adubações nitrogenadas de 0 e 100 kg N por hectare ao ano na forma de uréia, respectivamente (Bergamasco, 2003).

* Valor baseado em Coelho et al. (2003) de 3,33E+12 sej.US\$⁻¹. Fluxo monetário = (Energia total)/(emdólar) = (sej.ha⁻¹.ano⁻¹)/(US\$.sej⁻¹) = em\$.ha⁻¹.ano⁻¹.

Os resultados obtidos mostram que, apesar da possibilidade de um grande valor associado à FBN em sistemas de cana-de-açúcar (caso a variedade possa se associar à bactérias fixadoras de nitrogênio atmosférico), serviço estimado em até 1261 Em\$.ha⁻¹.ano⁻¹, os ecossistemas florestais apresentam um potencial de fixação maior, podendo atingir mais de 7000 Em\$.ha⁻¹.ano⁻¹, dependendo das espécies nativas e da possibilidade de nodulação com bactérias simbióticas citada por Silvester (1983).

Observa-se que a comparação entre os fluxos máximos de desnitrificação natural na microbacia de Cunha (simulados por Ranzini et al., 2007) e de emissão de N₂O na queima da palha da cana-de-açúcar (Campos, 2003) remetem a valores muito próximos, situados na faixa de 800-900 Em\$ ha⁻¹.ano⁻¹. Este grande fluxo de saída de N em Mata Atlântica ocorre devido à proximidade da floresta aos centros urbanos e a conseqüente taxa de deposição atmosférica de nitrogênio inorgânico vinda da poluição. Ranzini et al. (2007) mostram que, quanto maior a deposição atmosférica de N considerada nos parâmetros de entrada da simulação, maior será o valor de desnitrificação obtido no mesmo sistema.

Apesar da importância da FBN e da emissão de gases de efeito estufa em sistemas naturais e agrícolas, o fluxo de destaque de nitrogênio acontece nos sistemas de cana-de-açúcar é a perda de nitrogênio (principalmente na forma de nitrato), via lixiviação ou runoff promovido pela chuva. Dada a elevada carga de fertilizantes empregada anualmente no plantio desta cultura (variando de 0 a 100 kg N por hectare), este fluxo de pode atingir valores relativamente altos, chegando a 25,2 kg N, segundo simulação de Bergamasco (2003). Devido ao alto valor de energia por massa (sej/g) vinculado a este processo, as perdas podem chegar a 4000 Em\$ ha⁻¹.ano⁻¹.

5.3.4 Comparação dos valores

A comparação dos valores econômicos de serviços do ciclo de nitrogênio gerados através da metodologia emergética com aqueles da economia de mercado é importante para avaliar se suas magnitudes são próximas ou não. Esta análise pode ser feita tanto comparando-se os valores obtidos em US\$/ t N quanto com o valor do serviço ecossistêmico dado em US\$.ha⁻¹.ano⁻¹. É importante salientar novamente que, para evitar a dupla contagem, será escolhido o serviço de nitrogênio de maior valor, que é o processo de perda de nitrogênio inorgânico (principalmente nitrato) por lixiviação.

Através da análise emergética, o valor do serviço de lixiviação de nitrogênio em floresta nativa foi estimado em mais de 1200 Em\$.ha⁻¹.ano⁻¹ e, em sistemas de cana-de-açúcar, em mais de 4000 Em\$.ha⁻¹.ano⁻¹. Para efeitos comparativos, através de abordagens econômicas tradicionais, Pretty et al. (2000) estimaram o valor associado ao tratamento de água para a retirada do nitrato originado da agricultura em £ 1,42 ha⁻¹.ano⁻¹, ou US\$ 2,84 ha⁻¹.ano⁻¹ (£ 1,00 = US\$ 2,00); outra estimativa é de Huang e Le Blanc (2007), que calcula o custo que seria gasto pelo governo dos EUA para subsidiar a retirada de excesso de nitrogênio do solo agrícola, equivalente a US\$ 45 ha⁻¹.ano⁻¹.

Não existem valores na literatura econômica sobre o valor da perda de nitrato do solo em unidades de US\$/ kg N, mas valores com estas unidades existem para outros processos do ciclo de nitrogênio. A emissão gasosa de N₂O, por exemplo, foi calculada neste trabalho como 33,97 Em\$/ kg N, ou seja, 33.970 Em\$/ t N emitida como óxido nitroso.

Eyre et al. (1997; apud Pretty et al., 2000) estimaram o custo para mitigar os efeitos da emissão de N₂O em £ 7530 / tonelada N₂O. Transformando-se este valor para dólar, ter-se-ia um preço de US\$ 15.060 / tonelada N₂O; considerando a fração mássica de nitrogênio neste gás como 28/44, ter-se-ia um valor de US\$ 9.583 / t N emitido como óxido nitroso, que é uma magnitude de valor próxima àquela obtida pela emergia.

Em relação à volatilização de amônia, este processo foi avaliado em 24,98 Em\$/ kg N, ou seja, 24.980 Em\$/t N emitida como amônia. Comparativamente, Holland et al.(1999; apud Pretty et al., 2000) utilizaram abordagens econômicas neoclássicas para estimar o custo de mitigação dos efeitos adversos deste gás, obtendo o valor de £ 171 / t NH₃, ou seja, US\$ 342 / t NH₃. Transformando-se este valor para a unidade conveniente, multiplica-se pelo fator 14/17, obtendo-se US\$ 281/ t N emitida na forma de amônia, que é um valor cerca de cem vezes menor se comparado ao obtido neste trabalho.

A comparação entre os valores obtidos para os processos do ciclo de nitrogênio mostra que não existe proximidade na magnitude dos dados estimados utilizando a metodologia emergética com os dados da literatura econômica, exceto para as emissões de N₂O, apresentados na tabela 38:

Tabela 38. Valores comparativos dos processos do ciclo do nitrogênio na agricultura.

Dados obtidos pela metodologia emergética neste trabalho (agricultura)	Dados obtidos por metodologias econômicas ou preços de mercado
<i>Preço do processo de lixiviação e runoff de N inorgânico</i>	
Em\$ 4000 ha ⁻¹ .ano ⁻¹	US\$ 2,84 – 45 ha ⁻¹ .ano ⁻¹
<i>Preço por massa de nitrogênio emitido como NH₃</i>	
Em\$ 24.980 / t N	US\$ 281 / t N
<i>Preço por massa de nitrogênio emitido como N₂O</i>	
Em\$ 33.970 / t N	US\$ 9.583/ t N

5.4 Análise dos resultados para os três ciclos globais

Os processos dos ciclos globais de água, carbono e nitrogênio foram avaliados como se fossem co-produtos do orçamento global de energia (15,83 E+24 sej), seguindo a analogia de cálculos de Brown e Ulgiati (2004) e Buenfil (2001).

