



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
INSTITUTO DE ECONOMIA**

JÚNIOR RUIZ GARCIA

**VALORAÇÃO, COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA E A
GESTÃO DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DO ALTO IGUAÇU E
AFLUENTES DO ALTO RIBEIRA: UMA ABORDAGEM
ECONÔMICO-ECOLÓGICA**

TESE DE DOUTORADO APRESENTADA AO
INSTITUTO DE ECONOMIA DA UNICAMP PARA
OBTENÇÃO DO TÍTULO DE DOUTOR EM
DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO, NA ÁREA DE
DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO, ESPAÇO E
MEIO AMBIENTE.

PROF. DR. ADEMAR RIBEIRO ROMEIRO – ORIENTADOR

ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE À VERSÃO FINAL DA
TESE DEFENDIDA POR JUNIOR RUIZ GARCIA E
ORIENTADA PELO PROF. DR. ADEMAR RIBEIRO
ROMEIRO.

CAMPINAS, 2012

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA POR
Maria Teodora Buoro Albertini – CRB8/2142 –
CEDOC/INSTITUTO DE ECONOMIA DA UNICAMP

G165v Garcia, Júnior Ruiz, 1977-
Valoração, cobrança pelo uso a água e a gestão das bacias hidrográficas do Alto Iguaçu e afluentes do Alto Ribeira: uma abordagem econômico-ecológica / Júnior Ruiz Garcia. – Campinas, SP: [s.n.], 2012.

Orientador: Ademar Ribeiro Romeiro
Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Campinas,
Instituto de Economia.

1. Bacias hidrográficas – Administração. 2. Valoração econômico-ecológica. 3. Avaliação ambiental. I. Romeiro, Ademar Ribeiro, 1952-. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Economia. III. Título.

12-016-BIE

Informações para Biblioteca Digital

Título em Inglês: Valuation, charging for water use and management of Alto Iguaçu and tributaries of the Alto Ribeira watersheds: an economic-ecological approach

Palavras-chave em inglês:

Watersheds management

Valuation ecological-economic

Ecosystem assessment

Área de Concentração: Desenvolvimento econômico, Espaço e Meio Ambiente

Titulação: Doutor em Desenvolvimento Econômico

Banca examinadora:

Ademar Ribeiro Romeiro

Peter Herman May

Gustavo Inácio de Moraes

Paulo Antonio de Almeida Sinisgalli

Sérgio Gomes Tôsto

Data da defesa: 27-02-2012

Programa de Pós-Graduação: Desenvolvimento Econômico

Tese de Doutorado

Aluno: JÚNIOR RUIZ GARCIA

**“Valoração, cobrança pelo uso da água e a gestão das bacias
hidrográficas do Alto Iguaçu e afluentes do Alto Ribeira: uma
abordagem econômico-ecológica”**

Defendida em 27 / 02 / 2012

COMISSÃO JULGADORA



Prof. Dr. Ademar Ribeiro Romeiro
Instituto de Economia/UNICAMP



Prof. Dr. Peter Herman May
UFRRJ



Prof. Dr. Gustavo Inácio de Moraes
PUC/RS



Prof. Dr. Paulo Antonio de Almeida Sinisgalli
USP



Prof. Dr. Sérgio Gomes Tôsto
EMBRAPA

À minha amada esposa e filho (Fernanda e Arthur)

Aos meus pais (Gesina e Dirceu)

AGRADECIMENTOS

A toda minha família pela compreensão, pelo apoio e pela confiança depositada em mim ao longo da realização desse trabalho, em particular a minha esposa – Fernanda – e filho – Arthur – aos meus pais – Gesina e Dirceu – e ao meu cunhado – Paulo Cezar pelo apoio na minha estadia em Campinas.

Ao meu orientador, o Professor Doutor Ademar Romeiro, um agradecimento especial, pela amizade, orientação, paciência e confiança depositada em mim ao longo de todo o período em que permaneci no Instituto de Economia.

A banca examinadora, composta pelos Professores Doutores Peter Herman May (UFRRJ), Gustavo Inácio de Moraes (PUC-RS) e Paulo Antônio de Almeida Sinisgalli (USP) pelos enriquecedores comentários. Um agradecimento especial ao pesquisador da Embrapa Monitoramento por Satélite, Sérgio Gomes Tosto, membro titular da banca examinadora, pelos esclarecimentos técnicos e metodológicos e pelas sugestões apresentadas na banca de qualificação.

Aos professores do Instituto de Economia da Unicamp, em especial, ao Professor Doutor Antônio Márcio Buainain, pelo apoio e incentivo em diversos momentos dessa caminhada. Aos funcionários do Instituto de Economia – Alberto, Alex, Cida, Marinete, Regina e Régis –, a Tiana e toda a equipe do Núcleo de Economia Agrícola e do Meio Ambiente.

Aos colegas do Curso de Pós-Graduação em Desenvolvimento Econômico do Instituto de Economia da Universidade Estadual de Campinas (Unicamp) pela amizade e incentivo na realização deste trabalho. Em especial, aos colegas do curso de pós-graduação, João Mangabeira, Divina Aparecida, Andreia, Daniel, Maria do Carmo e Sergio Tosto.

Agradeço ainda aos colegas que conheci e tive a oportunidade de conviver durante minha estadia no Centro de Ciências Ambientais (Centro EULA) da Universidade de Concepción, localizada na Cidade Concepción, Chile: Rafaela Retamal, Catalina, Guillermo, Alejandra, Chia Fang, Daniela, Elizabeth, Jacqueline, Leonardo Vera, Marisol, Mayra, Paulina, Sivia, Mauricio, Silvia, Diana, Verónica e

Adolfo Acuña (*in memorium*). Um agradecimento especial a Professora Gladys Vidal e a Soledad Chamorro que proporcionaram momentos inesquecíveis nesta etapa de minha vida. Esse intercâmbio foi proporcionado por Oscar Quilodrán (grande amigo) e pelo Professor Ademar Romeiro, com suporte financeiro da Comunidade Europeia no âmbito do Projeto GovÁgua.

Por fim, agradeço ao Centro Internacional Celso Furtado pela concessão da bolsa de doutorado, a qual permitiu o desenvolvimento desta pesquisa e a própria conclusão do curso.

“[...] por que a natureza não pode “se virar sozinha”? Há duas respostas para essa questão. A primeira é que a natureza pode “se virar sozinha” se os ecossistemas forem suficientemente extensos e relativamente intactos e as forças externas não forem demasiadamente intrusivas (MEFFE; CARROLL, 1997). A outra é que a natureza pode “se virar sozinha”, como se virou após as extinções em massa, por exemplo, recobrando a diversidade em alguns milhões de anos. A questão é se o homem sobreviverá ou não ao deixar a natureza lidar sozinha com o impacto causado por ele” (BENSUSAN, 2006).

Resumo: A degradação do sistema natural ao longo do século XX pode ser caracterizada pela tendência ascendente e estreita relação com a escala física da atividade econômica, que demanda quantidades crescentes de recursos naturais, seja como fonte de insumos, seja como fonte para a absorção de resíduos. Desta forma, o que antes era considerado um bem ou serviço provido gratuitamente pelo sistema natural, por exemplo, água limpa, controle de enchentes, fertilidade do solo etc., no período recente está associado a custos crescentes. Neste contexto, a disponibilidade de recursos hídricos tornou-se objeto de constante preocupação por parte de diversos agentes públicos e privados. Essa preocupação resultou no desenvolvimento e na implantação de sistemas de gestão de bacias hidrográficas, cujo objetivo é promover o uso racional, a preservação e a melhoria da qualidade dos recursos hídricos. Em 1997, o Brasil instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos que reconheceu o valor econômico da água e autoriza a cobrança pelo direito de uso. Entretanto, a valoração e a precificação da água não se mostrou uma tarefa trivial para os Comitês de Bacias Hidrográficas. Ainda, a definição do “preço da água” no Brasil tem sido realizada de maneira arbitrária, onde o principal objetivo é alcançar o menor impacto possível na planilha de custos dos usuários. Outro aspecto peculiar da gestão hídrica é o tratamento isolado dos componentes do ecossistema, ignorando a interdependência ecossistêmica. Neste sentido, o principal objetivo deste trabalho é aplicar nas Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira, localizadas na Região Metropolitana de Curitiba, novos procedimentos de valoração econômico-ecológica dos serviços ecossistêmicos responsáveis pela disposição de água de qualidade, visando subsidiar a construção de uma política de precificação da água, bem como o estabelecimento de esquemas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA's). A avaliação ecossistêmica realizada nas bacias hidrográficas com auxílio do *InVEST Model* mostrou que a recuperação do *déficit* de mata ciliar, adequação do uso das terras segundo sua aptidão agrícola e a adoção de práticas conservacionistas pelos produtores rurais poderia elevar a disponibilidade de água em 878 milhões de m³ ao ano, reduzir o consumo de água em 330 milhões de m³ ao ano, reduzir a perda de solo em quase 80 milhões de toneladas ao ano e elevar o estoque total de carbono em 36 milhões de toneladas, além de melhorar a qualidade da água. Em síntese, a intervenção em prol da melhoria da qualidade dos recursos hídricos também afetará o provimento de outros serviços ecossistêmicos, logo, a gestão de bacias hidrográficas não pode considerar de maneira isolada os componentes do ecossistema, mas o ecossistema como um todo.

Palavras-chave: *InVEST Model*, Modelagem Econômico-Ecológica, Gestão de Bacias Hidrográficas, Pagamento por Serviços Ambientais.

Abstract: The degradation of the natural system throughout the century XX can be characterized by the upward trend and close relationship with the scale of economic activity, which requires increasing amounts of natural resources as a source of inputs as a source for the absorption of waste. Thus, what was once considered a good or service provided free by the natural system, for example, freshwater, flood control, soil fertility, etc., in recent years is associated with rising costs. In this context, the availability of water has become an object of constant concern on the part of several public and private. This concern resulted in the development and deployment of watershed management, which aims to promote the rational use, preservation, and improvement of water of quality. In 1997, Brazil created the Política Nacional de Recursos Hídricos (National Policy of Water), which recognized the economic value of water and allow charging for the right use. However, the valuation process and pricing of water was not a trivial task for the Watershed Committees. The definition of “water price” in Brazil has been realized in an arbitrary manner in which the main criteria have been the least impact on cost spreadsheet users. Another peculiar aspect of water management is the treatment of isolated components of the ecosystem, ignoring the interdependence ecosystem. In this sense, the main objective of this research is applying in the Alto Iguaçu and Afluentes do Alto Ribeira Watersheds, located in Metropolitan Region of Curitiba, new procedures for ecological-economic valuation process of ecosystem services responsible for the supply of freshwater of quality, to support the establishment of a water pricing policy, as well as the establishment of Payment Environmental Services (PES) schemes. Ecosystem Assessment of the watersheds with support InVEST Model showed that the recovery of the riparian forest, adaptation of the land-use according to their use capacity or usability, and adoption of the conservation practices by farmers could increase the freshwater availability in 878 million cubic meters per year, reduce freshwater consumption in 330 million cubic meters per year, reduce the soil loss in almost 80 million tons per year, and raise the total carbon storage in 36 million tons, in addition to improving freshwater of quality. In summary, the intervention in improving the quality of supply water will also affect the provision of other ecosystem services, so the watershed management can not be considered in isolation of the components of the ecosystem, but the ecosystem as a whole.

Keywords: InVEST Model, Ecological-Economic Modeling, Watershed Management, Payment Ecosystem Services.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	xvii
LISTA DE MAPAS.....	xix
LISTA DE QUADROS.....	xxi
LISTA DE TABELAS.....	xxiii
LISTA DE SIGLAS.....	xxv
INTRODUÇÃO	1
CAPÍTULO 1 – A GESTÃO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS	7
1.1 A GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS.....	7
1.2 O APARATO LEGISLATIVO-INSTITUCIONAL DA ÁGUA NO BRASIL.....	10
1.3 A PRÁTICA DA GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS.....	17
1.3.1 O Caso das Bacias Hidrográficas de <i>Catskill / Delaware</i>	18
1.3.2 O Caso das Bacias Hidrográficas do Rio Piracicaba, Capivari e Jundiaí.....	24
1.4 CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	29
CAPÍTULO 2 – A GESTÃO DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DO ALTO IGUAÇU E AFLUENTES DO ALTO RIBEIRA	31
2.1 ESTRUTURA DE GOVERNANÇA.....	32
2.2 PROPOSTA PARA A COBRANÇA PELO DIREITO DE USO DA ÁGUA.....	40
2.3 CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	45
CAPÍTULO 3 – VALORAÇÃO DOS RECURSOS NATURAIS	47
3.1 ECONOMIA DO MEIO AMBIENTE (EMA).....	47
3.1.1 Concepção de Valor da EMA.....	50
3.1.2 Valoração Monetária dos Recursos Naturais.....	52
3.2 ECONOMIA ECOLÓGICA: UMA ABORDAGEM BIOFÍSICA DA ECONOMIA.....	60
3.2.1 A Concepção Econômico-Ecológica de Valor dos Recursos Naturais.....	65
3.2.2 Avaliação Ecológica: Capital Natural, Funções e Serviços.....	69
3.2.3 Modelagem Econômico-Ecológica.....	77
3.2.4 Valoração Econômico-Ecológica dos Recursos Naturais.....	81
3.2.5 Construção de Cenários.....	91
3.3 CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	92
CAPÍTULO 4 – PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS (PSA)	95
4.1 PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DO PSA.....	98
4.2 A EXPERIÊNCIA BRASILEIRA DE PSA.....	102
4.3 CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	113
CAPÍTULO 5 – CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DO COALIAR	115

5.1	DELIMITAÇÃO ESPACIAL E FÍSICO-INSTITUCIONAL	115
5.2	CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-AMBIENTAL.....	118
5.3	PERFIL SOCIOECONÔMICO: USO E OCUPAÇÃO DAS TERRAS	134
5.4	CONSIDERAÇÕES GERAIS	140
CAPÍTULO 6 – AVALIAÇÃO ECONÔMICO-ECOLÓGICA DA ÁREA DO COALIAR		142
6.1	MODELO CONCEITUAL PARA AVALIAÇÃO ECONÔMICO-ECOLÓGICA..	142
6.1.1	Considerações Metodológicas para a Construção do Modelo Conceitual	143
6.1.2	Avaliação Ecológica do Elemento Solo	143
6.1.3	Avaliação Ecológica da Cobertura Florestal.....	146
6.1.4	Consequências do Manejo Inadequado do Solo Agrícola	151
6.1.5	Consequências do Uso Urbano-Industrial	152
6.2	VALORAÇÃO ECONÔMICO-ECOLÓGICA.....	153
6.2.1	Avaliação Ecológica (Valoração Biofísica).....	154
6.2.1.1	Avaliação Ecológica: <i>Freshwater Models</i>	158
6.2.1.2	Avaliação Ecológica: <i>Terrestrial Models</i>	178
6.2.2	Valoração Econômica e Sociocultural.....	189
6.2.2.1	Custos da Adequação do Manejo do Solo	190
6.2.2.2	Valoração dos Benefícios dos Serviços Ecológicos.....	196
6.3	CONSIDERAÇÕES GERAIS	213
CAPÍTULO 7 – UMA PROPOSTA DE GESTÃO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS		215
CONSIDERAÇÕES FINAIS		225
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS		227
ANEXOS		249

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – COMPOSIÇÃO INSTITUCIONAL DO SNGRH	15
FIGURA 2 – ORGANIZAÇÃO INSTITUCIONAL DA GESTÃO DE BACIA HIDROGRÁFICA.....	16
FIGURA 3 – ESTRUTURA OPERACIONAL DO SEGRH DO PARANÁ.....	36
FIGURA 4 – MÉTODOS DE VALORAÇÃO MONETÁRIA DOS RECURSOS NATURAIS	53
FIGURA 5 – INTERDEPENDÊNCIA ENTRE AS FUNÇÕES ECOSSISTÊMICAS....	74
FIGURA 6 – INTERDEPENDÊNCIA ENTRE OS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS..	75
FIGURA 7 – AVALIAÇÃO INTEGRADA DAS FUNÇÕES E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS	76
FIGURA 8 – SÍNTESE DA INTERDEPENDÊNCIA ENTRE A AUSÊNCIA DE COBERTURA FLORESTAL RIPÁRIA E OS COMPONENTES ECOSSISTÊMICOS (SOLO E ÁGUA)	150
FIGURA 9 – ESQUEMA DO PROCESSO DE VALORAÇÃO DOS CUSTOS DE TRATAMENTO DA ÁGUA E DE DESASSOREAMENTO.....	199
FIGURA 10 – A MODELAGEM ECONÔMICO-ECOLÓGICA E O DESENHO E A IMPLANTAÇÃO DE ESQUEMAS DE PSA.....	217

LISTA DE MAPAS

MAPA 1 – BACIAS HIDROGRÁFICAS DO PIRACICABA, CAPIVARI E JUNDIAÍ (PCJ)	24
MAPA 2 – LOCALIZAÇÃO DE EXTREMA, MINAS GERAIS, BRASIL	105
MAPA 3 – LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DO COALIAR POR SUB-BACIA	116
MAPA 4 – MUNICÍPIOS COM TERRITÓRIOS NA ÁREA DO COALIAR	117
MAPA 5 – ESCALA PLUVIOMÉTRICA DAS MÉDIAS TOTAIS ANUAIS DE PRECIPITAÇÃO (MM) NA ÁREA DO COALIAR: 1990-2001	119
MAPA 6 – REDE HIDROGRÁFICA DA ÁREA DO COALIAR	120
MAPA 7 – RESULTADOS DO IAQA PARA OS RIOS MONITORADOS PELO IAP NA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO IGUAÇU: MARÇO DE 1992/FEVEREIRO DE 2009	124
MAPA 8 – LOCALIZAÇÃO DOS RESERVATÓRIOS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO E AS ÁREAS URBANAS DA ÁREA DO COALIAR	126
MAPA 9 – MODELO DIGITAL DE ELEVÇÃO (DEM) DA ÁREA DO COALIAR	131
MAPA 10 – CLASSES DE SOLOS SEGUNDO 1º NÍVEL CATEGÓRICO	133
MAPA 11 – TAXA DE URBANIZAÇÃO POR MUNICÍPIO DA ÁREA DO COALIAR: 2010	136
MAPA 12 – USO E OCUPAÇÃO DAS TERRAS DA ÁREA DO COALIAR: 2001/02	154
MAPA 13 – USO E OCUPAÇÃO DAS TERRAS SIMULANDO A RECOMPOSIÇÃO DAS MATAS CILIARES DOS PRINCIPAIS RIOS, NASCENTES E RESERVATÓRIOS E READEQUAÇÃO SEGUNDO A APTIDÃO AGRÍCOLA DA TERRA NA ÁREA DO COALIAR	157
MAPA 14 - CLASSES DE SOLOS DA ÁREA DO COALIAR DE ACORDO COM O 1º NÍVEL CATEGÓRICO E A PROFUNDIDADE MÉDIA DA CLASSE DE SOLO	160
MAPA 15 – <i>PLANT AVAILABLE WATER CONTENT (PAWC)</i> DA ÁREA DO COALIAR	161
MAPA 16 – POTENCIAL ANUAL MÉDIO DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO ESTIMADO PARA A ÁREA DO COALIAR	162
MAPA 17 – LIMITES DA ÁREA DO COALIAR E SUAS SUB-BACIAS HIDROGRÁFICAS	163
MAPA 18 – <i>WATER YIELD</i> (m ³ /ha.ano) POR SUB-BACIA DA ÁREA DO COALIAR	166
MAPA 19 – VOLUME MÉDIO DO USO CONSUNTIVO DA ÁGUA (m ³ /há.ano) POR SUB-BACIA NA ÁREA DO COALIAR	167
MAPA 20 – FATOR EROSIVIDADE (Fator R) DA ÁREA DO COALIAR: 1990-2001	171

MAPA 21 – FATOR ERODIBILIDADE DO SOLO (Fator K) DA ÁREA DO COALIAR	172
MAPA 22 – PERDA MÉDIA ANUAL DE SOLO NA ÁREA DO COALIAR: GRUPO 1 (USO E OCUPAÇÃO DO SOLO 2001/02)	176
MAPA 23 – PERDA MÉDIA ANUAL DE SOLO NA ÁREA DO COALIAR: GRUPO 2 (RECUPERAÇÃO DA MATA CILIAR E READEQUAÇÃO DO USO DAS TERRA SEGUNDO APTIDÃO AGRÍCOLA)	177
MAPA 24 – ESTOQUE MÉDIO DE CARBONO (T/HA) POR TIPO DE USO E OCUPAÇÃO DAS TERRAS NA ÁREA DO COALIAR.....	181
MAPA 25 – BARREIRAS LEGAIS QUE PROTEGEM OS HABITATS NA ÁREA DO COALIAR.....	186
MAPA 26 – GRAU DE DEGRADAÇÃO DOS HABITATS NA ÁREA DO COALIAR.	188
MAPA 27 – INDICADOR DE AGRAVAMENTO DE INUNDAÇÕES (IAI) POR SUB-BACIA PARA A ÁREA DO COALIAR.....	204

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 – CLASSES DE QUALIDADE DAS ÁGUAS DOCES NO BRASIL.....	12
QUADRO 2 – PRINCIPAIS INSTRUMENTOS DA PNRH	12
QUADRO 3 – BASES GERAIS DE CÁLCULO DO VALOR TOTAL PAGO PELOS USUÁRIOS DA ÁGUA DAS BACIAS PCJ: 2009.....	28
QUADRO 4 – PREÇOS UNITÁRIOS BÁSICOS DELIBERADOS PELO CBH PCJ: 2009	29
QUADRO 5 – MÉTODOS DE VALORAÇÃO MONETÁRIA PARA DIFERENTES BENS E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS.....	59
QUADRO 6 – FUNÇÕES DE REGULAÇÃO E BENS E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS	72
QUADRO 7 – FUNÇÕES DE HABITAT E BENS E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS	72
QUADRO 8 – FUNÇÕES DE PRODUÇÃO E BENS E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS	73
QUADRO 9 – FUNÇÕES DE INFORMAÇÃO E BENS E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS	73
QUADRO 10 – ECOSSISTEMAS AVALIADOS PELO <i>INVEST</i> VERSÃO 2.1 BETA.	80
QUADRO 11 – BENS E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS, MÉTODOS DE VALORAÇÃO E GRAUS DE FACILIDADE PARA VALORAÇÃO E TRANSFERÊNCIA ENTRE LOCAIS	89
QUADRO 12 – TIPOLOGIA E INSTRUMENTOS DA POLÍTICA AMBIENTAL	95
QUADRO 13 – PAPEL DAS INSTITUIÇÕES PARCEIRAS NA EXECUÇÃO DO PROJETO CONSERVADOR DAS ÁGUAS	111
QUADRO 14 – CLASSES DE QUALIDADE DA ÁGUA CONFORME ÍNDICE AIQA	122
QUADRO 15 – CLASSIFICAÇÃO DOS RESERVATÓRIOS MONITORADOS PELO IAP NA ÁREA DO COALIAR: 1999-2008	128
QUADRO 16 - SÍNTESE DOS BENS E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS PROVIDOS PELO ECOSSISTEMA SOLO SEGUNDO AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO.....	145
QUADRO 17 – BENS E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS PROVIDOS PELO ECOSSISTEMA RIPÁRIO SEGUNDO AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO	149
QUADRO 18 – ASPECTOS TEÓRICO-METODOLÓGICOS DOS <i>WATER YIELD</i> E <i>WATER SCARCITY MODELS</i>	159

QUADRO 19 – ASPECTOS TEÓRICO-METODOLÓGICOS DO <i>SOIL LOSS MODEL</i>	169
QUADRO 20 - INTERPRETAÇÕES PARA A ERODIBILIDADE DOS SOLOS	172
QUADRO 21 – RESULTADOS DO <i>SOIL LOSS MODEL</i> PARA A ÁREA DO COALIAR	175
QUADRO 22 – ASPECTOS TEÓRICO-METODOLÓGICOS DO <i>CARBON MODEL</i>	179
QUADRO 23 – ASPECTOS TEÓRICO-METODOLÓGICOS DO <i>BIODIVERSITY MODEL</i>	183
QUADRO 24 – POTENCIAIS AMEAÇAS AO HABITAT DA ÁREA DO COALIAR...	185

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – DISTRIBUIÇÃO ABSOLUTA E RELATIVA DA ÁGUA NA TERRA.....	8
TABELA 2 – NÚMERO DE ESTABELECIMENTOS AGROPECUÁRIOS POR GRUPOS DE ÁREA TOTAL DO MUNICÍPIO DE EXTREMA, MINAS GERAIS: 2006	106
TABELA 3 – USO DA TERRA POR TIPO DE USO, NÚMERO E ÁREA DOS ESTABELECIMENTOS NO MUNICÍPIO DE EXTREMA, MINAS GERAIS: 2006 ...	108
TABELA 4 – VAZÃO MÉDIA DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS E SUAS RESPECTIVAS ÁREAS DE MANANCIAIS DE ACORDO COM O DECRETO ESTADUAL Nº 6.390/2006	121
TABELA 5 – VAZÕES MÉDIAS OUTORGADAS NOS MANANCIAIS SUPERFICIAIS DA ÁREA DO COALIAR, POR TIPO DE USO: 2007 (m ³ /s)	121
TABELA 6 – PROBABILIDADE DA OCORRÊNCIA DO ESTADO TRÓFICO DOS RESERVATÓRIOS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO IGUAÇU: 2005	127
TABELA 7 – DEMANDA HÍDRICA SUBTERRÂNEA NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DO ALTO IGUAÇU E AFLUENTES DO ALTO RIBEIRA: 2007.....	130
TABELA 8 – INFORMAÇÕES DEMOGRÁFICAS DA ÁREA DO COLIAR E DO ESTADO DO PARANÁ: 2010	135
TABELA 9 – USO E OCUPAÇÃO DAS TERRAS NA ÁREA DO COALIAR: 2001/02	155
TABELA 10 – DADOS BIOFÍSICOS DA ÁREA DO COALIAR.....	164
TABELA 11 – ESTIMATIVAS DA DEMANDA CONSUNTIVA MÉDIA ANUAL (M ³) POR TIPO DE USO E OCUPAÇÃO DAS TERRAS NA ÁREA DO COALIAR PARA CADA 0,25 HA	164
TABELA 12 – RESULTADOS DO <i>HYDROPOWER MODEL</i> PARA A ÁREA DO COALIAR.....	165
TABELA 13 – VALORES DO FATOR C E P PARA A ÁREA DO COALIAR	173
TABELA 14 – NÚMERO, ÁREA E PERCENTUAL DOS ESTABELECIMENTOS AGROPECUÁRIOS ¹ SEGUNDO PRÁTICAS AGRÍCOLAS CONSERVACIONISTAS: 2006	174
TABELA 15 – <i>CARBON POOLS</i> DA ÁREA DO COALIAR (toneladas/ha)	180
TABELA 16 – ESTOQUE TOTAL DE CARBONO POR USO NA ÁREA DO COALIAR	180
TABELA 17 – BASE DE CÁLCULO PARA REFLORESTAR 1 HECTARE DE MATA CILIAR EM ÁREAS DEGRADADAS DO VALE DO RIBEIRA	191

TABELA 18 – ESTIMATIVA DO CUSTO DE RECUPERAÇÃO DAS MATAS CILIARES NA ÁREA DO COALIAR.....	191
TABELA 19 – ESTIMATIVA DO CUSTO DE ADEQUAÇÃO E RECUPERAÇÃO DAS ÁREAS SOBREUTILIZADAS NA ÁREA DO COALIAR.....	192
TABELA 20 – INFORMAÇÕES DE ENTRADA POR SUB-BACIA DA ÁREA DO COALIAR.....	200
TABELA 21 – CUSTO EVITADO ESTIMADO DE TRATAMENTO DE ÁGUA E DE DESASSOREAMENTO NA ÁREA DO COALIAR	200
TABELA 22 – CN'S DAS CATEGORIAS DE USO DA TERRA NA ÁREA DO COALIAR.....	203
TABELA 23 – TEORES MÉDIOS DE NUTRIENTES DOS SOLOS DE SÃO PAULO E COEFICIENTES TÉCNICOS DE CONVERSÃO DE NUTRIENTES EM FERTILIZANTES.....	207
TABELA 24 – PERDA TOTAL EVITADA DE SOLO E DE NUTRIENTES POR TIPO DE USO DA TERRA NA ÁREA DO COALIAR.....	207
TABELA 25 – QUANTIDADE DE FERTILIZANTES NECESSÁRIA PARA REPOSIÇÃO DOS NUTRIENTES POR TIPO DE USO NA ÁREA DO COALIAR ..	208
TABELA 26 – PREÇO MÉDIO DOS FERTILIZANTES E CORRETIVOS NO PARANÁ: 2009.....	208
TABELA 27 – CUSTO TOTAL DE REPOSIÇÃO DE FERTILIZANTES POR TIPO DE USO NA ÁREA DO COALIAR (VALORES DE 2009)	209
TABELA 28 – PERDA TOTAL EVITADA DE SOLO E DE NUTRIENTES POR TIPO DE USO DA TERRA NA ÁREA DO COALIAR.....	210
TABELA 29 – QUANTIDADE DE FERTILIZANTES NECESSÁRIA PARA REPOSIÇÃO DOS NUTRIENTES POR TIPO DE USO NA ÁREA DO COALIAR ..	210
TABELA 30 – CUSTO TOTAL DE REPOSIÇÃO DE FERTILIZANTES POR TIPO DE USO NA ÁREA DO COALIAR (VALORES DE 2009)	211
TABELA 31 – VALOR ECONÔMICO DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS DE PROVISÃO DA ÁREA DO COALIAR: 2009	213

LISTA DE SIGLAS

AA	– Agência de Água
ABC	– Programa Agricultura de Baixo Carbono
ABH	– Agência de Bacia Hidrográfica
AIQA	– Índice de Avaliação Integrada da Qualidade da Água
ANA	– Agência Nacional de Águas
ANEEL	– Agência Nacional de Energia Elétrica
APA	– Área de Proteção Ambiental
APP	– Área de Proteção Permanente
BH	– Bacia Hidrográfica
BNDES	– Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social
CBH	– Comitê de Bacia Hidrográfica
CE	– Custos Evitados
CEIVAP	– Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul
CERH	– Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CETESB	– Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CIC	– Cidade Industrial de Curitiba
CNPq	– Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
CNRH	– Conselho Nacional de Recursos Hídricos
COALIAR	– Comitê das Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira
CODEMA	– Conselho Municipal de Desenvolvimento Ambiental
CONAMA	– Conselho Nacional do Meio Ambiente
CS	– Custo de Substituição
CSR	– Centro de Sensoriamento Remoto
CT-COB	– Câmara Técnica de Cobrança
CV	– Custo de Viagem
CWC	– <i>Catskill Watershed Corporation</i>
CWT	– <i>Coalition of Watershed Towns</i>

DAEE	– Departamento de Águas e Energia Elétrica
DAP	– Disposição a Pagar
DAR	– Disposição a Receber
DBO	– Demanda Bioquímica de Oxigênio
DEFRA	– <i>Department for Environment Food and Rural Affairs</i>
DEM	– Modelo Digital de Elevação
DQO	– Demanda Química de Oxigênio
EE	– Economia Ecológica
EMA	– Economia do Meio Ambiente
EPA	– <i>Environmental Protection Agency</i>
ESRI	– <i>Environmental Systems Research Institute</i>
ESV	– <i>Ecosystem Services Valuation</i>
EUPS	– Equação Universal de Perda de Solo
FAD	– <i>Filtration Avoidance Determination</i>
FEAM	– Fundação Estadual do Meio Ambiente
FERH	– Fundo Estadual de Recursos Hídricos
FINEP	– Financiadora de Estudos e Projetos
FMPSA	– Fundo Municipal para Pagamentos por Serviços Ambientais
FP	– Função de Produção
GBH	– Gerência de Bacia Hidrográfica
GEF	– <i>Global Environment Facility</i>
GIRH	– Gestão Integrada de Recursos Hídricos
GUMBO	– <i>Global Unified Metamodel of the Biosphere</i>
GWP	– <i>Global Water Partnership</i>
IAP	– Instituto Ambiental do Paraná
IAPAR	– Instituto Agrônomo do Paraná
IBGE	– Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDW	– <i>Inverse Distance Weight</i>
IEF	– Instituto Estadual de Florestas
IGAM	– Instituto Mineiro de Gestão das Águas

INPE	– Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
InVEST	– <i>Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs</i>
IPARDES	– Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social
IPCC	– <i>Intergovernmental Panel Climate Change</i>
IPEA	– Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
IQAR	– Índice de Qualidade de Água de Reservatórios
ISA	– Instituto Socioambiental
ISEE	– <i>International Society for Ecological Economics</i>
ITCG	– Instituto de Terras Cartografia e Geociências
MAC	– Método de Avaliação Contingente
MAPA	– Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MCT	– Ministério de Ciência e Tecnologia
MCV	– Método de Valoração Contingente
MDIC	– Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior
MEC	– Massa de Ar Equatorial Continental
MIMES	– <i>Multiscale Integrated Models of Ecosystem Services</i>
MMA	– Ministério do Meio Ambiente
MOA	– <i>Memorandum of Agreement</i>
MPA	– Massa de Ar Polar Atlântica
MTA	– Massa de Ar Tropical Atlântica
MTC	– Massa de Ar Tropical Continental
NRC	– <i>National Research Council</i>
NYDEP	– <i>New York City Department of Environmental Protection</i>
OCDE	– <i>Organization for Economic Co-Operation and Development</i>
OD	– Oxigênio Dissolvido
OGU	– Orçamento Geral da União
ONG	– Organização Não governamental
ONU	– Organização das Nações Unidas
PAM	– Pesquisa Agrícola Municipal
PCJ	– Piracicaba, Capivari e Jundiá

PERH	– Política Estadual de Recursos Hídricos
PH	– Preços Hedônicos
PIB	– Produto Interno Bruto
PIBpm	– Produto Interno Bruto a preços de mercado
PLM	– <i>Patuxent Landscape Model</i>
PM	– Preços de Mercado
PNRH	– Política Nacional de Recursos Hídricos
PPA	– Plano Plurianual
PPM	– Pesquisa Pecuária Municipal
PR	– Estado do Paraná
PRH	– Plano de Recursos Hídricos
PSAU	– Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais Urbanos
PSA	– Pagamento por Serviços Ambientais
PUB	– Preço Unitário Básico
RH	– Região Hidrográfica
RL	– Reserva Legal
RMC	– Região Metropolitana de Curitiba
RMSP	– Região Metropolitana de São Paulo
RUMBA	– <i>Regional Unified Metamodel of the Brazilian Amazon</i>
SABESP	– Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SAD	– América do Sul
SCS	– <i>Soil Conservation Service</i>
SEGRH	– Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos
SEIRH	– Sistema Estadual de Informações sobre Recursos Hídricos
SEMA	– Secretaria Estadual de Meio Ambiente
SERLA	– Superintendência Estadual de Rios e Lagoas
SFB	– Serviço Florestal Brasileiro
SIRH	– Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos
SNGRH	– Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
SNIS	– Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

SUDERHSA	– Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental
SUREHMA	– Superintendência dos Recursos Hídricos e Meio Ambiente
SWTR	– <i>Surface Water Treatment Rule</i>
TAR	– Tarifa Atualizada de Referência
TNC	– <i>The Nature Conservancy</i>
UFEX	– Unidade Fiscal de Extrema
UFMG	– Universidade Federal de Minas Gerais
UFPR	– Universidade Federal do Paraná
UGRHI	– Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos
UH	– Unidade Hidrográfica
UHGRH	– Unidade Hidrográfica de Gerenciamento de Recursos Hídricos
UNDP	– <i>United Nations Development Programme</i>
USDA	– <i>United States Department of Agriculture</i>
USEPA	– <i>United States Environmental Protection Agency</i>
USP	– Universidade de São Paulo
UTM	– <i>Universal Transverse Mercator</i>
VC	– Valoração Contingente
VET	– Valor Econômico Total
WAC	– <i>Watershed Agricultural Council</i>
WCED	– <i>World Commission on Environment and Development</i>
WPPP	– <i>Watershed Protection and Partnership Programs</i>
WRI	– <i>World Resources Institute</i>
WWF	– <i>World Wildlife Fund</i>

INTRODUÇÃO

A degradação do ecossistema ao longo do século XX pode ser caracterizada pela tendência ascendente e estreita relação com a escala da atividade econômica, que demanda quantidades crescentes de recursos naturais, seja como fonte de insumos, seja como fonte para a absorção de resíduos. Considera-se que o impacto das atividades antrópicas em qualquer um dos componentes do ecossistema resulta, invariavelmente, em alterações no equilíbrio dinâmico de outros componentes e do próprio sistema econômico. A deterioração da capacidade assimilativa dos ecossistemas e de regeneração vem demandando uma profunda revisão da relação que o homem mantém com a natureza (MARGULIS, 2002).

Conforme destaca Merico (2002, p. 21), “o que antes era considerado serviço proporcionado gratuitamente pela natureza” – por exemplo, água “limpa” ou potável – “tem aparecido fortemente associado a custos” –, resultante da construção de complexas estruturas de tratamento de água, que, por sua vez, utilizam volumes significativos de compostos químicos, encarecendo um “bem” que estava disponível a custos relativamente baixos.

A disponibilidade de recursos hídricos ou de água¹, no que se refere à sua quantidade e qualidade e a sua escala temporal e espacial, tornou-se nas últimas décadas objeto constante de preocupação por parte de diversos agentes públicos e privados. Mesmo no Brasil, em que existe uma abundância relativa² e absoluta de recursos hídricos³, essa preocupação ganhou espaço no cenário político e nas decisões públicas e privadas a partir do final do século XX.

¹ A água quando utilizada como insumo ou bem intermediário de produção pode ser considerada como um fator de produção (recurso natural). Diferentemente, quando essa mesma água é utilizada para consumo humano ou animal, isto é, na forma de produto final.

² A disponibilidade relativa está associada à densidade demográfica das regiões, ou seja, representa a disponibilidade hídrica *per capita*.

³ Estima-se que o Brasil detenha 12% de todas as reservas de água doce do planeta, considerando-se também as águas provenientes de outros países, essa parcela alcança 18% (BRANCO, 2003).

No período recente ganha ênfase a **Gestão dos Recursos Hídricos**, paralela à discussão sobre desenvolvimento sustentável⁴. Assume-se que a gestão hídrica seria capaz de promover o uso racional, a preservação e a melhoria da qualidade da água. Nesta nova perspectiva, diversos países (França, Estados Unidos, Alemanha, Suíça etc.)⁵ adotaram a **Gestão Integrada dos Recursos Hídricos (GIRH)**.

Na GIRH, a bacia hidrográfica é a unidade espacial de gerenciamento e, deve considerar todas as **fases do ciclo hidrológico** em seu **conjunto**, reconhecendo a interdependência ecossistêmica. A GIRH reconhece que a água é um “bem” dotado de **valor econômico**, portanto, passível de “precificação”. Entretanto, a água e todos os recursos naturais também são dotados valores ecológicos e socioculturais.

Para a Organização das Nações Unidas – ONU (2006), a GIRH promove uma maior cooperação intersetorial e uma gestão coordenada do uso e ocupação das terras, da água e dos ecossistemas relacionados. Uma vez que não é possível preservar componentes ecossistêmicos isolados. No sistema natural prevalece a inerente **interdependência ecossistêmica**. Neste sentido, não é possível considerar somente uma bacia ou bacias hidrográficas na abordagem de GIRH, mas todos os componentes ecossistêmicos – inclusive o sistema antrópico.

No Brasil, esse “novo” modelo de gestão hídrica foi incorporado formalmente a partir da Lei Federal nº 9.433/1997, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH). Essa lei regulamenta o inciso XIX do artigo 21 da Constituição Federal do Brasil de 1988, que atribui à União a competência para instituir o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SNGRH), ademais, para definir os critérios de outorga de direitos de seu uso (BRASIL, 1988).

A PNRH constitui-se em um instrumento legal que estabelece a água como um **bem público, limitado**, mas **dotado de valor econômico**. A política estabelece que a gestão hídrica deva proporcionar o uso múltiplo da água e, em situações eminentes de escassez deve-se priorizar o consumo humano e a dessedentação

⁴ Em linhas gerais, esse conceito compreende o desenvolvimento da sociedade acompanhado de crescimento econômico (ainda discutível), manutenção do estoque de capital natural e melhoria da qualidade de vida (bem-estar humano).

⁵ Sobre a experiência internacional consulte Pinhatti, 1998.

animal. A Lei Federal nº 9.433/97 reconhece a bacia hidrográfica como unidade territorial para implantação da PNRH e atuação do SNGRH (BRASIL, 1997).

A gestão será realizada pelo **Comitê de Bacia Hidrográfica (CBH)** com auxílio das **Agências de Bacias Hidrográficas (ABH's)**, que têm competência para aplicar todas as orientações dispostas pela PNRH, dentre elas a “precificação” e a cobrança pelo uso da água. Nesta estrutura, a cobrança poderá se tornar a principal fonte de financiamento das ações empreendidas pelo CBH. Embora a PNRH não trate da implantação de esquemas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA).

No entanto, a “precificação” da água não se mostrou uma tarefa fácil para os CBH's e ABH's. Em 2011, existiam no Brasil 175 CBH's (167 estaduais e 8 interestaduais)⁶. Mas apenas 3 interestaduais haviam implantado a cobrança pelo uso da água⁷. Um comitê interestadual está em fase de implantação da cobrança: Doce (Minas Gerais e Espírito Santo). Dos 167 comitês estaduais, somente 12 deles implantaram a cobrança (2 em São Paulo e 10 no Rio de Janeiro), outros 22 estão em fase implantação (3 em Minas Gerais e 19 em São Paulo) (THOMAS, 2010).

A valoração dos recursos naturais é um desafio para a ciência econômica, porque é preciso levar em conta a complexidade ecossistêmica e a existência de valores ecológicos e sociais (MAY, 2010), além do valor econômico. Desta forma, a valoração integrada dos recursos naturais implica dificuldades metodológicas que representam um importante problema de pesquisa a ser enfrentado. Este problema metodológico possui duas dimensões: a primeira resulta da inerente complexidade dos ecossistemas, implicando na utilização de modelos econômico-ecológicos que permitam manejar as múltiplas variáveis em jogo; a segunda refere-se à aplicação do *mix* adequado de procedimentos de valoração para os diferentes tipos de valores e a sua integração através de análises “multicriteriais”.

Nesta perspectiva, o **problema de pesquisa** a ser enfrentado neste trabalho é que os procedimentos convencionais de valoração econômico-ambiental dos recursos

⁶ O primeiro comitê de bacia, o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Sinos, no Rio Grande do Sul, surgiu justamente na efervescência da Assembleia Nacional Constituinte, em 1988 (ANA, 2010b).

⁷ São eles: Paraíba do Sul – Rio de Janeiro, São Paulo e Minas Gerais – em 2003; Piracicaba, Capivari e Jundiá – São Paulo e Minas Gerais – em 2006; São Francisco – Minas Gerais, Goiás, Bahia, Pernambuco, Alagoas, Sergipe e o Distrito Federal – em 2011 (THOMAS, 2010).

naturais não fornecem resultados suficientemente consistentes para subsidiar políticas ambientais que levem na devida medida os critérios de sustentabilidade econômica, ecológica e social.