Os resultados obtidos neste trabalho evidenciam a hierarquia entre abundância dos fluxos e seus valores de Energia por massa (ver figura 44). Os processos do ciclo hidrológico descritos no diagrama sistêmico global envolvem uma taxa mássica circulante na biosfera da ordem de 10¹⁸ gramas ao ano; em seguida, são observados os processos do ciclo biogeoquímico do carbono, cujos fluxos de massa representados no diagrama global são da magnitude de 10¹⁵ gramas; e, por fim, o ciclo do nitrogênio, que envolve processos mássicos globais da ordem de 10¹²g.

O cálculo dos valores de Energia por Massa (sej/g) dos processos globais resultam em valores maiores para os fluxos mássicos menos abundantes e, ao mesmo, tempo fornecem menores valores para aqueles mais abundantes, como o ciclo hidrológico. Desta maneira, os fluxos de nitrogênio tornam-se processos mais “caros” em termos de energia, dado o input externo de energia fixo (15,83 E24 sej). Seguindo a mesma lógica, os processos hidrológicos apresentam valores de energia por massa mais “baratos”, já que para o mesmo input externo de energia, mais água circulou na biosfera (ver figura 44).

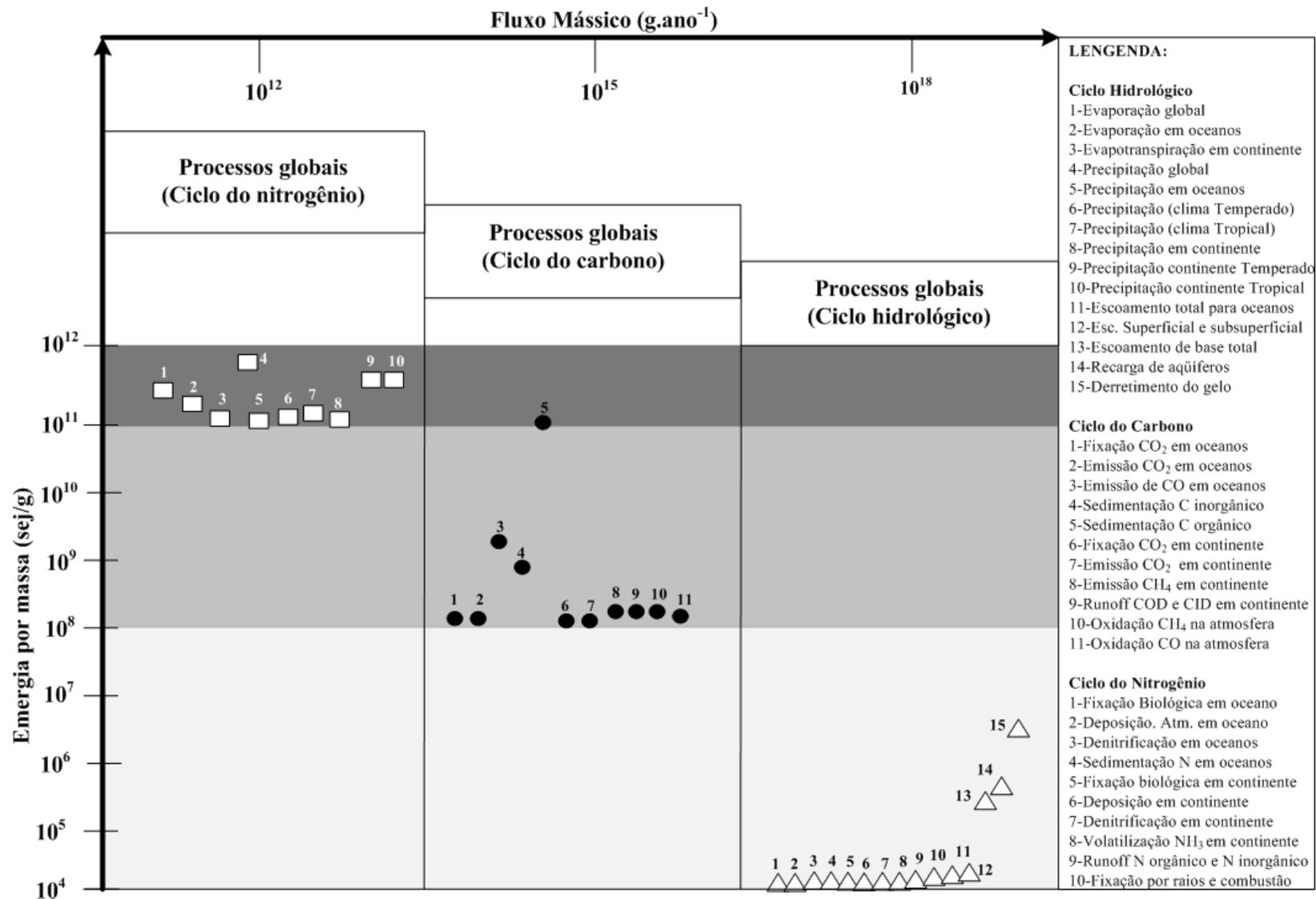


Figura 44. Valores de energia por massa e fluxos mássicos para os processos globais do ciclo de água, carbono e nitrogênio.

Analisando-se a figura 44, pode-se inferir que os processos envolvendo o ciclo de nitrogênio são aqueles com menores valores de fluxo mássico e, portanto, apresentam os maiores valores de Energia por massa (sej/g). Desta maneira, o cálculo do valor monetário dos serviços ecossistêmicos do nitrogênio levam a altos valores de $\text{Em}\$.ha^{-1}.ano^{-1}$, principalmente em sistemas que apresentam alteração humana devido à utilização de fertilizantes. No caso de ecossistemas terrestres, observa-se que o fluxo de nitrogênio relativo à perda por lixiviação e runoff é aquele de maior valor (processo # 9 do nitrogênio, figura 44), e por isso a maior perda de serviços ecossistêmicos se refere aquele sistema que apresenta tal fluxo maximizado.

Como o nitrato (e outros íons como fosfato) são agentes eutrofizadores no meio aquático, pode-se cogitar que, no ciclo natural do nitrogênio – sem perturbação humana – o fluxo lixiviado ou do runoff natural para os rios e oceanos era controlado em uma taxa mássica ótima que permitia a nutrição do meio aquático sem provocar desequilíbrios no sistema. Percebe-se que, nas últimas décadas, este fluxo tem se aumentado devido à intensa utilização de fertilizantes de N e P pela agricultura que, de fato, alteraram os ciclos biogeoquímicos nos oceanos (Mackenzie et al, 2002).

Neste contexto, os sistemas de cana-de-açúcar e outras culturas agrícolas que utilizam entradas de nitrogênio em excesso (até $100 \text{ kg N}.ha^{-1}$), têm contribuído para alterar este fluxo crítico da biosfera, que é a descarga de N no meio aquático. Coincidentemente, trata-se do valor que equivale a maior perda potencial de serviços ecossistêmicos entre todos os outros serviços avaliados, em termos de $\text{Em}\$. ha^{-1}.ano^{-1}$.

Mesmo que a cana-de-açúcar consiga gerar alguns serviços ecossistêmicos, a comparação com os sistemas de mata nativa torna o plantio de cana-de-açúcar desvantajoso, do ponto de vista da ciclagem de água, de carbono e nitrogênio, pois:

- Diminuiu a percolação (transformado em escoamento de base) de água do solo na bacia do Corumbataí em valores monetário de até $2450 \text{ Em}\$.ha^{-1}.ano^{-1}$;
- Do ponto de vista de balanço de carbono, apresentam maior fixação de carbono na biomassa vegetal mas, para isto, emitem uma série de gases de efeito estufa (derivados da queima e da decomposição) que geram déficit em C-CO₂ eq.
- Em relação ao ciclo do nitrogênio, a grande utilização de fertilizantes (até $100 \text{ kg N}.ha^{-1}.ano^{-1}$) para o cultivo da cana implica em altas taxas de desnitrificação no solo

(cujo N₂O contribui para o déficit em C-CO₂ eq. do sistema, e aquecimento global), grande volatilização do nitrogênio do solo na forma de amônia e, como já discutido, em perdas consideráveis de íons nitrato, que variam conforme a carga de fertilizantes aplicada e a intensidade da precipitação no período de aplicação.

Tabela 39. Potencial de perda de serviços ecossistêmicos da cana-de-açúcar em relação à floresta nativa, em condições específicas.

Serviço Ecossistêmico Crítico	Floresta (F) (Em\$.ha⁻¹.ano⁻¹)	Cana-de-açúcar (C) (Em\$.ha⁻¹.ano⁻¹)	Saldo (C-F) (Em\$.ha⁻¹.ano⁻¹)
Escoamento de base	+3929,79	+1479,30	-2450,40
Fixação de carbono*	+113,29	+589,44	+476,15
Lixiviação/ runoff N	-1229,39**	-4082,87	-2853,48**

* valor sem considerar a perda de carbono da cana após a queima, das saídas pela colheita e da decomposição da palha remanescente no solo. Considerou-se todo o carbono fixado na produção primária líquida.

** valor extremo, considerando a lixiviação máxima simulada na microbacia de Cunha - SP, que sofre influência da poluição (por deposição atmosférica de nitrogênio inorgânico) da região Metropolitana de São Paulo.

Analogamente aos cálculos já realizados, não se pode somar os valores da perdas ou ganhos de serviços ecossistêmicos (saldo C-F, tabela 39) para encontrar a perda total de serviços ecossistêmicos da cana em relação à floresta nativa, mas deve-se escolher o valor referente ao fluxo mais significativo. Neste caso, a perda de nitrogênio por lixiviação/runoff para sistemas aquáticos foi a perda mais onerosa do sistema e, portanto, pode ser uma estimativa do potencial máximo de perda de serviços ecossistêmicos devido à conversão de uma área de floresta nativa em uma área de cultivo de cana-de-açúcar, em se tratando dos ciclos de materiais e elementos estudados neste trabalho.

6. CONCLUSÕES

A comparação entre os sistemas de cana-de-açúcar avaliados e as áreas de floresta nativa indicam que os primeiros sofreram uma perda potencial nos serviços de ciclagem de água (representada pelo escoamento de base) e de nitrogênio (representada pela lixiviação e runoff de nitrogênio inorgânico). Em relação ao ciclo de carbono, observa-se que a cultura da cana-de-açúcar é capaz de fixar mais carbono que a mata nativa, principalmente no modelo agrícola intensivo, onde existe elevada aplicação de fertilizantes para obter maior produtividade. No entanto, a maximização do serviço da fixação de carbono na canavicultura ocorre em detrimento de grandes perdas dos serviços do ciclo do nitrogênio (perda do fertilizante nitrogenado para a água e atmosfera) e do ciclo hidrológico (perda da capacidade de percolar água pelo solo). Além disto, grande parte do carbono fixado na cana-de-açúcar é perdido após a colheita e, somando-se as emissões agrícolas de metano, óxido nitroso e gás carbônico da queima da palha, o sistema apresenta saldo negativo em termos equivalentes de CO₂, como constatado por Campos (2003).

A comparação dos valores obtidos no presente trabalho com os dados da bibliografia torna evidente que, no caso da valoração dos serviços hidrológicos, o valor para a água em Em\$/m³ é ainda muito superior àqueles obtidos pela valoração econômica e encontrada nos preços de mercado (em US\$/m³).

Em relação aos serviços do carbono, o valor da tonelada de carbono fixado como CO₂ (Em\$/ ton C) encontrou-se dentro da faixa de valores estimados por trabalhos utilizando a metodologia econômica neoclássica e, que em alguns casos, apresentava até valor inferior aos mesmos;

Quanto aos serviços do ciclo do nitrogênio, a perda de N por runoff e lixiviação apresentou um valor muito elevado em relação aos valores descritos em trabalhos que utilizaram métodos da economia neoclássica. No entanto, em relação à emissão de óxido nitroso (N₂O), o valor Em\$/ ton N calculado apresentou um valor de mesma magnitude que aquele verificado na literatura econômica (dado em US\$/ ton N).

A análise de processos ecossistêmicos em nível global aplicada para o cálculo dos serviços ecossistêmicos em escala regional e local (bacias e microbacias hidrográficas) pode ser um fator de distorção para o valor de emergência existente nos serviços ecossistêmicos. Esta é uma limitação atual do presente trabalho que poderia ser contornada

através da quantificação por área dos três inputs primários de energia (energia solar, calor interno e energia gravitacional) incidentes no sistema de menor escala a ser avaliado. Em relação ao uso do valor do emdólar brasileiro, um aprimoramento nos valores finais dos SE poderiam ser obtidos caso fosse possível calcular o valor do Emdólar do Estado de São Paulo.

Outra limitação do presente trabalho está relacionada à baixa disponibilidade de dados a respeito de fluxos de carbono e nitrogênio para uma mesma área de Floresta Atlântica ou outro tipo de floresta nativa. A maioria dos dados foram obtidos através de trabalhos de autores que realizaram exercícios de simulação através de modelagem computacional, e não de medições *in situ*. No entanto, os valores reais dos fluxos de massa de água, carbono e nitrogênio na Mata Atlântica estão em fase de quantificação por outras instituições e grandes projetos de pesquisa (Projeto Biota – FAPESP, por exemplo), os quais poderiam contribuir para aprimorar os dados primários dos próximos trabalhos que sigam o tema.