A **hipótese de trabalho** adotada é que somente a adoção de procedimentos metodológicos transdisciplinares (integrados) será possível obter resultados capazes de subsidiar políticas ambientais que levem em conta os critérios de sustentabilidade ecológica, social e econômica. Entende-se também que o instrumental disposto pela modelagem econômico-ecológica poderá fornecer informações e valores compatíveis com as características do fluxo de serviços ecossistêmicos⁸. Isto porque a gestão de bacias hidrográficas deve considerar a gestão integrada dos recursos naturais.

O **objetivo geral** é aplicar nas Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira, localizadas na Região Metropolitana de Curitiba (RMC), novos procedimentos de valoração econômico-ecológica dos serviços ecossistêmicos responsáveis pela disposição (oferta) de água de qualidade, visando subsidiar a elaboração de uma política de precificação da água, bem como o estabelecimento de esquemas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA's).

Os **objetivos específicos** são: i) apresentar o aparato regulatório instituído pelo Estado do Paraná para gestão de bacias hidrográficas; ii) caracterizar e analisar a atuação do Comitê de Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira (Coaliar); iii) Identificar e valorar os bens e serviços ecossistêmicos associados à disposição natural – fornecimento – de água nas Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira, compreende a realização da avaliação ecossistêmica; iv) fornecer subsídios para a elaboração de um modelo de Pagamentos por Serviços Ambientais; v) fornecer subsídios para a formulação de políticas voltadas para a gestão de bacias hidrográficas.

O trabalho está organizado em sete capítulos além desta introdução e das considerações finais. No primeiro, serão apresentados aspectos relacionados ao

⁸ Neste trabalho os bens e serviços ecossistêmicos serão referidos apenas como serviços ecossistêmicos. Cabe fazer uma segunda observação, por **serviços ambientais** se entende neste trabalho como aqueles serviços prestados pelos diversos agentes econômicos na conservação e/ou recuperação dos recursos naturais, por exemplo, recuperação e manutenção da mata ciliar. Os **serviços ecossistêmicos** são entendidos como aqueles os serviços prestados pelos ecossistemas, por exemplo, purificação da água.

aparato regulatório da gestão de bacias hidrográficas e a prática de gestão. No segundo capítulo, será discutido o modelo de gestão em construção nas Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira. No terceiro, serão apresentadas as considerações teórico-metodológicas. No seguinte, discute-se em termos teóricos e práticos a implantação de esquemas de PSA's como instrumentos de gestão dos recursos naturais. No quinto, apresentar-se-ão as características ambientais e socioeconômicas da área do Coalhar. No sexto, será desenvolvida a avaliação ecossistêmica e a valoração dos recursos naturais providos pelas bacias hidrográficas. No último, com base nas informações geradas no capítulo seis será delineada uma proposta de gestão de bacias hidrográficas.

CAPÍTULO 1 – A GESTÃO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

Este capítulo tem por objetivo apresentar o aparato legal que regulamenta a gestão de bacias hidrográficas no Brasil, além de duas experiências de gestão. A primeira é a experiência inovadora empreendida pela Cidade de Nova Iorque, EUA, nas Bacias de Catskill/Delaware. A segunda é o caso pioneiro da instituição da cobrança pelo direito de uso da água no Brasil realizada pelo Comitê da Bacia Hidrográfica do Piracicaba, Capivari e Jundiaí (Comitê PCJ), Estado de São Paulo.

1.1 A GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

A água é a substância que apresenta a mais vasta ocorrência na Terra, sendo distribuída espacialmente pelo globo terrestre através do **ciclo hidrológico**, induzido pelo **ciclo energético** – energia solar. O ciclo hidrológico possibilita a dinâmica de inúmeros outros ciclos naturais, por exemplo, **ciclo de nutrientes**, influenciando também diretamente nas condições climáticas do globo (ONU, 2003).

Entretanto, o volume de água doce é relativamente constante e finito (Tabela 1) (CONNOR; RAST, 2009). A distribuição espacial apresenta significativa variação, conduzida por ciclos naturais de congelamento e degelo, flutuações na precipitação, padrões de escoamento e níveis de evapotranspiração. Estima-se que exista na Terra um volume total de 1,38 trilhões de km³ de água, porém, só a milésima parte é constituída de água doce disponível para uso (0,0068%), o restante encontra-se nas calotas polares, geleiras, solo e subsolo (2,5173%) (Tabela 1).

TABELA 1 – DISTRIBUIÇÃO ABSOLUTA E RELATIVA DA ÁGUA NA TERRA

Tipo	Milhões Km ³	% do total	% de água doce
1. Água Doce	34.972	2,5242	100,000
1.1 Calotas polares e geleiras	24.064	1,7375	68,809
1.2 Solo e subsolo	10.800	0,7798	30,882
1.3 Lagos e Pântanos	93	0,0067	0,266
1.4 Rios	2	0,0001	0,006
2. Água Salgada	1.350.000	97,4749	-
2.1 Oceanos, lagos e subterrânea	1.350.000	97,4749	-
3. Vapor Atmosférico	13	0,0009	0,037
Total de Água no Planeta	1.384.972	100,000	-

FONTE: Elaborado pelo autor com base em Setti *et al.*, 2001, p. 48; Branco, 2003, p. 17.

Estima-se que, em 1950, as reservas totais de água doce representavam 16,8 mil m³ *per capita*. No período recente, estima-se que alcance apenas 7,3 mil m³ *per capita*, com perspectivas de que nos próximos 25 anos esse volume seja reduzido para 4,8 mil m³ (ENRÍQUEZ, 2010). De acordo Merico (2002), estima-se que houve entre 1970-1995 uma redução de 37% na disponibilidade relativa de água doce no planeta. É evidente que a água não desaparece, mas sua distribuição espacial e temporal pode ser afetada pelo uso inadequado dos ecossistemas.

Segundo estimativas realizadas pela OECD⁹ – *Organisation for Economic Co-Operation and Development* (2008), em 2005 por volta de 2,7 bilhões pessoas (quase 50% da população mundial) viviam em áreas que apresentavam situação de severo estresse hídrico. Este estudo estimou que em 2030 em torno de 4 bilhões de pessoas estarão vivendo em áreas com severo estresse hídrico.

O principal fator que contribui para alterações na qualidade e quantidade da água doce é a **mudança no uso e ocupação das terras**¹⁰, em particular, a

⁹ Em português: OCDE – Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico.

¹⁰ Neste trabalho, o conceito de “terra” é entendido “como um segmento da superfície do globo terrestre definido no espaço e reconhecido em função de características e propriedades compreendidas pelos atributos da biosfera, que sejam razoavelmente estáveis ou ciclicamente previsíveis, incluindo aquelas de atmosfera, solo, substrato geológico, hidrologia e resultado das atividades futuras e atuais humanas até o ponto que estes atributos exerçam influência significativa no uso presente ou futuro da terra pelo homem” (FAO, 1976 *apud* Lepsch *et al.*, 1991, p. 13).

conversão da cobertura florestal para uso antrópico¹¹. Essa dinâmica afeta a taxa de evapotranspiração, as taxas de infiltração de água no solo e a quantidade e a defasagem no escoamento superficial (VÖRÖSMARTY *et al.*, 2005).

A sociedade precisa levar na devida medida que existem inúmeros riscos de **irreversibilidades**¹² associados às suas ações sobre o sistema natural, portanto, se algum equívoco for cometido, não há como voltar atrás (MERICO, 2002). Desta maneira, a **adequada gestão dos ecossistemas** deve ter em conta o **Princípio da Precaução**¹³, que se constitui como componente básico de qualquer projeto econômico ou ação humana sobre o espaço geográfico e temporal.

No Brasil, a **gestão dos ecossistemas** consta na **Constituição Federal de 1988**, em seu **Capítulo VI – Do Meio Ambiente**. O artigo 225 dispõe que: “Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, **bem de uso comum** do povo e **essencial à sadia qualidade de vida**, impondo-se ao **Poder Público e à coletividade** o dever de **defendê-lo e preservá-lo** para as presentes e futuras gerações” (grifos meu) (BRASIL, 1988). A Carta Magna reconhece que a gestão dos recursos naturais deva ser integrada, portanto, não deve ser exercida apenas por um único agente, mas em conjunto. Além disso, reconhece explicitamente a importância dos ecossistemas para o bem-estar humano e para a manutenção da vida.

Segundo Merico (2002), a gestão ambiental depende do: i) arcabouço legal para a execução de ações que visem à sustentabilidade da relação entre o sistema natural e o antropogênico; ii) estrutura técnico-administrativa, pois a aplicação do aparato legal depende da capacidade de execução dos agentes; iii) elaboração e execução de programas e projetos em diversas escalas espaciais e temporais. Uma vez que o atendimento desse conjunto de elementos possibilitará que o Estado e os

¹¹ A poluição hídrica também é um importante fator afeta a qualidade da água, mas que se encontra diretamente relacionado com o tipo de uso e ocupação das terras.

¹² Embora a irreversibilidade dependa da resiliência dos ecossistemas.

¹³ O **Princípio da Precaução** é uma forma de se pensar a conservação dos recursos naturais, embora tenha sido aplicado nas questões de saúde pública. A precaução está assentada no princípio de que não se deve expor a sociedade e o próprio ecossistema a danos ou degradação caso não seja necessário. Em outras palavras, quando existir incerteza quanto aos “reais” resultados ou efeitos de determinada ação humana sobre a sociedade ou o ecossistema, o ideal será aguardar o avanço científico para que se tenham as informações necessárias para uma tomada de decisão mais segura sobre a adoção de determinado produto ou processo econômico. Por fim, o Princípio da Precaução está presente no texto da lei brasileira que instituiu a Política Nacional do Meio Ambiente (Lei Federal nº 6.938/1981), além disso, ele também foi incorporado na Declaração do Rio de Janeiro (Rio-92).

agentes interessados tenham condições para adotar os diversos instrumentos legais e teóricos para uma adequada gestão ambiental.

O explícito reconhecimento da importância dos recursos naturais para a manutenção do desenvolvimento econômico e do bem-estar humano a partir das décadas de 1960/70, especialmente no caso da água, e da experiência de países desenvolvidos (França, Alemanha, Estados Unidos etc.) contribuiu para que o Brasil adotasse nos anos 1990 o modelo de **Gestão Integrada dos Recursos Hídricos**.

1.2 O APARATO LEGISLATIVO-INSTITUCIONAL DA ÁGUA NO BRASIL

O aparato institucional deve ser composto por uma série de dispositivos legais que possam promover à adequada gestão hídrica, tendo em vista a **conciliação dos múltiplos interesses humanos** e os **limites ecológicos** de cada bacia hidrográfica.

Na construção do modelo de gestão hídrica o primeiro ponto a ser destacado refere-se ao **domínio dos corpos d'água** – “propriedade”. No Brasil, o Código das Águas de 1934 estabeleceu que os corpos d'água fossem “**bens**” **públicos**¹⁴, e, que poderiam ser de domínio da União, dos Estados e dos municípios. O código assegurava também o **uso gratuito** da água no país (BRASIL, 1934).

No entanto, diante das inúmeras questões não tratadas pelo Código das Águas, além da falta de regulamentação e de orientação, do surgimento de novos interesses quanto ao uso da água, das mudanças no uso e ocupação das terras e das experiências internacionais, o Brasil instituiu em 1997 a **Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH)** e o **Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SNGRH)**¹⁵.

A PNRH adota os seguintes princípios fundamentais (BRASIL, 1997, art. 1º):

i) **domínio público** da água; ii) **recurso limitado** e **dotado de valor econômico**; iii) em

¹⁴ As duas principais características dos bens públicos são: não-exclusividade e não-rivalidade. A não-exclusividade significa que nenhum usuário pode ser excluído ou restringido de utilizar determinado recurso ou bem por outro agente, ou seja, o proprietário do bem não pode negar o privilégio aos demais agentes. A não-rivalidade diz respeito ao fato de que o uso de um bem não afeta seu uso por outro (MATTOS *et al.*, 2009).

¹⁵ A PNRH e o SNGRH foram instituídos pela Lei Federal nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997.

situações de escassez se deve priorizar o uso humano e dessedentação animal; iv) a gestão hídrica deve ter por objetivo o **uso múltiplo da água**; v) a **bacia hidrográfica é a unidade espacial ou territorial de gestão**; vi) a **gestão hídrica** deve ser **descentralizada**, e, sobretudo, contar com a participação do Poder Público (três esferas), dos usuários e das comunidades.

Os múltiplos usos da água podem ser classificados em: **consuntivo**, quando apenas parcela da água captada retorna a sua “origem”; **não-consuntivo**, quando toda água captada retorna ao meio de “origem” (SETTI *et al.*, 2001). Os principais usos consuntivos são: abastecimento humano, animal, industrial e agrícola (e ecológico). Os usos não-consuntivos são: geração de energia hidroelétrica, atividades pesqueiras, navegação, lazer ou recreação etc. (TUCCI *et al.*, 2001).

No entanto, para Lanna (1999) o uso pode ser: i) consuntivo – retira-se a água de sua fonte natural reduzindo sua disponibilidade, espacial e temporal; ii) não-consuntivo – depois de utilizado, parcela da água retorna a sua fonte origem, mas, este processo pode compreender alguma modificação em seu padrão temporal de disponibilidade quantitativa, qualitativa e espacial; iii) local – quando se aproveitam as condições naturais da disponibilidade da água sem qualquer modificação relevante, temporal ou espacial, mesmo quanto a sua quantidade.

Segundo Barbi (2007), o modelo brasileiro, inspirado no Francês, representa um avanço no que se refere à participação social. Um dos pilares da PNRH é a participação da sociedade, nominada **Sociedade Civil**. A Lei Federal nº 9.433/1997 torna explícito que a questão hídrica deva seguir os princípios da sustentabilidade apresentados no Relatório *Brundtland*: i) assegurar à geração presente e as futuras a necessária disponibilidade hídrica; ii) promover o uso racional e integrado; iii) prevenção e defesa contra eventos hidrológicos críticos (BRASIL, 1997, art. 2º).

Os principais instrumentos da PNRH são: i) planos de recursos hídricos; ii) enquadramento dos corpos d'água em classes de uso (Quadro 1); iii) outorga dos direitos de uso; iv) **cobrança pelo uso**; v) sistema de Informações sobre Recursos Hídricos (BRASIL, 1997, art. 5º) (Quadro 2).

QUADRO 1 – CLASSES DE QUALIDADE DAS ÁGUAS DOCES NO BRASIL

Classes de Qualidade	Destinação ou Uso da Água
Especial	Consumo humano com desinfecção, preservação das comunidades e ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
1	Consumo humano, após tratamento simplificado, proteção das comunidades aquáticas e daquelas em Terras Indígenas; recreação de contato primário ¹⁶ , irrigação de produtos agrícolas que são consumidos crus.
2	Consumo humano, após tratamento convencional ¹⁷ , proteção das comunidades aquáticas; recreação com contato primário; irrigação de culturas agrícolas e de parques e jardins, áreas de esportes e lazer; aquicultura e pesca.
3	Consumo humano, após tratamento convencional ou avançado ¹⁸ , irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; pesca amadora; recreação de contato secundário ¹⁹ , e dessedentação animal.
4	Navegação e harmonia paisagística.

FONTE: Elaborado pelo autor com base na Resolução CONAMA nº 357/2005.

QUADRO 2 – PRINCIPAIS INSTRUMENTOS DA PNRH

Institucionais	Técnicos	Econômicos
- Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) - Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos (CERH's) - Comitês de Bacias Hidrográficas (CBH's) - Agências de Água (AA's)	- Planos de Recursos Hídricos (PRH's) - Enquadramento dos corpos d'água - Sistemas de Informações sobre Recursos Hídricos (SIRH's)	- Cobrança pelo uso da água - PSA's

FONTE: Modificado pelo autor com base em Brasil, 1997; ANA, 2002, p. 9.

Os Planos de Recursos Hídricos são instrumentos de longo prazo, elaborados por bacia hidrográfica, cujo objetivo é fundamentar e orientar a PNRH. Os planos deverão conter, no mínimo (BRASIL, 1997, art. 7º): i) diagnóstico da bacia; ii) análise demográfica, econômica e padrões de uso e ocupação das terras; iii) balanço hídrico e estimativa da demanda; iv) identificar potenciais conflitos; v) estabelecer metas

¹⁶ Tais como natação, esqui aquático e mergulho conforme Resolução CONAMA nº 274/2000.

¹⁷ Clarificação com uso de coagulação e floculação, desinfecção e correção de pH (CONAMA, 2005).

¹⁸ Técnicas de remoção e/ou inativação de constituintes refratários aos processos convencionais, os quais conferem a água: cor, odor, sabor, atividade tóxica ou patogênica (CONAMA, 2005).

¹⁹ Associada a atividades em que o contato com a água é esporádico ou acidental e a possibilidade de ingerir água e pequena, como na pesca e na navegação (tais como iatismo) (CONAMA, 2005).

de racionalização de uso, de qualidade e da quantidade disponível; vi) apresentar as medidas a serem adotadas, programas que serão desenvolvidos e projetos que serão executados; vii) definir as prioridades para outorga de direitos de uso; viii) definir as diretrizes e critérios para instituir a cobrança; ix) apresentar propostas para a criação de áreas sujeitas a restrição de uso.

A cobrança pelo direito de uso da água tem por objetivo (BRASIL, 1997, art. 19): i) reconhecer os recursos hídricos como “**bens**” **dotados de valor econômico** e indicar seu **real valor** para os usuários; ii) incentivar o **uso racional**; iii) servir de instrumento para **captação de recursos financeiros** para financiar as ações definidas no plano de bacia.

A cobrança será apenas sobre os recursos hídricos sujeitos a outorga: i) derivação ou captação para uso final (incluso abastecimento público) ou como insumo produtivo; ii) extração de aquífero para uso final ou como insumo produtivo; iii) lançamento de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, tratados ou não em corpos d’água; iv) uso hidroelétrico; v) qualquer uso que altere o regime, a quantidade e a qualidade do recurso hídrico (BRASIL, 1997, art. 12).

No Brasil, a cobrança pelo uso da água somente poderá ser implantada se for aprovada pelo CBH e pelo CNRH e/ou CERH. Representa um pacto entre os poderes públicos (Federal, Estadual e Municipal), setores usuários e organizações civis²⁰, com apoio técnico da ANA (Agência Nacional das Águas). Os mecanismos e valores podem ser propostos pelo CBH e aprovados pelo respectivo Conselho de Recursos Hídricos (Nacional ou Estadual) (ANA, 2009a).

A operacionalização da cobrança de domínio da União é de competência exclusiva da ANA, embora seja possível delegá-la a outras instituições. O montante arrecadado será repassado à AA da bacia (ANA, 2009a). Nas bacias hidrográficas estaduais a operacionalização é de competência das ABH’s ou por entidade nomeada por legislação específica. Por exemplo, em Minas Gerais é o Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) (MINAS GERAIS, 2001 – Decreto nº 41.578/2001); em São Paulo as

²⁰ A primeira experiência associada à cobrança pelo uso da água no Brasil foi iniciada em março de 2003, na Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. A Bacia Hidrográfica dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (PCJ) iniciou a cobrança pelo uso da água em janeiro de 2006.

cobranças podem ser realizadas pela entidade responsável pela outorga de direito de uso nas bacias hidrográficas desprovidas de ABH (SÃO PAULO, 2005 – Lei Estadual nº 12.183/2005); no Rio de Janeiro é a Fundação Superintendência Estadual de Rios e Lagoas (SERLA) (RIO DE JANEIRO, 2003 – Resolução do CERH nº 06/2003); no Paraná a cobrança deverá ser realizada pela Gerência de Bacia Hidrográfica (GBH) (PARANÁ, 2009)²¹.

A Lei Federal nº 9.433/1997 (art. 21) dispõe algumas orientações sobre a fixação de valores (valoração). A estimativa dos valores deve observar, pelo menos: o volume retirado e seu regime de variação e o volume lançado de esgotos e demais resíduos, assim como seu regime de variação e as características físico-químicas, biológicas e de toxicidade. Observa-se que a orientação diz respeito apenas ao valor a ser cobrado do usuário, mas não sobre o “preço” da água.

Os recursos financeiros captados pela cobrança, **prioritariamente deverão ser aplicados na bacia hidrográfica em que foram gerados**, para **financiamento** de estudos, programas, projetos e obras dispostas nos Planos Hídricos; **pagamento de despesas** dos órgãos e entidades integrantes do SNGRH e para o **custeio administrativo**, limitado a 7,5% do valor arrecadado (BRASIL, 1997, art. 22).

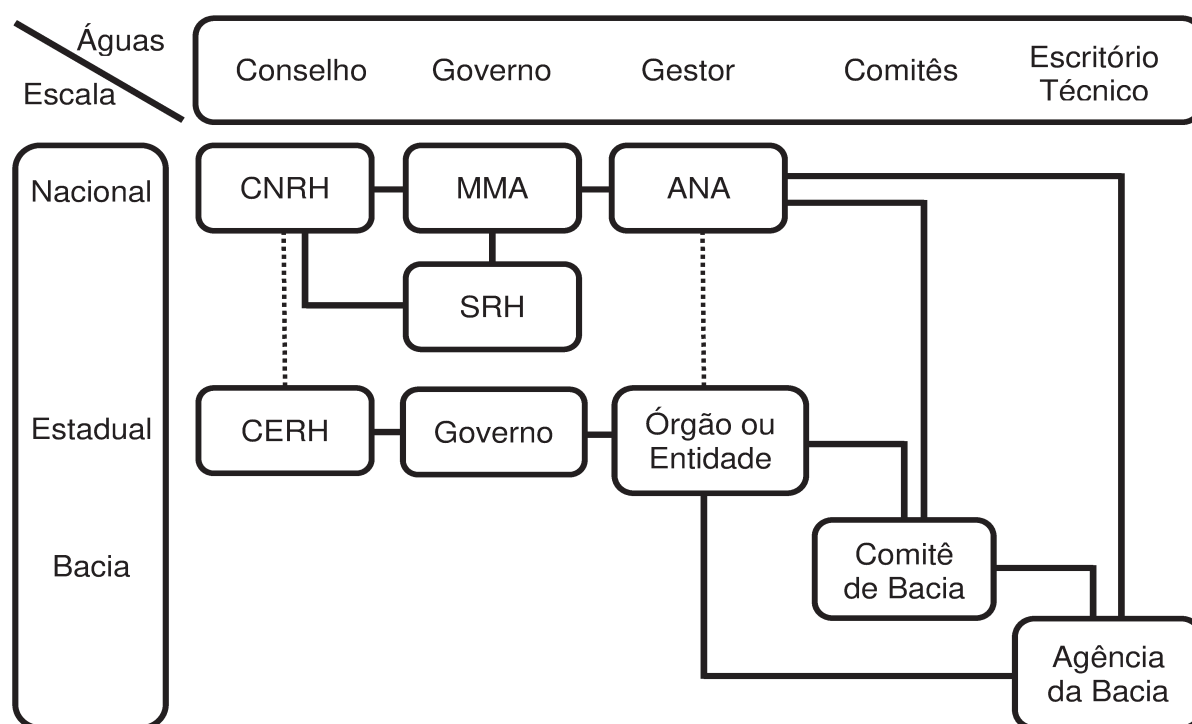
Na execução da PNRH cada esfera do Poder Público exercerá papéis similares, diferenciados apenas pela escala espacial de atuação (nacional; estadual; distrital). Dentre as competências destacam-se: outorga dos direitos de uso, regulamentação e fiscalização dos usos; implantação e gestão do Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos (SIRH); integração da gestão hídrica com a ambiental, reconhecendo a interdependência ecossistêmica. Aos poderes executivos estaduais e do Distrito Federal cabe ainda à realização do controle técnico das obras de oferta hídrica (BRASIL, 1997, arts. 29 e 30).

A Lei Federal nº 9.433/1997 não contempla orientações para uma participação mais ativa do município (Figura 1), indicando apenas que os poderes executivos do Distrito Federal e dos municípios deverão promover a integração de suas políticas de saneamento básico, uso, ocupação e conservação do solo e ambiental com

²¹ Instituída pela Lei Estadual nº 16.242, de 13 de outubro de 2009, que alterou a Lei Estadual nº 12.726/1999, que instituiu a Política Estadual de Recursos Hídricos.

as das esferas federal e estadual de gestão hídrica. Embora uma nova modalidade de gestão territorial tenha ganhado espaço no período recente, a criação de consórcios municipais. A coordenação integrada da gestão, arbitragem administrativa dos conflitos, implantação da PNRH, planejamento, regulação e controle do uso da água, assim como a preservação e recuperação hídrica e a promoção da cobrança pelo direito de uso da água são competências do SNGRH (Figura 1).

FIGURA 1 – COMPOSIÇÃO INSTITUCIONAL DO SNGRH



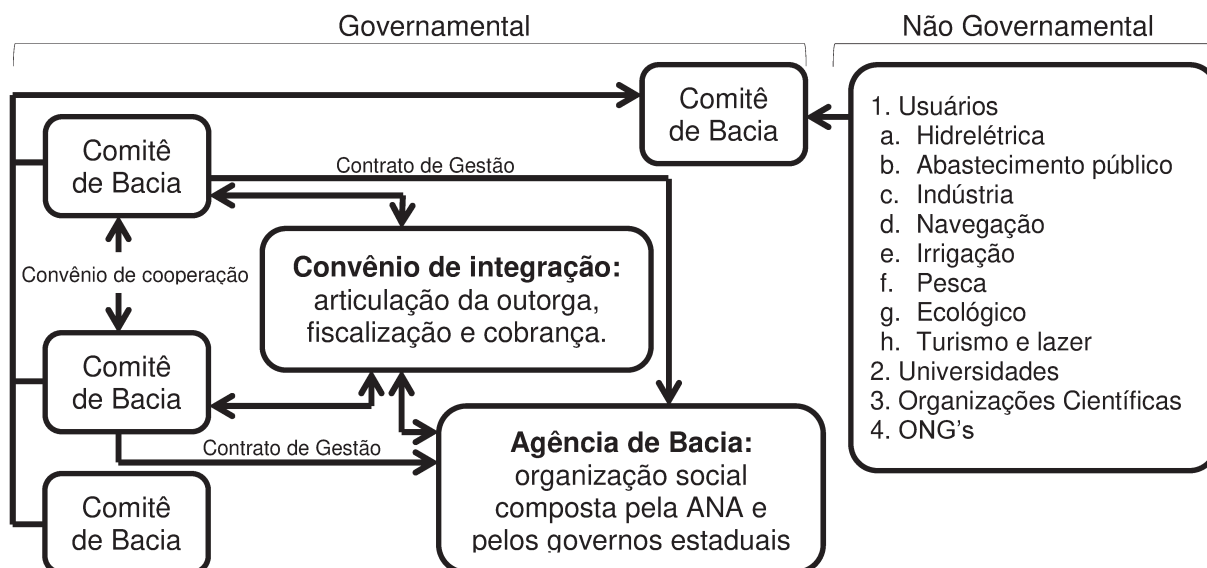
FONTE: Elaborado com base em Brasil, 1997, arts. 33 – 46; ANA, 2002, p. 8.

NOTA: MMA – Ministério do Meio Ambiente; SRH – Secretaria de Recursos Hídricos.

No que tange à gestão da bacia hidrográfica e considerando os objetivos desta pesquisa, interessa analisar as atribuições do **CBH²²** e das **Agências de Águas (AA's)**, porque são os **agentes articuladores da implantação e execução da PNRH** na escala local (Figura 2). Esses agentes são responsáveis pela mediação direta de conflitos, pela elaboração da proposta de cobrança e orientação das diversas ações institucionais e operacionais (execução) dispostas na PNRH.

²² O CBH também é chamado de Parlamento das Águas.

FIGURA 2 – ORGANIZAÇÃO INSTITUCIONAL DA GESTÃO DE BACIA HIDROGRÁFICA



FONTE: Modificado pelo autor com base em BRASIL, 1997; ANA, 2002, P. 13.

Os **CBH's** são compostos pelas três esferas do poder público, sociedade civil e usuários. O território de atuação pode ser uma bacia hidrográfica, sub-bacia ou um grupo de bacias ou sub-bacias contíguas. As principais competências dos CBH's são: i) promover o debate sobre a gestão hídrica e articular a atuação conjunta das entidades públicas envolvidas; ii) arbitrar sobre conflitos²³ associados à gestão hídrica; iii) aprovar e acompanhar a execução do plano de recursos hídricos e sugerir medidas para que sejam cumpridas as metas estabelecidas no plano; iv) propor ao CNRH e CERH's isenção da obrigatoriedade de outorga de direitos de uso para acumulações, derivações, captações e lançamentos de pequena expressão; v) propor mecanismos de cobrança pelo direito de uso dos recursos hídricos e sugerir os valores que serão cobrados; vi) estabelecer critérios e promover o rateio de custo das obras de uso múltiplo (comum e coletivo) (BRASIL, 1997, art. 38).

²³ O comitê de bacia hidrográfica é a primeira instância administrativa para propor soluções aos conflitos associados à gestão hídrica. A última instância para mediação dos conflitos é de responsabilidade do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). A instância intermediária é de competência dos Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos (CERH's) (BRASIL, 1997).

A **ABH** tem a função de secretaria executiva do respectivo CBH, podendo atuar na mesma área de um ou mais comitês. A ABH é uma entidade jurídica de direito privado com estrutura administrativo-financeira própria, porém sem fins lucrativos (PINHATTI, 1998). A autorização para sua criação é de competência do CNRH ou dos CERH's, mediante solicitação de um ou mais CBH's. A criação está condicionada à existência do(s) respectivo(s) comitê(s) e viabilidade financeira assegurada pela cobrança do uso dos recursos hídricos (BRASIL, 1997, art. 43).

As principais atribuições da ABH são: i) atualização do balanço hídrico e do cadastro de seus usuários; ii) **efetuar a cobrança** pelo direito de uso dos recursos hídricos, porém, **mediante delegação do outorgante**; iii) analisar e emitir pareceres dos projetos e obras financiadas pela cobrança, encaminhando-os à instituição financeira responsável pela gestão financeira; iv) acompanhar a gestão financeira dos recursos arrecadados; v) gerenciar o SIRH; vi) celebrar convênios e contratar financiamentos e serviços para execução de suas competências; vii) promover estudos de gestão hídrica; viii) elaborar os planos de recursos hídricos; ix) propor ao(s) CBH's o enquadramento dos corpos d'água nas classes de uso, valores a serem cobrados, plano de aplicação desses recursos financeiros e rateio do custo das obras de uso múltiplo (BRASIL, 1997, art. 44).

Em síntese, o modelo em implantação no Brasil permite que a gestão hídrica seja por bacia hidrográfica (unidade de gestão), descentralizada, com a participação direta dos usuários e da sociedade civil, operacionalizada pelos CBH's (órgão deliberativo) e pelas ABH's (órgão executivo), em que a principal fonte de financiamento será a cobrança pelo uso dos recursos hídricos.

1.3A PRÁTICA DA GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

Essa seção tem por objetivo apresentar a prática de gestão hídrica a partir de dois modelos distintos. As experiências dispõem elementos que podem contribuir para a estrutura de gestão em implantação nas Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira.

1.3.1 O Caso das Bacias Hidrográficas de *Catskill / Delaware*²⁴

A Cidade de Nova Iorque entre 1840 e 1960 desenvolveu o maior e um dos melhores sistemas de abastecimento público de água em termos de qualidade, confiabilidade e gestão (*National Research Council – NRC*, 2004) do mundo.

O sistema é composto pelas bacias de *Catskill/Delaware* e *Croton*. A primeira está localizada a 160 km a noroeste de Nova Iorque, responsável por volta de 90% do abastecimento de água, ocupando uma área de 4.144 mil km². A segunda está localizada a oeste do Rio *Hudson*, ocupando 971 km², fornecendo 10% da água potável (BUDROCK, 1997; NRC, 2000, 2004). O sistema compreende uma rede de reservatórios, aquedutos, túneis e rede de distribuição, que fornece 5 bilhões de litros de água (58 m³/s) por dia para mais de 9 milhões de pessoas (PIRES, 2004).

A água fornecida pelo sistema não passava por processos de purificação, apenas por desinfecção com cloro e filtragem para retirada de sólidos suspensos (NRC, 2000). Mas o aumento de loteamentos rurais dotados de sistemas sépticos, combinados com fontes difusas de poluição começou a ameaçar a qualidade da água fornecida pelo sistema²⁵. Em decorrência da mudança na dinâmica de uso e ocupação das terras nos EUA, ao longo dos anos 1990 o *modus operandi* foi desafiado por questões de proteção nacional da saúde pública sobre os subprodutos da desinfecção e de patógenos microbianos, entre outras ameaças (NRC, 2000).

Essa nova realidade contribuiu para a elevação do grau de deterioração da qualidade da água nas bacias provedoras, fenômeno que forçou a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*United States Environmental Protection Agency – USEPA*) a requerer de Nova Iorque a construção de um complexo sistema de purificação da água.

²⁴ Essa seção será baseada em Budrock, 1997; NRC, 2000; NRC, 2004; Pires, 2004.

²⁵ Segundo Finnegan (1997), em 1995 em *Catskill/Delaware* e *Croton* poderiam ser encontradas 128 mil fossas sépticas, milhares de hectares destinados ao uso agrícola que não utilizavam práticas conservacionistas, estradas e por volta de 100 estações de tratamento de esgoto.

Em 1986, o Presidente Ronald Reagan endossou alterações na *Safe Drinking Water Act*, dispondo sobre as seguintes ações: i) requer que a USEPA regule mais de 80 contaminantes na água potável até 1989, e, a partir de 1991, mais 25 contaminantes; ii) requer que certos sistemas de captação de água superficial realizem o tratamento artificial; iii) para as águas subterrâneas, alguns sistemas deveriam adotar a desinfecção; iv) solicita que a USEPA imponha novos requisitos de controle sobre os sistemas públicos de fornecimento de água para aqueles contaminantes ainda não regulamentados; v) prevê um programa piloto para proteger partes críticas das fontes de água potável; vi) requer o desenvolvimento de programas para proteção de áreas entorno das fontes que abastecem os sistemas públicos; vii) requer que a USEPA emita novas regras para a injeção de resíduos nos solos abaixo das fontes de água potável; viii) proíbe o uso de soldas de chumbo no sistema hidráulico de distribuição de água. A nova lei também prevê novas competências ou reforça as atribuições da USEPA para fazer cumpri-la, incluindo aumento das sanções civis e penas para as violações (USEPA, 1986).

A USEPA promulgou em 1989 novas regras (*Surface Water Treatment Rule – SWTR*), alinhadas as alterações na *Safe Drinking Water Act*, determinando que todas as fontes superficiais de captação de água potável dos Estados Unidos teriam de cumprir certas normas ou padrões de qualidade da água até junho de 1993 (BUDROCK, 1997). A *SWTR* prevê que em determinadas condições o sistema de abastecimento de água potável poderia obter a dispensa de purificação (NRC, 2000) artificial, sendo necessária apenas desinfecção e filtração. No rol de condições inclui a criação de um programa de **gestão de bacias hidrográficas** que atenda as normas de turbidez e coliformes fecais e totais, forneça desinfecção adequada e evite qualquer surto de doenças transmitidas pela água (NRC, 2000).

Neste contexto de *enforcement*, Nova Iorque tinha duas opções: construir um sistema de purificação da água (repor o serviço natural de purificação) ou proteger os ecossistemas de seus mananciais para garantir água potável de alta qualidade (manutenção do capital natural para garantir o serviço de purificação) (NRC, 2004).

A construção do sistema de purificação representaria um investimento orçado entre US\$ 6 a 8 bilhões (valores de 1996), além dos custos anuais de operação, da ordem US\$ 300 milhões (CHICHILNISKY e HEAL, 1998), elevando em mais que o dobro as tarifas (BUDROCK, 1997). O custo da recuperação e conservação dos ecossistemas das bacias foi estimado em US\$ 1,5 bilhão a ser investido ao longo de 10 anos. Portanto, Nova Iorque teria de **escolher em investir em capital natural ou em capital produzido pelo homem. O que era mais atraente?** (CHICHILNISKY e HEAL, 1998). Nova Iorque decidiu investir no capital natural. A escolha de **restaurar a integridade dos ecossistemas** para **recuperar o serviço de purificação da água**, no limite, pode ser considerada um investimento direto em capital natural.

Em 1993, a USEPA definiu condições preliminares para que o sistema de abastecimento de Nova Iorque recebesse o *status* de área livre da necessidade purificação artificial (*Filtration Avoidance Determination – FAD*). Para isso, a cidade teria um ano para definir e iniciar a execução de um plano para atender as condições. Como condição preliminar, Nova Iorque foi obrigada a publicar a edição final da proposta de gestão das bacias e, dar início à aquisição de terrenos e as ações de conservação. A cidade deveria investir na modernização das estações de tratamento de esgoto localizadas nas bacias hidrográficas (BUDROCK, 1997).

A segunda fase foi definida pela USEPA em dezembro de 1993, em que Nova Iorque teria que iniciá-la até 15 de dezembro de 1996. A USEPA estipulou que a cidade deveria ter um programa efetivo de proteção de bacias hidrográficas (*Watershed Protection*), que incluía uma revisão nas regulamentações (*Watershed Regulations*). Ademais, a cidade deveria se comprometer na execução do programa de aquisição de terras, que resultaria na aquisição de 80 mil acres de terras (32,4 mil hectares) até o fim de 1999 (BUDROCK, 1997).

A proposta de aquisição de terras despertou forte oposição dos moradores, porque eles temiam que o desenvolvimento econômico fosse sufocado, os valores das propriedades sofressem drásticas reduções e que a arrecadação tributária fosse corroída pela execução de tal proposta (FINNEGAN, 1997; NCR, 2000). A *Coalition of Watershed Towns* apresentou uma contraproposta, onde a cidade de **Nova Iorque**

deveria compensar financeiramente as comunidades pelos custos diretos e indiretos impostos as comunidades pelo programa de proteção (NCR, 2000).

Embora o projeto tenha dado início a uma intensa e acirrada negociação entre os *stakeholders*, em novembro de 1995 as partes anunciaram que haviam alcançado em relativo consenso. Então, em 1996, foi publicado o *Memorandum of Agreement* (MOA). O MOA é um **acordo cooperativo** consolidado entre Nova Iorque, o Estado de Nova Iorque, a USEPA, a Associação de Municípios, as comunidades e as organizações não governamentais (ONG's) (BUDROCK, 1997). O acordo previa um cenário para o cumprimento das normas de qualidade da água, contendo um plano para aquisição de terras baseado no **consentimento mútuo** (comprador-vendedor), **regulamentação da gestão**, oficinas de **educação ambiental** e **programas de parceria** com grupos comunitários (BUDROCK, 1997; NRC, 2004).

O MOA guiou a execução do *Watershed Protection Plan*, a partir de três compromissos: i) **compra de terras** em áreas que forneçam 90% da água potável consumida por Nova Iorque e que sejam predominantemente propriedades privadas; ii) **regulamentação das atividades humanas**; iii) **pagamento as comunidades**, cujo objetivo é apoiar o desenvolvimento econômico local (NRC, 2000). Pode-se dizer que o pagamento realizado por Nova Iorque representa um esquema de PSA, porém, com características próprias. Uma vez que não existe somente um repasse monetário direto ao produtor, mas também o investimento em benfeitorias na propriedade rural em prol da preservação do ecossistema e da atividade agrícola.

O MOA serviu como um **modelo estratégico para a gestão** das bacias de *Catskill/Delaware*, cujo objetivo era manter o abastecimento de água livre da necessidade de implantar um sistema de purificação. Em contrapartida, a USEPA concedeu a cidade de Nova Iorque um **status provisório** de área livre da necessidade purificação que se estendeu até abril de 2002 (NRC, 2000).

Cabe ressaltar que a comunidade agrícola não foi envolvida diretamente nas negociações do MOA. Os agricultores estimaram que em torno de 25% de suas terras agricultáveis seriam retiradas da produção caso a atividade agrícola fosse regulamentada pelo MOA. No entanto, o NYDEP já havia percebido que a transição da

atividade agrícola para o desenvolvimento urbano residencial ocorrido na *Croton Watershed* tinha resultado no declínio da qualidade da água. Desta maneira, o NYDEP rotulou a **atividade agrícola como preferencial** em termos do uso e ocupação da terra. Mesmo a atividade agrícola sendo uma possível fonte poluidora, o NYDEP e a USEPA estabeleceram diversos acordos com a comunidade agrícola, instituindo o *Watershed Agricultural Program* (NRC, 2000).

Visando reduzir o impacto socioeconômico sobre as regiões passíveis de proteção, uma segunda modalidade de instrumento de gestão do uso da terra foi adotada, o *Conservation Easement* (Pacto de Conservação) que faz parte do *Watershed Agreement*. Corresponde a um pacto firmado entre o proprietário da terra e a parte interessada na conservação dos serviços ecossistêmicos de determinada parcela ou de toda a propriedade agrícola, que dispõe algumas restrições sobre o uso e ocupação das terras *ad infinitum*, ou seja, representa um **acordo perpétuo**. Os agricultores podem vender o **compromisso de conservar** determinada parcela de sua propriedade para a cidade de Nova Iorque, mantendo a propriedade privada dessa área. Nova Iorque também pagará os tributos sobre a parcela negociada (BUDROCK, 1997).

Outra modalidade de aquisição de direitos sobre uso da terra é a *Agricultural Easements*. Porém, esse instrumento trata da efetivação do Pacto de Conservação para áreas com atividade agropecuária ativa. Esse pacto dispõe sobre determinadas restrições quanto ao uso e ao desenvolvimento futuro da propriedade, mas permite a continuidade da atividade agrícola (BUDROCK, 1997).

A fim de recuperar e conservar a qualidade da água e, ao mesmo tempo impor pequenas mudanças nas dimensões econômicas e sociais das comunidades, foi estabelecido ainda o *Watershed Protection and Partnership Programs* (WPPP) sob os termos do MOA e que receberá suporte financeiro da Cidade de Nova Iorque.

Para auxiliar na execução do WPPP foi criada a *Catskill Watershed Corporation* (CWC). Essa instituição será responsável pela tomada de decisão sobre o destino de uma importante parcela dos recursos financeiros destinados aos programas de proteção pela Cidade de Nova Iorque (BUDROCK, 1997).

A *Watershed Protection and Partnership Council* (WPPC) foi criada para auxiliar na proteção da qualidade da água e manter a unidade comunitária e a vitalidade econômica das comunidades. Esse conselho não terá qualquer poder para regulamentar ou mesmo responsabilidades executivas, mas representará um grupo de base com ampla diversidade de interesses que compartilham de um objetivo comum: proteger tanto a integridade ecológica e a vitalidade econômica das bacias hidrográficas e de suas comunidades (BUDROCK, 1997).

O WPPC serve como um fórum para troca de ideias, preocupações, informações e recomendações relativas à proteção das bacias e ao desenvolvimento econômico e ambientalmente responsável. O conselho revê e avalia periodicamente os esforços de proteção realizados pelos órgãos públicos e entidades privadas. Além disso, o WPPC poderá solicitar o ingresso de pessoas e instituições que tenham algum interesse na bacia. Por fim, qualquer decisão ou recomendação feita pela WPPC será baseada na maioria dos membros votantes (BUDROCK, 1997).