O presente trabalho levou em conta apenas alguns serviços ecossistêmicos, sendo que a análise custo-benefício considerando os outros inúmeros serviços ecossistêmicos poderia complementar a análise dos resultados. Os benefícios da produção de alimentos (açúcar) e matérias-primas (álcool) derivados do plantio da cana-de-açúcar, por exemplo, não foram diretamente contabilizados, mas estão indiretamente incorporados no serviço de fixação de carbono realizado pela cana. Em relação à Mata Atlântica, os serviços culturais e de recreação poderiam ser incluídos a fim de aumentar o valor dos serviços ecossistêmicos associados a esta outra possibilidade de geração de benefícios por esta formação florestal brasileira.

Em termos gerais, os valores obtidos para os SE a partir da análise emergética global fornecem sugestões de valores econômicos que podem embasar políticas públicas de cobrança ou compensação por serviços ambientais no Estado de São Paulo. Além disto, foram gerados muitos valores de fluxos que nunca foram quantificados antes e que podem ser pontos de referência iniciais para o estabelecimento de preços para alguns serviços ecossistêmicos tanto na escala local como global.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABER, JD.; MELILLO, JM. **Terrestrial Ecosystems**. Harcourt Science and Technology Company: Harcourt Academic Press, 2001. p.556.

AGOSTINETO, D.A., FLECK, N.G., RIZZARDI, M.A., BALBINOT JUNIOR, A.A. Potencial de emissão de metano em lavouras de arroz irrigado. **Ciência Cultural** V. 32 number 6 p.1073-1081, 2002.

AGOSTINHO, F. D. R. **Uso de análise emergética e sistemas de informações geográficas no estudo de pequenas propriedades agrícolas**. 2005. 226 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos). Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia de Alimentos, Campinas.

AGRIANUAL. Anuário da agricultura brasileira. FNP Consultoria e Comércio: OESP Gráfica, São Paulo, 2008. p.504.

ALBUQUERQUE, T.C. **Avaliação emergética de propriedades agrossilvipastoris do Brasil e da Colômbia**. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos). Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia de Alimentos, Campinas.

ÁLVAREZ, S.A., LOMAS, P.L, MARTÍN, B., RODRIGUÉZ, M., MONTES, C. 2006. **La Síntesis Emergética (“Emergy Synthesis”): Integrando energía, ecología y economía**. Disponível em <http://www.uam.es/otros/fungobe/doc/guia_sintesis.pdf>. Acesso em 13 novembro 2007.

ALVES, C., PIO, C., GOMES, P. Determinação de hidrocarbonetos voláteis e semi-voláteis na atmosfera. **Química Nova** V. 29 number 3 p.477-488, 2006.

ANDERSEN, L.E. 1997. A cost-benefit analysis of deforestation in the Brazilian Amazon. Disponível em <<http://info.worldbank.org/etools/docs/library/117318/mma.pdf>> Acesso em 12 janeiro 2007.

ASSIS JÚNIOR, S.L., ZANUNCIO, J.C., KASUYA, M.C.M, COUTO, L., MELIDO, R.C.N. Atividade microbiana do solo em sistemas agroflorestais, monoculturas, mata natural e área desmatada. **Revista Árvore** V.27 number 1 p.35-41, 2003.

BARDI, E., BROWN, M.T. 2001. Emergy evaluation of ecosystems: a basis for environmental decision making, In: BROWN, M.T., BRANDT-WILLIAMS, S., TILLEY, D.R., ULGIATI, S. Emergy Synthesis: Theory and Applications of the Emergy Methodology. 2000. Center for Environmental Policy, University of Florida, Gainesville, Florida, USA.

BARTON, L., MCLAYM C.D.A., SCHIPPER, L.A., SMITH, C.T. Annual denitrification rates in agricultural flows and forest soils: a review. **Australian Journal of Soil Research** V 37 number 6 p.1073-1094, 1999.

BERGAMASCO, A.F. **Sistema de apoio a decisão para manejo de fertilizantes nitrogenados em cana-de-açúcar colhida sem queima.** 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola, Campinas.

BODDEY, R.M., URQUIRAGA, S., REIS, V., DOBEREINER J. Biological nitrogen fixation associated with sugar cane. **Plant and Soil** V.137 p.111-117, 1991.

BONILLA, C.A.L. **Balço do nitrogênio em microbacias pareadas (Floresta vs. Pastagem) no Estado de Rondônia.** 2005. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas). Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

BÓREM, R.A.T., OLIVEIRA-FILHO, A.T. Fitossociologia do estrato arbóreo em uma topossequência alterada de Mata Atlântica, no município de Silva Jardim-RJ, Brasil. **Revista Árvore** V.26 number 6 p. 727-742, 2002.

BOTKIN, D.B, KELLER, E.A. **Environmental Science: Earth as a living planet.** 5. ed. Hoboken: John Willey e Sons, 2005. 664 p.

BROWN, M.T., ULGIATI, S. Emery Evaluation of the Biosphere and Natural Capital. **Ambio**, V. 28 number 6 p.1-15, 1999.

BROWN, M.T., ULGIATI, S. 2004. Energy Analysis and Environmental Accounting. Encyclopedia of Energy, 2004. V.2. p.329-354.

BRUIJNZEEL, L.A. Nutrient Input-Output Budgets of Tropical Forest Ecosystems: A Review. **Journal of Tropical Ecology** V. 7 number 1 p.1-24, 1991.

BUENFIL, A.A. **Emery evaluation of water.** 2001. Dissertation (Degree of Doctor of Philosophy). University of Florida, Gainesville.

CAMPHORA, A.L., MAY, P.H. A valoração ambiental como ferramenta de gestão em unidades de conservação: há convergência de valores para o bioma Mata Atlântica? **Megadiversidade** V.2 number 1-2 p. 24-38, 2006.

CAMPOS, D.C. **Potencialidade do sistema de colheita sem queima da cana-de-açúcar para o seqüestro de carbono.** 2003. Tese (Doutorado em Agronomia). Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

CARVALHO, J.L.N. **Conservação do Cerrado para fins agrícolas na Amazônia e seus impactos no solo e no ambiente.** 2006. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

CARVALHO JÚNIOR, V.N. Deposição atmosférica e composição química da água da chuva. **Revista Tecnologia** V.25 p. 61-71, 2004. Disponível em: <<http://www.unifor.br/notitia/file/740.pdf>>. Acesso em 15 agosto 2007.

CAVALETT, O. **Análise emergética da piscicultura integrada à criação de suínos e de pesque-pagues**. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos). Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia de Alimentos, Campinas.

CBH-PS. Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. Disponível em: <<http://www.comiteps.sp.gov.br>>. Acesso em 26 outubro 2007.

CHIESURA, A., DE GROOT, R. Critical natural capital: a sócio-cultural perspective. **Ecological Economics**, V.44 p. 219-233, 2002.