No caso de Nova Iorque não foi preciso valorar os serviços providos pelas bacias, porque era necessário estabelecer que a recuperação e a proteção da integridade ecológica poderia prover água pura a um custo menor do que implantar um sistema artificial para purificação da água (NRC, 2004). Muito menos foi implantado de maneira explícita um sistema de PSA, embora toda a execução e gestão tenham sido financiadas por Nova Iorque.

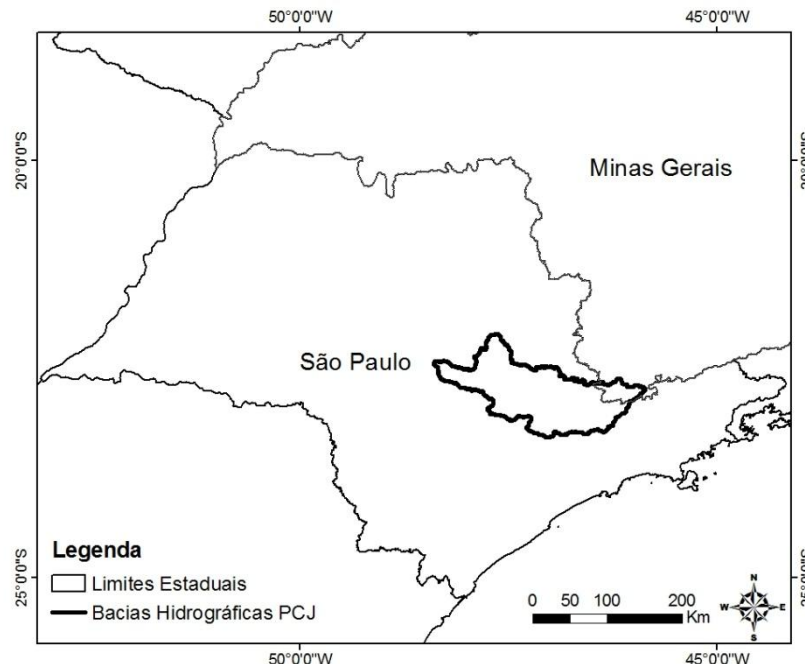
Para finalizar, todo o investimento realizado para recuperar e manter o fluxo do serviço ecossistêmico resultou também na elevação do fluxo de outros serviços, tais como: abertura de novos espaços para recreação, beleza cênica, habitat e berçário para espécies aquáticas e terrestres, recursos genéticos, alimentos, recursos madeireiros, culturais etc. Assim, a experiência de Nova Iorque mostra que a execução de um adequado plano de gestão de bacias hidrográficas para provisão de água pura (NRC, 2004) não resulta apenas na melhoria dos recursos hídricos, mas de todo um amplo conjunto de bens e serviços, ao mesmo tempo em que se manteve o dinamismo econômico.

1.3.2 O Caso das Bacias Hidrográficas do Rio Piracicaba, Capivari e Jundiá

O Estado de São Paulo instituiu a PERH a partir da Lei nº 7.663/1991, criando também o SIGRH²⁶. O governo paulista organizou o seu território em 22 Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI's) (BARBI, 2007).

As Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (PCJ) estão localizadas na UGRHI 5 (COMITÊ PCJ, 2004) (Mapa 1), todas são afluentes da margem direita do Rio Tietê (BARBI, 2007).

MAPA 1 – BACIAS HIDROGRÁFICAS DO PIRACICABA, CAPIVARI E JUNDIAÍ (PCJ)



FONTE: Elaborado pelo autor com base no Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2010c); Comitê PCJ (2011).

²⁶ O principal objetivo do SIGRH Estadual é promover a alocação equitativa e sustentável da água no território estadual entre seus múltiplos usos.

As Bacias PCJ têm uma área de 15.304 km²: 92,6% em São Paulo (11.443 km² correspondentes à Bacia do Rio Piracicaba; 1.621 km² à Bacia do Rio Capivari; 1.114 km² à Bacia do Rio Jundiá) e 7,4% em Minas Gerais (parcelas das Bacias dos Rios Jaguari e Atibaia, ambos formadores do Rio Piracicaba) (COMITÊ PCJ, 2007). Essas bacias encontram-se inter-relacionadas quanto ao uso da água, destinada ao abastecimento público para a população da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP).

A implantação do Comitê PCJ (CBH-PCJ) ocorreu em novembro de 1993, considerado um marco em termos da gestão hídrica no país, porque ocorre antes da aprovação da PNRH (Lei Federal nº 9.433/1997). Essa ação foi motivada pela instituição da PERH do Estado de São Paulo (PERH-SP) da Lei Estadual nº 7.663/1991²⁷. Alguns dos princípios norteadores da PERH-SP são: gestão descentralizada, participativa e integrada, e que seja adotada a bacia hidrográfica como unidade físico-territorial de referência (COMITÊ PCJ, 1994).

A implantação do Comitê PCJ também foi motivada pela eminente ameaça ao futuro das Bacias PCJ, em que sua escassez e poluição constituem-se obstáculos ao desenvolvimento da região. Assim, o grande desafio a ser enfrentado pelo Comitê PCJ será encontrar caminhos para a mobilização de recursos financeiros para promover a recuperação e preservação das bacias (COMITÊ PCJ, 1994).

Em 1994, a população residente nas Bacias PCJ era de 3,8 milhões de pessoas, dos quais somente 250 mil residiam na zona rural, taxa de urbanização de 93% (COMITÊ PCJ, 1995). Entre 1994-2009 a população saltou para 5,5 milhões de pessoas, uma densidade demográfica de 362 hab./km² (ANA, 2010a; COMITÊ PCJ, 2010). As projeções populacionais indicam que em 2025 as Bacias Hidrográficas PCJ abriguem por volta de 6,2 milhões de pessoas (ANA, 2010a).

A região abriga um importante parque industrial do país (responsável em média por 7% do Produto Interno Bruto – PIB brasileiro, BARBI, 2007). A região também possui uma expressiva atividade agrícola, caracterizada pela elevada taxa de

²⁷ No Estado de São Paulo, a instituição da Política de Recursos Hídricos consta na Constituição Estadual de 1989 e na Lei Estadual nº 7.663/1991.

mecanização, uso intensivo do solo, produtos químicos, sementes selecionadas e uso da irrigação (PINHATTI, 1998).

A situação dos recursos hídricos de acordo com o enquadramento em classes de usos – Resolução CONAMA nº 20/198628, conforme Quadro 1 – era a seguinte entre 2000/2001: Bacia do Rio Piracicaba, os corpos d'água estão enquadrados nas classes 1, 2, 3 e 4; Bacia do Rio Capivari, os corpos d'água estão enquadrados somente nas classes 2 e 4; Bacia do Rio Jundiaí, os corpos d'água estão enquadrados nas classes 1, 2 e 4 (COMITÊ PCJ, 2002).

Estima-se que a demanda hídrica seja de 1,2 bilhão de m³/ano, uma vazão média contínua de 37,95 m³/s, corresponde em média de 335 litros/habitante/dia. O uso da água em área urbana respondeu por 56%, industrial 24% e agrícola (irrigação) 18% (COMITÊ PCJ, 2010). Estima-se que a coleta de esgoto alcance 83,4% do total gerado, embora o índice de tratamento seja de apenas 40,7%. Por fim, estima-se que por volta de 126 toneladas de DBO²⁹ sejam lançadas diariamente nos corpos d'águas das Bacias PCJ (ANA, 2010a).

Uma alternativa para angariar recursos financeiros era a instituição da cobrança pelo direito de uso da água, iniciada em janeiro de 2007 (14 anos após a criação do Comitê PCJ). Os usos considerados para efeito de cobrança são aqueles apresentados nos cadastros da ANA, Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE), Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) e Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM). Aqueles usuários que não se cadastraram estão operando ou utilizando a água na ilegalidade, e, portanto, sujeitos às penalidades (ANA, 2010a).

No que diz respeito à determinação dos valores cobrados, cabe destacar a seguinte passagem apresentada no relatório da ANA (2010a, p. 8): “Os valores de cobrança a serem pagos pelos usuários foram discutidos e estudados no âmbito dos

²⁸ A época de elaboração do relatório estava em vigor a Resolução 20/1986, sendo revogada somente em 2005 pela Resolução CONAMA nº 357/2005.

²⁹ O conceito de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é muito importante em qualquer estudo de poluição, pois permite avaliar a “força poluidora” de um resíduo. Por exemplo, os esgotos domésticos – matéria orgânica e água – apresentam uma demanda bioquímica de mais ou menos 300 a 400 miligramas de oxigênio por litro (BRANCO, 2003). O cálculo da carga orgânica lançada em toneladas por dia de DBO é realizada a partir do modelo: Carga Orgânica (Kg DBO/dia) = (Quantidade de Efluente Primário Lançado x DBO do Efluente Primário) / 1.000.

Comitês PCJ, de forma a **não causar impactos significativos nos custos dos usuários**” (grifos meu). Portanto, o principal critério para definição do “preço” da água é de ordem estritamente político-econômica, nem mesmo considerando a sustentabilidade econômica das atividades desenvolvidas no território ou a importância inerente da água, porque sem água não há sistema econômico.

O montante arrecadado será repassado ao Consórcio Intermunicipal das Bacias PCJ – entidade delegada pelos Comitês PCJ e aprovada pelo CNRH para exercer por um período de dois anos as funções de AA. Os recursos financeiros serão aplicados na região em que foram arrecadados com base nos Planos de Bacias. A seleção dos projetos prioritários, serviços e obras que serão beneficiados com os recursos da cobrança, serão conduzidos pelo Consórcio PCJ, sob os critérios técnicos aprovados pelos Comitês PCJ, bem como o repasse dos recursos e a fiscalização da execução das ações (ANA, 2009a).

A cobrança pelo uso da água aplica-se ao volume captado e consumido e aos efluentes lançados, segundo os usos outorgados, declarados e consolidados. Em 2009, 101 usuários das Bacias PCJ pagaram pelo uso da água. O maior usuário é o setor de saneamento, responsável por 85%, seguido pelo industrial (10,9%) (ANA, 2009a; ANA, 2010a).

O mecanismo adotado para estabelecer os **valores que serão cobrados** de cada usuário é dado por (ANA, 2010a):

$$V_{\text{total}} = (V_{\text{captado}} + V_{\text{consumido}} + V_{\text{DBO}} + V_{\text{PCH}} + V_{\text{rural}} + V_{\text{transposto}}) \times k_{\text{gestão}}$$

O **Valor Total** (V_{total}) é o pagamento anual por todos os usos da água de cada usuário, somatório dos valores captado, consumido, DBO, PCH (Hidroelétrico), rural e transposto, multiplicado pelos coeficientes k – representam o peso atribuído ao volume anual de captação outorgado ($K_{\text{outorgado}}$) e medido (K_{medido}); considera a classe de enquadramento do corpo d’água (K_{classe}), cujo objetivo é promover o uso racional da água.

O cômputo do valor total considerará os seguintes critérios: i) volume anual captado (Q_{captada}), exceto para transposição; ii) volume anual captado e transposto para outra bacia ($Q_{\text{transposta}}$); iii) volume anual lançado no corpo hídrico ($Q_{\text{lançada}}$); iv) volume anual consumido – diferença entre o volume captado e lançado ($Q_{\text{consumida}}$); v) carga orgânica lançada no corpo hídrico (CO_{DBO}).

Os mecanismos e valores de cobrança são compostos pelas seguintes bases de cálculo: **preços unitários**, coeficientes multiplicadores e critérios específicos. As **Bases de Cálculo** visam quantificar o uso da água (Quadro 3).

QUADRO 3 – BASES GERAIS DE CÁLCULO DO VALOR TOTAL PAGO PELOS USUÁRIOS DA ÁGUA DAS BACIAS PCJ: 2009

Usos	Bases de Cálculo
Captação	$V_{\text{captado}} = (Q_{\text{cap}} \times \text{PUB}_{\text{captado}} \times k_{\text{cap classe}})$
Consumo	$V_{\text{consumido}} = (Q_{\text{capT}} - Q_{\text{lançT}}) \times \text{PUB}_{\text{consumido}} \times (Q_{\text{cap}} / Q_{\text{capT}})$
Lançamento	$V_{\text{DBO}} = CO_{\text{DBO}} \times \text{PUB}_{\text{DBO}} \times k_{\text{lanç classe}} \times k_{\text{PR}}$
Transposição	$V_{\text{transposição}} = (k_{\text{out}} \times Q_{\text{transp. Out}} + k_{\text{med}} \times Q_{\text{transp med}}) \times \text{PUB}_{\text{transp}} \times k_{\text{cap classe}}$
Hidroelétrico	$V_{\text{PCH}} = GH_{\text{efetivo}} \times \text{TAR} \times k_{\text{geração}}$

FONTE: Elaborado pelo autor com base em ANA, 2010a.

NOTA: V – valor cobrado pelo uso; Q_{cap} (volume anual captado); Q_{capT} (volume total anual captado) é igual ao Q_{cap} ou Q_{out} (se não existir medição) mais aqueles captados em redes dos sistemas de distribuição; $Q_{\text{lançT}}$ (volume anual de água lançado total); $Q_{\text{transp. out}}$ (volume outorgado para transposição); ou $Q_{\text{transp. med}}$ (volume transposto medido); PUB – Preço Unitário Básico pelo uso da água (preço da água); CO – carga anual efetivamente lançada; k – coeficiente de ponderação (peso), pode ser: $k_{\text{cap classe}}$ (classe de enquadramento do corpo d'água no qual se faz a captação, Resolução CONAMA nº 357/2005); $k_{\text{lanç classe}}$ (classe de enquadramento do corpo d'água receptor); k_{PR} (percentual de remoção de carga orgânica [$DBO_{5,20}$] na Estação de Tratamento de Efluentes Líquidos Industriais e Domésticos); GH é a energia anual gerada (MWh); TAR (Tarifa Atualizada de Referência) em R\$ / MWh, relativa à compensação financeira pela utilização dos recursos hídricos.

A **captação** representa o volume físico anual de água retirado do corpo d'água. O **consumo** corresponde à parcela do uso de captação que realmente não é devolvida ao corpo d'água. O **lançamento** é o uso de uma quantidade definida de água necessária para diluir a carga poluente lançada no corpo hídrico. A base de cálculo para o uso de lançamento é a carga de $DBO_{5,20}$ lançada (CO_{DBO})³⁰. A **transposição** de bacias é referente aos volumes físicos de água que forem captados e transpostos das

³⁰ A $DBO_{5,20}$ é considerada como a quantidade de oxigênio consumida ao longo de um período de tempo de 5 dias sob a temperatura de incubação de 20° C (ANA, 2010a).

Bacias PCJ para outras bacias. O **hidroelétrico** refere-se à geração de energia elétrica por meio de Pequenas Centrais Hidroelétricas, mas ainda não é efetuada a cobrança nas Bacias PCJ.

Os **Preços Unitários Básicos** (PUB's) para cada tipo de uso (Quadro 4) são necessários para que se possa calcular o valor que será cobrado pelo direito de uso da água, representa (ou pelo menos deveria representar) a medida “real” de valor ou o “preço” da água. No caso do uso hidroelétrico não é considerado um preço para a água, mas somente a compensação financeira (TAR).

QUADRO 4 – PREÇOS UNITÁRIOS BÁSICOS DELIBERADOS PELO CBH PCJ: 2009

Tipo de Uso	Sigla	Unidade de Medida	PUB (R\$)
Captação Bruta	PUB _{cap}	R\$/m ³	0,010
Consumo Bruto	PUB _{cons}	R\$/m ³	0,020
Lançamento de carga orgânica DBO _{5, 20}	PUB _{DBO}	R\$/kg	0,100
Transposição da Bacia	PUB _{transp}	R\$/m ³	0,015

FONTE: ANA, 2010a, p. 20.

Os PUB's definidos no âmbito das Bacias PCJ – e na maioria das bacias brasileiras que implantaram a cobrança – foram definidos por meio de **deliberações**, que se pautaram em um relativo consenso entre os agentes envolvidos. Contudo, o principal critério utilizado foi à **minimização do impacto dos valores a serem cobrados em suas planilhas de custos**.

1.4 CONSIDERAÇÕES GERAIS

O modelo de gestão dos recursos hídricos instituído no Brasil, Lei Federal nº 9.433/1997, reconhece a **dotação de valor econômico da água** e formaliza a **cobrança pelo direito de uso da água** como instrumento de gestão. Desta forma, a implantação da cobrança no país está assegurada pelo aparato regulatório.

A experiência da Cidade Nova Iorque mostra que não necessariamente é preciso instituir a cobrança pelo uso da água para alcançar uma adequada gestão da bacia hidrográfica. Embora essa experiência torne evidente a importância da valoração dos serviços ecossistêmicos como subsídio para tomada de decisão, ou pelo menos,

uma avaliação ecossistêmica das bacias hidrográficas. O custo da purificação artificial da água seria quatro vezes superior ao custo de manutenção do serviço ecossistêmico, mesmo não incorporando todos os benefícios da recuperação e conservação dos ecossistemas. Essa experiência pode contribuir para a adoção de outros instrumentos além da cobrança pelo uso da água.

No Brasil, a experiência do Comitê PCJ mostra que a “precificação” da água não é tarefa trivial. Sobretudo, porque os preços adotados foram **deliberados com base apenas em critérios econômicos**³¹ (impacto no custo dos grandes usuários) e **políticos**. O preço praticado não incorpora as dimensões econômicas, ecológicas e socioculturais da água, nem mesmo o custo da recuperação e preservação do capital natural. Logo, esse modelo não será capaz de promover o uso racional da água e muito menos contribuir para a recuperação e preservação da qualidade ambiental das Bacias Hidrográficas PCJ. Entretanto, conforme poderá ser observado no próximo capítulo, o modelo de valoração proposto pelo Coalizar adota como base aquele implantado pelo Comitê PCJ.

³¹ Além disso, o critério econômico não está vinculado ao valor econômico dos recursos naturais.

CAPÍTULO 2 – A GESTÃO DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DO ALTO IGUAÇU E AFLUENTES DO ALTO RIBEIRA

Um elemento central de qualquer estrutura de governança são as instituições, entendidas como as “regras do jogo” (*rules of the game*) e os mecanismos estabelecidos para monitorar e reforçar a validade dessas regras (GREEN *et al.*, 2009). Os autores destacam que no caso das instituições relacionadas à gestão dos recursos naturais, frequentemente são incluídos atributos espaciais e temporais que alteram sua forma e composição ao longo do tempo.

As instituições podem ser expressas em regras formais e informais que os agentes reconhecem em determinada situação ou contexto (TUCKER; OSTROM, 2009). Por exemplo, Constituição Federal e/ou Estadual, Lei Orgânica Municipal, Estatutos Ambientais, Resoluções, decisões do Poder Executivo e do Judiciário e contratos privados são considerados regras formais. As regras informais são aquelas seguidas de uma maneira geral, tais como costumes ou que tenham sido formuladas em condições em que não são reconhecidas por lei.

As instituições são mecanismos “construídos” pela sociedade para alterar a resposta do ser humano individual ou coletivo frente à determinada situação físico-social. Assim, a sociedade utiliza diversas configurações de regras e mecanismos de monitoramento e de sanção na tentativa de alterar o comportamento do indivíduo (GREEN *et al.*, 2009), logo, altera o coletivo. As instituições consolidadas podem ser tão importantes na determinação da dinâmica de uso e ocupação das terras do que fatores biofísicos, topográficos ou áreas construídas.

As regras podem ter efeitos diretos e/ou indiretos sobre o uso dos recursos naturais, que podem delinear as condições e os processos de mudança (TUCKER; OSTROM, 2009) no uso e ocupação da terra. Se as instituições que regulamentam o

grau de proteção das florestas não estiverem devidamente consolidadas, o acesso aos recursos naturais poderá ser considerado aberto ou livre. Por exemplo, um determinado ecossistema que contenha recursos de valor comercial poderá sofrer com a pressão antrópica em seu entorno, essa dinâmica levará a sua degradação caso não exista uma instituição que regule a exploração.

Neste sentido, o desafio da efetiva governança dos recursos naturais estará associado às suas características de acesso comum. Segundo Tucker e Ostrom (2009), os recursos de acesso comum são aqueles em que é possível subtraí-los livremente, para os quais a exclusão de usuários é difícil. Este tipo de recurso inclui: florestas, bacias hidrográficas, oceanos, recursos pesqueiros e a estratosfera. Mas a sobre-exploração poderá ameaçar a integridade desses recursos, e, no limite, a sobrevivência da espécie humana. Por fim, o futuro dos recursos naturais dependerá da habilidade da sociedade para construir novas instituições ou adaptar aquelas que já existam em prol do uso sustentável dos recursos, porém considerando as escalas locais, regionais e globais da intervenção humana.

Neste contexto, o capítulo tem por objetivo apresentar os aspectos históricos, legislativos e administrativos da estrutura institucional que envolve a gestão das Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira e, a proposta para definição do valor a ser cobrado pelo direito de uso da água elaborada pelo Coalizar.

2.1 ESTRUTURA DE GOVERNANÇA

No Paraná, o marco das ações para a construção de um aparato jurídico-institucional está representado pela aprovação da Lei Estadual nº 12.726, de 26 de novembro de 1999, que instituiu a Política Estadual de Recursos Hídricos (PERH) e o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SEGRH) (PARANÁ, 1999), aliando-se às ações instituídas pela Lei Federal nº 9.433/1997.

A Lei Estadual nº 12.726/1999 apresenta algumas distinções em relação à Lei Federal nº 9.433/1997. Os preceitos básicos que a PERH/Pr deve basear-se são similares ao PNRH: i) a água é um bem de domínio público; ii) **dotado de valor**

econômico, social e ambiental³² (diferente do previsto na Lei Federal nº 9.433/1997, que reconhece apenas o valor econômico); iii) em situações de escassez priorizar-se-á o consumo humano e a dessedentação de animais; iv) a gestão hídrica deve considerar o uso múltiplo; v) a bacia hidrográfica é a unidade de gestão; vi) a gestão deve ser descentralizada (PARANÁ, 1999, art. 2º).

A mesma paridade com a PNRH pode ser observada quanto aos objetivos da PERH/Pr: i) assegurar a sustentabilidade hídrica a partir da definição de *Brundtland*; ii) estimular o uso racional e integrado; iii) prevenção e defesa contra eventos hidrológicos origem natural ou não (PARANÁ, 1999, art. 3º).

Os principais instrumentos dispostos para a implantação da PERH/Pr são: i) Plano Estadual de Recursos Hídricos; ii) Plano de Bacia Hidrográfica; iii) enquadramento dos corpos d'água em classes de uso; iv) outorga de direitos de uso; v) cobrança pelo uso da água; vi) Sistema Estadual de Informações sobre Recursos Hídricos (SEIRH) (PARANÁ, 1999, art. 6º).

A cobrança pelo uso da água é o principal instrumento que será analisado no âmbito desta pesquisa, porque este se apresenta como um dos maiores desafios para o CBH e para a Gestão Hídrica, por dois motivos: quanto cobrar dos usuários – o valor dos recursos hídricos deve considerar de maneira simultânea as dimensões econômica, social e ambiental conforme os fundamentos da Lei Estadual nº 12.726/1999; como instituir a cobrança. Neste quesito, a proposta do Paraná é um pouco mais específica do que aquela apresentada na PNRH.

De acordo com a Lei Estadual nº 12.726/1999, artigo 19º, a cobrança tem por objetivo: i) constituir-se em um importante instrumento de gestão hídrica; ii) conferir **racionalidade econômica** ao uso da água; iii) disciplinar a localização dos usuários a favor da conservação dos recursos hídricos – e da recuperação dos ecossistemas; iv) incentivar a melhoria da gestão nas bacias hidrográficas onde for realizada a cobrança – e de todos os recursos naturais; v) obter recursos financeiros.

Entretanto, a Lei Estadual nº 12.726/1999 **dispõe que todos os produtores agropecuários paranaenses, independentemente do tamanho da propriedade,**

³² Fundamento alterado pela Lei Estadual nº 16.242/2009.

estarão isentos do pagamento pelo direito de uso da água. Mas a água deve ser destinada exclusivamente a produção agropecuária e silvipastoril³³, embora tenha sido mantida a obrigatoriedade de obtenção da outorga junto ao Instituto Águas do Paraná ou Águas Paraná. Logo, esse dispositivo contraria, e, mesmo dificulta, o atendimento de alguns dos objetivos da implantação da cobrança e da PERH/Pr, tais como estimular o uso racional em termos econômicos e incentivar a melhoria da gestão ambiental dos recursos hídricos e ecológica dos ecossistemas.

O Decreto Estadual nº 5.361/2002 regulamenta a cobrança em corpos d'água de domínio do Paraná. A cobrança será implantada de maneira gradual, atendendo as seguintes prioridades: i) bacias hidrográficas em que a disponibilidade hídrica se encontre comprometida em decorrência dos diversos tipos de usos³⁴; ii) sub-bacias hidrográficas inseridas em bacias delimitadas pela divisão territorial adotada para efeitos da implantação da gestão hídrica do Paraná e, que apresentem conflitos associados ao uso (PARANÁ, 2002b).

Os **preços unitários** – ou “preço” da água – de cobrança deverão considerar os diferentes tipos de usos e de usuários, sobretudo, observando os critérios, normas e procedimentos gerais definidos e aprovados pelo CERH/Pr e, naquilo que couber, de acordo com os fatores apresentados no artigo 20º da Lei Estadual nº 12.726/1999 e as disposições gerais do Decreto Estadual nº 5.361/2002.

Os **valores de referência**³⁵ para subsidiar a definição regional de valores para a cobrança serão encaminhados pelo Águas Paraná às GBH's e aos CBH's para: i) **indicar os preços unitários que devam gerar receitas compatíveis com as demandas de investimento de planos e programas de recursos hídricos**; ii) **sinalizar que os valores levem em consideração a capacidade de pagamento dos diversos agentes**; dentre outros (PARANÁ, 2002b; 2009).

³³ Lei Estadual nº 16.242/2009.

³⁴ A área do Coaliar se encontra nesta condição. Ver capítulo 5.

³⁵ Os valores de referência deverão ser estabelecidos pelo Águas Paraná e, apresentados na forma de tabela de preços unitários, de acordo com as diversas tipologias de uso e segmentos de usuários dos recursos hídricos (PARANÁ, 2002b).

Os recursos arrecadados com a cobrança e inscritos no Fundo Estadual de Recursos Hídricos (FERH/Pr)³⁶ deverão ser aplicados – mínimo de 80% do volume arrecadado – **prioritariamente na bacia hidrográfica em que foram gerados** para: i) financiar estudos, programas, projetos e obras incluídas no Plano de Bacia Hidrográfica; ii) pagamento de despesas de monitoramento dos corpos d'água e de implantação e custeio administrativo do aparato de gestão, limitado a 7,5% do total arrecadado; iii) projetos e obras que alterem a qualidade, a quantidade e o regime de vazão do corpo d'água a fundo perdido (PARANÁ, 2002b).

A gestão hídrica terá o apoio do FERH/Pr, que dará suporte financeiro para custeio e investimento. O gestor do FERH/Pr é o Águas Paraná, na qualidade de órgão executivo do SEGRH/Pr e como agente financeiro oficial, incumbindo-se a Secretaria de Estado da Fazenda e a Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMA) a supervisão financeira das instituições (PARANÁ, 2009).

Além da isenção disposta a produtores agropecuários e silvicultores, outro instrumento do aparato institucional paranaense que não consta na Lei Federal nº 9.433/1997, refere-se ao estabelecimento de **bonificações e de incentivos** aos usuários que: i) realizem o tratamento de seus efluentes, mas **lançando-os ao corpo receptor com qualidade superior àquela da captação**; ii) adotem **práticas conservacionistas** de uso e manejo do solo e da água; iii) desenvolvam **práticas de proteção de mananciais** superficiais e/ou subterrâneos³⁷. A competência para a elaboração das formas de bonificação e de incentivo deverão ser propostas ao CERH/Pr pelo Águas Paraná (PARANÁ, 2002b; 2009).

Esse instrumento possibilita a implantação de esquemas de PSA. No entanto, o referido aparato legal não orienta e muito menos indica como seria estruturado o sistema de incentivos. Quais seriam as fontes pagadoras pelos serviços ambientais providos? Vale destacar que até o momento também não existem discussões no âmbito do Coalier e do CERH/Pr sobre a implantação de tais sistemas nas bacias. A preocupação principal do Coalier é com a definição dos preços unitários

³⁶ Criado pela Lei Estadual nº 12.726/1999, regulamentado pelo Decreto nº 4.647/2001.

³⁷ Consta na Resolução do CNRH nº 48, de 21 de março de 2005.

básicos e a instituição de cobrança pelo direito de uso da água, ainda sem data definida³⁸.

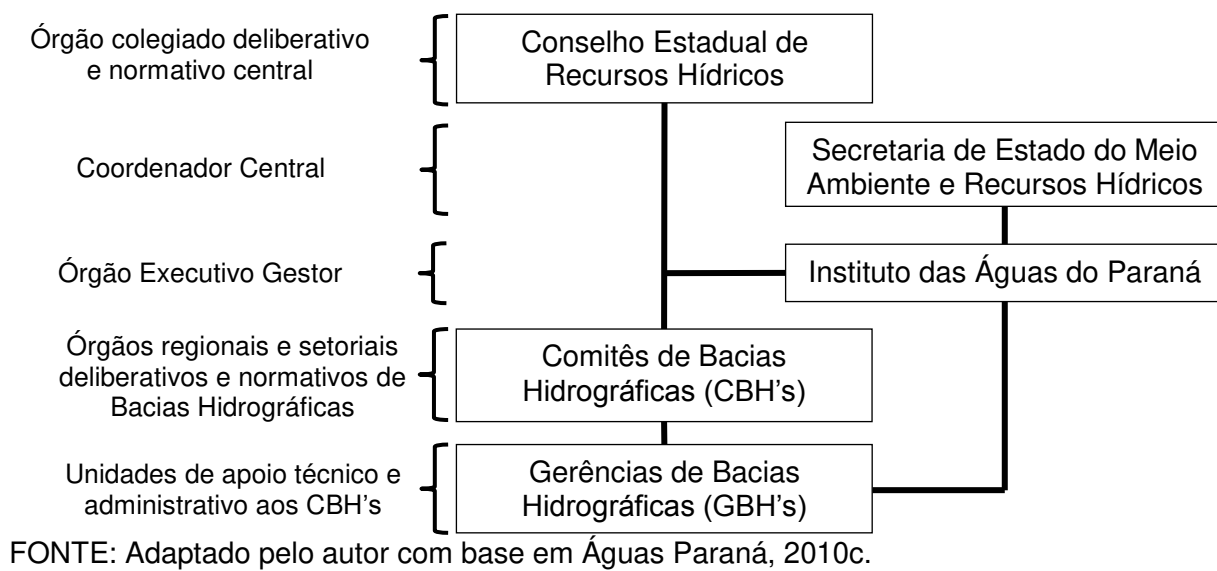
Em termos da ação do Poder Público Estadual na implantação e na execução da PERH/Pr, semelhante ao disposto na Lei Federal nº 9.433/1997, a Lei Estadual nº 12.726/1999 destaca que o Executivo deve **promover a integração da gestão de recursos hídricos com a gestão ambiental**. Essa ação confirma o reconhecimento de que **a gestão dos recursos naturais não pode ser realizada de maneira individualizada e isolada**. Essa visão abre espaço para que sejam adotados outros instrumentos que não estejam vinculados apenas à gestão hídrica. Neste sentido, o Coalhar deveria elaborar uma proposta para a instituição de esquemas de PSA's.

A estrutura operacional da PERH/Pr compreende a implantação do **Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos** (SEGRH/Pr), composto pelo (PARANÁ, 1999): i) órgão colegiado deliberativo e normativo central – ocupado pelo CERH/Pr; ii) órgão coordenador central – ocupado pela SEMA; iii) órgão executivo gestor – ocupado pelo Águas Paraná³⁹; iv) órgãos regionais e setoriais deliberativos e normativos de bacia hidrográfica – ocupado pelo CBH; iv) unidades de apoio técnico e administrativo aos CBH – ocupado pelas GBH's (Figura 3).

FIGURA 3 – ESTRUTURA OPERACIONAL DO SEGRH DO PARANÁ

³⁸ Entretanto, no período recente entrou em pauta a discussão sobre uma possível integração do Coalhar ao CBH do Rio Ribeira de Iguapê, localizado no Estado do São Paulo.

³⁹ O Instituto das Águas do Paraná foi criado pela Lei Estadual nº 16.242, de 13 de outubro de 2009, e ao mesmo tempo extinguiu a Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (Suderhsa) (PARANÁ, 2009).



Os principais objetivos do SEGRH/Pr são: i) coordenar a gestão integrada dos recursos hídricos; ii) arbitrar em termos administrativos os conflitos; iii) implantar a PERH/Pr; iv) planejar, regular e controlar o uso, a preservação e a recuperação dos recursos hídricos e dos ecossistemas aquáticos do Paraná; v) promover a instituição da cobrança pelo uso dos recursos hídricos (PARANÁ, 1999).

Os CBH's terão como área de atuação as UHGRH's na forma de: i) bacia hidrográfica em sua totalidade; ii) conjunto de bacias hidrográficas; iii) parcela de determinada bacia hidrográfica, como é o caso do Coalhar⁴⁰ (PARANÁ, 1999). Aos CBH's competem: i) **promover o debate e articular a atuação das entidades intervenientes**; ii) **arbitrar os conflitos**, na instância administrativa; iii) aprovar, acompanhar a execução e **sugerir as providências necessárias para o cumprimento do Plano de Bacia Hidrográfica**; iv) propor critérios e normas gerais para outorga de direitos de uso; v) aprovar a proposta de cobrança e dos valores a serem cobrados pelo uso dos recursos hídricos; vi) **estabelecer critérios e promover o rateio de custo das obras de uso múltiplo, de interesse comum ou coletivo**; entre outras competências (PARANÁ, 1999, artigo 40).

⁴⁰ O Coalhar foi instituído por meio do Decreto Estadual nº 5.304, de 05 de fevereiro de 2002 (PARANÁ, 2002a). Conforme destacado neste capítulo, o objetivo da união de ambas as bacias hidrográficas (Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira) foi para a composição de uma área única para a atuação e jurisdição do Comitê de Bacias de rios de domínio exclusivo do Estado do Paraná.

De acordo com o Decreto Estadual nº 2.315/2000, aos CBH's, no âmbito de sua área de atuação, compete (PARANÁ, 2000): i) submeter, obrigatoriamente, os planos de bacias à audiência pública; ii) zelar pela compatibilização e integração do plano de bacia, planos setoriais de esgotamento sanitário, resíduos sólidos e de drenagem, referentes às áreas urbanas inseridas em seu território de atuação e as práticas de cultivo e de manejo do solo agrícola, assim como interagir com entidades de fomento e de assistência técnica, com vistas à promoção de técnicas adequadas de cultivo e de manejo do solo, que sejam compatíveis com os objetivos de redução do carreamento de sólidos e de insumos; iii) aprovar e propor ao CERH a celebração de contratos de gestão e de convênios de mútua cooperação e de assistência; etc.

Essas competências permitem que o Coalhar promova a aglutinação das ações e dos agentes envolvidos em prol da gestão dos recursos naturais. Desta forma, o Coalhar poderia orientar os agentes e as instituições para a organização de esquemas de PSA. Logo, esse modelo poderia promover a adequação do manejo do território sob as bases da sustentabilidade, pois haveria um incentivo financeiro para essa mudança. Neste sentido, a recuperação e conservação dos ecossistemas poderia tornar-se uma fonte de renda complementar aos agentes provedores e, internalizaria os custos da degradação dos ecossistemas no sistema de preços.

A composição dos CBH's é paritária: representantes de instituições públicas da esfera estadual, dos municípios, entidades da sociedade civil e de usuários de recursos hídricos. Os critérios para indicação dos representantes de cada segmento, assim como sua participação relativa na composição CBH's, serão definidos pelo CERH/Pr, devendo constar no respectivo Regimento Interno do comitê (PARANÁ, 1999). Merece destaque que o CERH/Pr “poderá, sempre que julgar conveniente, delegar competências e atribuições aos Comitês de Bacia Hidrográfica” (artigo 34 da Lei Estadual nº 12.726/1999, inciso 4º).

Os CBH's receberão apoio do órgão executivo gestor do SEGRH/Pr, ou seja, do Águas Paraná, que, por meio das **GBH's** (função atribuída as AA da Lei Federal nº 9.433/1997) responderão pelo planejamento e a formulação dos planos de bacia, suporte administrativo, técnico e financeiro, além da execução da cobrança pelo direito

de uso da água (PARANÁ, 1999). No caso do Coalhar, este recebe apoio da Gerência das Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu, Afluentes do Rio Negro e Afluentes do Rio Ribeira e Litorânea. A GBH atuará como secretaria executiva do respectivo CBH. Além disso, é uma unidade de execução descentralizada do Águas Paraná (ÁGUAS PARANÁ, 2010b).

O Águas Paraná tem por finalidade fornecer suporte técnico-institucional para implantação e execução dos instrumentos dispostos pela PERH/Pr. Além disso, essa instituição deve exercer as funções de regulação e fiscalização do serviço de saneamento básico, integrado pelos serviços públicos de abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza pública e manejo de resíduos sólidos e drenagem das águas pluviais urbanas, desde que exista gestão associada entre o Paraná e municípios (PARANÁ, 2009).

As competências atribuídas ao Águas Paraná são: i) elaborar, executar e controlar os planos, programas, ações e projetos técnicos de proteção, conservação, recuperação e gestão dos recursos hídricos; ii) planejar, executar e fiscalizar os serviços técnicos de engenharia e administrativos voltados para o controle da erosão, cheias e inundações, degradação de fundos de vales e poluição das águas, além disso, prestar assistência técnica aos municípios; iii) elaborar normas técnicas para projetos de prevenção e controle de erosão, drenagem e controle de cheias e inundações e de preservação, conservação recuperação de áreas degradadas; iv) elaborar estudos hidrológicos, climatológicos, hidrogeológicos, de sedimentos e de qualidade da água; v) definir critérios técnicos de alocação de recursos e calcular anualmente os percentuais relativos a cada município no que se refere aos incentivos relacionados aos mananciais de abastecimento público; vi) efetuar a cobrança pelo uso dos recursos hídricos; entre outras. Cabe destacar que no cumprimento de suas competências o Águas Paraná poderá ainda firmar convênios, acordos ou contratos e outros instrumentos legais similares com pessoas físicas ou jurídicas privadas e/ou públicas, nacionais ou internacionais.

O Coalhar por meio da Resolução nº 01, de 23 de março de 2007, instituiu a Câmara Técnica Permanente de Cobrança pelo Uso dos Recursos Hídricos, que

acompanhará a definição de critérios de cobrança específicos e dos preços unitários básicos e a implantação da cobrança (COALIAR, 2007).

2.2 PROPOSTA PARA A COBRANÇA PELO DIREITO DE USO DA ÁGUA

O CBH, conforme inciso VI do artigo 38 da Lei Federal nº 9.433/1997, pode estabelecer os mecanismos de cobrança pelo direito de uso da água e sugerir os valores a serem cobrados. Desta maneira, em 2007, o Coalier iniciou formalmente o processo para instituir a cobrança nas Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira. A primeira ação empreendida foi criar a Câmara Técnica de Cobrança (CT-COB) por meio da Resolução nº 1, de 23 de março de 2007 (COALIAR, 2007). Embora o CERH/Pr já havia instituído a Câmara Técnica Permanente de cobrança para analisar essa questão no âmbito estadual a partir da Resolução nº 44, de 12 de dezembro de 2005, (CERH/Pr, 2005).

A CT-COB, instituída pelo Coalier, atuará permanentemente em duas frentes: i) acompanhar a definição de critérios de cobrança específicos e dos preços unitários básicos; ii) acompanhar a implantação da cobrança (COALIAR, 2007). A definição dos critérios e a implantação da cobrança são atividades de competência do Águas Paraná executadas através da GBH, porém devem ter o respaldo do Coalier e do CERH/Pr. Segundo dados do Águas Paraná (2010d), desde sua criação, a CT-COB realizou 10 reuniões entre 08 de maio de 2007 e 13 de dezembro de 2007.

De acordo com o artigo 20, Lei Estadual nº 12.726/1999, no cálculo do valor que será cobrado dos usuários deve ser observado os seguintes elementos, que poderão ser utilizados de maneira isolada, simultânea, combinada ou cumulativa (PARANÁ, 1999): i) classe de uso preponderante em que esteja enquadrado o corpo d'água; ii) características e porte da utilização; iii) prioridades regionais; iv) **função socioeconômica e ecológica da água**; v) período da captação; vi) uso consuntivo; vii) vazão e padrão qualitativo de devolução da água, observados os limites de emissão estabelecidos pela legislação em vigor; viii) disponibilidade e o grau de regularização da oferta hídrica local; ix) proporcionalidades da vazão outorgada e do uso consuntivo em

relação à vazão outorgada; x) grau de impermeabilização do solo em áreas urbanas; xi) custos diferenciados para usos e usuários; xii) princípio de progressividade face ao consumo; xiii) entre outros. Vale destacar que esses critérios referem-se ao valor total da cobrança, não ao “preço da água” ou PUB.

O Decreto Estadual nº 5.361/2002 estabeleceu que a Suderhsa – substituída pelo Águas Paraná (Lei Estadual nº 16.242/2009) –, encaminhará as GBH's e aos respectivos CBH's os **valores de referência**, definidos pelo Águas Paraná. Estes valores serão apresentados na forma de **tabela de preços unitários**, de acordo com as diversas tipologias de uso e segmentos de usuários dos recursos hídricos (PARANÁ, 2002b). Os preços unitários referem-se ao “preço da água”.

De acordo com o Capítulo IV do Decreto Estadual nº 5.361/2002, os usos de recursos hídricos sujeitos à outorga, portanto, também à cobrança, podem ser PARANÁ, 2002b): i) derivações ou captações para consumo final (abastecimento público ou insumo em processo produtivo); ii) extração de água de aquífero para consumo final (abastecimento público ou insumo em processo produtivo); iii) lançamento em corpo d'água de efluentes (esgotos e demais resíduos líquidos e gasosos, tratados ou não) para fins de diluição, transporte ou disposição final; iv) usos para aproveitamento de potenciais hidroelétricos; v) intervenções de macrodrenagem urbana para retificação, canalização, barramento e obras similares que visem ao controle de cheias; vi) outros usos e ações.

Considerando os diferentes tipos de usos dos recursos hídricos discriminados no artigo 13 da Lei Estadual nº 12.726/1999, o cálculo dos valores a serem cobrados deverá obedecer as seguintes fórmulas (PARANÁ, 2002b):

I) Captações: $V_c = K_s * K_r * (PU_{cp} * V_{cp} + PU_{cn} * V_{cn})$, em que V_c é o valor da conta; K_s é o coeficiente sazonal⁴¹; K_r é o coeficiente regional⁴²; PU_{cp} é o preço por

⁴¹ Possibilidade de que sejam estabelecidos diferentes valores de cobrança conforme as épocas do ano, os valores ou escalas de variação poderão ser sugeridos pelo Águas Paraná (PARANÁ, 2002b).

⁴² Diz respeito à possibilidade de que sejam estabelecidas diferenciações entre regiões de uma mesma bacia hidrográfica (PARANÁ, 2002b), até que o Águas Paraná determine os valores ou escala de variação do Coeficiente Sazonal (K_s) propõe-se aos comitês de bacias hidrográficas que o valor a ser utilizado seja de $K_s = 1$ (CERH/Pr, 2006).

unidade de água captada (R\$/m³); PU_{cn} é o preço por unidade de água consumida (R\$/m³); V_{cp} é o volume de água captada (m³); V_{cn} é o volume de água consumida (m³);

II) Derivações: $V_c = K_s * K_r * (PU_{dr} * V_{dr})$, onde PU_{dr} é o preço por unidade de água derivada (R\$/m³) e V_{dr} é o volume de água derivada (m³);

III) Extração de água de aquífero: $V_c = K_s * K_r * (PU_{ex} * V_{ex} + PU_{cn} * V_{cn})$, sendo que PU_{ex} é o preço por unidade de água extraída do aquífero e V_{ex} é o volume de água extraído;

IV) Lançamento de efluentes em corpo d'água: $V_c = K_s * K_r * (PU_{dbo_5} * C_{dbo_5} + PU_{ss} * C_{ss} * PU_{\Delta} * C_{\Delta} + PU_{pa} * C_{pa})$, onde PU_{dbo₅} é preço por unidade de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) necessária para degradar a matéria orgânica (R\$/kg)⁴³; PU_{ss} é o preço por unidade da carga lançada de Sólidos Sedimentáveis (SS) (R\$/Kg)⁴⁴; C_{ss} é a carga lançada de SS em kg/unidade de tempo; PU_Δ é o preço por unidade da carga lançada referente à diferença entre a Demanda Química de Oxigênio (DQO)⁴⁵ e a DBO₅ (R\$/kg); C_Δ corresponde à diferença entre a DQO e a DBO₅ do efluente em kg/unidade de tempo; PU_{pa} é o preço por unidade de carga lançada de outros Parâmetros Adicionais (pa) incorporados à fórmula; C_{pa} é a carga lançada de outros Parâmetros Adicionais (pa), incorporados à fórmula por solicitação do Comitê de Bacia Hidrográfica, mediante aprovação específica do CERH/Pr;

V) Aproveitamento do potencial hidroelétrico: o cálculo deverá obedecer à regulamentação da legislação federal competente e as normas expedidas pela ANA e pela Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL).

⁴³ Segundo Cetesb (2010), a DBO diz respeito a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia para uma forma inorgânica estável. A DBO é normalmente considerada como a quantidade de oxigênio consumido durante um determinado período de tempo, em uma temperatura de incubação específica. Um período de tempo de 5 dias em uma temperatura de incubação de 20°C é frequentemente usado e referido como DBO_{5,20}.

⁴⁴ Sólidos nas águas correspondem a toda matéria que permanece como resíduo, após evaporação, secagem ou calcinação da amostra a uma temperatura pré-estabelecida durante um tempo fixado (CETESB, 2010). No entanto, o conceito apresentado no Decreto Estadual nº 5.361/2002 refere-se a sólidos sedimentáveis. De acordo com Martha Sugai, a inserção dessa variável na fórmula de cobrança tem por objetivo contemplar a questão do assoreamento de reservatórios (CT-COB/COALIAR, 2007b).

⁴⁵ Refere-se à quantidade de oxigênio necessária para a oxidação da matéria orgânica por meio de um agente químico. O aumento da concentração de DQO deve-se principalmente a lançamentos de efluentes de origem industrial, portanto, um parâmetro indispensável para caracterização de esgotos sanitários e de efluentes industriais. Por fim, A DQO é muito útil quando utilizada conjuntamente com a DBO_{5,20} para observar a biodegradabilidade de despejos (CETESB, 2010).

Cabe destacar que a fórmula para o cálculo dos valores correspondentes às captações superficiais e extrações de aquíferos poderá conter também uma parcela relativa a **volumes reservados**. Esses volumes representam aqueles vinculados à demanda futura e às estimativas de cargas poluidoras e respectivos volumes diluição, que corresponderá à diferença entre os quantitativos outorgados e os volumes efetivamente consumidos ou utilizados pelos usuários (PARANÁ, 2002b).

A Resolução nº 50/2006 do CERH/Pr estabelece ainda que caberá ao Águas Paraná, no prazo de cinco anos contados a partir de 2006, a definição da escala de valores a serem adotados para os fatores utilizados no cálculo do coeficiente regional – Kr. O cálculo do coeficiente regional será obtido pela média ponderada dos fatores ($Kr = \frac{\sum(P_i * F_i)}{\sum P_i}$), em que os pesos, definidos de P_I a P_V , correspondentes a cada fator poderão ser sugeridos pelo Águas Paraná⁴⁶, que servirão de subsídio para sua definição pelo CBH e pela sua respectiva GBH.

Os fatores utilizados no cálculo do Kr são: classe preponderante de uso (F_I); prioridades regionais e funções socioeconômicas e ecológicas (F_{II}); disponibilidade e grau de regularização da oferta hídrica (F_{III}); proporcionalidades da vazão outorgada e uso consuntivo em relação à vazão outorgável (F_{IV}); outros fatores estabelecidos pelo CERH/Pr (F_V). Cabe ressaltar que até a definição dos valores do coeficiente regional, o CERH/Pr propõe, por meio da Resolução nº 50/2006, aos CBH que seja utilizado $Kr = 1$ (CERH/PR, 2006).

Desta maneira, seguindo as orientações dispostas pela Lei Estadual nº 12.726/1999, pelo Decreto Estadual nº 5.361/2002 e pela a Resolução nº 50/2006, o Águas Paraná com auxílio da GBH do Alto Iguaçu, Afluentes do Rio Negro e Afluentes do Rio Ribeira e Litorânea e da CT-COB/Coaliar deram início à elaboração da proposta de cobrança no território sob a jurisdição do Coaliar.

Na última reunião da CT-COB/Coaliar, realizada em 13 de dezembro de 2007, foi apresentada a Minuta de Resolução (sem número), versão de 04 de dezembro de 2007. A Minuta foi atualizada, embora ainda não tenha sido apresentada aos

⁴⁶ O Águas do Paraná também fará a sugestão dos pesos P_I a P_V correspondentes a cada fator, conforme nos dispostos § 6º, 7º e 8º do artigo 19, capítulo V do Decreto Estadual nº 5.361/2002.

membros da CT-COB/Coaliar, em sua versão de 20 de maio de 2008⁴⁷. A Minuta dispõe sobre critérios e normas para a cobrança na área do Coaliar. Contudo, na Minuta são apresentadas apenas as propostas referentes aos volumes (captados e outorgados) que serão cobrados, a partir do tipo de uso, setor industrial e saneamento e da carga remanescente de efluente (calculada pelo produto do volume médio lançado e de sua concentração média).

A Minuta trata também das bonificações e incentivos referentes à adoção de práticas conservacionistas de recursos hídricos conforme apresentado no artigo 7º da Resolução do CERH/Pr nº 50/2006, tais como: i) captação, armazenamento e uso das águas de chuva; ii) reuso de águas servidas; iii) utilização de práticas protecionistas / conservacionistas de manejo do solo e plantio (embora, o setor agropecuário esteja isento da cobrança). A Minuta propõe que: i) os custos que podem ser deduzidos do valor cobrado sejam de no máximo de 25% do montante total; ii) os projetos sejam analisados pela GBH e aprovados pelo Coaliar; iii) a bonificação somente será aplicada em um exercício fiscal.

Entretanto, a CT-COB/Coaliar e o Águas Paraná não definiram os PUB's que serão utilizados para o cálculo do valor a ser cobrado pelo uso da água. Embora, segundo Enéas Souza Machado⁴⁸ tenha afirmado que os PUB's serão definidos politicamente. A definição se resumirá na discussão entre os agentes envolvidos (*stakeholders*) até que se alcance um consenso. Enéas Souza Machado destaca também que provavelmente os PUB's não devam ser maiores aqueles praticados em outras bacias hidrográficas que já efetuam a cobrança no Brasil, por exemplo, nas Bacias PCJ (Bacias Hidrográficas do Piracicaba, Capivari e Jundiá)⁴⁹ e CEIVAP (Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul)⁵⁰.

O que se verifica é que o “preço da água” a ser adotado para o cálculo do valor que será cobrado na área do Coaliar será definido por meio de uma discussão

⁴⁷ Essa versão foi obtida por meio do contato via e-mail com o Coordenador da CT-COB/Coaliar, Enéas Souza Machado, em 03 de março de 2010 (anexo 1).

⁴⁸ Representante do Águas Paraná no Coaliar.

⁴⁹ Sobre os PUB's definidos pelo Comitê PCJ consulte o capítulo 1.

⁵⁰ Informação obtida através de consulta via e-mail a Enéas Souza Machado (Gerente da Gerência das Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu, Afluentes do Rio Negro e Afluentes do Rio Ribeira) em 29 de dezembro de 2010 (anexo 2).

“política” entre os usuários (membros do Coalhar e da CT-COB/Coalhar), semelhante ao que foi adotado nos Comitês das Bacias PCJ e CEIVAP. Portanto, o que se pode afirmar que o “preço da água” não refletirá as dimensões dos valores dos recursos naturais (social, ecológica e econômica), muito menos promoverá o uso racional dos recursos hídricos. Logo, pode-se concluir que a metodologia adotada pelos CBH’s brasileiros para a definição do “preço da água” ou PUB’s não se alinha aos preceitos da sustentabilidade, nem mesmo aos objetivos propostos pela PNRH e das PERH’s.

2.3 CONSIDERAÇÕES GERAIS

O aparato legal brasileiro instituído para regulamentar e orientar a gestão hídrica pode ser considerado adequado e alinhado aos modelos internacionais. O modelo incorpora instrumentos e orientações necessárias para promover a adequação do manejo dos recursos hídricos sob as bases da sustentabilidade, pelo menos nas regras definidas. Essa linha é seguida pelo Paraná.

Contudo, a aplicação do modelo prescrito no aparato legal, seja pela esfera federal seja pela estadual, não segue tais orientações, em especial no que se refere ao uso da cobrança como instrumento de gestão. Por um lado, a definição dos valores que serão cobrados dos usuários incorpora elementos que poderiam incentivar o uso racional dos recursos hídricos. Por outro, a definição dos PUB’s – “preço da água” – sob as diversas situações não segue a mesma orientação.

Os PUB’s representam a base de cálculo do valor que será cobrado, componente referente ao valor econômico da água, elemento que inequivocamente poderia promover o uso racional da água. Lembre-se que, em linhas gerais, o valor que será cobrado é obtido pelo produto entre PUB e a quantidade utilizada. No entanto, a definição dos PUB’s nos CBH’s que instituíram a cobrança se baseia apenas nos critérios político e econômico, em que o segundo corresponde somente ao impacto do preço nos custos de produção dos usuários.

Em síntese, o principal critério adotado na definição dos PUB’s pelos CBH’s é que estes tenham o **menor impacto possível nos custos de produção**. Portanto, o

PUB não incorpora os preceitos dispostos pelo aparato regulatório: reconhecimento do valor econômico da água, uso racional e melhoria da qualidade. O Coalizar sinaliza para a mesma direção na definição dos PUB's. Desta maneira, **a prática da gestão hídrica brasileira precisa passar por uma reformulação, adequando o modelo institucionalmente proposto pela PNRH para que este contemple um processo mais adequado para a valoração dos recursos naturais para definição do preço da água e adoção de esquemas de PSA's.**

CAPÍTULO 3 – VALORAÇÃO DOS RECURSOS NATURAIS

Este capítulo tem por objetivo apresentar os principais pressupostos teórico-metodológicos que nortearão a pesquisa, porque somente a partir deles é que se entenderá a **gestão integrada dos recursos naturais em bacias hidrográficas amparada na valoração dos recursos naturais e no PSA's**.

3.1 ECONOMIA DO MEIO AMBIENTE (EMA)

A EMA é a resposta da Economia Neoclássica à problemática ambiental, sobretudo posteriormente da incorporação dos critérios de sustentabilidade⁵¹ na análise econômica. A proposta da EMA baseia-se na microeconomia ortodoxa (Neoclássica), em que a degradação dos recursos naturais representa uma externalidade negativa, uma vez que não existe direito de propriedade definido. A definição de direitos de

⁵¹ Uma definição clara do que deva ser **sustentabilidade do sistema econômico**, e, no limite, da própria permanência da espécie humana no planeta, é que a atividade econômica siga os seguintes pressupostos (MERICO, 2002, p. 32): “[...] não retirar dos ecossistemas mais que sua capacidade de regeneração;” e “[...] não lançar aos ecossistemas mais que sua capacidade de absorção”. No entanto, a definição mais comum para sustentabilidade é dada por (WCED, 1987, p. 43-4): “A satisfação das necessidades humanas é o objetivo máximo do desenvolvimento [...]. O desenvolvimento sustentável requer que as necessidades básicas de todos sejam atendidas e que sejam estendidas a todos a oportunidades de satisfazer suas aspirações por uma vida melhor”.

propriedade permitiria que determinado agente interferirá no uso de determinado recurso natural diante da eminente degradação. Por exemplo, o aquecimento global que afeta a relativa estabilidade climática representa uma situação em que o direito de propriedade é impossível de ser estabelecido entre os agentes. O uso dos recursos naturais públicos acima da capacidade de reposição natural por um agente não geraria custos adicionais a esse agente, decorrente das externalidades impostas à sociedade. Deste modo, não haveria estímulo para a adequação do sistema de exploração á escala aceitável do ecossistema.

Alguns dos bens ambientais são públicos e, tampouco existe um sistema de preços referente à sua demanda e oferta? Deste modo, não sinalização via mercado sobre a escassez, degradação ou deterioração dos recursos naturais. A solução proposta é a internalização dos impactos ambientais no preço de mercado dos produtos econômicos. Deste modo, o preço do produto deveria incluir os custos da manutenção da qualidade ambiental, indicando a disposição a pagar do indivíduo para manter a integridade do ecossistema.

A EMA assume que os recursos naturais não podem representar um limite absoluto à expansão do sistema econômico, porque este **representa o todo**. O sistema econômico pode crescer indefinidamente (PEARCE; TURNER, 1990). Até recentemente vigorou na análise econômica as hipóteses das **dádivas gratuitas da natureza** e da **livre disposição de dejetos** nos ecossistemas.

A ciência econômica negligenciou a relação entre o sistema econômico e o sistema natural. Contudo, o sistema econômico “[...] *is not an isolated, self-sustaining process. This process cannot go on without a continuous exchange which alters the environment in a cumulative way and without being, in its turn, influenced by these interactions*” (GEORGESCU-ROEGEN, 1975, p. 348). A EMA trata o sistema econômico como um **sistema fechado ou isolado**⁵².

⁵² Os sistemas são classificados pela termodinâmica em: i) sistema aberto, troca energia e matéria do sistema com seu ambiente; ii) sistema fechado, somente troca energia do sistema com seu ambiente, não há troca de matéria; iii) sistema isolado, não troca energia e matéria do sistema com seu ambiente (COMMON; STAGL, 2005; MULLER, 2007).

O resultado dessa visão foi à concepção de um conjunto de pressupostos que sustenta toda a análise econômico-ambiental neoclássica (PEARCE; TURNER, 1990; HUSSEN, 2004; DALY; FARLEY, 2004):

- Recursos naturais são fatores de produção “essenciais”, porque um **volume mínimo sempre é necessário** para a produção de bens e serviços;
- Recursos naturais são de **interesse econômico**, porque são **escassos**;
- O **valor econômico** dos recursos naturais é determinado pelas **preferências dos consumidores**, expressas pela dinâmica de livre mercado;
- Os **preços de mercado** podem ser utilizados como um **indicador de escassez dos recursos naturais**;
- Na produção ou no consumo um determinado recurso natural **sempre poderá ser substituído** por outros recursos produzidos pelo homem (manufaturado), vigora a **perfeita substituição** do capital natural por capital manufaturado;
- O **avanço tecnológico** poderá **aumentar a escassez** dos recursos naturais, embora reforce o pressuposto de perfeita substituição entre os capitais;
- **Não há perda na atividade econômica** dado que é um **sistema isolado do ecossistema global**, sendo este tratado separado do sistema econômico;
- Adota-se o pressuposto de que o ecossistema é **neutro e passivo**.

Nesta visão, o sistema econômico depende do ecossistema apenas para atender três finalidades: i) **extração de recursos não renováveis** (minério de ferro, combustíveis fósseis etc.) e **renováveis** (produtos agropecuários, pesqueiros etc.); ii) **depósito e assimilação dos resíduos e dejetos**; iii) “**consumo**” **das belezas naturais** (recreação, esportes etc.) (HUSSEN, 2004).

De acordo com Andrade (2008), a ideia de que o ecossistema é somente uma fonte de materiais e/ou receptor de resíduos contribuiu para que o *mainstream* se preocupasse tão somente com as questões relacionadas à escassez dos recursos naturais e com a poluição gerada nos processos. Desta maneira, a EMA apresenta dois desdobramentos: **Teoria da Poluição** e **Teoria dos Recursos Naturais**.

A Teoria da Poluição, em linhas gerais, adota o aparato da *Welfare Economics* e dos bens públicos. A discussão se concentra na questão de que o meio ambiente é um bem público, e, que sua função é somente a de receptor de resíduos, uma vez que a poluição é uma externalidade negativa resultante da dinâmica econômica. Neste contexto, a Teoria da Poluição busca entender quais são os impactos nos ecossistemas decorrentes da poluição e os custos e benefícios envolvidos na adoção de mecanismos de controle da poluição, visando identificar o **ponto de poluição ótima** (PEARCE; TURNER, 1990; MULLER, 2007; ANDRADE, 2008).

A Economia dos Recursos Naturais assume o ecossistema tão somente como um fornecedor de recursos (insumos) aos processos econômicos. Essa perspectiva busca entender as questões associadas à **utilização ótima** dos recursos naturais – renováveis ou não renováveis –, tais como o manejo adequado e qual a **taxa ótima de exploração** dos recursos não renováveis (PEARCE; TURNER, 1990; MULLER, 2007; ANDRADE, 2008).

Em síntese, na EMA prevalece à busca pelo **equilíbrio** e pela **maximização da utilidade individual** via livre mercado. Contudo, a ausência de mercados organizados para os bens e serviços ecossistêmicos – em sua maioria bens públicos – representa o grande desafio a ser transposto, pois como se encontrará o ponto ótimo (ponto de equilíbrio e de maximização ou minimização) para o uso do ecossistema sem um sistema de preços para os recursos naturais?

3.1.1 Concepção de Valor da EMA

A concepção de valor dos recursos naturais da EMA é construída a partir dos princípios de Individualismo Metodológico, Maximização, Utilitarismo / Bem-Estar e Equilíbrio. O bem-estar não é uma variável estritamente econômica, mas para a visão neoclássica expressaria todo um conjunto de variáveis não econômicas, que, por sua vez expressará os valores sociais (AMAZONAS, 2009) dos bens.

O bem-estar é representado pelo ordenamento das **preferências individuais**, expresso em unidades monetárias. A concepção de valor apoia-se na

teoria do bem-estar e dos bens públicos e no conceito de externalidades. Desta maneira, o valor dos recursos naturais será obtido a partir da função utilidade dos indivíduos, que representará a disposição a pagar ou a receber monetária em termos de variação no provimento dos serviços ecossistêmicos (AMAZONAS, 2009). A concepção de valor dos recursos naturais será expressa unicamente na **métrica monetária**.

O **Valor Econômico Total (VET)** dos recursos naturais será composto pelo **valor de uso** (utilidade) e **de não uso** (social), os valores “não econômicos” correspondem aos valores de não uso, denominado “**valor de existência**”.

O **valor de uso** é aquele que a sociedade atribui a um determinado recurso natural pelo seu uso efetivo no presente ou potencial no futuro, composto pelo valor de uso **direto**, **indireto** e de **opção**.

O **valor de uso direto** é aquele relacionado ao uso direto de determinado recurso natural. Considerando que um mesmo recurso natural possa ter vários usos distintos, este poderá ter vários valores de uso direto. Por exemplo, o uso direto de uma floresta pode ser a extração de madeira, consumo de frutos, taxa de visitação etc.. Por sua vez, o **valor de uso indireto** está associado ao uso indireto dos recursos naturais, por exemplo, purificação da água, contenção da erosão, etc..

O **valor de opção** segundo Ortiz (2003, p. 83), representa “[...] a disposição a pagar de um indivíduo pela opção de usar ou não o recurso” natural “no futuro”. Por exemplo, manter áreas naturais para no futuro obter os benefícios advindos de terapias genéticas originadas das propriedades de genes ainda não descobertos de plantas e animais tropicais (SEROA DA MOTTA, 2006).

O **valor de existência** não deve estar relacionado a nenhum uso efetivo no presente ou potencial no futuro do recurso natural, relaciona-se ao conceito de **valor intrínseco**. Esse valor expressaria os elementos éticos e morais da sociedade, proporcionando uma das ligações entre economistas e ambientalistas (PEARCE; TURNER, 1990). Neste sentido, tem sido proposto um conjunto de elementos para “justificar” o valor de existência, sintetizado em alguma forma de **altruísmo** do ser humano, no sentido de cuidar de outros seres vivos (PEARCE; TURNER, 1990; SEROA DA MOTTA, 2006).

Existe um relativo “consenso”, ou, pelo menos, um reconhecimento na análise da problemática ambiental neoclássica de que os recursos naturais têm um **valor econômico positivo**, porque direta ou indiretamente a sociedade os utiliza para elevar o seu grau de bem-estar. Entretanto, como poderá ser observada na próxima seção, a prática usual da valoração monetária dos recursos naturais **tem por objetivo apenas identificar seu valor de uso**, quando muito, seu valor de opção, mas todos são expressos unicamente na métrica monetária.

3.1.2 Valoração Monetária dos Recursos Naturais

Os recursos naturais contribuem direta ou indiretamente para a geração de renda econômica, aumento do bem-estar humano e/ou prevenção de danos socioeconômicos. Logo, qualquer decisão que afete negativa ou positivamente o sistema natural deverá considerar na devida medida suas perdas ou ganhos. Neste sentido, para auxiliar na tomada de decisão dos agentes é preciso “traduzir” as possíveis alterações quantitativas e qualitativas no estado geral do ecossistema resultantes da intervenção humana (DEFRA, 2007).

Heal (1999) destaca que é preciso ter consciência que o **valor econômico** de uma mercadoria não reflete fielmente sua importância ou seu custo. Desta maneira, a sociedade precisa reconhecer o valor (LIU *et al.*, 2010) do sistema natural para o seu bem-estar. Na dinâmica econômica existe um conjunto de mercadorias “sem” ou com “baixa” importância para o bem-estar, embora o mercado “atribua” um elevado valor econômico, doravante um elevado preço de mercado⁵³.

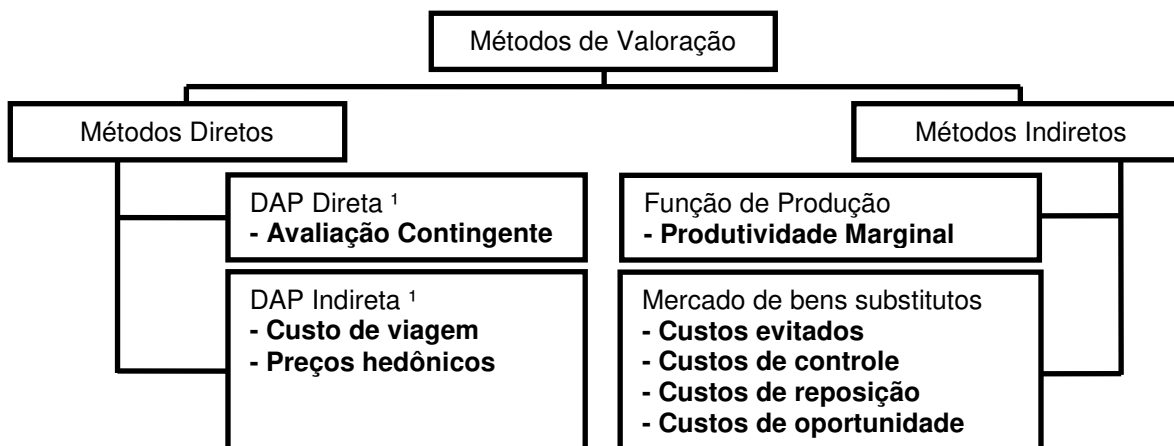
A maior parte dos recursos naturais não tem sistema de preços, porque não são comercializados. Por isso, não existe indicativo de mercado sobre o estado geral

⁵³ Essa discussão foi apresentada por Adam Smith ([1776], 1996) no conhecido **Paradoxo Diamante-Água**. Segundo Smith ([1776] 1996, p. 85), “nada é mais útil que a água, e, no entanto dificilmente se comprará alguma coisa com ela [...]. Ao contrário um diamante dificilmente possui algum valor de uso, mas por ele se pode, muitas vezes, trocar uma quantidade muito grande de outros bens”.

dos ecossistemas que permita determinar a **adequada escala** de uso. Visando enfrentar esse desafio, um conjunto de métodos tem sido desenvolvido pela teoria econômica: valoração monetária e não monetária⁵⁴ (LIU *et al.*, 2010).

Segundo Liu *et al.* (2010), o uso de medidas monetárias pressupõe que os indivíduos estejam **dispostos a transacionar serviços ecossistêmicos**, em que **o valor será baseado em outros bens e serviços que tenham sistemas de preços definidos**. A proposta da valoração monetária é mensurar os custos ou benefícios envolvidos nas mudanças no estado geral dos ecossistemas por meio de preços sombras. Os métodos estão agrupados em: **Diretos** e **Indiretos** (Figura 4).

FIGURA 4 – MÉTODOS DE VALORAÇÃO MONETÁRIA DOS RECURSOS NATURAIS



FONTE: Elaborado pelo autor com base em Pearce e Turner, 1990; Ortiz, 2003; Maia *et al.*, 2004; Muller, 2007; Mota *et al.* 2010.

NOTA: 1) Disposição a Pagar (DAP) ou Disposição a Receber (DAR).

Os métodos de valoração monetária são uma extensão do arcabouço teórico da microeconomia do bem-estar, apoiados no conceito de excedente do consumidor e do produtor; custo de oportunidade; noção de disposição a pagar e a receber; eficiência econômica, equilíbrio geral e bem-estar social (MULLER, 2007).

Os **métodos indiretos** estimam o valor econômico de um recurso natural por meio de uma **função de produção**, que relaciona o recurso natural afetado a bens

⁵⁴ Os métodos não monetários serão apresentados na seção 3.2.4.

“substitutos”, ou mesmo, sua reposição por outros disponíveis no mercado, portanto, com preços observáveis no mercado (ORTIZ, 2003). Os principais métodos são:

I. **Função de Produção:** avalia o valor do recurso natural em função de sua contribuição para a produção de serviços econômicos. Estes métodos podem ser:

- **Produtividade Marginal:** o meio ambiente é considerado um fator de produção que pode afetar a produtividade das atividades econômicas. Assume-se que o valor de determinado recurso natural da função da produção representa seu valor de uso. Assim, a valoração tem por objetivo encontrar a correlação entre uma variação no recurso natural (quantidade e/ou qualidade) e as alterações na produção de bens econômicos, negociados no mercado. A partir dessa relação, o valor do recurso natural será estimado a partir dos impactos físicos na sua exploração econômica ao longo do tempo e nos preços de mercado do produto.

- **Produção Sacrificada:** aplicado em situações em que existem riscos ambientais associados à saúde humana, que resultaria na perda temporária ou permanente da capacidade de gerar renda do indivíduo afetado. Por exemplo, a perda prematura de uma vida humana representa um custo de oportunidade para a sociedade, o valor do recurso natural afetado será equivalente ao valor presente líquido dos rendimentos que seriam gerados pelo indivíduo ao longo de sua vida.

II. **Mercado de Bens Substitutos:** quando não é possível calcular diretamente a perda do recurso natural, pela ausência de preços de mercado, é possível obtê-la com base no preço de bens substitutos perfeitos⁵⁵. Os principais métodos são:

- **Custo de Reposição:** consiste em estimar o custo de reposição do recurso natural “danificado”, cujo objetivo é restabelecer sua condição “original”, supondo que a degradação ambiental seja **reversível**.

- **Custos Evitados:** o valor é estimado com base nos gastos com ações ou bens defensivos, substitutos ou complementares, para garantir o fluxo do produto que depende do recurso natural. O método é útil para estimar os custos incorridos para não modificar a quantidade consumida ou a qualidade do recurso natural.

⁵⁵ São bens ou serviços que podem substituir outros bens ou serviços sem alterar o produto final ou o grau de bem-estar da sociedade.

- **Custos de Controle:** utiliza os gastos incorridos pelos usuários para evitar uma variação no fluxo de recursos naturais. O valor será obtido a partir do custo para melhorar a capacidade de resposta do ecossistema em decorrência dos efeitos da degradação, para garantir o grau de bem-estar das gerações futuras.

- **Custo de Oportunidade:** estima o custo de oportunidade da não realização de outras atividades econômicas que poderiam ser desenvolvidas na área de proteção do recurso natural, portanto, “representaria” uma perda econômica para a sociedade. Assim, o cálculo do valor do dano ambiental será obtido a partir da melhor alternativa para o uso do recurso natural.

- **Custo Irreversível:** estima o custo de recuperação do recurso natural a partir do entendimento de que o gasto realizado no ecossistema é irrecuperável (a fundo perdido), porque em alguns casos pode não haver retorno econômico conhecido na recuperação do ecossistema degradado. Esse cálculo é considerado pelo Poder Público quando deseja recuperar determinados ambientes degradados, embora a proteção dos ecossistemas tenha ganhado força no setor privado.

Os métodos indiretos **captam apenas os valores de uso** do recurso natural, **quando muito, seus valores de opção**. Isso ocorre porque as técnicas baseiam-se em preços sombras. Os métodos **não captam valores não econômicos**. Por esta razão, o valor econômico total do recurso natural pode ser subestimado (ORTIZ, 2003; SEROA DA MOTTA, 2006; DEFRA, 2007).

Visando contornar essa limitação, a EMA apresenta os **métodos diretos**, que procuram captar os valores dos recursos naturais a partir das **preferências dos agentes**, “**criação**” de **mercados hipotéticos** ou com auxílio de mercados de bens complementares, cujo objetivo é obter a **Disposição a Pagar** (DAP) ou a **Receber** (DAR) monetária dos indivíduos em termos da variação dos benefícios ambientais.

Segundo Ortiz (2003), os métodos diretos procuram identificar as preferências individuais dos agentes pelos recursos naturais via consulta direta. A estimação do valor é obtida, simplesmente⁵⁶ perguntando-se aos agentes qual a sua DAP pela recuperação e/ou preservação de um ecossistema, ou a sua DAR pela perda

⁵⁶ Existe uma série de cuidados metodológicos que devem ser tomados para a aplicação desse método. Ver Ortiz, 2003; Maia *et al.*, 2004; Seroa da Motta, 2006; Mota *et al.*, 2010.

do benefício ambiental (MULLER, 2007). Os principais métodos são: DAP-Direta ou DAR-Direta e DAP-Indireta ou DAR-Indireta.

A **DAP** procura identificar qual é o montante máximo que um indivíduo estaria disposto a pagar para obter um aumento na (ou manter a) provisão, ou para evitar a degradação de determinado recurso natural. Por exemplo, a disposição a pagar para manter a proteção de áreas com remanescentes de Mata Atlântica. A **DAR** busca identificar qual é o menor valor que um indivíduo estaria disposto a receber, como forma de compensar uma redução na provisão ou um aumento na degradação de determinado recurso ambiental. Por exemplo, a “indenização” pela inundação das Sete Quedas⁵⁷ pelo reservatório da Usina de Itaipu.

O principal método direto é a **Avaliação Contingente** (MAC) ou **Valoração Contingente** (MVC). Consiste na aplicação de questionários em uma amostra de indivíduos, cujo objetivo é que eles **declarem suas preferências** em relação aos recursos naturais não comercializados (MAIA *et al.*, 2004; MOTA *et al.*, 2010). Esse método simula um mercado hipotético. O pesquisador informa ao entrevistado todos os atributos do recurso natural que será valorado, porém não revela que o mercado não existe. A partir dessa preparação o pesquisador questiona o indivíduo sobre sua DAP para prevenir ou sua DAR para aceitar uma variação na provisão de determinado recurso natural.

O MVC é praticamente o único método neoclássico que consegue captar os **valores não econômicos** (valores de não uso). Esse método se destaca por ser flexível e adaptável a quase todas as situações de valoração monetária. No entanto, sua aplicação exige atenção especial quanto ao planejamento e execução. Além disso, apresenta um elevado custo de aplicação e vários problemas metodológicos (MAIA *et al.*, 2004; MOTA *et al.*, 2010). A captura da DAP ou DAR indireta se baseia no **Mercado para Bens Complementares**. Os principais métodos são:

- **Preços Hedônicos:** estabelece uma relação entre os atributos ambientais de um bem econômico e seu preço de mercado, ou seja, baseia-se no pressuposto de que o preço de alguns bens varia em função do valor de outros bens, portanto,

⁵⁷ Conjunto de Cataratas do Rio Paraná, localizadas na região norte do Paraná, município de Guairá, submersas pelo lago artificial da Usina de Itaipu no início da década de 1980.

“complementares”. A mensuração da diferença de preços entre bens similares, porém com atributos ou bens complementares distintos representaria a disposição a pagar do indivíduo para usufruir do benefício de um recurso natural.

- **Custo de Viagem:** consiste no somatório dos gastos realizados pelos indivíduos para usufruírem dos benefícios fornecidos pelos recursos naturais, representaria o custo total de visitação para acessar um local natural específico, por exemplo, um parque ou uma reserva natural. Esse valor poderá ser considerado a máxima disposição a pagar do indivíduo pelos recursos ambientais.

Existe ainda a possibilidade da aplicação do **Método Transferência de Benefícios** (*Benefit Transfer*), definido por Ortiz (2003, p. 92) como: “a transposição” direta ou indireta “de valores monetários relacionados a um recurso ambiental, estimados em um determinado lugar através de técnicas de valoração econômica [...], para outro lugar ou ambiente em estudo, considerando-se nesse procedimento as diferenças socioeconômicas entre os dois locais em análise”. De acordo Bergstrom e De Civita (1999), os principais métodos são: i) **transferência de valor fixo** (*fixed value transfer*); ii) **opiniões ou julgamento de especialistas** (*expert judgment*); iii) **Modelos de Estimação** (*value estimator models*).

O primeiro consiste na estimação dos benefícios totais na área de interesse a partir da agregação de valores-padrão existentes por unidade derivados de dados e informações de outro estudo. Por exemplo, os benefícios totais da exploração florestal no local de interesse podem ser obtidos pelo produto de algum valor fixo da exploração diária em um determinado local e o total de dias de exploração observados no local de interesse.

No segundo, os benefícios totais no local de interesse são estimados a partir da agregação de valores por unidade derivada da opinião ou julgamento de especialistas. Por exemplo, o valor total dos benefícios pode ser estimado pelo produto entre o valor ajustado diário da exploração florestal obtido da opinião de um especialista e o total de dias de exploração no local de interesse.

Os modelos de estimação derivam de dados do local de interesse que são utilizados com variáveis explicativas coletadas para estimar tanto o valor unitário como

o valor total dos recursos. Por exemplo, uma função de demanda estimada por madeira pode ser utilizada para estimar tanto o valor diário de exploração quanto o valor total de dias de exploração no local de interesse.

Outros métodos para transferência de benefício têm sido desenvolvidos, tais como: i) **Transferência dos Benefícios Estimados** (*Benefit Estimate Transfer*) – quando os pesquisadores transferem diretamente os resultados obtidos de região para outra; ii) **Função Transferência de Benefícios** (*Benefit Function Transfer*) – utiliza-se apenas um único estudo; iii) **Meta-análise** (*Meta-analysis*) – utilizam-se múltiplos estudos, em que se empregam modelos estatísticos a partir de estudos existentes e, utilizando a informação política para controlar as diferenças entre o local original e a área de interesse; iv) **Calibração de Preferência** (*Preference Calibration*) – utilizam-se as estimativas existentes provenientes de diferentes metodologias, combinando-as entre si para desenvolver uma estimativa teórica consistente para o local de interesse (GROOTHUIS, 2005).

Ortiz (2003) destaca que alguns critérios devem ser observados para tornar o resultado da transferência válido: i) os estudos considerados devem ser baseados em dados adequados, métodos de valoração “consagrados” ou “aceitos” e que as técnicas empíricas sejam corretas; ii) as regiões ou ecossistemas devem apresentar características similares (ecológicas), especialmente em termos do tamanho e de suas características sociais (econômicas, culturais etc.).

Cada método possui uma série de limitações na captação dos diferentes valores neoclássicos dos recursos naturais, sintetizada no quadro 5. O único método que teoricamente captaria o valor econômico total dos recursos naturais sob os pressupostos da Economia Ambiental é a **Valoração Contingente**, porém o resultado é apresentado apenas na métrica monetária.

QUADRO 5 – MÉTODOS DE VALORAÇÃO MONETÁRIA PARA DIFERENTES BENS E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

Método de Valoração	Componente Capturado do Valor Econômico Total	Bens e Serviços Ecosistêmicos Valorados	Benefícios ou Vantagens do Método	Limitações do Método
Preços de Mercado	Uso direto e indireto	Aqueles que contribuem para produtos comercializáveis no mercado (madeira, pescado, informação genética etc.).	Dados do mercado estão disponíveis e são relativamente consistentes.	Aplicáveis somente para aqueles bens e serviços ecosistêmicos negociados no mercado.
Baseados nos Custos	Uso direto e indireto	Depende da existência de mercados relevantes. Por exemplo, a infraestrutura construída pela sociedade para ser utilizada como substituto das várzeas ou pântanos para proteger de inundações.	Dados do mercado estão disponíveis e são relativamente consistentes.	Pode resultar em um valor sobrestimado.
Função de Produção	Uso direto	Utilizados como insumos para a produção de bens comercializáveis no mercado, por exemplo, água para a produção agrícola e florestal.	Dados do mercado estão disponíveis e são relativamente consistentes.	Falta de dados e informações sobre o efeito das mudanças nos bens e serviços ecosistêmicos e seu impacto sobre a produção.
Preços hedônicos	Uso direto e indireto e opção	Que contribuem para a qualidade do ar, amenidade visual, paisagem, tranquilidade ou atributos que possam ser apreciados pelos potenciais compradores.	Baseado sobre dados do mercado, que podem figurar como consistentes.	Dados e informações são limitados, especialmente sobre os serviços relativos à propriedade.
Custo de Viagem	Uso direto e indireto	Todos os ecossistemas contribuem para as atividades recreativas.	Baseado sobre o comportamento observado.	Limitado ao valor de uso.
Valoração Contingente	Uso e não uso	Todos os bens e serviços ecosistêmicos.	Captura valor de uso e não uso.	Viés nas respostas, elevado custo de aplicação do método, mercado hipotético para os recursos naturais etc.

FONTE: Elaborado pelo autor com base em Defra, 2007.

NOTA: Tradução livre.

Este conjunto de métodos de valoração é suficiente apenas para estimar a dimensão econômica de um recurso natural, desde que existam informações suficientes sobre provimento dos serviços ecossistêmicos. A obtenção das informações depende de uma avaliação ecossistêmica. De modo geral, a falta de um esforço interdisciplinar leva os economistas ambientais a se basearem em modelos ecológicos extremamente reducionistas e realiza avaliações isoladas, o que resulta em subestimação dos valores monetários dos serviços ecossistêmicos. Ainda, os métodos neoclássicos não consideram na devida medida as dimensões não monetárias dos recursos naturais.

3.2 ECONOMIA ECOLÓGICA: UMA ABORDAGEM BIOFÍSICA DA ECONOMIA

A Economia Ecológica (EE)⁵⁸ tornou-se a principal resposta crítica a EMA. A EE é resultado da inquietação “silenciosa”⁵⁹ de um conjunto de cientistas⁶⁰ quanto ao tratamento dado à inter-relação entre o sistema econômico e o natural. Essa abordagem integra em seu corpo teórico-analítico diversas áreas do conhecimento, tais como economia, ecologia⁶¹, termodinâmica⁶², ética e uma série de outras ciências naturais e sociais. Essa característica proporciona a construção de uma **visão integrada, holística, dinâmica e biofísica da inter-relação entre o sistema econômico e natural**, cujo objetivo é **fornecer contribuições estruturais para a solução de problemas ambientais**. É uma abordagem **transdisciplinar**⁶³ da problemática ambiental (COSTANZA, 1994).

O que torna essa abordagem distinta daquela apresentada pela EMA?

De acordo com Costanza (1994), a distinção assenta-se na amplitude de sua percepção

⁵⁸ Segundo Ropke (2004), a formalização dessa abordagem é marcada pela fundação da *International Society for Ecological Economics* (ISEE) em 1988, a primeira conferência ocorreria em 1990, e pelo lançamento do periódico *Ecological Economics* em 1989.

⁵⁹ Silenciosa porque as diversas obras que discutiam a problemática ambiental e como a ciência econômica deveria tratá-la em seu escopo analítico permaneciam ocultas nos principais centros de discussão e na elaboração e implantação das políticas públicas e decisões privadas.

⁶⁰ Destaque para o trabalho de Nicholas Georgescu-Roegen: *The Entropy Law and the Economic Process*; publicado em 1971.

⁶¹ É o ramo do conhecimento que estuda todas as relações dos animais tanto com o seu ambiente orgânico quanto inorgânico (RICKLEFS, 1996).

⁶² É o estudo das transformações da energia.

⁶³ A perspectiva transdisciplinar procura integrar e sintetizar conhecimentos de inúmeras áreas do conhecimento (científico ou não), que não tem por objetivo criar uma nova disciplina, mas, é uma forma pluralística de se abordar a problemática ambiental (COSTANZA, 1994).

da problemática ambiental e na importância que se atribui à inter-relação entre o sistema natural e o antropogênico. A visão de mundo é mais ampla no que se refere às variáveis que devem ser estudadas: espaço, tempo e partes do sistema. Ainda, essa abordagem é considerada **pessimista**, porque a análise é permeada por um elevado grau de incerteza sobre a capacidade de o desenvolvimento tecnológico superar as limitações impostas pelo ecossistema ao crescimento econômico. Para a EE seria irracional apostar que a inovação removeria todo e qualquer limite para o crescimento físico da economia. No entanto, se essa postura mostrar-se equivocada, o resultado será uma agradável surpresa e, a sociedade ainda teria um sistema relativamente sustentável (COSTANZA, 1994).

Cechin e Veiga (2010) destacam alguns elementos que caracterizariam a EE como uma real ruptura com a EMA: i) contraste dos “pontos de partida”; ii) relevância da noção de “metabolismo”; iii) importância decisiva da primeira e da segunda lei da termodinâmica; iv) oposição cognitiva de ambas as escolas sobre o “processo produtivo”; v) desdobramento cético da abordagem econômico-ecológica.

A EE o considera o sistema econômico como um subsistema aberto e contido em um sistema maior, o ecossistema, embora este seja finito e não se expanda. O ecossistema é materialmente fechado para troca de matéria, mas aberto para troca de energia solar (CECHIN; VEIGA, 2010). Logo, o sistema econômico não pode expandir-se *ad infinitum*, porque é impossível manter um crescimento material sustentável. Qualquer aumento **físico** do sistema econômico necessariamente ocupará uma parcela maior do sistema natural.