CNRBMA/SOS- Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica e S.O.S Mata Atlântica. 2003. Águas e Florestas da Mata Atlântica : Por Uma Gestão Integrada. Disponível em <: http://www.rbma.org.br/rbma/pdf/Caderno_27.pdf>. Acesso em 15 março 2007.

COELHO, O., ORTEGA, E. E COMAR, V., 2003. Balanço de Emergia do Brasil (Dados de 1996, 1989 e 1981). In: Engenharia Ecológica e Agricultura Sustentável (Ecological Engineering and Sustainable Agriculture). Organizador: Enrique Ortega.

COELHO, C.H.M., MEDEIROS, A.F.A., POLIODORO, J.C., XAVIER, R.G., RESENDE, A., QUESADA, D.M., ALVES, B.J.R., BODDEY, R. URQUIAGA, S. Identificação de genótipos de cana-de-açúcar quanto ao potencial de contribuição da fixação biológica de nitrogênio. **Agronomia** V.37, number 2, p.37-40, 2003.

COMAR, M.V. **Avaliação emergética de projetos agrícolas e agro-industriais no Alto Rio Pardo: a busca do Desenvolvimento Sustentável**. 1998. Tese (Doutorado em Engenharia de Alimentos). Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia de Alimentos, Campinas.

CONSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R.V., PARUELO, J.; RASKIN, R.G.; SUTTON, P.; VAN DER BELT, M. The value of world's ecosystem services and natural capital. **Nature** V. 387 p.253-260, 1997.

CÓNSUL, J.M.D., THIELE, D., VESES, R.C.; BAIBICH, I.M., DALLAGO, R.M., Decomposição catalítica de óxidos de nitrogênio. **Química Nova**, V.27 number 3, p. 432-440, 2004.

CORK, S., SHELTON, D., BINNING, C., PARRY, R. **A framework for applying the concept of ecosystem services to natural resource management in Australia**. Third Australian Stream Management Conference, 2001, Brisbane.

CONSERVATION STRATEGY FUND. Valoração Econômica do Parque Estadual do Morro do Diabo (SP). 2003. São Paulo. Disponível em: <<http://www.conservation-strategy.org/projects/brazil>>. Acesso em 12 setembro 2007.

DAILY, G.C., ALEXANDER, S., EHRLICH, P.R., GOULDER, L., LUBCHENCO, J., MATSON, P.A., MOONEY, H.A., POSTEL, S., SCHNEIDER, S.H., TILMAN, D., WOODWELL, G.M. **Issues in Ecology** V.1, number 2 p.1-18, 2007.

DE GROOT, R.S., WILSON, M.A., BOUMANS, R.M.J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, V. 41, p. 393-408, 2002. Disponível em <<http://www.ecosystemsproject.org>>. Acesso em 30 outubro 2007.

EDWARDS, N. T.; SOLLINS, P. Continuous measurement of carbon dioxide evolution from partitioned forest floor components. **Ecology** V. 54 number 2 p.406-412, 1973.

ELETROBRÁS. Metodologia de valoração das externalidades ambientais da geração hidrelétrica e termelétrica com vistas à sua incorporação no planejamento de longo prazo do setor elétrico. Rio de Janeiro. 2000. Disponível em <http://www.procel.gov.br/downloads/EM_MeioAmbiente/metodologia.pdf>.

FALKOWSKY, P., SCHOLLES, R.J., BOYLE, E., CANADELL, J., CANFIELD, D., ELSER, J., GRUBER, N., HIBBARD, K., HOGBERG, P., LINDER, S., MACKENZIE, F.T., MOORE, B., PEDERSEN, T., ROSENTHAL, Y., SEITZINGER, S., SMETACEK, V., STEFFEN, W. The carbon cycle: A test of our knowledge of Earth as a System. **Science** V. 29 p.291-295, 2000.

FEARNSIDE, P.M. Environmental services as a strategy for sustainable development in rural Amazonia. **Ecological Economics** V. 20 number 1 p.53-70, 1997. In: Ministério do Meio Ambiente e Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Texto Informativo. MAY, P.H., VEIGA NETO, F.C., POZO, O.V.C. Valoração Econômica da Biodiversidade. Disponível em <<http://info.worldbank.org/etools/docs/library/117318/mma.pdf>> Acesso em 12 janeiro 2007.

FOLHES, M.T., RENNÓI, C.D., FISCH, G. **Caracterização espaço-temporal do regime pluviométrico na parte paulista da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul**. Anais I Seminário de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul: o Eucalipto e o Ciclo Hidrológico. Taubaté. 2007.

GALLOWAY, J.N. The global nitrogen cycle: changes and consequences. **Environmental Pollution** V.102 p.15-24, 1998.

GARCIA, G. J., GAMERO, H.G., GARCIA, L. B. R., VETTORAZZI, C. A., KRÖENERT, R., VOLK, M., LAUCH, A.; MEYER, B. Impacto do uso da terra na erosão do solo e no balanço e qualidade de água na bacia do Rio Corumbataí, SP. **Holos Environment** V.6 number 2 p.118-136, 2006.

GODOY, M.M. Civilizações da cana-de-açúcar: dois paradigmas de atividades agroaçucareiras no novo mundo, séculos XVI a XIX. 2007. Texto para discussão nº 304, 42p. Universidade Federal de Minas Gerais. Disponível em: <http://www.cedeplar.ufmg.br>. Acesso em 2 novembro 2007.

GOMES, M.P. Protocolo de Kyoto: Mercado de Carbono. Caderno Conjuntura Nacional, PUC Minas. Disponível em <www.pucminas.br>. Acesso em 25 agosto 2007.

GOSSELINK, J.G., ODUM, E.P., POPE, R.M. **The Value of the Tidal Marsh**. Center for Wetland Resources. Publ. n. LSU-SG-74-03, Louisiana State University, Baton Rouge, 30 pp, 1974.

HAU, J.L., BAKSHI, B.R. Promise and problems of emergy analysis. **Ecological Modelling** V.178 p.215-225, 2004.

HELLIWELL, D.R. Valuation of wildlife resources. **Regional Studies** V.3 p.41-49, 1969.

HUANG. W.; LE BLANC, M. Market-Based Incentives for Addressing Non-Point Water Quality Problems: A Residual Nitrogen Tax Approach. **Review of Agricultural Economics** V.16 number 3. (Sep., 1994) p.427-440, 2007.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2007. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em 15 julho 2007.

IEA - Instituto de Economia Agrícola de São Paulo. Disponível em: <<http://www.iea.sp.gov.br/>>. Acesso em 30 outubro 2007.