A substituição do sistema natural para econômico é **irreversível** na maioria dos casos. Uma vez realizada, não é possível recuperar as características originais do ecossistema. Então, qualquer decisão que tenha por objetivo a expansão do sistema econômico deve, necessariamente, levar em conta, pelo menos, seu custo de oportunidade. Caso o custo de oportunidade seja maior que o benefício social, a decisão poderá ser “antieconômica”, porque no conjunto da sociedade a decisão não estaria gerando uma melhoria de bem-estar.

A análise neoclássica da dinâmica econômica é baseada no fluxo circular da renda⁶⁴, que se resume na relação monetária entre produto e consumo. Essa análise considera o sistema econômico como isolado e ignora sua dependência do sistema natural. Neste modelo é possível produzir um bem ou serviço sem a entrada ou a saída de matéria e energia. No limite, afirma-se que é possível produzir algo a partir do nada. (CECHIN; VEIGA, 2010, p. 35) “[...] se a economia não gerasse resíduo e não exigisse novas entradas de matéria e energia, então ela seria o sonhado moto-perpétuo, capaz de produzir trabalho ininterruptamente consumindo a mesma energia e valendo-se dos mesmos materiais”⁶⁵.

A análise do sistema econômico realizada pela EE é sustentada pela Primeira e Segunda Lei da Termodinâmica⁶⁶. A Primeira Lei ou Princípio da Conservação da Energia mostra que a energia pode ser transformada de uma forma para outra. A energia não pode ser consumida ou destruída, no sentido de serem utilizadas de modo que haveria uma menor quantidade do que havia anteriormente, sempre haverá a mesma quantidade, mas em formas diferentes. O que se entende por consumo de energia é na verdade a conversão de uma forma para outra, por exemplo, trabalho e calor. A EE considera o sistema econômico como uma dinâmica metabólica semelhante à de um ser vivo, em que ocorre uma troca energia e matéria com seu ambiente externo, portanto, um **sistema aberto**. O sistema natural é a base material e energética do econômico, sem a qual este sistema não existiria!

⁶⁴ Sabida e exaustivamente discutida nos cursos e manuais de economia tradicionais, em resumo, a dinâmica do fluxo circular é a seguinte: as empresas contratam os serviços dos fatores de produção (capital, trabalho, terra etc.) fornecidos pelas famílias, em contrapartida, as famílias recebem suas respectivas rendas (remunerações), que, por sua vez, são destinadas para o consumo de bens e serviços produzidos pelas empresas, possibilitando a continuidade do fluxo. Nesta dinâmica, observa-se que existe somente a circulação de bens e serviços e de fatores de produção (mercado real) e a circulação monetária (mercado monetário).

⁶⁵ Não se poderia nem mesmo considerar que o sistema econômico tenha a habilidade de reciclar perfeitamente toda matéria e energia, porque a própria construção do sistema econômico exigiu um fluxo bidirecional de energia e matéria (entrada e saída) com seu ambiente externo. Mesmo ignorando esse fluxo inicial, o sistema econômico não poderia expandir continuamente, pois o seu conteúdo físico seria constante. Portanto, a perspectiva neoclássica ignora que a expansão material do sistema econômico precisa de nova quantidade de energia e matéria, além disso, necessita do ambiente externo para lançar os resíduos e dejetos gerados no processo.

⁶⁶ A termodinâmica é o estudo das transformações de energia. As transformações da energia envolvem trabalho, calor e energia. Energia é o potencial para fazer trabalho ou fonte de calor. O trabalho é o que é realizado quando algo é movido, e ao montante feito é o produto da força aplicada e a distância percorrida. Os possíveis efeitos do calor de uma substância são o aumento da temperatura, expansão, uma mudança de estado (fusão de vaporização / sólido de um líquido), ou um aumento na pressão (COMMON; STAGL, 2005).

A Segunda Lei (Entropia)⁶⁷ considera que a dissipação de energia tende a um máximo em um **sistema isolado**. Significa que a energia dissipada não poderá mais ser utilizada para gerar trabalho. De acordo com a Segunda Lei, a degradação energética tende ao máximo em um sistema isolado, e não é possível reverter esse processo (COMMON; STAGL, 2005). Então qualquer transformação de energia envolverá perdas, não uma perda quantitativa, mas qualitativa da energia disponível para realizar trabalho, **baixa entropia** e a energia não disponível, **alta entropia** ou presa (DALY; FARLEY, 2004; COMMON; STAGL, 2005; MULLER, 2007; CECHIN; VEIGA, 2010; CECHIN, 2010).

O sistema econômico é **aberto** para a entrada de matéria e energia de qualidade, embora também seja aberto para a saída de matéria e energia de baixa qualidade, ou seja, resíduo ou dejetos, em geral na forma de poluição. Portanto, este sistema se apropria da energia e da matéria de baixa entropia do sistema natural e, após utilizá-la gera produtos e subprodutos na forma de resíduos e dejetos de alta entropia. De acordo com Cechin e Veiga (2010), os economistas convencionais se concentraram no fluxo circular e se esqueceram do **fluxo metabólico real**⁶⁸.

A EMA ignora as diferenças qualitativas entre os fatores de produção, **vigorando a perfeita substituição entre o capital natural e manufaturado (*made human capital*)**. Assim, nenhum deles poderia ser considerado como fator limitante da expansão econômica (COSTANZA, 1994). Contudo, a EE considera que o capital natural e o produzido pelo homem são essencialmente **complementares**, porque sem capital natural não há capital manufaturado.

A postura assumida pela EE é caracterizada cética ao assumir que uma parcela dos **recursos naturais** são **finitos e insubstituíveis** e, que os ganhos de

⁶⁷ Entropia refere-se à energia que está disponível para conversão, e normalmente é considerada uma medida da desordem que se refere à organização das moléculas em determinado corpo ou espaço.

⁶⁸ Metabolismo é o processo bioquímico mediante o qual um organismo, ou uma célula, se serve dos materiais e da energia de seu meio ambiente e os converte em unidades constituintes do crescimento (CECHIN; VEIGA, 2010). O termo “metabolismo” (*Stoffwechsel*) surgiu por volta de 1815, mas só começou a ser largamente adotado por fisiologistas alemães nas décadas de 1830 e 1840, para se referir primariamente a trocas materiais dentro do organismo, relacionadas com a respiração. E recebeu uma aplicação mais ampla e corrente ao ser usado por Justus von Liebig em 1842 na *Animal Chemistry* (a grande obra subsequente à *Agricultural chemistry*, de 1840), na qual usou a noção de processo metabólico no contexto da degradação de tecidos. Mais tarde ela se generalizou como conceito-chave, aplicável tanto às células quanto à análise de organismos inteiros. E depois passou a ser categoria fundamental de muitas teorias científicas.

eficiência proporcionados pela inovação tecnológica serão compensados de maneira negativa pelo aumento da **escala** da economia e pelas escolhas dos consumidores, que privilegiam bens intensivos em energia e estilos de vida material-intensiva (*WORLD RESOURCES INSTITUTE – WRI*, 2000).

A **escala do sistema econômico** está associada à capacidade de suporte do sistema natural. A EE coloca a seguinte questão: qual a escala máxima de uso dos recursos naturais? (ANDRADE, 2008, p. 17). O conceito de escala física das atividades humanas, entendido como tamanho físico do sistema econômico, ocupa um lugar central na abordagem econômico-ecológica. Conforme Andrade (2008, p. 17), a EE considera que “o estudo da escala precede o estudo da alocação ótima”. Logo, a distribuição e o uso eficiente dos recursos naturais devem tomar por base a capacidade de suporte do sistema natural, isto é, identificar a escala sustentável para o sistema econômico.

Costanza (1994) destaca ainda outros aspectos que devem nortear a análise econômico-ecológica: a) sustentabilidade da atividade econômica; b) avaliação dos bens e serviços ecossistêmicos; c) contabilidade do sistema econômico-ecológico; d) modelagem econômico-ecológica em escala local, regional e global; e) instrumentos para gestão ambiental (econômico-ecológica); f) manutenção do capital natural.

A sustentabilidade do sistema econômico e ecológico passa pela definição de uma hierarquia de objetivos que considere a gestão econômico-ecológica na escala local, regional/nacional e global. Esse processo envolve a modelagem econômico-ecológica regional e global; ajuste de preços e outros incentivos locais para que de fato reflitam os **custos ecológicos globais no longo prazo**, incluso a incerteza; desenvolvimento de políticas locais, nacionais e globais que não levem ao contínuo declínio do capital natural (COSTANZA, 1994).

Para finalizar, a evolução biológica é lenta quando comparada à evolução cultural, logo, o preço que a sociedade paga por sua rápida capacidade de adaptação é o perigo de ter se tornado dependente demais das recompensas de curto prazo, ignorando as recompensas de longo prazo (COSTANZA, 1994). Deste modo, para que

seja possível assegurar a sustentabilidade da economia, talvez seja preciso reimpor limites à dinâmica econômica por meio das instituições (regras).

3.2.1 A Concepção Econômico-Ecológica de Valor dos Recursos Naturais

A construção da concepção de valor para a EE envolve a distinção entre valor, sistema de valor e valoração. O termo “**Valor**”, *latu sensu*, diz respeito à contribuição que um objeto/ação possa ter para que se alcance determinado objetivo (FARBER *et al.*, 2002; ORTIZ, 2003). O valor pode estar relacionado a um **sistema individual de valor**, que determinará a importância relativa para o indivíduo de uma ação ou objeto em relação a outras a partir de suas percepções (FARBER *et al.*, 2002; COSTANZA, 2004). O **valor é resultado de um processo comparativo**.

No caso dos “**Sistemas de Valor**”, Farber *et al.* (2002) e Costanza (2004) os entendem como um amplo conjunto de normas e preceitos psíquicos que servem de guia para o julgamento da ação humana. Esses sistemas representam **estruturas normativas e morais** que a sociedade utiliza para atribuir importância às suas crenças, ações e necessidades (bem-estar).

A “**valoração**”, por sua vez, representa o processo pelo qual se estima o valor de determinado objeto ou ação. Por exemplo, o valor da biodiversidade, o valor do controle natural de doenças e pragas, benefícios ou oportunidades de recreação, beleza cênica etc.. Enfim, a valoração proporciona uma oportunidade para que seja realizada uma avaliação científica (FARBER *et al.*, 2002) dos benefícios apreendidos pela sociedade dos ecossistemas.

Nesta discussão existe um relativo “consenso” de que é preciso reconhecer e legitimar a valoração dos recursos naturais. Conforme destaca Amazonas (2009, p. 184), “[...] em virtude do reconhecimento da existência de ‘valores’ associados à conservação e uso sustentável dos recursos ambientais que, em larga medida, não são expressos pelo sistema de preços de mercado, ou seja, são ‘externos’ a tal sistema, embora não dissociados deste”.

Esse reconhecimento não significa que todos os valores devam ser expressos na métrica monetária, como propõe a EMA, mas pertencentes a um **conjunto de valores**, por exemplo, **ecológicos, socioculturais, individuais ou coletivos**. Neste contexto, haveria duas categorias de valores: **intrínsecos** e **instrumentais** (GOULDER; KENNEDY, 1997; FARBER *et al.*, 2002).

O **valor intrínseco** reconhece o **direito de existência** de todos os seres vivos e seu papel na manutenção dos ecossistemas, representado pelo **valor ecológico** dos recursos naturais. Assim, todos os seres vivos seriam colocados em paridade com os direitos dos humanos de alcançar o bem-estar. O **valor instrumental** refletirá a diferença que qualquer ação ou objeto proporcione no grau de bem-estar humano. Neste sentido, o valor instrumental, tal como o valor econômico, são, por natureza, conceitos antropocêntricos (FARBER *et al.*, 2002).

Desta maneira, a compreensão de “valor” deve ser entendida não somente em termos economicistas, mas pertencente a um conjunto de valores que não necessariamente serão expressos na métrica monetária, ou mesmo que estejam associados ao uso direto ou indireto, presente ou futuro de determinado recurso natural. Além disso, conforme mostrou Adam Smith, o valor de uso de um objeto não necessariamente será a base para determinar seu valor de troca (preço).

Sob a perspectiva da EE, construída a partir da integração dos objetivos de escala sustentável das atividades humanas, justiça social e eficiência econômica, qualquer definição de valor ou método de valoração deve considerar na devida medida estes objetivos (ANDRADE, 2010). A partir da abordagem transdisciplinar é impossível não discutir o entendimento do termo “valor”. Segundo Bingham *et al.* (1995), no censo comum o termo valor não é confuso, porque em geral significa o interesse ou o desejo de ter algo, independente de ter valor de uso explícito.

Entretanto, sob uma perspectiva científica, os autores ressaltam que é difícil alcançar um conceito unificado. Talvez, o interessante não seja unificá-los, mas entendê-los como os vários conceitos são estruturados, como se relacionam e como podem conduzir um **processo de valoração integrada**, embora não signifique que os valores devam ser expressos na mesma unidade de medida.

Essa discussão deve considerar que o conceito de valor é antropogênico, embora possa ser representado em diversas unidades de medida, por exemplo, monetária, física ou perceptiva. Uma floresta não é capaz de expressar se prefere ser velha ou jovem ou crescer de maneira vigorosa. Contudo, não significa que os valores dos recursos naturais devam necessariamente derivar somente de sua utilidade presente ou futura (BINGHAM *et al.*, 1995).

Outro pressuposto para a definição do valor “ecológico” é o **instituto natural de sobrevivência** dos seres vivos, que pode ser interpretado como expressão clara e “verificável” do objetivo de que todos os organismos vivos buscam ao longo de sua vida, perpetuação da espécie, logo, seria a expressão máxima do valor intrínseco. É reconhecido que a maior parte dos seres vivos reage quando sua sobrevivência se encontra ameaçada, por exemplo, inúmeras espécies de plantas produzem toxinas ou substâncias químicas para sua defesa.

Para a EE, o valor de existência proposto pela EMA reflete tão somente a disposição a pagar ou a receber de uma dada população por um recurso natural para o qual ainda não foi identificado nenhum valor de uso. Deste modo, o valor de existência não reflete valores que não possam ser monetizáveis, tais como as dimensões ecológica e sociocultural dos recursos naturais. Para os economistas ecológicos o valor total de um recurso natural seria composto por seus **valores econômicos, ecológicos e socioculturais**, que não necessariamente seriam expressos na métrica monetária ou na disposição a pagar ou a receber dos agentes.

O **valor ecológico** deve **refletir o grau de importância** que determinado recurso natural possui para um processo ecológico (ANDRADE, 2010). Conforme Farber *et al.* (2002), esse valor está diretamente relacionado à integridade das funções ecossistêmicas, sobretudo pela complexidade das relações entre o capital natural, diversidade e a raridade de seus componentes.

O valor ecológico representa a estrutura física e relacional entre os elementos de determinado ecossistema. Patterson (2002) destaca que **todos os processos ecossistêmicos são interdependentes**. Desta maneira, não se pode empreender a valoração para elementos isolados do sistema natural, conforme propõe

a EMA. É preciso empreender uma meticulosa **Avaliação Ecológica** da área em estudo.

Para os economistas ecológicos, os valores ecológicos estão relacionados às interdependências biofísicas, as quais se refletem em **valores de contribuição** – implícitos no ecossistema global, incluindo suas consequências para a dinâmica econômica (PATTERSON, 2002). O valor dos ecossistemas e de seus componentes seria utilizado em termos de sua contribuição para a sobrevivência e o bem-estar humano (FARBER *et al.*, 2002). Contudo, o valor ecológico deve preferencialmente considerar as espécies e funções ecológicas que geralmente não são detectadas ou valoradas pela maioria dos métodos de valoração, embora proporcionem benefícios para o sistema antropogênico e ecológico. Além disso, os valores ecológicos **não são estáticos, mas dinâmicos**, porque os ecossistemas são dinâmicos.

O valor ecológico pode ser representado também pelo conceito de **Valor Contributivo** (NORTON, 1986 *apud* (COSTANZA *et al.*, 1989). É o valor derivado da importância indireta do recurso natural na manutenção do ecossistema que suporta os benefícios que contribuem para o bem-estar. O valor contributivo reconheceria os longos horizontes de tempo envolvidos nos processos ecológicos e, a sinergia que pode resultar da interação entre duas ou mais espécies para a criação de benefícios que geralmente não são capazes de ser fornecidos de maneira individual. Assim, esse valor seria expresso pelas relações ecológicas existentes entre os elementos do ecossistema. Esse valor é empiricamente difícil de ser verificado, embora forneça uma estrutura analítica extremamente útil para que se possa analisar como os ecossistemas naturais podem ser avaliados. A aplicação desse conceito envolve a **habilidade de se compreender e modelar** o papel que os ecossistemas assumem em um sistema econômico-ecológico (COSTANZA *et al.*, 1989).

Liu *et al.* (2010) destacam que a captura dos valores (*Ecosystem Services Valuation* – ESV) deve ser um processo capaz de lidar com o desafio de identificar as diversas dimensões e/ou aspectos dos recursos naturais. Visto que a valoração é o processo que deve considerar a **escala sustentável, distribuição equitativa** intra e intergeracional e **alocação eficiente** dos recursos naturais.

Finalmente, a valoração dos recursos naturais dependerá de uma criteriosa **Avaliação Ecosystemica**, cujo objetivo será o de identificar as **funções** e **serviços ecosystemicos**. Isto porque é fundamental compreender de maneira aprofundada a complexidade dos ecossistemas em avaliação e suas relações com a dinâmica socioeconômica (ROMEIRO; MAIA, 2010).

3.2.2 Avaliação Ecosystemica: Capital Natural, Funções e Serviços

A identificação das dimensões de valor dos recursos naturais está associada à realização de uma **Avaliação Ecosystemica**. Romeiro e Maia (2010) destacam que a avaliação ecosystemica é o ponto central da valoração sob a perspectiva Econômico-Ecológica. A caracterização dos inúmeros atributos dos ecossistemas é necessária para avançar no processo de valoração (BINGHAM *et al.*, 1995).

É consenso que a espécie humana e todos os seres vivos dependem de ecossistemas saudáveis (*health ecosystem*) e dos bens e serviços fornecidos pelos componentes do capital natural e da biosfera⁶⁹. O **capital natural**⁷⁰ é fundamental para a existência dos ecossistemas e do fluxo de serviços. Todavia, a integração é tão estreita que se pode afirmar que ambos possam ser um único componente.

⁶⁹ A biosfera representa o conjunto de organismos vivos e seu ambiente. Em outras palavras, a biosfera é à parte da Terra em que habitam os seres vivos, por exemplo, a biota. A biosfera inclui parte da: litosfera (compreende a parte superior do manto e a crosta terrestre), hidrosfera (representa os oceanos, mares, lagos, rios e vapor d'água presente na atmosfera) e atmosfera (representa os diversos gases que envolvem a superfície terrestre, tais como nitrogênio, oxigênio, dióxido de carbono, ozônio etc.). Ainda, a biosfera se estende a partir do topo da troposfera (se estende entre 8 km nos polos e 16 km no equador acima da superfície terrestre e contém por volta de 75% da massa da atmosfera, dos quais cerca de 90% do material particulado e vapor d'água), até aproximadamente 10 km abaixo do nível do mar (COMMON; STAGL, 2005).

⁷⁰ Historicamente na Ciência Econômica, o termo “capital” tem sido empregado para fazer referência aos meios de produção produzidos pela sociedade. Neste sentido, o conceito de capital assume uma característica mais funcional, em que o termo **capital** é considerado um estoque material que poderá gerar um fluxo monetário (renda) ou não de bens e serviços para o futuro. O que é importante considerar nesta definição é a existência de um estoque material que produz ou poderá gerar um fluxo de bens e serviços (renda) – se o estoque material tem sua origem no sistema econômico ou no sistema natural é neste aspecto que existe a distinção entre os tipos de capital e não uma característica do próprio capital (COSTANZA; DALY, 1992). Nos últimos anos tem-se incorporado outros tipos de capital: o **capital humano** – capacidade de trabalho físico e humano e o conhecimento armazenado pela humanidade ao longo do tempo; o **capital produzido pelo homem (manufaturado)** – inclui todas as máquinas e equipamentos e toda infraestrutura do sistema econômico; e o **capital social** – refere-se à rede de relações interpessoais, regras, normas e arranjos institucionais criados pelo homem (COSTANZA, 2000; MÉRICO, 2002).

Lato sensu, **capital natural** representa uma parcela do estoque total de recursos naturais (vivos e não vivos)⁷¹ que de fato possam proporcionar bem-estar humano (ANDRADE, 2010). Entretanto, não se pode considerar o capital natural como a totalidade dos ecossistemas terrestres e marinhos, ou como o próprio ecossistema. Uma vez que os ecossistemas possuem componentes que ainda não são conhecidos pela sociedade. Por conseguinte, sua contribuição para o bem-estar ainda não pode ser definida. **Esse desconhecimento por si só já justificaria a necessidade de que o sistema humano preserve o ecossistema.**

O conceito de capital adotado pela EE envolve o **estoque de recursos** (bens tangíveis) e as **funções da natureza** são consideradas intangíveis (COSTANZA; DALY, 1992; CHIESURA; DE GROOT, 2003), porque não representam estoques físicos, mas fluxos. Quando o capital natural é aquele que considera todos os fluxos de benefícios tangíveis e intangíveis confere-lhe um caráter multidimensional, incorporando as dimensões ecológica, sociocultural e econômica, sobretudo, suas interações com o sistema econômico (BERKES; FOLKE, 1994).

O **ecossistema** é algo mais amplo, refere-se aos sistemas que englobam as complexas, dinâmicas e contínuas interações entre seres vivos e não vivos em seus ambientes físico-químico-biológicos, nos quais a espécie humana é parte integral (ALCAMO *et al.*, 2003). Segundo Kumar e Kumar (2008), o ecossistema é uma **complexa fábrica de vida** (biótico), que “produz” plantas, animais e outros seres microscópicos, por meio de suas interações com o ambiente não-vivo (abiótico).

Por conseguinte, essa conceituação envolve uma concepção fundamental, no sentido da física, a de **sistema**. Todo sistema não só representa um organismo complexo, mas todo um conjunto de fatores biofísicos que formam o ecossistema. Por mais que os organismos possam reivindicar um posto central na análise, **não é possível separá-los de seu ambiente**, com o qual forma um **sistema biofísico** (TANSLEY, 1935). Portanto, na gestão de bacias hidrográficas também não se deveria considerar os recursos naturais separados (isolados) de seu ambiente.

⁷¹ Ver sobre recursos bióticos e abióticos em Daly e Farley, capítulos 5 e 6, 2004.

Os ecossistemas devem ser analisados em termos de sua **estrutura, funções e serviços**. A Economia dos Recursos Naturais trata da Estrutura do Ecossistema e a Economia da Poluição se concentra na capacidade de assimilação de resíduos e dejetos do ecossistema. Considerando que **a estrutura e as funções ecossistêmicas são interdependentes**, logo, elas não podem ser analisadas em separado (DALY; FARLEY, 2004).

A **estrutura do ecossistema** engloba os **recursos bióticos** – flora, fauna e microrganismos, idade e distribuição espacial – e os **recursos abióticos** – minerais, solo, energia solar etc.. A maioria dos ecossistemas possui milhares de elementos, cada um apresenta diferentes graus de complexidade e de interdependência. Os **elementos estruturais agem em conjunto para criar um todo que é maior que a soma das partes** (DALY; FARLEY, 2004).

A origem dos benefícios proporcionados pelo sistema natural está localizada nos **processos ecossistêmicos**. Para entender a dinâmica *intra e inter-ecossistemas* e deste com o sistema econômico é preciso identificar suas **funções**, que, por sua vez, gerarão os **bens e serviços** apropriados pelo sistema econômico (DE GROOT *et al.*, 2002).

As **funções** são características intrínsecas dos ecossistemas, as quais estão relacionadas ao conjunto de condições e de processos por meio do qual um ecossistema mantém sua integridade, tais como: transferências de energia, ciclagem de nutrientes, regulação dos gases atmosféricos e do clima, ciclos bioquímicos e o ciclo hidrológico (ALCAMO *et al.*, 2003; DALY; FARLEY, 2004). Pode-se referir que representam uma “função de produção ecológica” (KUMAR; KUMAR, 2008). As funções são agrupadas em quatro categorias (DE GROOT *et al.*, 2002):

- **Regulação:** capacidade que os ecossistemas têm para regular os processos ecológicos e de suporte, essenciais para a sustentação da vida (Quadro 6).

QUADRO 6 – FUNÇÕES DE REGULAÇÃO E BENS E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

Funções de Regulação	Bens e Serviços
Regulação dos gases atmosféricos	Proteção UVB; qualidade do ar; influência sobre o clima.
Regulação do clima	Manutenção de um clima favorável à vida.
Prevenção de distúrbios	Proteção contra tempestades (recifes de corais) e Prevenção de inundações (<i>wetlands</i> ou pântanos e florestas).
Regulação da água	Drenagem e irrigação natural e meio de transporte.
Oferta de água	Provisão de água para consumo humano, dessedentação animal e para uso agrícola e industrial.
Retenção do solo	Manutenção do solo agrícola, prevenção de danos decorrentes da erosão e assoreamento.
Formação do solo	Manutenção da produtividade do solo agrícola e da produção natural do solo.
Regulação dos nutrientes	Manutenção da qualidade dos solos e dos ecossistemas produtivos.
Purificação da água	Controle da poluição e desintoxicação, filtragem das partículas sólidas e redução da poluição sonora.
Polinização	Polinização de espécies vegetais naturais e de culturas agrícolas.
Controle biológico	Controle de pragas e doenças e redução da <i>herbivoria</i> [<i>herbivory</i>] (danos nas culturas)

FONTE: Elaborado pelo autor com base em De Groot *et al.* (2002, p. 396).

- **Funções de Habitat:** os ecossistemas proporcionam refúgio e berçário para a reprodução das plantas e animais selvagens, contribuindo para a conservação e evolução da diversidade biológica e genética (Quadro 7).

QUADRO 7 – FUNÇÕES DE HABITAT E BENS E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

Funções de Habitat	Bens e Serviços
Refúgio	Manutenção das espécies exploradas comercialmente.
Berçário	Caça, pesca, coleta de frutos etc., sustenta a agricultura de pequena escala e de subsistência.

FONTE: Elaborado pelo autor com base em De Groot *et al.* (2002, p. 396).

- **Funções de Produção:** referem-se basicamente à fotossíntese e absorção de nutrientes pelos autotróficos que convertem energia, dióxido de carbono, água e nutrientes (considerados como produtores primários) em uma ampla variedade de estruturas de carboidratos, que posteriormente serão utilizados pelos produtores secundários para criar uma variedade ainda maior de biomassa viva (Quadro 8).

QUADRO 8 – FUNÇÕES DE PRODUÇÃO E BENS E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

Funções de Produção	Bens e Serviços
Alimentos	Construção e manufaturas (madeira), combustíveis e energia (lenha, matéria orgânica), forragem, fertilizantes (folhas, palha, krill ⁷²).
Matéria-prima	Melhorar a resistência das culturas agrícolas contra patogênicos e pragas e para outras aplicações (saúde).
Recursos genéticos	Drogas e medicamentos, modelos e ferramentas químicas e organismos para testes e ensaios.
Recursos medicinais	
Recursos ornamentais	Recursos para moda artesanal, joias, animais de estimação, decoração e lembranças (peles, penas, marfim, orquídeas, borboletas, peixes de aquário, conchas etc.).

FONTE: Elaborado pelo autor com base em De Groot *et al.* (2002, p. 396).

- **Funções de Informação:** a natureza é uma referência essencial para a evolução da espécie humana, manutenção da saúde humana, proporcionando oportunidades para reflexões, enriquecimento espiritual, desenvolvimento cognitivo, recreação, beleza cênica e outras experiências (Quadro 9).

QUADRO 9 – FUNÇÕES DE INFORMAÇÃO E BENS E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

Funções de Informação	Bens e Serviços
Informação estética	Prazer da paisagem (caminhos cênicos e alojamento).
Recreação	Viagens para ecossistemas naturais (ecoturismo, prática de esportes etc.)
Informação cultural e artística	Inspiração para livros, filmes, pinturas, folclore, símbolos nacionais, arquitetura, publicidade etc.
Informação histórica e espiritual	Uso da natureza para fins religiosos e históricos.
Ciência e educação	Uso dos sistemas naturais para excursões escolares etc. e uso para pesquisa científica.

FONTE: Elaborado pelo autor com base em De Groot *et al.* (2002, p. 397).

De Groot *et al.* (2002) reconhecem que a ordem dessa classificação seja relativamente arbitrária, porém deve existir uma lógica subjacente quanto à sua ordenação. As **funções de regulação** podem ser consideradas a base de sustentação das demais, porque são essenciais e necessárias para a “criação” e manutenção das demais funções ecossistêmicas (Figura 5).

⁷² Nome comum a pequenos crustáceos *eufasiáceos*, planctônicos e suas formas larvais (BUARQUE DE HOLANDA, 2004).

FIGURA 5 – INTERDEPENDÊNCIA ENTRE AS FUNÇÕES ECOSSISTÊMICAS

Funções de Habitat Essenciais para a conservação da diversidade biológica, genética e dos processos evolucionários.	Funções de Produção Capacidade dos seres autotróficos de converter matéria e energia solar em biomassa.	Funções de Informação Contribuição dos ecossistemas para a manutenção do bem-estar do sistema humano ou não.
Funções de Regulação Capacidade de regulação dos processos biológicos essenciais de suporte à vida. Tais como: composição dos gases atmosféricos, clima, água, formação do solo etc.		

FONTE: Elaborado pelo autor com base em De Groot *et al.*, 2002.

Como visto, as funções ecossistêmicas são consideradas como a fonte dos benefícios que a sociedade “recebe” na forma de bens e serviços. Para Andrade (2008) as **funções** são resultados das complexas interações entre os componentes ecossistêmicos, que se traduzem nos **serviços ecossistêmicos** quando trazem a implícita ideia de valor humano. Para Daly e Farley (2004, p. 103), “*We call an ecosystem function that has value to human beings an ecosystem service*”. Ainda, segundo Daly e Farley (2004, p. 75), “*Living species interact to create complex ecosystems, and these ecosystems generate ecosystems functions. When functions are of use to humans, we refer to them as ecosystem services. Many of these ecosystem services are essential to our survival*”.

Além disso, funções e serviços ecossistêmicos não representam resultados de uma única relação. Por exemplo, um único serviço ecossistêmico pode ser resultado de duas ou mais funções, ou mesmo, uma única função pode produzir mais que um serviço (COSTANZA *et al.*, 1997; DE GROOT *et al.*, 2002, DALY; FARLEY, 2004). Conforme destacam Daly e Farley (2004), **a estrutura e a função ecossistêmica são mutuamente interdependentes**, desta maneira, é preciso que a análise econômica reconheça efetivamente essa integração.

Assim, **serviços ecossistêmicos** representam os benefícios que a sociedade apropria-se direta ou indiretamente das funções ecossistêmicas (COSTANZA *et al.*, 1997). Para Alcamo *et al.* (2003), os serviços são classificados em: i) **funcionais**, compostos pelos serviços de regulação, transporte, habitat, produção e informação (DE GROOT *et al.*, 2002); ii) **organizacionais**, associados a determinadas espécies de

seres vivos que regulam a entrada exógena de matéria ou que estejam relacionados à própria organização dos recursos bióticos (NORBERG, 1999); iii) **descritivos**, recursos renováveis e não-renováveis, serviços de estrutura física, bióticos, biogeoquímicos, informação, social e cultural (MOBERG; FOLKE, 1999).

Observa-se que existe uma relativa convergência na definição do que seja serviço ecossistêmico com a definição de função. Assim, os serviços podem ser classificados em: provisão; regulação, cultural e de suporte (Figura 6).

FIGURA 6 – INTERDEPENDÊNCIA ENTRE OS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS⁷³

Serviços de Provisão Compreende os produtos obtidos dos ecossistemas.	Serviços de Regulação Benefícios obtidos dos processos de regulação dos ecossistemas.	Serviços Culturais Benefícios não materiais obtidos dos ecossistemas.
Serviços de Suporte Serviços necessários para a produção de todos os outros serviços ecossistêmicos. Formação dos solos; Ciclo de Nutrientes; Produção Primária.		

FONTE: Elaborado pelo autor com base em Alcamo *et al.*, 2003, p. 5.

Os **serviços de suporte** propiciam as condições necessárias para que os demais serviços possam ser disponibilizados à sociedade. Cabe ressaltar que seus benefícios ocorrem, em sua maioria, de maneira indireta, e se manifestam no longo prazo (por exemplo, formação do solo). Nos demais serviços, os benefícios são diretos e, normalmente, ocorrem em prazos menores. Por exemplo, a sociedade não utiliza diretamente os serviços de formação do solo, embora alterações neste afetem indiretamente o bem-estar, porque altera o fluxo do serviço de produção.

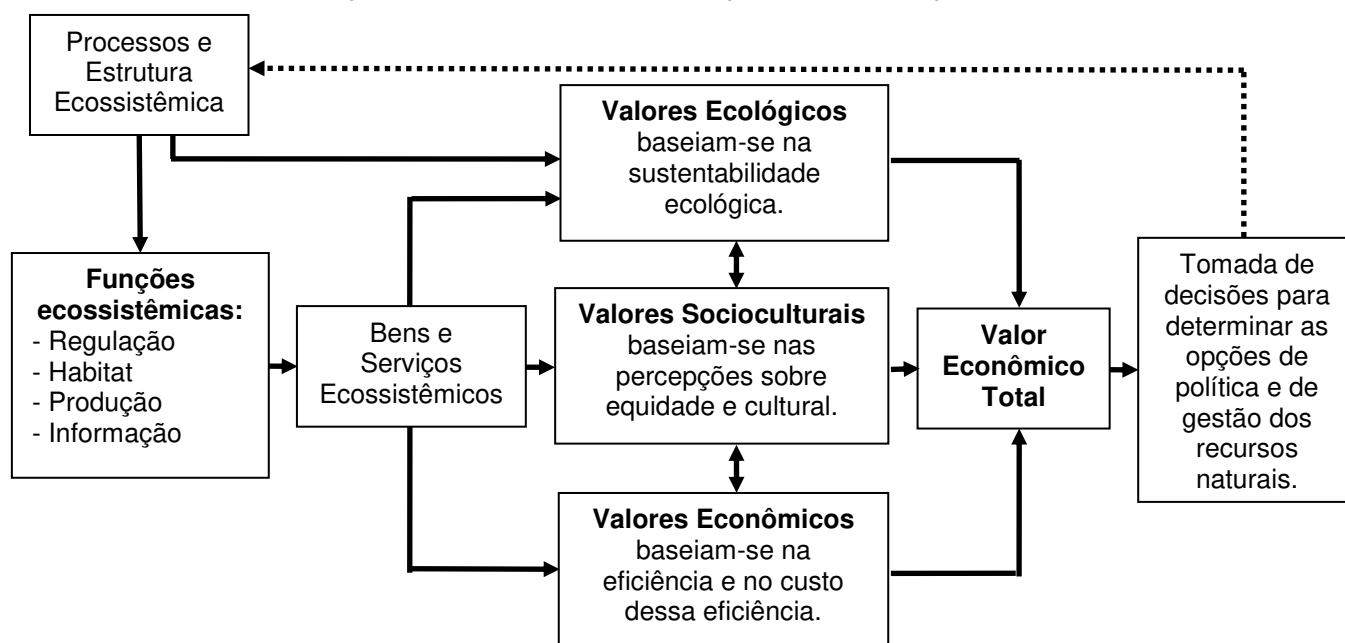
Os **serviços de provisão** referem-se aos “produtos” oferecidos **diretamente** à sociedade. Por exemplo, alimentos e fibras naturais, madeira, material genético etc. Os **serviços de regulação** englobam os benefícios obtidos pela sociedade a partir da regulação natural dos processos ecossistêmicos, tais como a manutenção da composição dos gases na atmosfera; regulação do clima; regulação dos fluxos de água (ciclo hidrológico), evitando inundações e contribuindo para a recarga dos aquíferos;

⁷³ Os serviços ecossistêmicos incluem também os bens ecossistêmicos ou ambientais, tais como alimento, água pura, madeira etc.

controle da erosão; purificação da água; controle biológico; etc. Os **serviços culturais** proporcionam benefícios imateriais à sociedade. Por exemplo, enriquecimento espiritual e cultural, desenvolvimento cognitivo, reflexão sobre os processos naturais, oportunidades de lazer etc. (ALCAMO *et al.*, 2003).

Neste trabalho será adotada a definição apresentada por De Groot (1992) *apud* De Groot *et al.* (2002, p. 394), em que as **funções ecossistêmicas** são definidas como “a capacidade que os processos e componentes naturais possuem para fornecer os bens e serviços que satisfaçam direta e indiretamente as necessidades humanas”⁷⁴. A partir das funções é possível observar a constituição dos serviços, dotados de valor ecológico, sociocultural e econômico (Figura 7).

FIGURA 7 – AVALIAÇÃO INTEGRADA DAS FUNÇÕES E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS



FONTE: De Groot *et al.*, 2002, p. 394.

NOTA: Tradução livre.

Em síntese, a partir da identificação das funções ecossistêmicas será possível verificar quais serviços são proporcionados, tanto em âmbito local quanto global. Por sua vez, os serviços habilitam uma tentativa para que se possam mensurar,

⁷⁴ Tradução livre.

em termos monetários ou não, seus respectivos valores. Os serviços ecossistêmicos têm valor para a sociedade, portanto, passíveis de valoração (ou precificação). Por fim, a partir do valor total dos respectivos serviços, não necessariamente expressos na métrica monetária, será possível traçar as linhas gerais que deverão nortear a tomada de decisão a respeito do uso e ocupação das terras.

3.2.3 Modelagem Econômico-Ecológica

Os ecossistemas são complexos e seus processos, funções e serviços não são facilmente caracterizados. Ademais, é particularmente problemático identificar as mudanças em sua estrutura decorrentes de pressões naturais ou antrópicas. Por um lado, alguns serviços apresentam importância econômica imediata, ou local. Por outro, alguns serviços devem ser vistos em uma perspectiva de longo prazo ou mais global (BOCKSTAEL *et al.*, 1995). Para auxiliar na avaliação ecossistêmica tem-se utilizado a modelagem econômico-ecológica.

O objetivo da modelagem é proporcionar uma representação da interação entre os componentes do ecossistema e deste com o sistema antropogênico. Os modelos explicitam como a intervenção humana e as diferentes configurações do ecossistema contribuem para o bem-estar (BOCKSTAEL *et al.*, 1995).

Para Costanza *et al.* (1989), é preciso adotar uma **abordagem dinâmico-integrada** para a avaliação dos recursos naturais, incorporando os valores dos serviços ecossistêmicos e de suas dimensões ecológica, social e econômica. Esses valores são **indissociáveis das funções físicas, químicas e biológicas internas de qualquer ecossistema**. Desta forma, a integração entre o sistema ecológico e o antropogênico deve contar com o auxílio de modelos econômico-ecológicos, pois uma abordagem mais ampla de valoração não deve estar restrita à aplicação de modelos monodisciplinares, mas transdisciplinares (ANDRADE, 2010).

Bockstael *et al.* (2000) destacam que essa abordagem tem por objetivo melhorar a compreensão dos sistemas regionais, avaliar possíveis impactos futuros em relação ao uso e ocupação das terras, desenvolvimento econômico e alternativas de

políticas, inclusive fornecer subsídios para melhor avaliar o valor dos serviços ecossistêmicos. Ademais, um modelo integrado permitirá que se avaliem os efeitos indiretos no sistema natural em um horizonte de longo prazo das opções de políticas adotadas no presente.

Na construção de modelos econômico-ecológicos a proposta de valoração da EE apoiada na avaliação ecossistêmica começa ganhar forma através da construção e da aplicação do ***Patuxent Landscape Model*** (PLM)⁷⁵. O modelo é baseado em um processo espacial explícito e multi-escalar projetado para simular as dinâmicas ecológicas fundamentais na escala espacial da Bacia Hidrográfica de *Patuxent*⁷⁶. No PLM foi incorporada a interação do sistema natural com um componente econômico que prevê os padrões de uso e ocupação da terra. Esse modelo foi desenvolvido para ser utilizado como uma ferramenta na análise sistemática das interações na dinâmica biofísica da *Patuxent Watershed*, porém condicionada ao comportamento socioeconômico da região (VOINOV *et al.*, 1999; COSTANZA *et al.*, 2002).

Um importante desdobramento desse modelo foi à construção do ***Global Unified Metamodel of the Biosphere*** (GUMBO), projetado para simular o sistema integrado da Biosfera Global e avaliar a dinâmica e os valores dos serviços ecossistêmicos. O GUMBO é resultado de uma **síntese e de uma simplificação de diversos modelos dinâmicos globais existentes** (BOUMANS *et al.*, 2002).

O GUMBO é considerado o primeiro modelo global que incorpora a dinâmica de *feedbacks* entre tecnologia, produção econômica e bem-estar e o fluxo de serviços ecossistêmicos dentro do sistema Global. Cabe destacar que os serviços ecossistêmicos são seu foco, onde se busca verificar como eles afetam a produção econômica e o bem-estar. A análise concentra-se na interação e nos efeitos de retroalimentação entre os sistemas ecológicos e socioeconômicos. Por fim, o modelo inclui o capital natural, humano, social e construído pelo homem, assim como variáveis de estado (condição) e fatores de produção (BOUMANS *et al.*, 2002).

⁷⁵ Uma parcela da apresentação do *Patuxent Landscape Model* está baseada em Voinov *et al.*, 1999; Costanza *et al.*, 2002.

⁷⁶ Localizada no Estado de Maryland, EUA, com 2.352 km² de área (COSTANZA *et al.*, 2002).

Um dos desdobramentos do GUMBO foi à construção de um modelo de simulação para escala regional, o ***Regional Unified Metamodel of the Brazilian Amazon*** (RUMBA). O RUMBA foi desenvolvido para simular a provisão de serviços ecossistêmicos pela Floresta Amazônica e sua contribuição para o bem-estar humano. O modelo foi utilizado para simular o efeito potencial de um incentivo para reduzir o ritmo de desmatamento da floresta, tendo como contrapartida o pagamento para mitigação da emissão de carbono (CO₂) na atmosfera (PORTELA, 2004).

Outro importante desdobramento foi à construção do ***Multiscale Integrated Models of Ecosystem Services*** (MIMES). O Projeto MIMES procura construir modelos participativos para coleta de dados e valoração, cujo objetivo é avançar no estudo integrado dos serviços ecossistêmicos (BOUMANS; COSTANZA, 2007).

A base do MIMES é o GUMBO. Os três principais objetivos do MIMES são (BOUMANS; COSTANZA, 2007): i) construção de um conjunto de modelos ecológico-econômicos computacionais, especificamente destinados para o entendimento do funcionamento integrado dos ecossistemas, do fluxo de serviços ecossistêmicos e do bem-estar por meio de uma gama de escalas espaciais (global, nacional, regional e local); ii) desenvolvimento e aplicação de novas técnicas de valoração adaptadas as características inerentes dos bens públicos naturais, integrando-a com a modelagem econômico-ecológica; iii) disponibilizar modelos integrados e seus resultados a todos potenciais usuários.

No entanto, de acordo com Andrade (2010), a principal limitação do MIMES está no grande volume de dados e de informações necessárias e, no grande esforço computacional requerido para “executar” todos os seus elementos de maneira simultânea. A solução oferecida pelo MIMES é a possibilidade de que os vários componentes possam ser utilizados separadamente.

A construção de modelos de valoração dinâmico-integrada, conforme destaca Andrade (2010), não deve ser considerada, *strictu sensu*, um novo método ou o desenvolvimento de novos métodos, mas uma tentativa de ampliar as técnicas de valoração. Neste sentido, é possível observar que na mesma linha da EE existe uma série de modelos que podem contribuir para a valoração dos recursos naturais.

Nesta perspectiva, a ONG *The Nature Conservancy* (TNC) em parceria com a WWF (*World Wildlife Fund*) e o *Woods Institute for the Environment Stanford University* desenvolveram no âmbito do *Natural Capital Project* o software *InVEST – Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*. O *InVEST* agrega um conjunto de modelos que permitem avaliar múltiplos serviços ecossistêmicos. As principais características são: compilação de modelos teóricos consagrados que requerem uma quantidade relativamente pequena de dados e de informações; o foco de ação é subsidiar a tomada de decisão sobre a gestão ambiental. O *InVEST* inclui modelos para a quantificação biofísica, mapeamento e valoração monetária dos benefícios providos por ecossistemas terrestres, *freshwater* e marinhos (Quadro 10)⁷⁷.

QUADRO 10 – ECOSSISTEMAS AVALIADOS PELO *INVEST* VERSÃO 2.1 BETA

Ecosistemas Avaliados		
Freshwater	Marine	Terrestrial
1. Hydropower 1.1 Water Yield 1.2 Water Scarcity 1.3 Valuation	1. Aesthetic Quality 2. Finfish Aquaculture 3. Habitat Risk Assessment 4. Overlap Analysis 5. Wave Energy	1. Biodiversity 2. Carbon 3. Pollination 4. Timber
2. Nutrient Retention 2.1 Water Yield (2) 2.2 Nutrient Retention 2.3 Valuation	6. Coastal Protection 6.1 0a Fetch Calculator 6.2 0b Vulnerability Index	
3. Sediment 3.1 Soil Loss 3.2 Valuation		

FONTE: Elaborado pelo autor com base em Tallis *et al.*, 2011.

Essa compilação de modelos oferece uma grande potencialidade para que se possa avançar no processo de valoração dos recursos naturais. Além disso, o *InVEST* se destaca pela relativa praticidade para aplicação dos modelos incorporados. Entretanto, a aplicação dos modelos exige que o analista tenha um razoável conhecimento sobre o uso de geotecnologias para a preparação dos dados de entrada e análise dos resultados. O *InVEST* será o principal instrumento adotado para realizar a

⁷⁷ Informações sobre os modelos incorporados ao *InVEST* serão apresentadas na seção 6.2.

avaliação ecossistêmica das Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira⁷⁸.

3.2.4 Valoração Econômico-Ecológica dos Recursos Naturais

Os métodos de valoração dos recursos naturais podem ser agrupados em duas importantes contribuições e uma terceira ainda em estágio inicial: i) **valoração econômica**, apresentada pela EMA; ii) **valoração ecológica**, que se baseia na ausência das necessidades e desejos humanos (preferências), abordagem que expressa o valor apenas em unidades físicas, embora possam ser convertidas em unidades monetárias; iii) **valoração integrada**, vinculada à Economia Ecológica, nesta abordagem procura-se considerar na devida medida o valor ecológico, econômico e sociocultural dos recursos naturais (WINKLER, 2006).

O primeiro conjunto foi apresentado na seção 3.1.2, diz respeito à proposta da EMA para a captura do valor monetário dos recursos naturais. A segunda está amparada na Teoria do Valor da Energia e nas leis da termodinâmica. Essa abordagem considera a energia solar como a fonte primária para a formação e manutenção dos ecossistemas, e, portanto, a unidade básica para a valoração dos recursos naturais. Observa-se que existem dois extremos. Desta maneira, é necessário desenvolver uma abordagem que procure integrar as três dimensões de valores dos recursos naturais. O processo de valoração também deve considerar a **irreversibilidade** e as **consequências de longo prazo** das atividades antrópicas.

Costanza *et al.* (1989) salientam que o valor total do fluxo de serviços ecossistêmicos encontra-se estreita e fortemente relacionado ao papel do ecossistema em termos físico-químicos e biológicos no ecossistema global, independentemente se a sociedade reconhece ou não esse papel. Neste sentido, a escolha das características dos ecossistemas que serão valorados é uma importante decisão e um desafio para a valoração.

⁷⁸ A escolha dos modelos dependerá da disponibilidade de dados. Uma breve apresentação de cada modelo escolhido será realizada no último capítulo deste trabalho. Maiores detalhes sobre todos os modelos compilados pelo *InVEST* podem ser apreciados em Tallis *et al.*, 2011.

As escolhas devem ser realizadas antes da valoração, e, se possível devem ser **escolhas coletivas** (sociais). Por exemplo, o uso do trabalho infantil ou escravo, independentemente de sua eficiência econômica, é moralmente inaceitável pela sociedade, ou seja, decisão coletiva, portanto, nada justificaria o uso desse tipo de trabalho. Esse exemplo poderia ser levado para o caso da decisão de proteger as nascentes, margens de rios e topos de morros (APP) e a RL (reserva legal) ou para quaisquer recursos naturais.

É inegável a importância dos serviços ecossistêmicos para o bem-estar, para a manutenção do sistema econômico e para o suporte da vida na Terra. Portanto, a valoração pode fornecer informações capazes de subsidiar a tomada de decisão dos agentes e a formulação de políticas públicas. No entanto, Romeiro e Andrade (2010) destacam que é preciso reconhecer que a estimação dos valores dos recursos naturais refletirá apenas uma parcela do seu valor total.

Além da falta informação sobre a dinâmica ecossistêmica, existe ainda um conjunto de problemas que precisa ser superado. O primeiro diz respeito à captura do valor ecológico, pois existe uma diversidade de unidades de medida (*mixed-units*). O enfrentamento dessa dificuldade poderia ser por meio da elaboração de uma estrutura de ponderação dos valores ecológicos (*weights*), a partir da entrada (*inputs*) e da saída (*outputs*) biofísica (PATTERSON, 1998) de matéria e energia do sistema natural e/ou econômico. Embora ainda permaneça a diversidade de unidades, mas agora há um ponto único, o **fluxo biofísico** de matéria e energia.

Neste sentido, por exemplo, Costanza e Hannon (1989) *apud* Patterson (1998) abordaram esse problema através da quantificação física do fluxo de matéria (massa) e energia observado na biosfera. Outro exemplo é o trabalho de Patterson (1983) *apud* (PATTERSON, 1998), em que se procurou abordar essa questão de um ponto de vista restrito ao **fluxo energético**. Nesta abordagem converteu-se todo fluxo biofísico (matéria e energia) em unidades comuns de energia, em **energia solar**. Essa

abordagem é conhecida como **Análise Emergética** (*Emergy*) ou energia incorporada (*embodied energy*)⁷⁹.

Os métodos de valoração não monetários podem contribuir como apoio para que se possam melhorar os procedimentos de valoração, ou seja, complementares aos tradicionais. Além disso, a valoração não monetária pode ajudar na identificação dos efeitos de retroalimentação que tanto preocupam a sociedade, fornecendo indicadores sobre os benefícios econômicos que não podem ser “monetizados” pela valoração convencional (EPA, 2009).

Para a valoração econômico-ecológica é preciso identificar critérios e informações relevantes que evidenciem as mudanças no estado geral dos ecossistemas. Deste modo, a modelagem econômico-ecológica pode contribuir para essa tarefa, indicando os *tradeoffs* existentes entre o sistema econômico e o natural e nas estruturas internas do sistema natural. A partir da identificação dos critérios será possível determinar quais são os métodos mais apropriados para que se possa promover a transferência de informações, e, no limite, a valoração dos recursos naturais. Os critérios devem apresentar as similaridades e diferenças nas preferências da sociedade (coletivas) – dimensão econômica e sociocultural – e a natureza dos sistemas biofísicos (ecológica) (EPA, 2009).

A captura da totalidade dos valores dos serviços ecossistêmicos é impossível adotando-se somente os modelos tradicionais, porque se baseiam na atribuição de valor em situações de completo isolamento social dos indivíduos envolvidos. Desta forma, diante da natureza pública dos serviços ecossistêmicos e das deficiências da prática convencional, nos primeiros anos do século XXI a prática da valoração está adotando técnicas mais **deliberativas**. Esse movimento está ocorrendo porque a alocação dos recursos naturais afeta diretamente o grau de bem-estar da sociedade (coletivo), conseqüentemente é preciso considerar, na devida medida, questões **normativas** e **éticas** sobre a equidade social (WILSON; HOWARTH, 2002) inter e intrageracional no uso dos ecossistemas. Entretanto, mesmo adotando-se essas

⁷⁹ Essa abordagem captura o valor de qualquer mercadoria ou coisa (com sistema de preços ou não) em termos de unidades comuns de energia solar necessária ou utilizada para produzi-la (BROWN; HERENDEEN, 1996). Conforme destaca Andrade (2010), esse método valora os recursos naturais e aqueles bens produzidos pelo sistema econômico a partir de sua **memória emergética**, convertidas em **equivalentes de energia solar**.

abordagens não será possível a captura do valor total, mas haverá uma ampliação dos valores capturados em relação à abordagem tradicional.

Os economistas ecológicos visualizam nos modelos deliberativos uma alternativa à prática convencional, porque consideram múltiplos valores, incerteza informacional e assimetria entre indivíduos (ANTUNES *et al.*, 2009). Neste sentido, métodos discursivos, participativos ou deliberativos estão sendo estruturados para explicitar e facilitar a construção das preferências da sociedade e/ou de *experts*.

As **Abordagens Deliberativas** podem contribuir para a captura dos valores não monetários, tais como: **Valoração Discursiva** (*Discoursed-based Valuation*); **Valoração Participativa** (*Participatory Assessment*); **Valoração Grupal ou Conjunta** (*Group Valuation*); **Modelagem Participativa** (*Participatory Modeling*); **Visão Deliberativa** (*Deliberative Visioning*); **Avaliação Social Multicritério** (*Social Multi-criteria Evaluation*); **Valoração Monetária Deliberativa** (*Deliberative Monetary Valuation*) (SPASH, 2001); Three-stage Multi-criteria Analysis; *Multi-criteria Mapping*; *Deliberative Mapping*; *Stakeholder Decision / Dialogue Analysis*.

Neste contexto, Wilson e Howarth (2002) levantam a seguinte questão (p. 432): “*From a social equity perspective, [...] how ecosystem goods and services should be evaluated in a manner that involves the fair treatment of competing social groups?*”. Uma possível resposta para os autores seria a adoção de métodos de baseado na **Valoração Discursiva**. Essa abordagem é derivada da convergência das discussões levantadas pela economia, psicologia social, ciência da decisão e teoria política, em que a emergência de um conjunto de técnicas de valoração de bens e serviços públicos não deveria resultar apenas na agregação das preferências individuais observadas ou mensuradas, mas de um debate livre e aberto (WILSON; HOWARTH, 2002).

O **Método Discourse-Based** envolve pequenos grupos de indivíduos que estão completamente engajados na prática da valoração ecossistêmica. A ideia básica é que pequenos grupos de indivíduos engajados na valoração ecossistêmica possam juntos deliberar sobre o valor econômico de um bem público e, que tal valor poderia subsidiar e orientar a política ambiental. No entanto, o valor obtido a partir do método

deliberativo seria resultado de uma disponibilidade a pagar social e, não na disponibilidade a pagar individual (WILSON; HOWARTH, 2002).

O pressuposto básico é que um pequeno grupo é capaz de fazer julgamentos sobre bens públicos, não em termos de sua utilidade individual, mas de seus valores sociais, culturais e econômicos. Este método contribui para a estruturação de uma **unidade social** capaz de **apreender e articular as preferências das partes interessadas** dos benefícios ecossistêmicos (WILSON; HOWARTH, 2002).

A prática não se destina a articulação de um ambiente de negociação, mas no engajamento de um **processo deliberativo** para tomada de decisões, baseadas no consenso. A deliberação requer a participação de indivíduos que vislumbrem além do interesse privado a compreensão de que o resultado deliberado elevará a equidade social e a legitimidade da política (WILSON; HOWARTH, 2002) ambiental.

Alguns métodos têm sofrido adaptações que os aproximam do Método Discursivo. Por exemplo, alguns estudos empreenderam adaptações ao método conhecido como **Análise de Decisão Multiatributo** que lhe conferiu características do Método Discursivo⁸⁰. A ideia básica é que um determinado espaço (um ecossistema, por exemplo) que será valorado seja apresentado como uma matriz de múltiplos atributos, onde cada atributo poderá ser apresentado em sua própria unidade de medida (monetária ou não). Posteriormente, essa matriz é reorganizada em cenários sociais alternativos e, na sequência, os tomadores de decisão deverão apresentar as interações existentes entre os atributos (WILSON; HOWARTH, 2002).

Outra abordagem é a **Deliberação Plenamente Aberta** (*Openly Deliberative*) também conhecida como **Valoração Contingente em Pequenos Grupos** (*Small Group Contingent Valuation Exercise*). Essa proposta sustenta que um grupo poderá explicitar um determinado valor a partir de um consenso coletivo (*group-consensus*) para os bens e serviços em questão. A prática da valoração seria conduzida de maneira similar à Valoração Contingente, contudo, não seria baseada no indivíduo, mas no coletivo. Esse grupo deliberativo não seria uma ferramenta de diagnóstico, mas um mecanismo para elucidação do valor social (WILSON; HOWARTH, 2002).

⁸⁰ Ver Wilson e Howarth, 2002, seção 5.

A utilização de métodos de valoração baseados em pequenos grupos pode ser justificada pelo fato de que haveria uma maior capacidade intelectual, e, portanto, elevaria a probabilidade de que mais informações sobre a dinâmica ecossistêmica poderiam ser geradas e, por conseguinte, aumentaria a qualidade e a consistência da valoração (WILSON; HOWARTH, 2002).

As diferentes maneiras pelas quais os pesquisadores têm explorado os valores baseados nas informações de indivíduos locais mostram que a **Valoração Participativa** baseia-se nas tradições etno-botânica e da participação do setor rural (LAWRENCE; AMBROSI-OJI, 2001). A valoração participativa tem concentrado seus esforços sobre os usos dos recursos naturais pelas comunidades locais, procurando identificar este conhecimento qualitativo. Por exemplo, informação sobre os usos medicinais da flora e da fauna, ou uma avaliação mais quantitativa daquilo que é utilizado, se questionando até que ponto e no que essa ação significaria em termos financeiros da contribuição dos ecossistemas para a subsistência local.

Os autores destacam que a valoração precisa: i) explorar os valores locais de não uso, para que possa ser aplicada uma definição quantitativa dos ecossistemas que serão o foco da gestão; ii) incluir grupos de indivíduos ou agentes que possuem interesses no uso dos recursos naturais e de sua gestão, mas que tradicionalmente são ignorados pelos tomadores de decisão; iii) articular os valores vinculados a diferentes componentes do capital natural considerando a continuidade da conexão genes-espécies-habitats-paisagens, esses componentes somam-se uns aos outros.

A abordagem participativa desenvolvida por Lawrence e Ambrosi-Oji (2001) adota técnicas e métodos que não levam em conta apenas perspectivas científicas (*scientific approach*), mas buscam identificar métodos mais adequados aos indivíduos que não possuam conhecimento científico (comunidade local), e que auxiliem os cientistas (pesquisadores) em como trabalhar com esses indivíduos.

A **Valoração Monetária Deliberativa** consiste no uso formal da deliberação para expressar em termos monetários o impacto ambiental, cujo objetivo é subsidiar a elaboração e implantação de políticas. Esse método consiste similarmente a uma

análise custo-benefício, porém difere da abordagem tradicional porque as preferências são construídas (ou reveladas) ao longo da deliberação (STAGL, 2007).

A **Avaliação Multicritério Social** resulta da combinação de técnicas participativas com a análise multicritério, onde se destaca a transparência e a aprendizagem social (MUNDA, 2004). Os pressupostos básicos são: i) sistemas são complexos; ii) *tradeoffs* são normais; iii) valor é determinado pela interação entre as preferências do indivíduo e do grupo; iv) alguns valores são incomensuráveis (STAGL, 2007).

A **Análise Multicritério de Três Estágios** resulta da combinação de técnicas participativas e da análise multicritério, porém os especialistas (*experts*) apresentam para os indivíduos interessados as informações e as medidas dos impactos, e o grupo de indivíduos explorará, com base em uma discussão cooperativa, as informações e suas preferências. Os três estágios são: i) o grupo de indivíduos identifica e seleciona as questões de interesse e os critérios de avaliação; ii) um grupo de especialistas identifica e mensura os impactos e consequências para diferentes opções de políticas; iii) promove-se a discussão entre indivíduos selecionados de maneira aleatória com o testemunho dos grupos de interesse, em que se buscará elucidar ou atribuir valores e uma estrutura de pesos para os diferentes valores (econômico, ecológico e sociocultural) (STAGL, 2007).

Os resultados dessa abordagem incluem a apresentação de um *ranking* das opções de políticas baseada em uma perspectiva mais holística, análise das diferentes perspectivas sobre as opções levantadas pelos indivíduos participantes, e possivelmente entre os indivíduos interessados e especialistas (STAGL, 2007).

O Método **Mapeamento Multicritério** é a uma análise multicritério baseada em entrevistas, em que especialistas e indivíduos interessados são convidados para avaliar o desempenho de um conjunto de ações em relação aos seus próprios conjuntos de critérios. Essa abordagem concentra-se na identificação e documentação detalhada de decisões técnicas e de avaliações sobre desempenho das opções políticas alternativas (STAGL, 2007).

Neste método os indivíduos são entrevistados individualmente. Supõe-se que devido ao papel assumido na organização interessada na questão, os indivíduos já tenham discutido ou deliberado sobre os aspectos mais relevantes antes da entrevista. Os participantes não precisam alcançar um consenso comum, isto é, os indivíduos podem adicionar critérios e opções ao longo da avaliação, os quais serão enviados com a apreciação dos critérios e opções fundamentais. Os resultados são similares aos encontrados nos métodos participativos multicritérios, porém apresentam uma característica mais específica ou personalizada (STAGL, 2007).

O objetivo é incorporar conhecimentos científicos que proporcionarão credibilidade às informações e um espaço para reflexão entre especialistas e cidadãos leigos em pequenas oficinas ou seminários. Desta maneira, ao promover a integração das percepções de especialistas e cidadãos, o método possibilita que a tomada de decisão seja robusta, transparente e democrática (STAGL, 2007).

A abordagem conhecida como **Decisão de Indivíduos Interessados** ou uma análise baseada no diálogo entre os agentes envolvidos que combina o uso de técnicas deliberativas em grupo e uma forma qualitativa da análise multicritério para avaliar o conflito de interesse em torno da tomada de decisão. Essa abordagem é uma avaliação qualitativa multicritério baseada na interação deliberativa (no potencial de diálogo) de pequenos grupos ao longo de algumas semanas, cujo objetivo é construir uma definição clara do problema que exige a tomada de decisão, identificar opções para sua resolução, apresentando um conjunto de critérios para sustentar as avaliações das opções que serão negociadas a partir da pontuação de cada critério (pesos). Na sequência serão propostas as soluções e recomendações para o problema analisado (STAGL, 2007).

A prática tradicional da valoração tornou evidente que não existe um conjunto “correto” de conceitos, técnicas e métodos. Pelo contrário, a prática tornou evidente a necessidade de que prevaleça o pluralismo conceitual e teórico-metodológico (FARBER *et al.*, 2002), , ou seja, é preciso pensar “fora da caixa”.

Os benefícios proporcionados pelos serviços ecossistêmicos podem atender múltiplos objetivos, portanto, os indivíduos atribuirão diferentes conceitos de valores

para expressar a importância desses recursos de acordo com o grau de bem-estar proporcionados por eles. Como destacado, o valor dos recursos naturais é composto por valores econômicos e não econômicos e, suas origens são as dimensões ecológicas, socioculturais e econômicas. Se, por um lado, existem diversas origens ou fontes de valores, por outro, é preciso que para cada tipo de valor tenha-se um determinado método de valoração.

A valoração dos recursos naturais não deve ser restrita a um único método ou técnica, ou, mesmo a um pressuposto teórico-metodológico, mas deve abarcar um conjunto de técnicas e de pressupostos teórico-metodológicos (Quadro 11). Na verdade, a valoração deve ser entendida como um processo.

QUADRO 11 – BENS E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS, MÉTODOS DE VALORAÇÃO E GRAUS DE FACILIDADE PARA VALORAÇÃO E TRANSFERÊNCIA ENTRE LOCAIS

Bens e Serviços Ecosistêmicos	Grau de Facilidade para a Valoração	Método de Valoração mais Adequado	Grau de Transferência entre Locais
Regulação dos gases atmosféricos	Médio	VC, CE, CS	Alto
Regulação do clima	Baixo	VC	Alto
Regulação contra distúrbios	Alto	CE	Médio
Regulação biológica	Médio	CE, FP	Alto
Regulação hídrica	Alto	PM, CE, CS, PH, FP, VC	Médio
Retenção do solo	Médio	CE, CS, PH	Médio
Regulação dos resíduos	Alto	CS, CE, VC	Médio para alto
Regulação dos nutrientes	Médio	CE, VC	Médio
Oferta hídrica	Alto	CE, CS, PM, CV	Médio
Alimentos	Alto	PM, FP	Alto
Matéria-prima	Alto	PM, FP	Alto
Recursos genéticos	Baixo	PM, CE	Baixo
Recursos medicinais	Alto	CE, CS, FP	Alto
Recursos ornamentais	Alto	CE, CS, PH	Médio
Recreação	Alto	CV, VC, Ranking	Baixo
Estéticos	Alto	PH, VC, CV, Ranking	Baixo
Ciência e Educação	Baixo	Ranking	Alto
Espiritual e Histórico	Baixo	VC, Ranking	Baixo

FONTE: Elaborado pelo autor com base em Goulder e Kennedy, 1997; Farber *et al.*, 2006; Liu *et al.*, 2010.

NOTA: Tradução livre. Siglas dos Métodos de Valoração: CE = Custos Evitados; VC = Valoração Contingente; PH = Preços Hedônicos; PM = Preço de Mercado; FP = Função de Produção; CS = Custo de Substituição; CV = Custo de Viagem.

O uso conjunto de métodos de valoração permitirá uma melhor captação da diversidade das contribuições associadas à recuperação e conservação dos

ecossistemas e, por conseguinte, possibilitará que se capturem as múltiplas fontes de valor dos ecossistemas. Neste sentido, os diferentes métodos de valoração são propostos para capturar os diferentes tipos de valores (ecológicos, econômicos, sociais, culturais etc.), que se baseiam em diferentes conceitos de valor.

Nesta perspectiva, é preciso promover a construção de métodos híbridos que se adequem a realidade de cada situação. A **Avaliação Multicritério** tem se manifestado como uma alternativa interessante. Este método procura integrar as distintas dimensões dos valores atribuídos aos componentes ecossistêmicos. É preciso considerar que nesta abordagem não é possível maximizar (*optimising*) todos os critérios ao mesmo tempo, ou seja, maximizar todos os ganhos. Portanto, o tomador de decisão precisa encontrar algo chamado de “soluções de compromisso”, representada como uma **solução de equilíbrio** entre os diferentes critérios e interesses conflitantes. Porém, essa solução de equilíbrio é **diferente da solução ótima de Pareto** (MARTINEZ-ALIER; MUNDA; O’NEIL, 1998).

Segundo Martinez-Alier; Munda; O’Neil, (1998), o ponto forte do método é sua capacidade para resolver os problemas marcados por avaliações conflitantes. No entanto, as técnicas adotadas não podem resolver todos os conflitos, porém podem ajudar a fornecer mais detalhes sobre a natureza dos conflitos e maneiras para se chegar a compromissos políticos (soluções compromissos) em casos fortemente divergentes, aumentando, assim, a transparência da tomada de decisão.

A principal vantagem dos métodos multicritérios é que eles tornam possível considerar um grande número de dados, relações e objetivos que geralmente estão presentes em um problema específico, onde o problema de decisão pode ser enfrentado de maneira multidimensional (MARTINEZ-ALIER; MUNDA; O’NEIL, 1998). Segundo Munda (2004), o uso de métodos multicritérios é uma eficiente ferramenta para empreender uma abordagem analítica multi / interdisciplinar⁸¹.

⁸¹ Considerando que os especialistas advêm de diversas áreas do conhecimento científico (engenheiros, economistas, matemáticos, biológicos etc.) e não científico (moradores locais, nativos etc.), a comunicação se torna um desafio na aplicação do método de avaliação multicritério. No que se refere à interdisciplinaridade, a questão central é encontrar um consenso sobre os critérios a serem utilizados na avaliação. No que diz respeito ao aspecto multidisciplinar, a questão é propor e computar um critério de pontuação adequado aos elementos analisados (MUNDA, 2004).

3.2.5 Construção de Cenários

As decisões relacionadas ao uso das terras são baseadas em expectativas, consequentemente em relação ao futuro. Assim, a construção de um cenário – representação do futuro a partir de suposições – pode oferecer importantes informações para a tomada de decisão em um ambiente complexo, incontrolável e incerto, características inerentes da interação entre sistema econômico e natural.

Segundo Peterson, Cumming e Carpenter (2003), um cenário pode representar um relato plausível do futuro. Neste contexto, os autores destacam três principais benefícios quanto ao uso de cenários: i) aumento da compreensão de um ambiente incerto; ii) incorporação de alternativas no plano de gestão; iii) maior consistência das decisões tomadas.

Desta maneira, a construção de cenários permite que os tomadores de decisão possam avaliar diferentes situações baseadas em suas expectativas (suposições), comparando-as entre si para obter um rol de soluções possíveis (alternativas) antes de tomar a decisão sobre determinada ação. Em termos da gestão dos recursos naturais, os cenários permitem aos agentes avaliar a trajetória de suas decisões antes de adotadas, contribuindo, assim, para que sejam adotadas práticas que minimizem o impacto das ações humanas no sistema natural. O uso de cenários está estreitamente vinculado a análises de longo prazo, característica inerente dos problemas ambientais.

De acordo com Verburg, Rounsevell e Veldkamp (2006), os cenários também permitem o ordenamento das percepções sobre ambientes alternativos futuros, os quais seriam reflexos das decisões tomadas no presente. Os cenários podem representar um conjunto de histórias, escritas ou orais, construídas a partir de enredos criteriosamente elaborados. No entanto, os autores, citando Shearer (2005), destacam que os cenários não representam predições, mas sim uma aproximação da realidade futura construída a partir de **suposições**, que auxiliará na gestão de ambientes incertos e na tomada de decisão. Cabe destacar que a **construção de cenários não se baseia em fatos, mas em suposições**.

No período recente, um grande número de cenários tem sido construído tanto para escala global quanto regional, em que se busca analisar os impactos das atividades humanas sobre os ecossistemas. Os principais exemplos são: Avaliações do IPCC (Painel Intergovernamental de Mudança Climática), *Global Environment Outlook* e a Avaliação Ecosistêmica do Milênio.

Segundo Verburg, Rounsevell e Veldkamp (2006), a construção de cenários para escalas regionais ou locais é importante para resolver as condições específicas do território analisado, embora frequentemente não abordem um contexto mais amplo. Portanto, os cenários regionais não seriam capazes de explicar como os processos em escalas maiores (global) poderiam influenciar a dinâmica regional.

A construção de cenários no âmbito desta pesquisa tem por objetivo identificar a variação no fluxo de determinados serviços ecossistêmicos resultantes da recuperação da Mata Ciliar e do adequado manejo do solo agrícola. Sobretudo, os cenários poderão indicar quais são as áreas prioritárias para recuperação e manutenção, especialmente em termos do fluxo de serviços ecossistêmicos.

3.3 CONSIDERAÇÕES GERAIS

O processo de valoração dos recursos naturais atende a vários propósitos, tais como avaliar os benefícios (presentes e futuros) do ambiente natural quanto a sua significativa contribuição para o bem-estar humano, destacando a elevada dependência que a sociedade humana tem de sua base ecológica. Em sentido amplo, o sistema natural é de valor infinito, porque sustenta e apoia todas as atividades humanas, sobretudo, possibilita a vida (DEFRA, 2007).

Conforme estudo realizado pelo *Department for Environment Food and Rural Affairs* (DEFRA, 2007), o processo de valoração pode ajudar na determinação se uma intervenção política, que altera uma ou várias condições ecossistêmicas, proporcionará benefícios líquidos para a sociedade. A valoração fornecerá informações para subsidiar a tomada de decisões, e, assim, os decisores poderão priorizar investimentos, escolhendo entre as diversas alternativas de usos do espaço natural. A valoração pode

auxiliar também na avaliação de responsabilidade por danos ao meio ambiente e na própria comunicação, por exemplo, apresentando à sociedade e aos gestores da terra valores monetários ou não para o meio ambiente.

O estudo destaca que adotando uma estrutura de serviços ecossistêmicos é possível obter novas informações para o desenvolvimento de políticas. Por exemplo, para a compreensão de como as políticas de preservação e recuperação podem ser orientadas para atender as prioridades ambientais. Além disso, a valoração pode contribuir para a criação de mercados de serviços ecossistêmicos.

A prática de valoração é particularmente difícil, porque uma grande parcela dos benefícios providos pelo capital natural são externalidades positivas, que em sua maioria ainda não foram identificados. Por sua vez, a valoração pode ser considerada uma forma prática para que se possa tornar explícita a estreita relação existente entre os ecossistemas e o sistema econômico. Ainda, a valoração é um importante e necessário instrumento para a adequada gestão dos recursos naturais, sem a qual se torna difícil elaborar políticas de gestão. É através da valoração dos serviços ecossistêmicos e do capital natural que será possível, por exemplo, a construção de sistemas de cobranças pelo uso dos recursos, atribuição de taxas, impostos, multas, implantação de Sistema de PSA etc. Estes instrumentos podem ter dois objetivos: captação de recursos para financiar a manutenção do capital natural e disciplinar o uso das “dávivas” gratuitas.

CAPÍTULO 4 – PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS (PSA)

O objetivo deste capítulo é apresentar um importante instrumento que pode contribuir para o financiamento da gestão de bacias hidrográficas, o PSA. Para ilustrar esse modelo será apresentada também uma importante experiência brasileira na implantação de PSA, a do município de Extrema, Minas Gerais⁸².

Os instrumentos de política ambiental podem ser classificados em três grandes grupos: **comando e controle**, **econômicos** e **comunicação** (Quadro 12).

QUADRO 12 – TIPOLOGIA E INSTRUMENTOS DA POLÍTICA AMBIENTAL

Comando e Controle	Econômicos	De Comunicação
• Proibição de produto • Controle de processo • Proibição ou restrição de atividades • Especificações tecnológicas • Controle do uso de recursos naturais • Padrões de poluição • Definição de metas de degradação	• Taxas e tarifas • Subsídios • Certificados de emissão • Sistemas de devolução de depósitos • Sistema de Pagamento por Serviços Ambientais	• Fornecimento de informações • Acordos • Criação de redes • Sistema de gestão ambiental • Selos ambientais • Marketing ambiental

FONTE: Modificado pelo autor a partir de Lustosa *et al.*, 2010, p. 169.

O primeiro grupo, **Comando e Controle**, também chamado de **regulação direta**, busca promover a recuperação e/ou preservação dos ecossistemas naturais por meio do controle direto da gestão de áreas que estejam sofrendo com a degradação ambiental. Esse controle é realizado com base na adoção de instrumentos legais, tais como regras, normas, regulamentos etc. O principal objetivo, na maioria dos casos, é coibir, induzir, limitar ou condicionar o comportamento dos agentes econômicos. Então, se o agente descumprir as metas estabelecidas pelos instrumentos legais, ele ficará sujeito a sanções e penalizações. Como exemplo de limitações de ordem legal, citam-

⁸² A experiência de Extrema não é a única no Brasil. O caso de Extrema se destaca por ser uma iniciativa do poder local e por estar em andamento. Sobre outras experiências de PSA consulte o trabalho organizado por Guedes e Seehusen (2010) para o Ministério do Meio Ambiente (MMA).

se o estabelecimento da área de Reserva Legal (RL) ou de Preservação Permanente (APP) e a restrição da pesca em períodos de reprodução (piracema).

Para Riva *et al.* (2007), os resultados da aplicação dos instrumentos de comando e controle dependem da capacidade da autoridade ambiental de **fazer cumprir as regras**. Essa capacidade está relacionada ao **enforcement**, à **transparência** das instituições envolvidas na aplicação das sanções e à **eficácia** das sanções. Todavia, esse conjunto de instrumentos apresenta sérias deficiências, conforme destacam Lustosa *et al.* (2010): i) expressivo tempo para adoção dos instrumentos legais; ii) assimetria de informações por parte dos regulamentadores e regulados; iii) ainda em termos da assimetria de informações, exige-se, em linhas gerais, padrões uniformes de abatimento nas várias fontes de degradação de uma mesma área ou atividade; iv) esse instrumento pode impedir a instalação de empreendimentos em uma região em que os ecossistemas estejam sobreutilizados.

Cabe destacar que a prática usual da gestão ambiental realizada até fins do século XX, no Brasil e na maioria dos países, era totalmente baseada nos instrumentos de comando e controle. Essa prática é evidente quando se analisa o aparato legal vigente, que em sua maioria é composto por leis, normas e decretos que procuram apenas controlar a emissão de poluentes (líquido, gasoso e sólido) e a criação de áreas de proteção.

Os **instrumentos econômicos** (ou instrumentos de mercado), por sua vez, procuram promover a internalização dos custos ambientais no sistema de preços através de **incentivos econômicos**. Por exemplo, a adoção de **taxas, tarifas** ou **tributação** sobre produtos que apresentam em seu processo elevada taxa de degradação ambiental, ou, mesmo fazem uso intensivo de recursos naturais. Os instrumentos econômicos, diferentemente dos instrumentos de comando e controle, **não são coercitivos**, embora em pressupõem o estabelecimento de limitações e restrições quanto ao uso dos recursos naturais. A sua lógica é **estimular a recuperação e/ou conservação** do sistema natural **pelo comportamento autointeressado dos agentes econômicos**. Assim, a função da autoridade ambiental é definir as metas e os incentivos que estimularão a mudança de comportamento dos

agentes em sua relação com o meio ambiente, procurando convergir o interesse privado ao social (RIVA *et al.*, 2007).

Uma característica relevante dos instrumentos econômicos é que eles podem ser adotados no contexto do próprio mercado, ou seja, utilizando o mecanismo de preços para influenciar direta ou indiretamente o comportamento dos agentes. Outro aspecto relevante é que os incentivos são capazes de alterar o comportamento dos agentes, porém mantendo-se a premissa básica de qualquer ação privada, a maximização da sua satisfação (COSTA, 2008).

Os instrumentos econômicos podem cumprir simultaneamente diferentes objetivos (RIVA *et al.*, 2007): i) induzir determinado comportamento social – os instrumentos econômicos não têm por objetivo gerar receita para o Estado, embora possa se tornar uma fonte complementar de renda para os provedores. No entanto, o principal objetivo é influenciar o comportamento dos agentes quanto ao uso dos recursos naturais; ii) aumentar o bem-estar social – promover a correção do preço de mercado decorrente do uso dos recursos naturais não comercializados no mercado, por exemplo, água pura, ar puro, ciclo de nutrientes do solo etc.; iii) financiar atividades sociais – incentivar a expansão de atividades associadas à recuperação e conservação dos ecossistemas.

Por último, os **instrumentos de comunicação** têm por objetivo conscientizar e informar a sociedade sobre as características das atividades que mais contribuem para a degradação do sistema natural e suas consequências sobre o bem-estar humano e para o estado geral dos ecossistemas (*ecosystem's healthy*), sobretudo, como a sociedade poderia contribuir para amenizar os danos ambientais de suas decisões. Por exemplo, a sociedade poderia adotar ações preventivas, tecnologias menos agressivas, facilitar a cooperação entre os agentes poluidores para que adotem ou encontrem soluções etc. (LUSTOSA *et al.*, 2010).

Os três grupos de instrumentos incorporariam o uso de ferramentas de gestão ambiental com as seguintes características: prescritivas, punitivas, direitos de propriedade, persuasivas e de compensação. A escolha dos instrumentos de política ou de gestão ambiental deve depender, em primeiro lugar, das dimensões da ferramenta,

na medida em que a política seja viável em determinado contexto, e sua eficácia para alcançar determinado nível de fluxo de serviços ecossistêmicos. Em segundo lugar, essa escolha deveria depender também das características dos serviços ecossistêmicos providos, tais como a escala espacial e se esses bens e serviços são passíveis de comercialização no mercado, bens públicos ou recursos de uso comum ou restrito (KEMKES *et al.*, 2010).

Nos últimos anos está ganhando espaço na discussão e implantação de instrumentos econômicos a modalidade conhecida como **Pagamento por Serviços Ambientais** (PSA), que, em linhas gerais, representa o reconhecimento monetário por parte da sociedade do bem-estar proporcionado pelos recursos naturais.

4.1 PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DO PSA

O PSA é uma modalidade de instrumento econômico que está ganhando espaço nas estratégias de recuperação e conservação do sistema natural. Segundo Wünscher, Engel e Wunder (2008), o PSA é um instrumento baseado no mercado, que procura traduzir os serviços ecossistêmicos não comercializados em incentivos financeiros para aqueles que preservarem os ecossistemas.

Para a operacionalização de um esquema PSA é preciso que seja possível identificar, de maneira objetiva, quatro importantes elementos: i) os serviços ecossistêmicos e sua relação com o grau de bem-estar da sociedade (quantidade, qualidade e grau de contribuição); ii) os provedores (ofertantes)⁸³; iii) os beneficiários (consumidores ou usuários); iv) o valor (preço) dos bens e serviços. Ademais, é preciso que seja construído um aparato institucional que garanta a funcionalidade e a segurança do mercado.

Wunder (2005) ressalta que não há ainda na literatura uma definição formal e consensual para o que venha ser PSA. No entanto, a principal definição apresentada até o momento na literatura (pelo menos a mais citada), talvez seja a do próprio Wunder (2005), em que um Sistema de PSA seria descrito por alguns critérios, a saber: i)

⁸³ Em linhas gerais, entende-se por provedor de bens e serviços ecossistêmicos qualquer agente que contribua diretamente para a manutenção de seu fluxo.

transação voluntária; ii) bem ou serviço ecossistêmico definido ou o uso da terra esteja comprometido apenas para assegurar o fluxo ecossistêmico de bens e serviços (atividade ou uso principal da terra); iii) envolveria a constituição de transações entre pelo menos um comprador (usuário ou beneficiário) e um provedor de serviços ecossistêmicos; iv) se e somente se o provedor de bem(ns) ou serviço(s) ecossistêmico(s) assegurar a provisão (condicionalidade).

O primeiro critério refere-se ao fato de que a instituição do PSA não seja uma imposição, mas negociada. O valor a ser pago poderia ter por referência o custo de oportunidade do uso da terra que suporta o provimento de serviços ecossistêmicos ou o custo de participação no PSA⁸⁴. O segundo destaca que o objeto da negociação deve ser bem definido, o que pode ser um bem ou serviço ecossistêmico diretamente mensurável (por exemplo, toneladas de CO₂ capturadas e armazenadas) ou a cobertura e uso da terra que contribua para manter ou ampliar o provimento de serviços ecossistêmicos (por exemplo, a conservação da floresta contribui para o fornecimento de água pura). Esse, talvez seja o critério mais difícil de ser atendido por um sistema de PSA. A identificação e caracterização do objeto a ser “negociado”, que comumente está envolto em uma imensa **insegurança científica** e de **percepções populares**, com o benefício que o objeto proporcionará para o “comprador” são sustentadas por argumentos científicos vulneráveis.

O terceiro critério indica que qualquer sistema de PSA deverá ter pelo menos um interessado em comprá-los (demanda), e, pelo menos, um provedor (oferta). A presença de um interessado em pagar pelo provimento ou pela manutenção de determinado fluxo de bem ou serviço ecossistêmico, e, de um provedor, no limite, poderia configurar a possibilidade de se constituir um mercado de serviços ecossistêmicos. Além disso, deverá ser assegurada ao longo do tempo de vigência dos acordos a continuidade tanto do provimento dos serviços ecossistêmicos quanto da sequência de pagamento.

⁸⁴ Quando existe restrição legal quanto ao uso do solo, por exemplo, no caso das APP's e das áreas de RL, o produtor agropecuário poderia decidir se ingressa ou não em um esquema de PSA. Caso deseje ingressar o ponto de partida será o custo de participação do esquema, porque a conservação está garantida pelo aparato regulatório independentemente da participação em esquemas de PSA.

Desta maneira, segundo Kemkes *et al.* (2010), se existe a opção de pagamento pela provisão de serviços ecossistêmicos, porque existe uma demanda, seja na forma de despesas fiscais (pagamento público) ou concessão de subvenção subsídios), seja como *easement* (pagamento direto). Os proprietários podem voluntariamente agir em prol do provimento de serviços ecossistêmicos, esperando que sejam recompensados pela sua ação (serviços ambientais). Esse baixo grau de estímulo torna o sistema de pagamentos uma opção politicamente viável (factível) para o fortalecimento da estrutura física da propriedade privada que presta serviços ambientais.

Os autores ainda destacam que no caso do uso de subvenções ou despesas fiscais, os resultados são praticamente automáticos, evidentemente se houver um sistema de monitoramento adequado para verificar o cumprimento, ou a aplicação de sanções. Porém, quando se utiliza o pagamento direto, na maioria dos casos, exige-se a criação de uma estrutura institucional mais complexa e mecanismos para financiamento, o que poderá gerar um elevado custo de execução. O sistema de pagamento direto é um mecanismo mais eficiente para o provimento de serviços ecossistêmicos, mas somente quando os custos de transação e de execução são menores do que os benefícios capturados pelos usuários.

No entanto, pode ocorrer que o número de provedores exceda a capacidade de financiamento do sistema, ou seja, uma situação de excesso de provedores ou ofertantes. Caso isso ocorra, o agente – por exemplo, o Comitê de Bacia – que organizará o esquema de PSA poderá escolher entre os potenciais serviços para que maximize a eficiência financeira do programa. O agente ainda deve diferenciar espacialmente o nível de provisão do serviço ecossistêmico (benefícios), risco de perda do serviço (desflorestamento) e o custo de participação dos provedores (custo de oportunidade, transação e proteção), que determinará o montante mínimo para pagamento (WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2008).

Enfim, um esquema de PSA, em termos gerais, pressupõe a “compensação” econômica aos **provedores** de serviços ambientais pelos seus **beneficiários**. O Esquema de PSA tem atraído crescente interesse como instrumento de política

ambiental, por ser considerado um bom mecanismo externo para captura ou tradução dos valores de serviços ecossistêmicos não transacionados no mercado, ou valores de não mercados, em que se torna um verdadeiro mecanismo de incentivo financeiro para que os agentes locais elevem a oferta ou provimento dos serviços ecossistêmicos (ENGEL *et al.*, 2008).