IFOAM - International Federation of Organic Agriculture Movements. KOTSCHI, J., MULLER-SAMMAN, K. **The Role of Organic Agriculture in Mitigating Climate Change - a Scoping Study**. Bonn, 2004. Disponível em: <http://shop.ifoam.org/bookstore/download_preview/ClimateStudy_Intro.pdf>. Acesso em 3 outubro 2005.

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. CANASAT: Mapeamento de cana via imagens de observação da Terra. Disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/mapdsr/>. Acesso em 2 janeiro 2008.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Working Group I: The Scientific Basis**. 2001. Disponível em: <http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg1/fig3-1.htm>. Acesso em 21 outubro 2007.

JACKSON, A.R.W, JACKSON, J.M. **Environmental Science. The natural environment and human impact**. 1. ed. Harlow: Longman, 1996. 370p.

KEPLER, S., VOLKOF, B., CERRI, C.C., LUIZTIO, T. F, EDUARDO, B.P. Respiração do solo: comparação entre áreas com mata natural recém-queimada e pastagem, na Amazônia Central. **Geochim. Brasil**. V.4 number 2 p.1-118, 1990.

KING, R.T., 1966. Wildlife and man. **New York Conservationist** V.20 number 6, p.8-11, 1966.

KREMEN, C. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? **Ecology Letters** V.8 number 5 p. 468-479, 2005.

LARA, L.B.L.S., ARTAXOB, P., MARTINELLIA, L.A., VICTORIA, R.L., CAMARGO P.B., KRUSCHE, A., AYERSC, G.P., FERRAZ, E.S.B., BALLESTER, M.V. 2001. Chemical composition of rainwater and anthropogenic influences in the Piracicaba River Basin, Southeast Brazil. **Atmospheric Environment** V.35 p.4937-4945, 2001.

LIMA, 2006. **Produção de água: Geração do deflúvio em microbacias florestais**. Disponível em: <<http://www.esalq.usp.br>>. Acesso em 2 setembro 2007.

LIMA, W.P. **Impacto Ambiental do Eucalipto**. 2. ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 1996. 301p.

LOOMIS, J., KENT, P., STRANGE, L., FAUSCH, K., COVICH, A. Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in a impaired river basin: results from a contingent valuation survey. **Ecological Economics** V.33 p.103-117, 2000.

MACKENZIE, F.T., VER, L.M, LERMAN, A. Century-scale nitrogen and phosphorus controls of the carbon cycle. **Chemical Geology** V.190, p.13-32, 2002.

MALAVASI, E.O.M., KELLENBERG, J. **Program of Payments for Ecological Services in Costa Rica**. 2002. Disponível em <<http://www2.gsu.edu>>. Acesso em 2 novembro 2007.

MALHI, Y., BALDOCCHI, D.D., JARVIS, P.G. The carbon balance of tropical, temperate and boreal forests. **Plant, Cell and Environment** V.22 p.715-740, 1999.

MARTINS, C.R., PEREIRA, P.A.P., LOPES, W.A., ANDRADE, J.B. 2003. Ciclos Globais de Carbono, Nitrogênio e Enxofre: a importância na Química da Atmosfera. **Cadernos Temáticos da Química Nova na Escola** number 5 p.28-41. Disponível em: http://www.feg.unesp.br/~rioparaiba/biodiesel/A_quimica_da_atmosfera.pdf

MATTOS, K. M. C; MATTOS, A. **Valoração econômica do meio ambiente: uma abordagem teórica e prática**. 1. ed. São Carlos: Rima editora, 2004. 138p.

MEA - Millennium Ecosystem Assessment. **Ecosystemas e Bem-estar humano: Estrutura para uma Avaliação / relatório do Grupo de Trabalho da Estrutura Conceitual da Avaliação Ecossistêmica do Milênio**. Tradução: Renata Lucia Bottini. São Paulo: Editora Senac São Paulo, 2003. 379p.

MEA - Millennium Ecosystem Assessment. **Relatório-Síntese da Avaliação Eossistêmica do Milênio**. 2005. Available in : <<http://www.millenniumassessment.org>>. Access in october 3rd 2007.

MELO, A.C.G., DURIGAN, G. Fixação de carbono em reflorestamentos de matas ciliares no Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Scientia Florestalis** V. 71 p.149-154, 2006.

MENDES, J.C.T. **Caracterização fitogeográfica como subsídio para a recuperação e a conservação da vegetação na bacia do rio Corumbataí**. 2004. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais). Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

MIKHAILOVA, I., BARBOSA, F.A.R. **Valorando o capital natural e os serviços ecológicos de Unidades de Conservação: o caso do Parque Estadual do Rio Doce-MG, Sudeste do Brasil**. 2004. Disponível em: <<http://cedeplar.ufmg.br/pesquisas/td/TD%20230.pdf>>. Acesso em 25 outubro 2006.

MORGANTE, P.G.. **Fixação Biológica e assimilação de nitrogênio**. 2006. Disponível em: <<http://www.ciagri.usp.br/~lazaropp/FisioVegGrad/MetNitro.htm>>. Acesso em 30 abril 2007.

NAHUELHUAL, L., DONOSO, P., LARA, A., NÚÑEZ, D., OYARZÚN, C., NEIRA, E. Valuing Ecosystem services of the Chilean temperate rainforests. **Environment, Development and Sustainability** V.9, p.481-499, 2007.

NOBRE, C.A., NOBRE, A.D. O balanço de carbono da Amazônia brasileira. **Estudos Avançados** V.16 number 45 p.81-90, 2002.

ODUM, E. P; **Ecologia**.University of Georgia. 3.Ed. México, 1972.

ODUM, H.T. 1996. **Environmental Accounting: Emergy and Decision Making**. 1. ed. New York: John Wiley e Sons Inc., 1996. p.370.

ODUM, E.P., BARRET, G.W. **Fundamentos de Ecologia**. Tradução: Pégasus Sistemas e Soluções. 5. ed. São Paulo: Thomsom Learning, 2007, p.612.

ODUM, H.T., BROWN, M.T., BRANDT-WILLIAMS, S.L. **Handbook of Emergy Evaluation: A compendium of data for emergy computation issued in a series of folios**. Folio 1: introduction and global budget. 2000. Center for Environmental Policy. University of Florida, Gainesville, Florida, USA.

ODUM, H.T., ODUM, E.P. The energetic basis for valuation of ecosystem services. **Ecosystems** V.3 p.21-23, 2000.

ORTEGA, E., CAVALETT, O., BONIFÁCIO, R., WATANABE, M.D.B. Brazilian soybean production: Emergy analysis with an expanded scope. **Bulletin of Science, technology e society** V.25 number 4 p.323–334, 2005.

ORTIZ, R. A. Valoração econômica ambiental. In: Economia do meio ambiente: teoria e prática/ May, P.H., Lustosa, M.C., Vinha, V., organizadores 3. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2003. p.318.