Segundo dados publicados pela *Ecosystem Marketplace*⁸⁵ (2009), os mercados de serviços ambientais estão apresentando taxas anuais de crescimento da ordem de 10 a 20%. Somente no mercado de carbono estas taxas alcançam de 200 a 700%. Esse mesmo relatório mostra que os programas associados à proteção de corpos d'água na China geram um montante anual médio de US\$ 4 bilhões em pagamentos por serviços ambientais.

Para Wunder (2005), são quatro os principais serviços ambientais que se destacam na prática usual de execução de Sistemas de Pagamento: i) captura e estocagem de carbono (CO₂); ii) proteção da biodiversidade; iii) proteção da bacia hidrográfica; iv) beleza cênica.

Entretanto, a consolidação deste tipo de esquema enfrenta dois obstáculos e uma barreira de comunicação. O primeiro refere-se à insuficiência da demanda devido ao número limitado de usuários que reconhecem efetivamente os serviços ecossistêmicos como passíveis de cobrança pelo benefício apreendido. Isto se deve ao limitado conhecimento e/ou entendimento (ausência e assimetria de informação) que a sociedade possui sobre a relação entre o uso da terra e a prestação do serviço ambiental.

O segundo se refere às condições institucionais necessárias para que os provedores possam negociar contratos para a instituição de um Sistema de Pagamento, bem como aos custos de transação. Por fim, a **barreira de comunicação**, decorre do uso quase que exclusivo da lógica econômica pelos defensores do PSA em detrimento de outros critérios, sociais, antropológicos, etc.

⁸⁵ O *Ecosystem Marketplace* é um projeto da *Forest Trends*, que se tornou uma das principais fontes de informações, dados e análises a respeito dos mercados e pagamentos por serviços ecossistêmicos no mundo (*ECOSYSTEM MARKETPLACE*, 2010).

Barde e Pearce (1991) *apud* Liu *et al.* (2010) destacaram ainda outros três grupos de obstáculos para a implantação de esquemas de PSA: i) ético e filosófico, que está associado ao reducionismo monetário dos recursos naturais proporcionado pela Economia Ambiental; ii) político, relacionado à dificuldade de se valorar adequadamente os serviços ecossistêmicos, que, por sua vez, representa uma dificuldade para que seja possível estabelecer objetivos e metas; iii) técnico-metodológico, ausência de consenso entre os diversos campos de conhecimentos envolvidos na valoração dos recursos naturais sobre os métodos mais adequados.

4.2A EXPERIÊNCIA BRASILEIRA DE PSA

A experiência brasileira de PSA tem como referência o “Programa Produtor de Água” da ANA criado em 2001. O Programa está assentado em três objetivos: **melhoria da qualidade hídrica**, via incentivo à adoção de práticas quanto ao uso da terra que contribuam para reduzir a sedimentação dos corpos d’água; **aumento da oferta de água**; **conscientização dos produtores agropecuários** (ANA, 2010c).

O “Programa Produtor de Água” visa à melhoria da qualidade e da quantidade de água em **bacias hidrográficas rurais** por meio de **incentivo financeiro** direto aos produtores agropecuários. Ou seja, sua base de execução é a instituição de um esquema de PSA, em que o **foco central** é promover uma **redução da erosão** e do **assoreamento de mananciais** nas áreas agrícolas do país. A **adesão** é **voluntária** e, mas o produtor deve estar disposto a adotar práticas conservacionistas no uso da terra, com vistas à conservação do solo e da água (ANA, 2009b).

Os pagamentos poderão ser realizados aos **produtores rurais** que adotarem práticas conservacionistas no uso da terra, as quais contribuam diretamente para a redução da erosão e da sedimentação e para o aumento da capacidade de infiltração de água. Esse instrumento segue o conceito de provedor-recebedor. Os agentes institucionais participantes podem ser entidades federais, estaduais, municipais, ONG’s, **comitês e agências de bacias**, entre outros.

As metas do programa podem ser resumidas em: i) redução de 50% da erosão e sedimentação nas bacias selecionadas; ii) recuperação das APP's das propriedades rurais participantes; iii) recomposição das áreas de RL das propriedades participantes; iv) treinamento de potenciais executores do programa.

As principais fontes de recursos financeiros utilizadas pelo “Programa Produtor de Água” poderão ser: i) recursos oriundos da **cobrança pelo uso dos recursos hídricos**; ii) empresas de saneamento, geração de energia hidroelétrica e outros usuários; iii) fundos estaduais de recursos hídricos; iv) Fundo Nacional de Meio Ambiente; v) Orçamento Geral da União (OGU); v) orçamentos estaduais, municipais e dos comitês de bacias; vi) compensação financeira por parte de usuários beneficiados; vii) Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) – Protocolo de Kyoto; viii) organismos internacionais, por exemplo, ONG's, GEF (*Global Environment Facility*)⁸⁶ e Bird (Banco Internacional para Reconstrução e Desenvolvimento)⁸⁷; ix) financiamento de bancos oficiais (Banco do Brasil, Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social – BNDES).

Cabe ressaltar ainda que **a maior parte dos recursos financeiros aportado pela ANA dependerá de repasse direto de instituições parceiras, porque o montante arrecadado com a cobrança pelo direito de uso da água não pode ser destinado integralmente para esquemas de PSA**. Desta maneira, a principal fonte de financiamento é a doação ou repasse indireto. Neste sentido, essa modalidade de financiamento poderá gerar um ambiente de insegurança quanto à manutenção do esquema de PSA no longo prazo. A insegurança pode estar associada à possibilidade de não renovação da parceria entre a instituição local (gestora do esquema de PSA) e as instituições parceiras (financiadoras).

A não renovação das parcerias consequentemente levará a não continuidade do PSA providos pelos produtores. Desta maneira, os produtores que aderiram ao programa podem retornar às práticas não conservacionistas no longo prazo frente à

⁸⁶ O *Global Environment Facility* (GEF) é um instrumento do Programa para o Desenvolvimento das Nações Unidas (ONU) instituído em 1991, cujo objetivo é fornecer ajuda a projetos e programas desenvolvidos por países em desenvolvimento que protejam o meio ambiente global. Assim, as doações realizadas pelo GEF são para apoiar projetos relacionados com a biodiversidade, mudanças climáticas, águas internacionais, degradação dos solos, camada de ozônio e poluentes orgânicos persistentes (UNDP, 2010).

⁸⁷ É uma instituição do Grupo do Banco Mundial (*World Bank*).

ausência de pagamento pela provisão do serviço ambiental. Porque não existe um mercado claramente definido com provedores e compradores, mas apenas um estímulo público para a conservação dos recursos hídricos. Neste sentido, a instituição de esquemas de PSA deve priorizar a construção de uma **estrutura de financiamento autossustentada** e, não uma estrutura que depende exclusivamente de doações ou repasses.

A efetivação da parceria entre a ANA, por meio do “Projeto Produtor de Água”, com diversos agentes interessados é realizada via **seleção** de bacias hidrográficas, em processo licitatório⁸⁸. As bacias hidrográficas elegíveis para efetivação da parceria devem atender aos seguintes requisitos: i) ter instrumentos formalizados e implantados de gestão, tais como aqueles previstos na Lei Federal nº 9.443/1997; ii) Plano de Recursos Hídricos deve indicar os problemas de poluição difusa de origem rural, erosão e déficit de cobertura vegetal em APP's e apresente as ações de mitigação desses impactos; iii) ser manancial de abastecimento de água para uso urbano e/ou industrial; iv) deverá ter um número mínimo de produtores rurais interessados que possa viabilizar a aplicação do programa. No entanto, caberá ao CBH indicar quais serão as sub-bacias prioritárias.

No âmbito do Programa Produtor de Água, a prefeitura de Extrema, Minas Gerais, lançou o **Projeto Conservador de Água**. Esse projeto é resultado de uma parceria entre a prefeitura de Extrema, a ANA e o Programa de Conservação da Floresta Atlântica da *The Nature Conservancy* (TNC).

- **O Projeto Conservador de Água**

Extrema foi pioneira no Brasil no estabelecimento de um esquema de PSA pelo serviço de provisão de água. O Município está localizado no extremo sul do Estado de Minas Gerais (Mapa 2), no Sistema Cantareira⁸⁹. A área municipal é de 243 km²,

⁸⁸ Para maiores detalhes ver Manual Operativo do Programa Produtor de Água (ANA, 2009b).

⁸⁹ Esse sistema é considerado um dos maiores do mundo, abrange uma área de 2,28 mil km² contando com cinco bacias hidrográficas e seis reservatórios interligados por 48 km de túneis, que fornecem 33 m³/s (31 m³/s são retirados da Bacia do Rio Piracicaba) de água para o abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo (COMITÊ PCJ, 2010).

com uma população de 28.564 habitantes em 2010, resultando em uma densidade demográfica de 117 hab./km² (IBGE, 2010d). A taxa de urbanização é da ordem de 91%, sendo a população rural de 2.572 habitantes (IBGE, 2010d).

MAPA 2 – LOCALIZAÇÃO DE EXTREMA, MINAS GERAIS, BRASIL



FONTE: Elaborado pelo autor com base em IBGE, 2010c.

As principais atividades econômicas desenvolvidas em Extrema são a pecuária leiteira (4 milhões de litros em 2008)⁹⁰ e o turismo ecológico. Além disso, o município abriga um importante setor industrial, composto por mais de 100 empresas, distribuídas em cinco distritos industriais (EXTREMA, 2009a).

O PIB-M a preços correntes alcançou em 2009 R\$ 1,4 bilhão, distribuído da seguinte maneira: 0,5% setor agropecuário (R\$ 5,7 milhões, a produção leiteira gerou um VBP da ordem de R\$ 2,9 milhões em 2009 segundo dados do IBGE, 2009a); 43% setor industrial; 51% setor de serviços (IBGE, 2010a).

⁹⁰ Segundo dados da Pesquisa Pecuária Municipal do IBGE (IBGE, 2009a).

Embora o setor agropecuário apresente uma pequena contribuição para o PIB municipal, o número total de pessoas ocupadas na atividade agrícola era de 1.430 (1.264 pessoas tinham 14 anos ou mais de idade) (IBGE, 2006), que equivale a 13,4% do pessoal ocupado total do Município (9.444 pessoas em 2008, segundo dados do IBGE, 2010a). Todavia, aproximadamente 87% do pessoal ocupado total **possui algum laço de parentesco com o produtor agrícola**, o que caracteriza uma estrutura produtiva tipicamente familiar.

Ainda de acordo com dados do Censo Agropecuário 2006, a estrutura agrária do município de Extrema era composta por volta de 481 estabelecimentos agropecuários, ocupando uma área de 10,8 mil hectares (108 km²), o que corresponde a 44,5% do território total do município. O restante do território é ocupado por: uso urbano / industrial (250 hectares); remanescentes de Mata Atlântica (3,5 mil hectares); sem cobertura florestal e sem uso agrícola; corpos d'água. A estrutura agrária do município é caracterizada pelo predomínio de pequenas propriedades com área inferior a 10 hectares, que, representavam em 2006, por volta de 56% do número total de estabelecimentos agropecuários, embora ocupassem apenas 9,3% (950 hectares) da área rural do município (10,8 mil hectares) (Tabela 2).

TABELA 2 – NÚMERO DE ESTABELECIMENTOS AGROPECUÁRIOS POR GRUPOS DE ÁREA TOTAL DO MUNICÍPIO DE EXTREMA, MINAS GERAIS: 2006

Intervalo de Área	Número de estabelecimentos agropecuários (Unidades)	Área dos estabelecimentos agropecuários (Hectares)
Mais de 0 a menos de 10 ha	271	950
De 10 a menos de 100 ha	188	6.011
De 100 a menos de 500 ha	17	3.202
Produtor sem área	4	0
Não declarou a área	1	0
Total	481	10.163

FONTE: Elaborado pelo autor com base em IBGE, 2006.

No entanto, observa-se que 40% do total de estabelecimentos agropecuários encontram-se no intervalo de área de 10 a menos de 100 hectares, que ocupavam 60% da área total destinada à atividade agrícola. É possível verificar ainda que apenas 17

estabelecimentos agropecuários (3,5% do total) ocupavam ao redor de um terço da área total agrícola (Tabela 2).

O Censo Agropecuário de 2006 mostrou que 58% dos estabelecimentos são gerenciados por pessoas com ensino fundamental incompleto e, suas propriedades ocupavam 5,8 mil hectares (54% do total). As propriedades gerenciadas por pessoas que não sabem ler ou escrever representavam apenas 3,5% e, aquelas geridas por pessoas com ensino superior em qualquer formação correspondiam a 8,5%, embora ocupassem 20% da área total (IBGE, 2006).

A atividade pecuária é empreendida por 351 propriedades (73% do total de estabelecimentos), ocupando 84% (9 mil hectares) da área total agrícola (IBGE, 2006). O rebanho bovino era composto por 9.375 animais (média de um bovino por hectare), sendo que as propriedades com área entre de 0,5 a menos de 100 hectares respondia por 80% desse rebanho (IBGE, 2006). Outra atividade associada ao uso direto da terra na área rural é a silvicultura, sendo que o município de Extrema produziu 3,6 mil m³ de lenha e 2 mil m³ de madeira em toras em 2008.

Em termos de uso e ocupação da terra no setor agropecuário de Extrema, o que se verifica é um predomínio das áreas com **pastagens naturais**, desenvolvida em 310 estabelecimentos, em uma área de 6 mil hectares (55% da área agrícola). As **pastagens plantadas** consideradas em boas condições foram observadas em 26 estabelecimentos, ocupando uma área de 977 hectares. Outro aspecto que merece atenção é o número de estabelecimentos (em torno de 52) declarados por seus respectivos gestores que ainda **mantém áreas com matas e/ou florestas naturais** destinadas à **preservação permanente (APP) ou reserva legal (RL)**, perfazendo apenas 462 hectares (IBGE, 2006) (Tabela 3). O restante dos estabelecimentos não possuem áreas com matas naturais, o que configura um déficit de 1.738 hectares somente em relação à Reserva Legal, que deveria totalizar 2.200 hectares.

TABELA 3 – USO DA TERRA POR TIPO DE USO, NÚMERO E ÁREA DOS ESTABELECIMENTOS NO MUNICÍPIO DE EXTREMA, MINAS GERAIS: 2006

Tipo de Utilização / Grupos de área total	Estabelecimentos	
	Unidades	Área (ha)
Lavouras – permanentes	61	1.374
Lavouras – temporárias	235	777
Lavouras - área plantada com forrageiras para corte	243	327
Pastagens – naturais	310	5.944
Pastagens - plantadas degradadas	11	160
Pastagens - plantadas em boas condições	26	977
Matas e/ou florestas naturais para APP e RL	52	462
Tanques, lagos, açudes e/ou área de águas públicas (aquicultura)	16	105
Terras degradadas (erodidas, desertificadas, salinizadas, etc.)	6	31
Terras inaproveitáveis para agricultura ou pecuária	29	153
Total do Município ¹	481	10.888

FONTE: Elaborado pelo autor com base em IBGE, 2006.

NOTA: 1) Não representa a soma do número de estabelecimentos por tipo de utilização, mas o total de estabelecimentos registrados pelo Censo Agropecuário 2006.

O rápido crescimento econômico observado a partir do último quarto do século XX em Extrema não ocorreu sem que houvesse uma relativa preocupação com a questão ambiental, pelo menos por parte do governo local. Extrema foi um dos primeiros municípios brasileiros que ingressaram no projeto nacional de elaboração da **Agenda 21**. A implantação de ações propostas na Agenda 21 garantiu ao município por três vezes consecutivas o primeiro lugar no Programa Minas Ecologia: em 2001, com o Projeto de Gerenciamento de Resíduos Sólidos; em 2002, com o projeto “Água é Vida”; em 2003, com o projeto “Extrema Sustentável”, relacionado à gestão municipal do meio ambiente (VEIGA NETO, 2008; JARDIM, 2010).

No Plano Plurianual Municipal (PPA) 2006/2009 foi incluído o “Plano Extrema Saudável”, cujo objetivo era garantir a recuperação e preservação dos recursos hídricos e da biodiversidade da Mata Atlântica⁹¹. Dentre as várias ações contidas no “Plano Extrema Saudável” destacam-se: i) instituição do “Programa Extrema Sustentável”, que fortaleceria a participação do município em entidades regionais, tais como o Consórcio PCJ, o Comitê PCJ, Área de Proteção Ambiental (APA) Fernão Dias etc.; ii) Educação Ambiental; iii) fortalecimento das atividades do Conselho Municipal de Desenvolvimento

⁹¹ Em 2008, a área com remanescente de Mata Atlântica era de aproximadamente 3,5 mil hectares, representa 14,6% do território municipal (estimativa realizada a partir do arquivo *shapefile* Remanescente de Mata Atlântica no Município de Extrema disponibilizado por SOS Mata Atlântica com auxílio do *ArcGis 9.3*).

Ambiental (CODEMA); iv) criação do Fundo Municipal de Meio Ambiente; v) implantação do zoneamento ambiental, do licenciamento ambiental municipal, do sistema municipal de informações ambientais; entre outras ações (JARDIM, 2010).

No PPA 2006/2009 foi incorporado à criação do “Programa Extrema Diversidade – Valorizando a Biodiversidade”, que tem por objetivo a implantação de parques ecológicos municipais, expansão e manutenção do horto municipal, criação, ampliação e manutenção de unidades de conservação e de corredores ecológicos etc. No que tange **diretamente à proteção dos recursos hídricos**, o PPA do Município 2006/2009 contemplou ainda a implantação do “**Programa Água é Vida – Cuidando dos Recursos Hídricos**”, com ações voltadas para o manejo e monitoramento das bacias hidrográficas e a implantação do “**Projeto Conservador das Águas**”, em que sua base de ação é a adoção de um sistema de **PSA**.

A posição adotada pelo governo local de recuperação e conservação do sistema natural do município se justifica, em parte, porque todo o território municipal esteja dentro da Área de Proteção Ambiental (APA)⁹² Fernão Dias da esfera Estadual (criada pelo Decreto Estadual nº 38.925, de 17 de julho de 1997) e do Corredor Ecológico⁹³ da Serra da Mantiqueira, além disso, o bioma da Mata Atlântica encontra-se altamente degradado.

Ainda, o município de Extrema está plenamente inserido no Sistema Cantareira, construído no final da década de 1960, que teve por objetivo aumentar o fornecimento de água para a Região Metropolitana de São Paulo. Estima-se que o sistema seja responsável por 56% da água consumida na Grande São Paulo. O sistema ocupa uma área de 228 mil hectares e abrange ao todo 12 municípios, quatro deles localizados no Estado de Minas Gerais, dentre eles, o município de Extrema, contemplando todo seu território. O Sistema Cantareira é considerado um dos maiores do mundo, pois possibilita um fluxo de 33 m³/s de água para a Grande São Paulo, que

⁹² A APA é uma unidade de conservação de uso sustentável, cujo objetivo é promover a compatibilização da conservação ecológica com o seu uso sustentável. A criação da APA Fernão Dias foi sugerida pelo Estudo de Impacto Ambiental (EIA) referente à duplicação da BR-381 (Rodovia Fernão Dias) que abrange uma área de 180 mil hectares (JARDIM, 2010).

⁹³ Segundo o Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2010a), “os corredores ecológicos são áreas que possuem ecossistemas florestais biologicamente prioritários e viáveis para a conservação da biodiversidade na Amazônia e na Mata Atlântica, compostos por conjuntos de unidades de conservação, terras indígenas e áreas interstício”.

abastece uma população da ordem de 9 milhões de pessoas. Desse volume, os municípios mineiros de Extrema, Camanducaia, Itapeva e Toledo são responsáveis, em média, por 22 m³/s, ou seja, dois terços do volume total captado pelo sistema (JARDIM, 2010).

Com base no Programa Produtor de Água da ANA, o Município de Extrema implantou o “Projeto Conservador das Águas”. O projeto é considerado uma experiência pioneira no Brasil no que se refere à adoção do Sistema de PSA em que o objetivo principal é exclusivamente a proteção hídrica. O projeto foi lançado oficialmente pela Prefeitura de Extrema em 2003. Esse projeto contou com o apoio direto de representantes do Comitê de Bacia Hidrográfica PCJ, técnicos da ANA e da *The Nature Conservancy* (TNC). O projeto contempla apoio técnico e financeiro aos agricultores para que adotarem práticas de conservação da água e do solo, por exemplo: construção de terraços; bacias de infiltração; readequação de estradas vicinais; recuperação e proteção de nascentes; recuperação de áreas de proteção permanente (APP) e de reserva legal (RL); saneamento ambiental; etc. Em contrapartida, os produtores agropecuários que aderirem ao programa serão beneficiados por uma compensação financeira baseada no modelo de PSA.

Conforme destacou Jardim (2010), a iniciativa do “Projeto Conservador das Águas” e o compromisso assumido pela Prefeitura de Extrema, além do interesse em projetos dessa natureza, contribuíram para a inclusão de diversos parceiros na sua execução. No **âmbito federal**, a Agência Nacional de Águas (ANA), por meio do “Programa Produtor de Águas”. No **governo de Minas Gerais**, o Instituto Estadual de Florestas (IEF-MG) e o Comitê Federal de Bacia Hidrográfica do PCJ. O projeto ainda firmou parcerias com o setor privado, Sabesp (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo), e recebe apoio da *The Nature Conservancy* (TNC) e da SOS Mata Atlântica (Quadro 13).

QUADRO 13 – PAPEL DAS INSTITUIÇÕES PARCEIRAS NA EXECUÇÃO DO PROJETO CONSERVADOR DAS ÁGUAS

Instituição Parceira	Papel no Projeto Conservados das Águas
Prefeitura de Extrema	Pagamento pelos serviços ambientais, mapeamento das propriedades, assistência técnica e gestão do projeto.
IEF-MG ¹	Financiamento dos insumos (cercas, adubos, calcário, herbicidas etc.), apoio no processo de comanda e controle e averbação da Reserva Legal das propriedades rurais.
Sabesp ²	Monitoramento da água e fornecimento de mudas florestais.
ANA ³	Apoio às ações de conservação do solo e monitoramento da água (instalação de uma estação de monitoramento quali-quantitativa).
TNC ⁴	Financiamento das ações de plantio, manutenção e cercamento das áreas (mão de obra e alguns insumos).
SOS Mata Atlântica	Fornecimento de mudas florestais.
Comitê de Bacia PCJ	Apoio às ações de conservação do solo.

FONTE: Modificado pelo autor com base em Veiga Neto, 2008, p. 170.

NOTA: 1) Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais; 2) Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo; 3) Agência Nacional de Águas; 4) *The Nature Conservancy*.

Considerando que os **benefícios ecossistêmicos** provenientes da adoção de práticas conservacionistas no uso agropecuário da terra ultrapassam os limites territoriais da propriedade rural, o programa prevê a instituição de uma **remuneração monetária**⁹⁴ aos produtores que aderirem essa iniciativa. A remuneração incide sobre a área total da propriedade e, não somente sobre a área que fornece os serviços ecossistêmicos. O valor da remuneração é baseado no custo de oportunidade de uso da terra (arrendamento de pastagens).

Entre 2003 e 2005 foi estimado que uma cabeça de gado por hectare representasse um rendimento de R\$ 10,00 / mês / hectare, portanto, em um ano o rendimento seria de R\$ 120,00 por hectare. Com base nesta informação, o Projeto “Conversador das Águas” definiu como unidade de referência para ser pago por hectare 100 Unidades Fiscais de Extrema (UFEX), que no período 2003-2005 correspondia a R\$ 141,00. No primeiro semestre de 2010 o valor da compensação de 100 UFEX correspondeu a R\$ 176,00 por hectare/ano.

⁹⁴ Ou compensação monetária, uma vez que não existe uma transação dos benefícios ecossistêmicos decorrentes da adoção das práticas conservacionistas e seus beneficiários, mas apenas um repasse dos parceiros envolvidos no programa (*The Nature Conservancy*, Instituto Estadual de Florestas – IEF, Prefeitura Municipal de Extrema – Minas Gerais, Governo do Estado de Minas Gerais e a Agência Nacional de Águas – ANA).

A prefeitura de Extrema utiliza recursos públicos, que em sua maioria, são próprios. Com esta finalidade, foi promulgada a Lei Municipal no. 2.482 de 11 de fevereiro de 2009, que instituiu o Fundo Municipal para Pagamentos por Serviços Ambientais (FMPSA).

Segundo dados do **Projeto de Lei Orçamentária Municipal** para o exercício 2010 (EXTREMA, 2010), do total geral da receita prevista para 2010, estimada em R\$ 74,7 milhões⁹⁵, em torno de 5,5% deverão ser destinados para despesas associadas à Gestão Ambiental (R\$ 4,1 milhões). Exclusivamente para execução do “Projeto Conservador das Águas” está prevista uma despesa de R\$ 1,8 milhões. No que se refere ao apoio financeiro para o pagamento dos proprietários agropecuários pela prestação de serviços ambientais estima-se uma despesa de R\$ 400 mil.

É preciso considerar ainda que este sistema de PSA foi implantado considerando apenas dois serviços ecossistêmicos, purificação e manutenção (ou aumento) da quantidade de água na bacia hidrográfica. Talvez o passo seguinte na consolidação dessa proposta seja identificar outros serviços ecossistêmicos providos por esta estrutura conservacionista e, assim, incorporá-los no rol de serviços ecossistêmicos passíveis de negociação nos mercados existentes ou mesmo na criação de possibilidade de compensação. Essa ação reforçaria a importância da adoção de práticas conservacionistas pelos produtores agropecuários como uma fonte complementar de renda, porque independente da adoção dessas práticas os produtores continuam desenvolvendo suas atividades “tradicionais” na propriedade.

Enfim, a experiência do Município de Extrema na implantação de um esquema de PSA foi inovadora no país, como resultado de uma iniciativa local relativamente bem sucedida. O ponto crítico do modelo implantado diz respeito à sua estrutura de financiamento, que está pautada em doações e parcerias, ou seja, não existe garantia de sustentabilidade financeira. Assim, a incerteza na manutenção dos pagamentos pode inibir a adesão de novos produtores e, no longo prazo, levar à saída daqueles que aderiram ao esquema caso não se mantenham as doações e os repasses.

⁹⁵ Cabe ressaltar que as transferências correntes representam por volta de 75% do total geral das receitas previstas para 2010 (EXTREMA, 2010).

4.3 CONSIDERAÇÕES GERAIS

No período recente ganhou espaço na discussão sobre a melhoria da qualidade ambiental a compensação monetária ou não aos agentes que promovem a recuperação e/ou conservação do capital natural. Neste contexto, o principal instrumento de gestão é a adoção do esquema de PSA.

No Brasil, a experiência pioneira do Município de Extrema na implantação de um esquema de PSA é considerada inovadora. O modelo adotado se destaca em primeiro lugar por ser resultado de uma iniciativa local. Em segundo lugar, essa iniciativa tem apresentado um relativo sucesso. Cabe destacar que a estrutura adotada segue a tendência internacional, marcada pela forte e intensa participação do poder público como principal agente financiador.

No entanto, o ponto crítico do tipo de modelo de PSA implantado diz respeito à sua estrutura de financiamento, pautada em repasses do poder público, doações e parcerias. Essa estrutura é dependente da adesão não somente dos provedores de serviços ambientais, mas também de agentes financiadores, que não os verdadeiros beneficiários.

Desta forma, esse modelo não estimulará o uso racional e sustentável dos recursos naturais, além de criar um ambiente envolto na incerteza sobre sua continuidade. A incerteza na manutenção dos pagamentos pode inibir a adesão de novos produtores e, no longo prazo, pode conduzir a saída daqueles que aderiram ao esquema, caso não se mantenham as doações e os repasses. Portanto, é preciso que o modelo de PSA adotado por Extrema passe por uma reformulação, em que os “verdadeiros” beneficiários sejam os agentes financiadores das ações conservacionistas do capital natural.

CAPÍTULO 5 – CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DO COALIAR

A gestão dos recursos hídricos em qualquer escala – espaço-temporal – de acordo com Pinhatti (1998), deve partir do conhecimento do estado socioeconômico, ecológico e tecnológico da unidade de gestão, além do levantamento do potencial hídrico. A implantação de um sistema de gestão dos recursos naturais necessitará também de uma base político-institucional e da elaboração e estruturação de mecanismos de ordenamento institucional para orientar e definir o papel dos diversos agentes envolvidos no processo.

Deste modo, este capítulo tem por objetivo apresentar um panorama geral das Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira no que se refere às suas características físico-ambientais, socioeconômicas e político-institucionais.

5.1 DELIMITAÇÃO ESPACIAL E FÍSICO-INSTITUCIONAL

Para a execução da PNRH e do SNGRH foi instituído no Brasil a **Divisão Hidrográfica Nacional**⁹⁶, que organizou o território brasileiro em 12 grandes regiões hidrográficas (CNRH, 2003). O Estado do Paraná está na região hidrográfica do **Paraná, Atlântico Sul e Sudeste**.

O território paranaense foi organizado em **Regiões Hidrográficas (RH's)**, **Bacias Hidrográficas (BH's)** e **Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRH's)**⁹⁷. O objetivo é promover a **articulação do planejamento** da gestão hídrica do Estado com a esfera federal. Esta estrutura busca estabelecer as UGRH's para a implantação da PERH/Pr e do SEGRH/Pr (CERH, 2006).

As RH's do Paraná compreendem a área total ou parcial das suas 16 BH's⁹⁸, embora para fins de gestão e formação dos CBH's poderão ser consideradas uma ou

⁹⁶ Resolução do CNRH nº 32, de 15 de outubro de 2003.

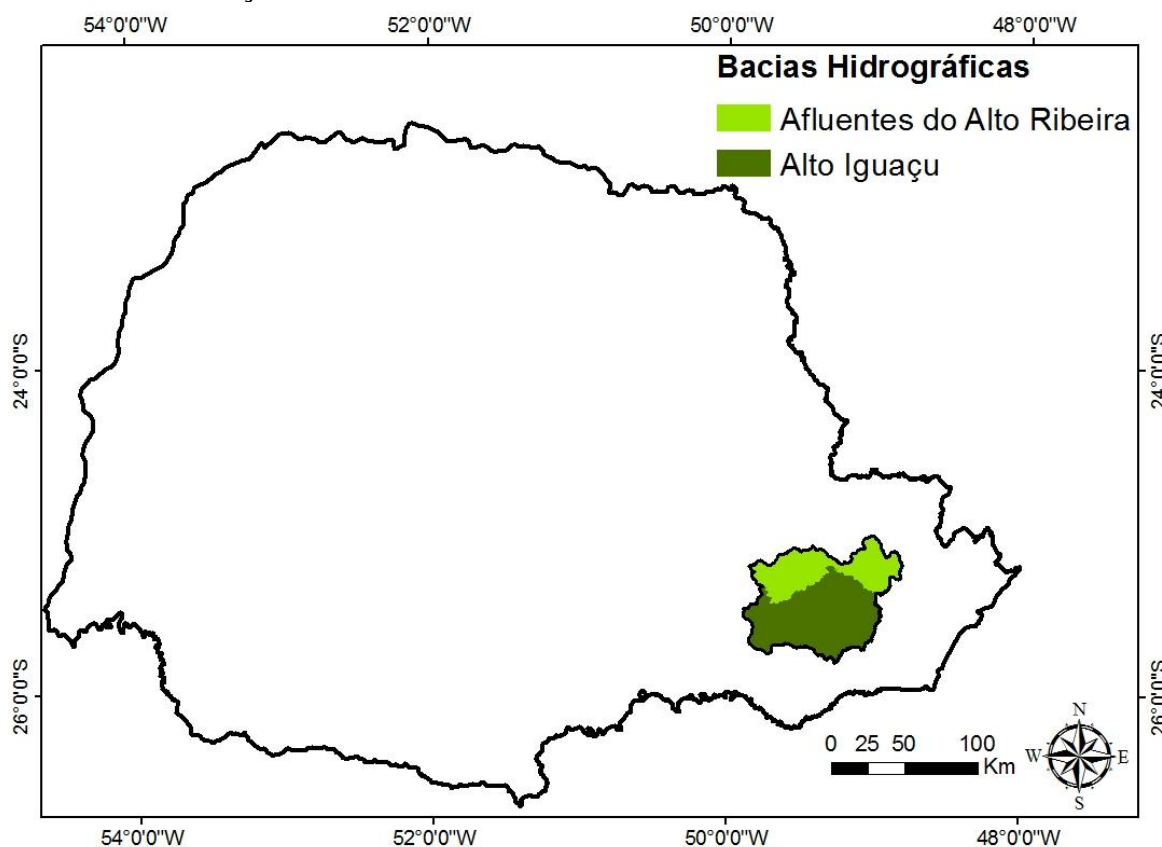
⁹⁷ Resolução nº 49, de 20 de dezembro de 2006, do CERH-PR.

⁹⁸ São elas: 1) Bacia do Rio das Cinzas; 2) Bacia do Rio Iguaçu; 3) Bacia do Rio Itararé; 4) Bacia do Rio Ivaí; 5) Bacia Litorânea; 6) Bacia do Paraná 1; 7) Bacia do Paraná 2; 8) Bacia do Paraná 3; 9) Bacia do Paranapanema 1; 10) Bacia do Paranapanema 2; 11) Bacia do Paranapanema 3; 12) Bacia do Paranapanema 4; 13) Bacia do Rio Piquiri; 14) Bacia do Rio Pirapó; 15) Bacia do Rio Ribeira; 16) Bacia do Rio Tibagi.

mais **Unidades Hidrográficas** (UH's). A UH pode compreender toda uma bacia hidrográfica, um conjunto de bacias ou apenas parte de uma bacia (CERH, 2006). O território paranaense foi organizado em 12 UH's conforme Resolução do CERH nº49, de 20 de dezembro de 2006.

O território objeto deste estudo compreende a área de atuação do **Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira**⁹⁹ (Coaliar), localizada na **UH2** – Alto Iguaçu, Afluentes do Rio Negro e Afluentes do Rio Ribeira (Mapa 3). A área de atuação do Coaliar é de 6.036 km², definida pelos seguintes limites geográficos: **vertente do Rio Ribeira e vertente do Rio Iguaçu** (Mapa 3).

MAPA 3 – LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DO COALIAR POR SUB-BACIA



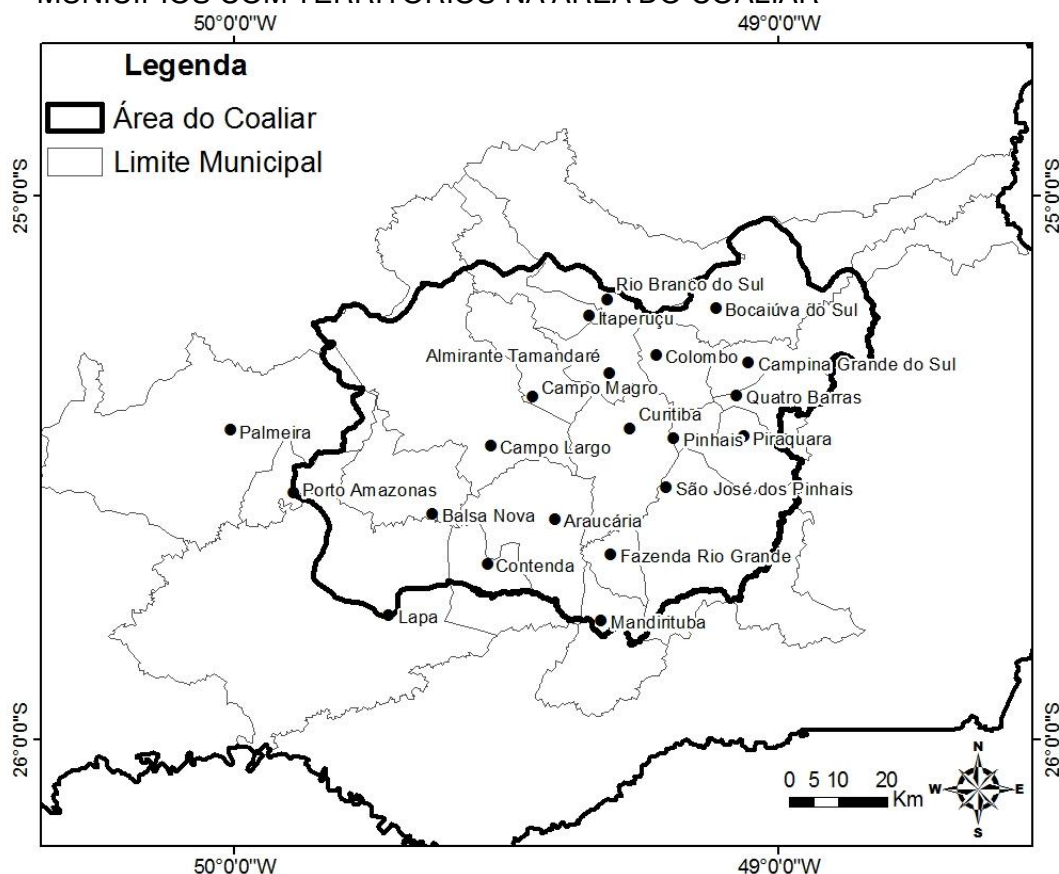
FONTE: Elaborado pelo autor com base em Águas Paraná¹⁰⁰ (2010a).

⁹⁹ O Comitê de Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira foi instituído pelo Decreto Estadual nº 5.878, de 13 de dezembro de 2005.

¹⁰⁰ Instituto das Águas do Paraná.

A área de atuação do Coaliar envolve total ou parcialmente 21 municípios (Mapa 4), todos estão localizados na Região Metropolitana de Curitiba – RMC¹⁰¹.

MAPA 4 – MUNICÍPIOS COM TERRITÓRIOS NA ÁREA DO COALIAR



FONTE: Elaborado pelo autor com base em Águas Paraná (2010a) e IBGE (2010c).

O território do Coaliar é resultado da união institucional de duas importantes bacias hidrográficas que abastecem a RMC: Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira. O objetivo desta união foi à composição de uma única área para atuação e jurisdição do CBH de rios de **domínio exclusivo do Estado do Paraná**¹⁰².

¹⁰¹ A RMC é composta por 26 municípios.

¹⁰² Existe uma discussão para a criação de um CBH Federal, que resultará da união da Área do Coaliar com o CBH do Rio Ribeira de Iguaçu e Litoral Sul do Estado de São Paulo.

5.2 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-AMBIENTAL¹⁰³

A caracterização dos aspectos físico-ambientais é fundamental para a **Avaliação Ecológica**, na medida em que permite uma primeira aproximação na identificação dos principais elementos estruturais dos ecossistemas.

Segundo o **Sistema de Classificação Climática de Köppen**¹⁰⁴, o clima é do tipo Cfb – clima temperado úmido com verão moderadamente quente, caracterizado ainda pela ausência da estação de seca, por verões suaves e invernos relativamente frios. As temperaturas médias variam de 12,9° C no mês mais frio a 22,5° C no mês mais quente, uma temperatura média anual de 16,4° C (ÁGUAS PARANÁ, 2007).

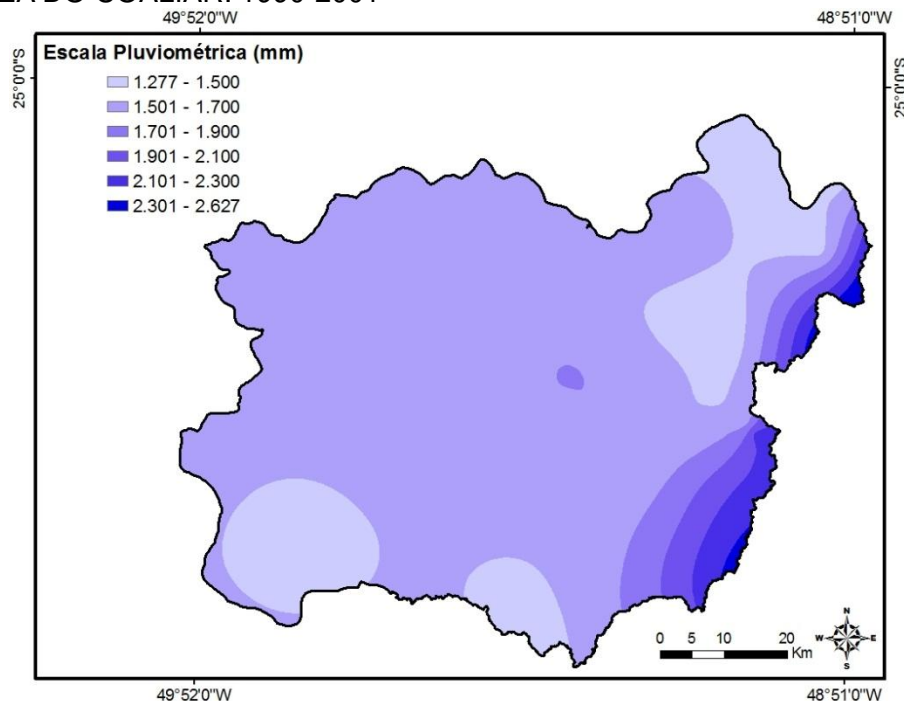
O volume médio mensal de precipitações registrado entre setembro e março é de 140 mm, entre abril e agosto a média é de 80 mm. A maior intensidade ocorre entre dezembro e fevereiro com volumes acima de 160 mm, mas em janeiro os volumes médios podem alcançar valores maiores que 180 mm (ANA, 2011)¹⁰⁵. As isoietas das médias anuais das precipitações mostram que os maiores volumes alcançaram 2.600 mm (Serra do Mar e próximo ao litoral do Paraná), os menores entre 1.500 e 1.700 mm, predominantes na região das bacias (Mapa 5).

¹⁰³ Essa seção foi baseada no diagnóstico publicado pelo Instituto das Águas do Paraná (2007).

¹⁰⁴ Esse sistema de classificação foi desenvolvido por Wladimir Köppen, um biólogo russo que se dedicou aos estudos climáticos. É um dos sistemas mais utilizados no mundo, em que parte do pressuposto de que a vegetação natural é a melhor expressão do clima de determinado espaço geográfico. Köppen publicou sua primeira classificação em 1901. O clima é classificado em cinco grandes grupos designados pelas letras iniciais maiúsculas: A, B, C, D, E, que se referem às regiões fundamentais do Equador aos Polos. Esses grandes grupos climáticos (regiões) podem ser ainda divididos em subgrupos, considerando a distribuição sazonal de precipitação e da temperatura (SÁ JUNIOR, 2009).

¹⁰⁵ Os volumes médios mensais de precipitações foram estimados a partir dos registros das estações de monitoramento pluviométrico entre fevereiro de 1889 e dezembro de 2010.