PATTERSON, M.G. Ecological production based pricing of biosphere process. **Ecological Economics** V.41 p.457-478, 2002.

PEREZ-ESPAÑA, H., ARREGUÍN-SÁNCHEZ, F. A measure of ecosystem maturity. **Ecological Modelling** V.119 p.79-85, 1999.

PICOLI, M.C.A. **Estimativa da produtividade agrícola da cana-de-açúcar utilizando agregados de redes neurais artificiais: estudo de caso Usina Catanduva**. 2007. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos.

PIMM, S. L. **The balance of Nature?** Chicago: University of Chicago Press, 1999. p 434.

PNUD - Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. Disponível em http://www.pnud.org.br/meio_ambiente/. Acessado em 8 abril 2006.

POST – Parliamentary Office of Science and Technology. Ecosystem Services. Post Note, n. 281. Disponível em <<HTTP://www.parliament.uk/documents/upload/postpn281.pdf>>. Acesso em 15 julho 2007.

PRADO, T.G.F. **Externalidades do ciclo produtivo da cana-de-açúcar com ênfase na produção de energia elétrica**. 2007. Dissertação (Mestrado em Energia). Universidade de São Paulo, EP / FEA / IEE / IF, São Paulo.

PRETTY, J.N., BRETT, C., GEE, D., HINE, R.E., MASON, C.F., MORISON, J.I.L., RAVEN, H., RAYMENT, M.D., BIJL G. VAN DER. An assessment of the total external costs of UK agriculture. **Agricultural Systems** V.65 p.113 –136, 2000.

RANZINI, M., FORTI, M.C., WHITEHEAD, P.G., ARCOVA, F.C.S., CICCIO, V., WADE, A.J. Integrated Nitrogen Catchment model (INCA) applied to a tropical catchment in the Atlantic Forest, São Paulo, Brazil. **Hydrology and Earth System Sciences** V.11, number 1, p.614-622, 2007.

RANZINI, M., RIGHETTO, A.M., LIMA, W.P., GUANDIQUE, M.E.G., ARCOVA, F.C.S., CICCIO, V. Processos hidrológicos de uma microbacia com Mata Atlântica, na região da Serra do Mar, SP. **Scientia Florestalis** n.66, p.108-119, 2004.

RIBEIRO NETO, A. **Simulação Hidrológica na Amazônia: Rio Madeira**. 2006. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia Civil, Rio de Janeiro.

RIBEIRO, S. L. **Análise da sustentabilidade na bacia do rio Corumbataí**. 2006. Tese (Doutorado em Geologia Regional). Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro.

ROCHA, M.T. **Aquecimento global e o mercado de carbono: uma aplicação do modelo CERT**. 2003. Tese (Doutorado em Agronomia). Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

ROMITELLI, M.S. **Energy analysis of watersheds**. 1997. Tese (Doutorado em Engenharia de Ciências Ambientais). University of Florida, Department of Environmental Engineering Sciences, Gainesville.

ROSENBERG, D.M., MCCULLY, P., PRINGLE, C.M. Global Scale Environmental Effects of Hydrological Alterations: Introduction. **Bioscience** V. 50 number 9, p.746-751, 2000.

RUHOFF, A.L. **Gerenciamento de Recursos Hídricos em bacias hidrográficas: Modelagem Ambiental e com a simulação de cenários preservacionistas**. 2004. Dissertação (Mestrado em Geomática). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

SÁ, M.R. A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica Brasileira. **História, Ciências, Saúde-Manguinhos**, V.3, number 3, 1996. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/hcsm/v3n3/v3n3a14.pdf>>. Acesso em: 15 setembro 2007.

SALATI, E., SILVESTER-BRADLEY, R. VICTORIA, R.L. Regional gains and losses of nitrogen in the Amazon basin. **Plant and Soil** V.67 p.367-376, 1982.

SALIMON, C.I. **Respiração do solo sobre florestas e pastagens na Amazônia Sul-Ocidental, Acre**. 2003. Tese (Doutorado em Ciências). Universidade de São Paulo, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Piracicaba.

SANTOS, J.E.; NOGUEIRA, F.; PIRES, J.S.R.; OBARA, A. T., PIRES, A.M.Z.C.R. 2000. **Funções Ambientais e Valores dos Ecossistemas Naturais – Estudo de Caso: Estação Ecológica de Jataí** (Luiz Antônio). Disponível em: <<http://info.worldbank.org/etools/docs/library/117318/mma.pdf>>. Acesso em 3 março 2006.

SCHLESINGER, W.H., ANDREWS, J.A. Soil respiration and the global carbon cycle. **Biogeochemistry** V.48 p.7–20, 2000.

SCHLESINGER, W.H. **Biogeoquímica: Un análisis del cambio global**. 1.ed. Provença: Editora Ariel, 2000. p.577.

SECRETARIA DE SANEAMENTO E ENERGIA DO ESTADO DE SÃO PAULO.
Disponível em: <<http://www.saneamento.sp.gov.br/>>. Acesso em 15 outubro 2007.

SENA, A.M.C. Capital natural e desenvolvimento sustentável. **Revista do Centro de Ciências Administrativas** V.9 number 2 p.215-219, 2003.

SIGRH - Sistema de Informações para o Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br>. Acesso em 4 setembro 2007.

SILVA, D. M. L. **Dinâmica de nitrogênio em microbacias no Estado de São Paulo**. 2005. Tese (Doutorado em Ciências). Universidade de São Paulo, Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo, Piracicaba.

SILVA, D.M.L., OMETTO, J.P.H.B, LOBO, G.A., LIMA, W.P., SCARANELLO, M.A., MAZZI, E., ROCHA, H.R. Modificações no uso da terra podem alterar o transporte fluvial de carbono, nitrogênio e íons maiores? **Scientia Agricola** V.64 number 4 p.317-324, 2007.

SILVEIRA A. M., VICTORIA, R.L. , BALLESTER, M. V.,CAMARGO P. B., MARTINELLI, L. A., PICCOLO M. C. Simulação dos efeitos das mudanças do uso da terra na dinâmica de carbono no solo da bacia do rio Piracicaba. **Pesquisa agropecuária brasileira** V.35, number 2 p.389-399, 2000.

SILVESTER, W.B. Analysis of nitrogen fixation. In: GORDON, J.C.C., WHEELER, C.T. Biological nitrogen fixation in forest ecosystems: foundations and applications. New york: Springer-Verlag, 1983. 352 p.

SOUZA, A.M. **Análise emergética do Assentamento Fazenda Ipanema: Reforma agrária e desenvolvimento**. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos). Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia de Alimentos, Campinas.
STROBEL, J.S., SOUZA JR, W.C., MOTTA, R.S., AMEND, M.R., GONÇALVES, D.A. Critérios econômicos para a aplicação do Princípio do Protetor-Recebedor: Estudo de Caso do Parque Estadual dos Três Picos. 2006. **Megadiversidade** V.2 number 1-2 p.141-166, 2006. Disponível em: <http://www.conservacao.org/publicacoes/files_mega2/criterios.pdf>. Acesso em 15 julho 2007.

TAKAHASHI, F. **Desenvolvimento de ferramentas computacionais para a avaliação emergética de sistemas agrícolas**. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos). Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia de Alimentos, Campinas.

THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control**. New York: Harper e Row, 1987. p.643.

TILLEY, D.R. **Emergy-based environmental accounting of ecosystems services in rural and urban areas**. 2006. University of Maryland, Department of Environmental

Science and Technology, College Park. Disponível em: <<http://www.nrm.umd.edu/emergy.pdf>>. Acesso em 25 setembro 2007.

TILLEY, D.R.; BROWN, M.T. Dynamic emergy accounting for assessing the environmental benefits of subtropical wetland storm-water management systems. **Ecological Modelling** V.192 p.327-361, 2006.

TONHASCA JÚNIOR, A. Os serviços ecológicos da Mata Atlântica. **Ciência hoje** V.35 number 205 p.64-67, 2004. Disponível em: <<http://bioatlantica.org>>. Acesso em 5 maio 2007.

TONHASCA JÚNIOR, A. **Ecologia e história natural da Mata Atlântica**. Rio de Janeiro: Interciência, 2005. p.198.

TORO, M. V., CREMADES L.V., CALBO, J. Relationship between VOC and NO_x emissions and chemical production of tropospheric ozone in the Aburra Valley (Colombia). **Chemosphere** V. 26, number 5 p. 745-753, 2003.

TREBS, I., LARA, L. L., ZERI, L. M. M., GATTI, L. V., ARTAXO, P., DLUGI, R., SLANINA, J., ANDREAE, M. O., MEIXNER, F. X. Dry and wet deposition of inorganic nitrogen compounds to a tropical pasture site (Rondônia, Brazil). **Atmospheric Chemistry e Physics** V.6 p.447-469, 2006.

TUNDISI, J.G. Ciclo Hidrológico e Gerenciamento Integrado. Gestão das águas p.31-33, 2003. Disponível em: <<http://www.esalq.usp.br>>. Acesso em 2 outubro 2007.

UGUCIONE, C., FELIX, E.P., ROCHA, G.O., CARDOSO, A.A. Processos diurnos e noturnos de remoção de NO₂ e NH₃ atmosféricos na região de Araraquara. **Eclética Química** V.27, special number, 2002.

UNEP - United Nations Environment Programme. Introduction to Climate Change. Disponível em <<http://www.grida.no/climate/vital/intro.htm>>. Acesso em 4 setembro 2007.

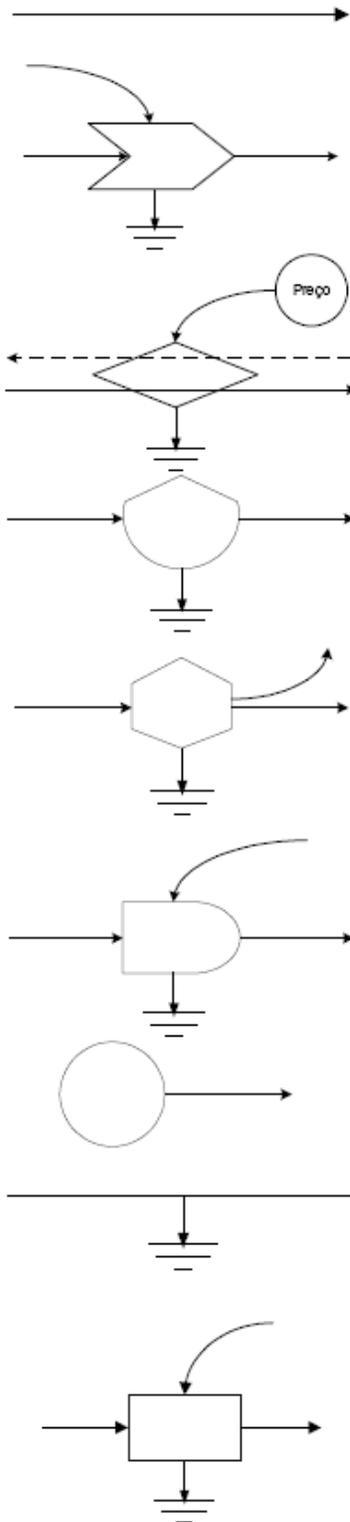
VALENTE, R.O.A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do Rio Corumbataí, SP**. 2001. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais). Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

WEBER, K.S., BALBINOT, R., WATZLAWICK, L.F., SANQUETTA, C.R. Teores de Carbono Orgânico de Seis Espécies Naturais do Ecossistema da Floresta Ombrófila Mista. 2006. **Ambiência - Revista do Centro de Ciências Agrárias e Ambientais** V.2 number 2 p.167-177, 2006.

WORLD BANK. World Bank International Emissions Trading Association. **State and Trends of the Carbon Market 2006**. Cologne, 2006. Disponível em <http://carbonfinance.org/docs/State_and_Trends_of_the_Carbon_Market_2006_Presentation.pdf>. Acesso em 10 novembro 2007.

WORLD BANK. World Bank Institute and International Emissions Trading Association.
The World Bank States and Trends of the carbon market 2007. Washington, D.C,
2007.

8. ANEXO I. Símbolos utilizados em diagramas sistêmicos



Fluxo de Energia: Um fluxo proporcional ao volume do estoque ou à necessidade da fonte que o produz.

Interação: Intersecção interativa de dois fluxos para produzir uma saída em proporção a uma função de ambos ou controle de ação de um fluxo sobre outro.

Transação: Uma unidade que indica a venda de bens ou serviços (linha contínua) em troca de um pagamento em dinheiro (linha tracejada). O preço é mostrado na figura como fonte de energia externa.

Depósito: Uma reserva energética dentro do sistema, que guarda uma quantidade de energia de acordo com o balanço de entrada e saída (variáveis de estado).

Consumidor: Unidade que transforma a qualidade da energia, armazena e retro-alimenta energia à etapa anterior (sistema autocatalítico) para melhorar o fluxo de energia que recebe.

Produtor: Unidade que coleta e transforma energia de baixa qualidade (baixa intensidade) sob a ação de um fluxo de energia de alta qualidade.

Fonte: Um recurso externo que fornece energia de acordo com um programa controlado externamente (função força).

Sumidouro de energia: Dispersão de energia potencial empregada no sistema. Todos os processos de interação e os armazenamentos dispersam energia.

Caixa: Símbolo de uso múltiplo que pode ser usado para representar uma unidade de consumo e produção dentro de um sistema maior, representando assim, um subsistema.