MAPA 5 – ESCALA PLUVIOMÉTRICA DAS MÉDIAS TOTAIS ANUAIS DE PRECIPITAÇÃO (MM) NA ÁREA DO COALIAR: 1990-2001



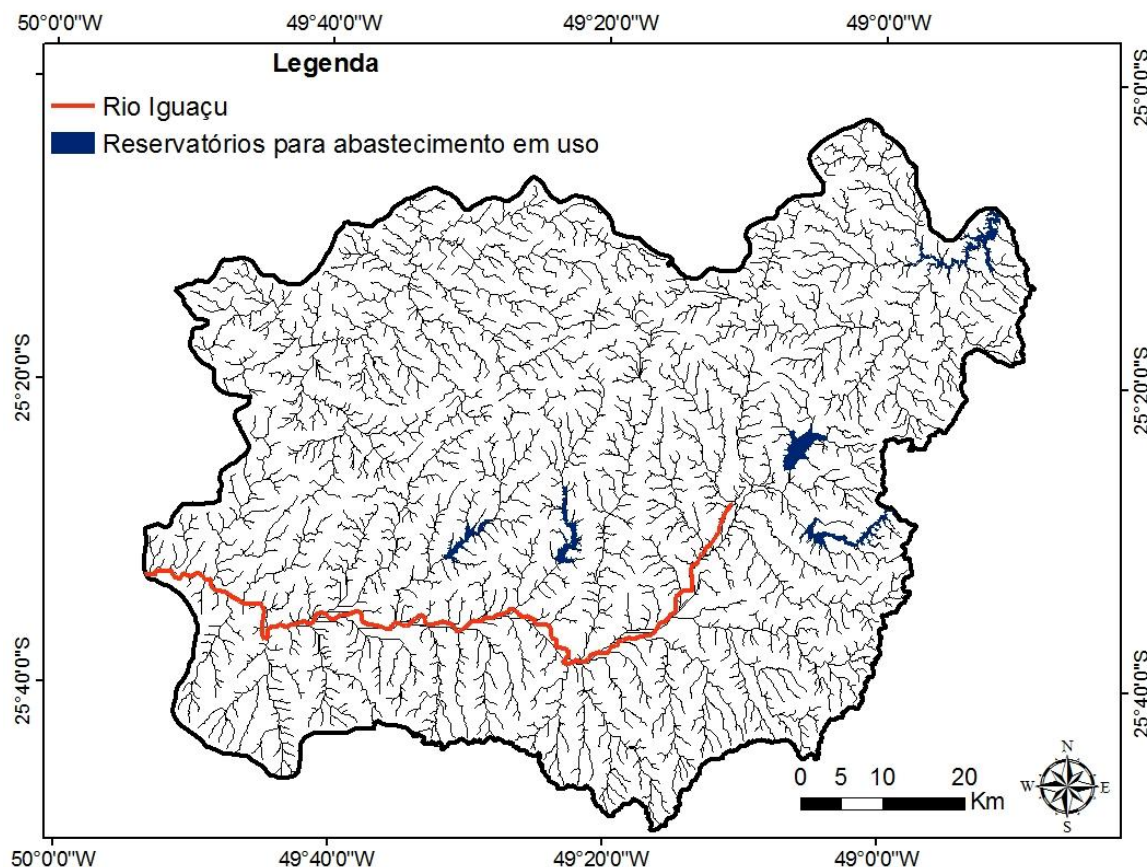
FONTE: Elaborado pelo autor¹⁰⁶ com base em ANA, 2011.

A região possui uma densa rede hidrográfica, porém com características distintas. A Bacia do Alto Iguaçu é caracterizada pela presença das nascentes do maior rio paranaense, o Rio Iguaçu, com uma extensão de 1.320 km (SUDERHSA, 2006b). O Rio Iguaçu é formado pelo encontro dos Rios Iraí e Atuba¹⁰⁷, localizados na parte leste da cidade de Curitiba na divisa com o município de Pinhais (Mapa 6).

¹⁰⁶ O mapa foi construído a partir do método de interpolação *Topo to Raster* do ArcGis 9.3 com base nas informações das estações pluviométricas localizadas na área do Coaliar. *Topo to Raster* é um método de interpolação utilizado para determinar modelos de representação espacial, por exemplos, *Krigagem*, Ponderação do Inverso da Distância – IDW, Interpolação Polinomial Global ou Local e Funções de Base Radial - *spline*. A função *Topo to Raster* tem por objetivo converter dados vetoriais em modelos hidrológicos de elevação de terreno exatos. O método utiliza a eficiência computacional da interpolação local, como ponderação do inverso da distância, sem perder a continuidade superficial dos métodos global de interpolação, como *Krigagem* e *spline* (NOGUEIRA; AMARAL, 2009).

¹⁰⁷ Uma característica marcante do Iguaçu é a direção de seu curso, mesmo sua nascente localizando-se próximo ao litoral suas águas deslocam-se para o interior do Estado. Em seu curso, o Iguaçu cruza os três planaltos paranaenses (Primeiro, Segundo e Terceiro Planaltos) e desagua no Rio Paraná. Os principais rios contribuintes do Rio Iguaçu são: Iraí, Atuba, Passaúna, Barigui, Verde, Passa Dois, da Várzea, Chopin, Palmital, Cavernoso, Adelaide, Gonçalves Dias, Castro Alves, Ampére e Silva Jardim (SUDERHSA, 2006b).

MAPA 6 – REDE HIDROGRÁFICA DA ÁREA DO COALIAR



FONTE: Elaborado pelo autor com base em Águas Paraná (2010a); ANA (2010d).

NOTA: Apresenta apenas os principais rios e reservatórios da área do Coaliar.

A Bacia dos Afluentes do Alto Ribeira é responsável pela formação do Rio Ribeira do Iguape, que nasce na vertente leste da Serra de Paranapiacaba e segue em direção ao Estado de São Paulo, com uma extensão total de 470 km, sendo que 220 km estão em território paranaense (SUDERHSA, 2006c).

As vazões médias verificadas nas bacias hidrográficas sofrem com a intensa dinâmica de uso e ocupação das terras, em especial urbano-industrial, que alteram a condição natural do escoamento (Tabela 4).

TABELA 4 – VAZÃO MÉDIA DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS E SUAS RESPECTIVAS ÁREAS DE MANANCIAIS DE ACORDO COM O DECRETO ESTADUAL Nº 6.390/2006

Bacia	Área de manancial (km ²)	Q 95% (m ³ /s)	Q 60% (m ³ /s)	Q 38% (m ³ /s)
Alto Iguaçu	1,285	2.82	10.68	18.49
Rio Açungui	1,712	8.99	19.07	29.09
Rio Capivari	961	8.34	15.55	22.71
Total Geral	3,958	20.15	45.3	70.3

FONTE: Elaborado pelo autor com base em Águas Paraná, 2007, p. 34.

NOTA: Q 95% refere-se à vazão com permanência de 95% do tempo, utilizada como indicador da vazão mínima do rio; Q 60% é a vazão com permanência de 60% do tempo, utilizada como a estimativa da vazão factível de ser regulada com auxílio de reservatórios; Q 38% diz respeito à vazão média de longo período, obtida a partir da integração da curva de permanência das vazões regionalizada, corresponde à vazão teórica que poderia ser regulada por meio de reservatórios, ou seja, uma estimativa do limite superior (ÁGUAS PARANÁ, 2007).

Os principais mananciais destinados ao abastecimento público estão nas bacias do Alto Iguaçu, Rio Açungui, Capivari e Rio da Várzea, em especial nas duas primeiras. A área dos mananciais está definida no Decreto Estadual nº 6.390, de 05 de abril de 2006¹⁰⁸ (Tabela 4). É possível verificar que a vazão média superficial mínima (limite inferior) estimada é de 20,15 m³/s, enquanto que o limite superior alcança uma vazão média de 70,3 m³/s (Tabela 4). No entanto, a demanda hídrica estimada a partir das vazões médias outorgadas para usos consuntivos e não-consuntivos era de 10,3 m³/s em 2007 (Tabela 5). Considerando que a vazão outorgada seja mantida relativamente constante, então em períodos em que a vazão média dos rios esteja em seu mínimo (limite inferior) a demanda representará 50% da disponibilidade hídrica superficial.

TABELA 5 – VAZÕES MÉDIAS OUTORGADAS NOS MANANCIAIS SUPERFICIAIS DA ÁREA DO COALIAR, POR TIPO DE USO: 2007 (m³/s)

Tipo de Uso	Alto Iguaçu	Afluentes do Alto Ribeira		Total
		Rio Açungui	Rio Capivari	
Saneamento	8,01	0,02	0,09	8,12
Industrial	1,33	0,04	0,01	1,38
Agropecuário	0,25	0,01	0,04	0,30
Comércio / Serviço	0,07	0,00	0,00	0,07
Outros	0,35	0,03	0,05	0,43
Total	10,00	0,11	0,20	10,31

FONTE: Modificado pelo autor com base em Águas Paraná, 2007, p. 60.

¹⁰⁸ Esse decreto declara as áreas de interesse de Mananciais de Abastecimento Público da RMC.

A qualidade da água da maior parte dos corpos d'água da Bacia do Alto Iguaçu encontra-se na Classe 4 ou pior segundo o Plano de Despoluição Hídrica, o Projeto Bacias Críticas (2007) e o Relatório da Qualidade das Águas dos Rios da RMC: 2005-2009 elaborado pelo Instituto Ambiental do Paraná – IAP (2009a). De acordo com a Resolução do CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) nº 357, de 17 de março de 2005¹⁰⁹, a Classe 4 apresenta DBO_{5,20} superior a 10 mg/L – a Classe 3 deve ter uma DBO_{5,20} de até 10 mg/L; a Classe 2 de até 5 mg/L; a Classe 1 de até 3 mg/L (CONAMA, 2005), além de outros parâmetros.

Desde 1992 o IAP realiza o monitoramento da qualidade das águas na Bacia do Alto Iguaçu¹¹⁰. O IAP apresenta os resultados do monitoramento dos parâmetros físico-químicos, microbiológicos e toxicológicos de maneira unificada, por meio do chamado **Índice de Avaliação Integrada da Qualidade da Água – Índice AIQA** (IAP, 2009a). Os resultados são apresentados em setes classes de qualidade da água baseados na Resolução CONAMA nº 357/2005¹¹¹ (Quadro 14).

QUADRO 14 – CLASSES DE QUALIDADE DA ÁGUA CONFORME ÍNDICE AIQA

Classe de Qualidade	Compatibilidade com as Classes CONAMA	Índice AIQA
Muito Boa	Classe 1	0,00 a 0,20
Boa	Classe 2	> 0,20 a 0,40
Pouco Poluída	Classe 3	> 0,40 a 0,60
Medianamente Poluída	Classe 3	> 0,60 a 0,80
Poluída	Classe 4	> 0,80 a 1,00
Muito Poluída	Fora de Classe	> 1,00 a 1,20
Extremamente Poluída	Fora de Classe	> 1,20

FONTE: Elaborado pelo autor com base em IAP, 2009a, p. 21.

Aplicando o método de interpolação Inverso das Distâncias (*Inverse Distance Weighted – IDW*)¹¹² disponibilizado pelo *ArcGis 9.3* nos resultados apresentados pelo

¹⁰⁹ Essa Resolução dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, além disso, estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes (CONAMA, 2005). Ainda, a Resolução CONAMA nº 357/2005 revogou a Resolução CONAMA 20/1986.

¹¹⁰ O IAP a partir das informações registradas por 72 estações monitora 38 rios da Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu, agrupados em quatro sistemas: i) Altíssimo Iguaçu; ii) Margem Direita do Rio Iguaçu; iii) Margem Esquerda do Rio Iguaçu; iv) Alto Iguaçu (IAP, 2009a).

¹¹¹ Para maiores detalhes sobre os aspectos metodológicos consultar IAP, 2005a.

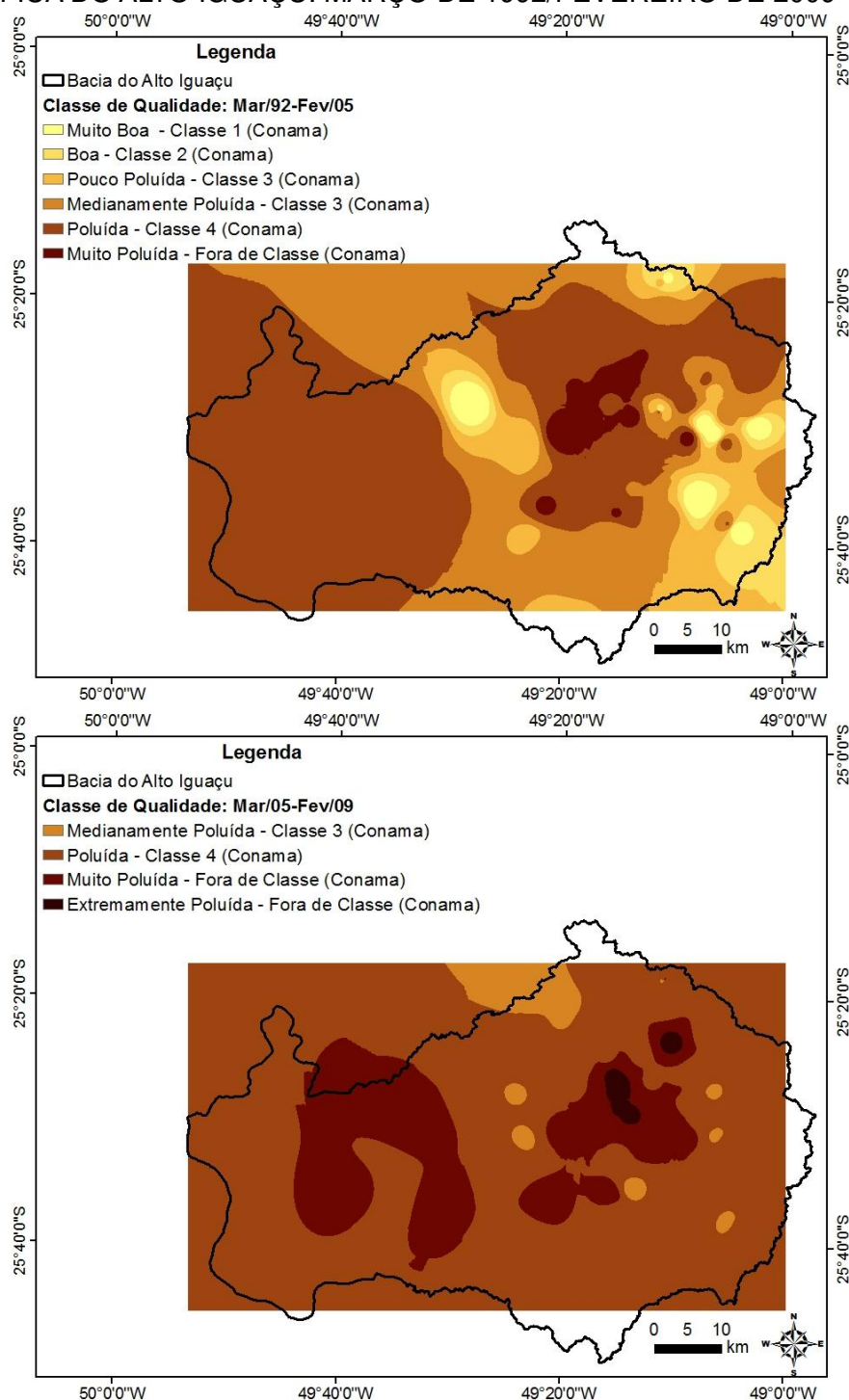
¹¹² O modelo baseia-se na dependência espacial, isto é, supõe que quanto mais próximo estiver um ponto do outro, maior deverá ser a correlação entre seus valores. Dessa maneira atribui-se maior peso para as amostras mais próximas do que para as amostras mais distantes do ponto que será interpolado (ponto amostral ou observado).

IAP desde março de 1992 até fevereiro de 2009 para o IAQA dos rios monitorados é possível observar a crescente e intensa deterioração da qualidade hídrica na Bacia do Alto Iguaçu (Mapa 7). No primeiro período, março de 1992 a fevereiro de 1995, observa-se a predominância da classe **poluída**, seguida pela **medianamente poluída**, **muito poluída** e algumas áreas classificadas como **muito boa**, **boa** e **pouco poluído**.

No entanto, no período de março de 2005 a fevereiro de 2009 verifica-se que as áreas classificadas como **muito boa**, **boa** e **pouco poluída** foram totalmente suprimidas, substituídas por rios classificados como **extremamente poluídos**. Além disso, observa-se um amplo predomínio das áreas classificadas como **muito poluída**. As áreas classificadas como **muito poluída** no primeiro período apresentam forte expansão, especialmente aquelas que mais sofrem a pressão da ocupação urbana na bacia hidrográfica (Curitiba, Pinhais, Araucária, São José dos Pinhais, Campo Largo entre outras).

Assim, o modelo consiste em multiplicar os valores das amostras pelo inverso das suas respectivas distâncias ao ponto de referência para a interpolação dos valores (ESRI, 2011).

MAPA 7 – RESULTADOS DO IAQA PARA OS RIOS MONITORADOS PELO IAP NA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO IGUAÇU: MARÇO DE 1992/FEVEREIRO DE 2009



FONTE: Elaborado pelo autor com base em IAP (2005a; 2009a); Águas Paraná, 2010a.

NOTA: 1) Os mapas foram construídos a partir da interpolação dos dados pontuais de monitoramento da qualidade da água pelo método *Topo to Raster* do ArcGis 9.3. 2). As áreas em branco não possuem registros.

Merece destaque ainda os resultados apresentados pelo Relatório do Projeto Bacias Críticas (2007)¹¹³, que apresenta uma síntese da situação de qualidade da água dos afluentes do Rio Iguaçu, em termos da concentração de DBO, também para o ano de 2005, embora considere apenas a vazão mínima. Os resultados do estudo mostram que apenas 10 rios de um total de 25 analisados apresentam uma concentração de DBO dentro dos limites (igual ou inferior a 10 mg/L) estabelecidos pela Resolução do CONAMA nº 357/2005. Apenas o Rio Piraquara poderia ser enquadrado na Classe 1, embora sua concentração de DBO estivesse no limite de 3 mg/L. O restante seria enquadrado na Classe 4, com uma concentração de DBO acima de 10 mg/L, embora a maior parte deles apresentasse concentrações muito superiores. Por exemplo, o Rio Belém que corta a cidade de Curitiba apresenta uma concentração média de DBO da ordem de 226 mg/L, vinte e uma vezes maior que o limite estabelecido para a Classe III pela Resolução do CONAMA nº357/2005.

Em termos da qualidade das águas superficiais da Bacia dos Afluentes do Alto Ribeira os resultados indicam que a Sub-Bacia do Rio Açungui não apresenta um elevado nível de degradação, classificado como Classe 2. Os parâmetros de DBO, Oxigênio Dissolvido (OD) e coliforme termotolerantes não apresentam níveis críticos de concentrações nesta sub-bacia. No entanto, as concentrações de fosfato total variam entre 0,01 mg/L e 0,282 mg/L (ÁGUAS PARANÁ, 2007).

No caso da Sub-bacia Capivari, o monitoramento indica que as concentrações de DBO e OD correspondem aos limites estabelecidos para a Classe 1. As concentrações de fosfato total variaram entre 0,03 mg/L a 0,542 mg/L (ÁGUAS PARANÁ, 2007). Esses resultados estariam associados à baixa densidade demográfica encontrada na região das bacias, acompanhado pelo reduzido grau de desenvolvimento das atividades econômicas.

A qualidade da água dos rios afeta os reservatórios¹¹⁴. Os rios e as áreas de escoamento da água da chuva podem carrear nutrientes, matéria orgânica e/ou eventuais poluentes para os reservatórios. No entanto, dadas às características

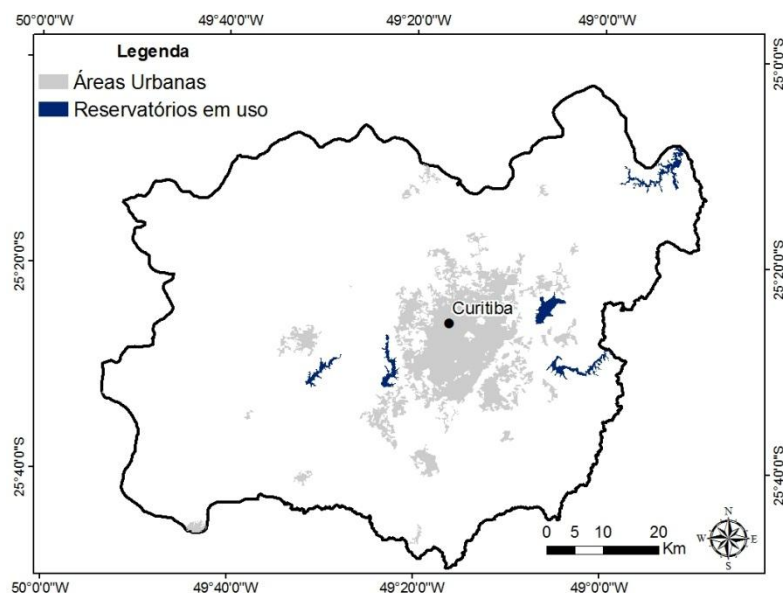
¹¹³ Universidade Federal do Paraná (UFPR) e Universidade de São Paulo (USP), 2007.

¹¹⁴ Os reservatórios são considerados lagos artificiais, os quais são construídos por meio do barramento de rios que podem ser destinados para geração de energia elétrica, abastecimento doméstico, irrigação, recreação e produção pesqueira (IAP, 2009b).

hidrodinâmicas dos reservatórios, estes ambientes podem reter diversas substâncias em seu ciclo produtivo, o que pode resultar no aumento da taxa de produção primária, resultando na eutrofização (JORGENSEN; VOLLENWEIDER, 1989).

Os principais reservatórios que abastecem a população e os diversos setores econômicos do território estão localizados na Bacia do Alto Iguaçu, com exceção da Represa do Capivari. Os reservatórios são: i) Passaúna; ii) Iraí; iii) Piraquara I e II; iv) Rio Verde. É importante observar que os reservatórios estão localizados próximos ao núcleo central urbano da RMC (Mapa 8).

MAPA 8 – LOCALIZAÇÃO DOS RESERVATÓRIOS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO E AS ÁREAS URBANAS DA ÁREA DO COALIAR



FONTE: Elaborado pelo autor com base em Águas Paraná (2010a); ANA (2010d).

O Reservatório do Passaúna foi construído em 1989, abastece 22% da população da RMC, uma produção média de 2 m³/s. O Reservatório do Iraí está localizado no município de Piraquara, entrou em operação em agosto de 2000 e fornece em torno de 2,5 m³/s. O fluxo do Rio Piraquara é regularizado por meio de uma barragem, o que permite um acréscimo ao sistema da ordem de 0,6 m³/s. O Reservatório do Rio Verde é utilizado pela Petrobras, embora apresente potencial para abastecimento público, a vazão mínima é de 0,7 m³/s (IAP, 2009b).

No que diz respeito à qualidade da água destes reservatórios, as análises empreendidas no Plano de Despoluição Hídrica e pelo IAP mostraram que eles são afetados pela degradação da qualidade da água dos rios. Os níveis de concentração de fósforo total¹¹⁵ em alguns reservatórios podem ser considerados alarmantes. Embora exista todo um aparato legal para o enquadramento da qualidade da água, este não é específico para lagos e reservatórios, pois estes apresentam uma complexidade própria e peculiar que devem ser avaliados considerando toda a coluna de água (IAP, 2009b).

Buscando apresentar evidências da situação dos reservatórios, o Plano de Despoluição Hídrica classificou os reservatórios de acordo com os estados tróficos de eutrofização¹¹⁶, tomando por base a concentração de fósforo: i) **Oligotrófico** – menor que 0,03 mg/L; ii) **Mesotrófico** – entre 0,03 e 0,07 mg/L; iii) **Eutrófico** – acima de 0,07 mg/L. A partir dessa classificação o Plano de Despoluição Hídrica apresentou a probabilidade de que determinado reservatório possa ser enquadrado em cada estado (Tabela 6).

TABELA 6 – PROBABILIDADE DA OCORRÊNCIA DO ESTADO TRÓFICO DOS RESERVATÓRIOS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO IGUAÇU: 2005

Reservatório	Probabilidade da Ocorrência do Estado Trófico (%)		
	Eutrófica	Mesotrófica	Oligotrófica
Iraí	98,96	1,03	0,00
Piraquara I	0,00	0,18	99,82
Passaúna	70,40	29,34	0,00
Verde	50,49	47,54	1,06

FONTE: Modificado pelo autor com base em Plano de Despoluição Hídrica da Bacia do Alto Iguaçu *apud* Águas Paraná (2007, p. 40).

De maneira complementar aos estudos realizados pelo Plano de Despoluição Hídrica têm-se aqueles desenvolvidos pelo IAP por meio do Programa de

¹¹⁵ O fósforo tem importante participação no metabolismo dos seres vivos, contribuindo de maneira significativa para a produtividade primária em ecossistemas aquáticos continentais. As fontes naturais de fósforo são as rochas da bacia de drenagem, material particulado presente na atmosfera e o fosfato resultante da decomposição de organismos de origem alóctone – do solo. As principais fontes artificiais são os fosfatos provenientes dos efluentes domésticos e industriais, fertilizantes agrícolas e do material particulado suspenso no ar de origem industrial (IAP, 2009b).

¹¹⁶ Processo pelo qual as águas se tornam mais eutróficas, ou seja, mais ricas em nutrientes dissolvidos necessários para o crescimento de plantas aquáticas, como algas. Esse processo ser resultado da fase natural de maturação da massa de água ou estimulado artificialmente, por exemplo, por poluição ou por efeito de fertilizantes (ANA, 2001).

“Monitoramento da Qualidade das Águas dos Reservatórios do Estado do Paraná” (IAP, 2004; 2009b). O monitoramento realizado pelo IAP tem por objetivo estabelecer diferentes classes de qualidade aos reservatórios no que se refere ao grau de degradação de suas águas. O IAP desenvolveu uma matriz com os principais parâmetros associados à qualidade da água para classificá-los em intervalos de classe. A classe de qualidade para cada reservatório é obtida por meio do chamado Índice de Qualidade de Água de Reservatórios (IQAR) ¹¹⁷, que apresenta valores entre 1 e 6. A partir do IQAR foram estabelecidas seis classes de qualidade de água de acordo com seus níveis de comprometimento.

Com base no nível de eutrofização, analisado em conjunto com parâmetros físicos, químicos, biológicos, morfométricos e hidrológicos, o IAP estabelece padrões para avaliar a qualidade da água dos reservatórios e lagos. O IAP já divulgou os resultados do IQAR médio para o período 1999-2008 para os 24 reservatórios e lagos do Estado do Paraná. Considerando apenas os reservatórios localizados nas Bacias do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira é possível observar que a maior parte apresenta elevado grau de degradação (Quadro 15).

QUADRO 15 – CLASSIFICAÇÃO DOS RESERVATÓRIOS MONITORADOS PELO IAP NA ÁREA DO COALIAR: 1999-2008

Reservatório	1999/2000		junho/2008		1999/2008	
	IQAR	Classe	IQAR	Classe	IQAR	Classe
Abastecimento Industrial						
Rio Verde	3,4	III	2,6	III	3,5	III
Abastecimento Público						
Passaúna – Estação Barragem	3,6	IV	3,0	III	3,1	III
Passaúna – Estação Olaria	3,7	IV	2,9	III	3,2	III
Iraí ¹	3,4	III	3,7	IV	4,0	IV
Piraquara I	3,3	III	2,3	III	3,2	III
Geração de Energia Elétrica						
Capivari	2,3	II	3,4	III	2,9	III

FONTE: Elaborado pelo autor com base em IAP, 2004, 2009b.

NOTA: 1) o primeiro período refere-se a 2001/2002, porque para 1999/2000 esses reservatórios não foram monitorados.

¹¹⁷ Para maiores detalhes metodológicos consultar IAP, 2004; 2009b.

Cabe ressaltar ainda que no período 1999/2008 houve uma relativa melhora na qualidade da água dos reservatórios, especialmente aqueles destinados para o abastecimento público, embora ainda todos estejam classificados entre a classe III (moderadamente degradado) e IV (criticamente degradado).

Conforme observado, os principais mananciais superficiais potenciais e em utilização estão comprometidos. Segundo Águas Paraná (2007), é possível destacar os seguintes problemas: i) forte tendência à expansão demográfica em Área de Proteção Ambiental – APA; ii) influência do sistema viário na formação de ocupações urbanas irregulares, por exemplo, o Contorno Leste; grande parte do percurso da BR-277 na região de São José dos Pinhais ocorre sobre áreas de mananciais – APA do Rio Pequeno e do Piraquara; iii) existência de atividades mineiras dentro da APA do Iraí; iv) uso e avanço das áreas agrícolas com manejo inadequado do solo, além do uso intensivo do solo na produção de hortigranjeiros; v) influência do uso e avanço das atividades industriais, especialmente na região de São José dos Pinhais, Araucária, Cidade Industrial de Curitiba (CIC) e de Campo Largo; vi) falta de rede de coleta e tratamento do esgoto doméstico no território do Coaliar.

De acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2008), a rede coletora de esgotamento sanitário do conjunto de municípios da área do Coaliar atende ao redor de 2,1 milhões de pessoas, representa por volta de 65% de uma população de 3,2 milhões de habitantes. O maior percentual é registrado na cidade de Curitiba (85%) e o menor em Mandirituba (0,02%). Embora existam cinco municípios¹¹⁸ que não possuem rede de coleta, correspondendo a uma população de 105 mil pessoas. A extensão total da rede de coleta de esgoto alcança 7.050 km e o volume coletado é de 98,7 milhões de m³ por ano, aproximadamente 93% são tratados. Essa estrutura atende somente a população urbana.

A expansão urbano-industrial, acompanhada pela impermeabilização do solo resultou no agravamento das inundações. Segundo dados do Plano Diretor de Drenagem para a Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu na RMC *apud* Águas Paraná (2007), os principais responsáveis pelas inundações no Polo Metropolitano e entorno seriam: i)

¹¹⁸ São eles: Bocaiúva do Sul, Campo Magro, Contenda, Itaperuçu e Rio Branco do Sul.

aumento das vazões máximas das enchentes, resultado da urbanização das bacias; ii) reduzida capacidade de vazão da parcela menor do Rio Iguaçu, por volta de 55 m³/s na parte da BR-277; iii) a planície de inundação do Rio Iguaçu – chamada de “leito maior” – que sob condições naturais o rio extravasa durante as médias e grandes cheias, tem sido ocupada regular ou irregularmente pela população; iv) obstruções criadas pelo avanço urbano-industrial.

As principais Unidades Aquíferas¹¹⁹ da área do Coaliar são: Crislatino Pré-Cambriano (ocupa 4,5 mil km²); Karst (ocupa mil km²); Guabirotuba (ocupa 900 km²); Aluvião (ocupa 800 km²) (SUDERHSA, 2006a, 2010b; ÁGUAS PARANÁ, 2007). A demanda hídrica pelos recursos subterrâneos é realizada por meio de poços. No que se refere ao número de poços, segundo dados da Sanepar¹²⁰ e do Instituto das Águas Paraná para o ano de 2007, há um predomínio do uso industrial (40,5%), seguido pelo comércio e serviços com 23,7% (Tabela 7).

TABELA 7 – DEMANDA HÍDRICA SUBTERRÂNEA NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DO ALTO IGUAÇU E AFLUENTES DO ALTO RIBEIRA: 2007

Tipo de Uso	Nº de Poços	% de Poços	Vazão (m³/s)	% da Vazão
Abastecimento público	97	8,54	1,313	43,13
Agropecuária	29	2,55	0,045	1,48
Comércio / serviços	269	23,68	0,329	10,82
Industrial	460	40,49	1,010	33,18
Outros	281	24,74	0,347	11,39
Total	1.136	100,00	3,043	100,00

FONTE: Águas Paraná, 2007.

O principal uso é para abastecimento público, em torno de 1,3 m³/s, seguido pelo uso industrial com 1 m³/s, resultando em uma vazão média total da ordem de 3 m³/s. As principais fontes subterrâneas são o aquífero Cristalino (1,48 m³/s) e o Karst (1,16 m³/s). Em termos das captações em poços por bacia hidrográfica destaca-se a

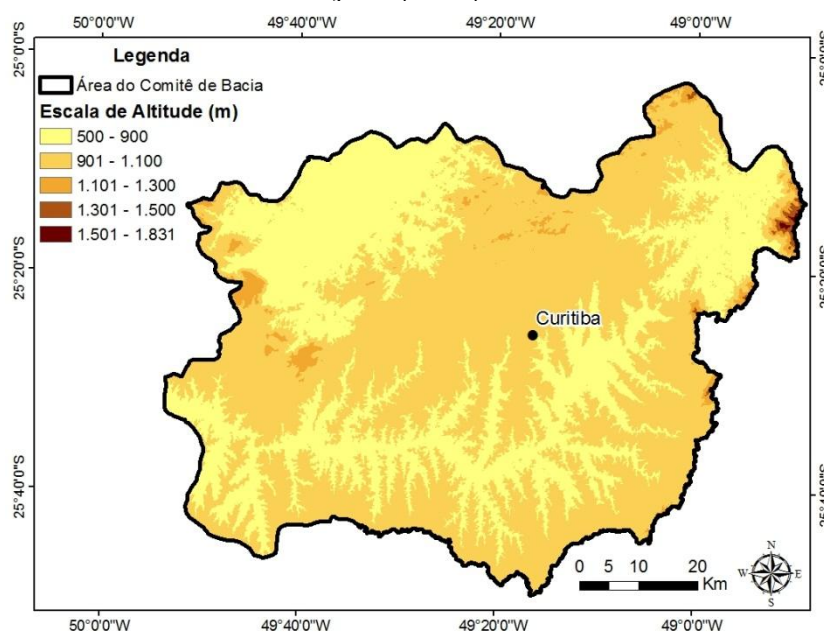
¹¹⁹ As águas subterrâneas que se encontram nos espaços existentes entre os grânulos minerais e nas fissuras das rochas são conhecidas como aquíferos. Os aquíferos são extratos ou formações geológicas constituídas de material permeável, permitindo, assim, que sejam armazenadas e transmitidas quantidades significativas de água. A fonte natural de recarga da maioria dos aquíferos é a precipitação, que ocorre por meio da infiltração da água da chuva. No entanto, além da precipitação outros fatores são importantes para a recarga dos aquíferos: constituição geológica, natureza das camadas geológicas, declividade do terreno e a área de seção de contribuição (ocorrência do aquífero), ou seja, a extensão (SUDERHSA, 2006a).

¹²⁰ Companhia de Saneamento do Paraná.

Bacia do Alto Iguaçu, responsável por 89% do número de poços (mil poços) e por uma vazão média de 2,2 m³/s (72% da vazão total). Segundo dados do Águas Paraná (2007), indicam que as demandas por recursos hídricos subterrâneos, mensurados pela vazão média registrada representam em torno de 9% da disponibilidade total.

As **características do relevo do território** podem ser analisadas de acordo com suas principais bacias. A parte sudeste do território, referente à parcela da Bacia do Alto Iguaçu, em que se localizam os municípios de São José dos Pinhais e Tijucas do Sul, drena as áreas que pertencem a corpos d'água da vertente oceânica da Serra do Mar. Na parte norte, território da Bacia do Alto Ribeira, drena os corpos d'água na direção sudoeste-nordeste, em que desaguam no Rio Ribeira (Mapa 9).

MAPA 9 – MODELO DIGITAL DE ELEVAÇÃO (DEM) DA ÁREA DO COALIAR



FONTE: Elaborado pelo autor com base em Miranda (2005) e Águas Paraná (2010a).

A região norte das bacias é caracterizada pela alta variabilidade em suas altitudes (Mapa 9), entre 500 e 1.700 metros de altitude. Por um lado, esse relevo contribui para que a maior parte do território seja considerada imprópria para ocupação urbana de alta densidade. Por outro, a região acaba por sofrer um processo de ocupação caracterizado basicamente pela agricultura de pequena / média escala. O

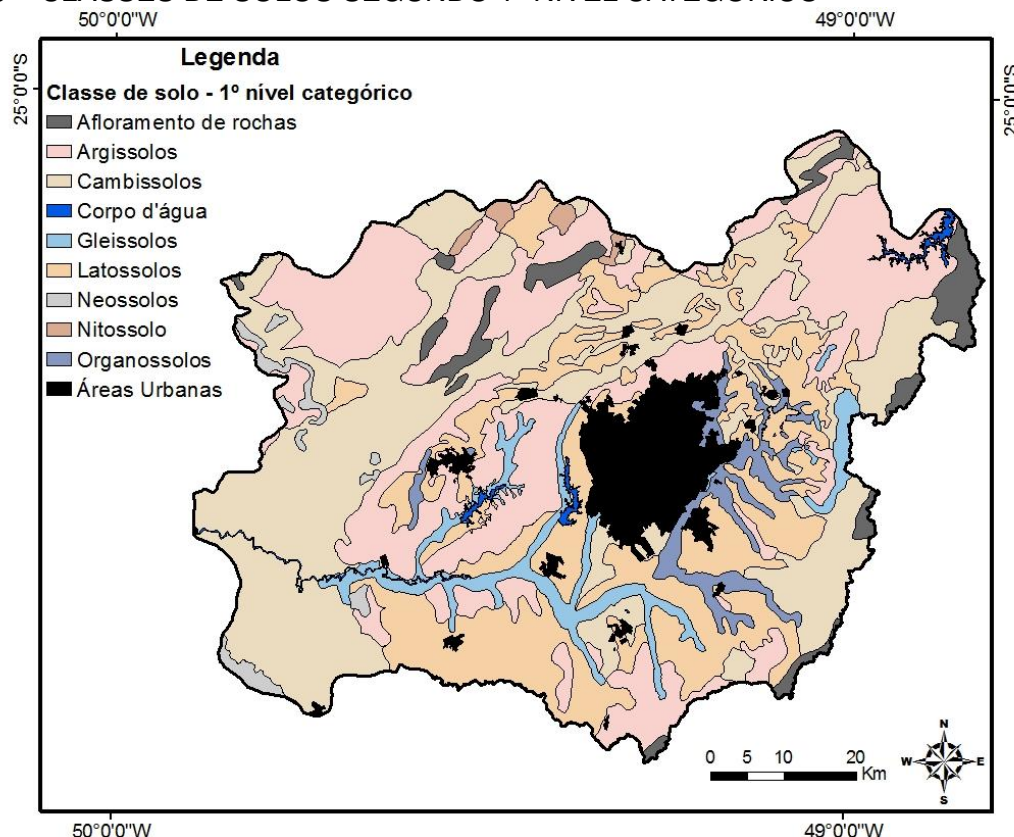
território em que se localizam as cabeceiras do Rio Iguaçu compreende as vertentes ocidentais da Serra do Mar (Iraí, Pequeno Piraquara, Miringuava etc.) e o divisor de águas com a Bacia do Ribeira (Atuba, Barigui, Passaúna, Verde etc.) que tem escoamento na direção sul-norte. Na parte sul predomina uma topografia ondulada, de colinas arredondadas, em que nas vertentes ocidentais da Serra do Mar podem ser observadas as maiores altitudes da região, entre 1.200 e 1.400 metros (Mapa 9). Ainda, a oeste da RMC predomina a Escarpa Devoniana¹²¹, que atinge altitudes de até 1.200 metros.

Na Bacia do Alto Iguaçu, localizada na parte sul da RMC, predominam declividades menos acentuadas se comparadas com aquelas observadas da parte norte. Nesta parcela podem ser observadas as áreas mais planas, com declividades entre 0 e 10%, favoráveis à ocupação urbana e industrial de alta densidade.

O levantamento de solos indica que os principais tipos de solos encontrados na área do Coaliar são (Mapa 10): i) Cambissolos Háplicos Tb Distróficos e Cambissolos Húmicos Alumínicos (179,9 mil hectares); Argissolos Vermelho-Amarelos Distróficos (163,2 mil hectares); Latossolos Brunos Ácricos, Latossolos Brunos Distróficos, Latossolos Vermelhos Distróficos e Latossolos Vermelhos Eutróficos (127,6 mil hectares).

¹²¹ “A Escarpa Devoniana constitui notável feição geomorfológica que delimita a leste os Campos Gerais do Paraná. Ela tem início no vale do rio Iguaçu, no sul do estado, entre os municípios de Lapa e Campo Largo e estende-se para além do rio Itararé, já no estado de São Paulo, a norte, até as proximidades do município de Itapeva” (DICIONÁRIO HISTÓRICO E GEOGRÁFICO DOS CAMPOS GERAIS, 2010).

MAPA 10 – CLASSES DE SOLOS SEGUNDO 1º NÍVEL CATEGÓRICO



FONTE: Elaborado pelo autor a partir do Mapa de Levantamento de Reconhecimento dos Solos do Estado do Paraná Regionalizado elaborado pela Embrapa Solos, Embrapa Florestas, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), Instituto Agrônomo do Paraná (IAPAR) e Instituto de Terras, Cartografia e Geociências do Estado do Paraná (ITCG), Bhering (2007).

NOTA: As cores estão de acordo com a Padronização das Cores das Classes de 1º Nível Categórico para Uso em Mapas de Solos apresentada em Embrapa Solos (1999).

As áreas que ainda apresentam cobertura vegetal / florestal natural ou nativa podem ser consideradas segundo trabalho realizado pelo Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social (IPARDES, 2010a, p. 13), “a expressão máxima e sintética da biodiversidade dos ecossistemas”. É possível acrescentar que a cobertura vegetal é, no limite, o principal componente ecossistêmico responsável pela **manutenção** ou como **indicador do Estado Geral dos Ecossistemas** que compõem o Capital Natural.

O Paraná originalmente apresentava 98%¹²² de seu território coberto pelo Bioma Mata Atlântica, uma área de 19,67 milhões de hectares. A área do Coliar era integralmente cobertas pela Mata Atlântica. No Paraná, os remanescentes de Mata Atlântica são compostos por florestas primárias e secundárias e secundárias em estágio avançado de recuperação. As formações florestais compreendem: Floresta Ombrófila Densa; Florestas Ombrófila Mista; Floresta Estacional Semidecidual; transições entre estas florestas (SOS MATA ATLÂNTICA, 2009).

Na década de 1980 foi estimado que a cobertura vegetal nativa no Paraná fosse de apenas 15% (IPARDES, 2010a). Segundo estimativas realizadas pela SOS Mata Atlântica em parceria com o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), no âmbito do Projeto Atlas da Mata Atlântica, em 2010, a área com remanescentes de Mata Atlântica representava apenas 10,5% da cobertura original, uma área de 2 milhões de hectares. Apenas na área do Coliar, de acordo com o último levantamento da SOS Mata Atlântica (2010), os remanescentes de Mata Atlântica representavam 11,6% (ou 70 mil hectares) da cobertura original em 2008.

Verifica-se que a maior parte das áreas contíguas com remanescentes de Mata Atlântica está localizada em terrenos que não favorecem a ocupação humana, que se caracterizam pela elevada declividade (Mapa 9). Por exemplo, na parcela oeste do território das bacias hidrográficas localiza-se a Serra de São Luis do Purunã e na parte leste a Serra do Mar, que apresenta uma das maiores áreas contínuas com remanescentes de Mata Atlântica do Brasil.

5.3 PERFIL SOCIOECONÔMICO: USO E OCUPAÇÃO DAS TERRAS

O uso e ocupação das terras na área do Coliar podem ser caracterizados pela forte intervenção humana, em especial pela presença de um importante componente urbano-industrial, concentrado na RMC¹²³.

¹²² O restante – 2% - do território paranaense é coberto pelo Bioma Cerrado.

¹²³ A RMC foi reconhecida pela Lei Federal Complementar nº 14, de 8 junho de 1973, estabelece as Regiões Metropolitanas de São Paulo, Belo Horizonte, Porto Alegre, Recife, Salvador, Curitiba, Belém e Fortaleza (BRASIL, 1973). De acordo com o texto da referida Lei, a RMC constituía-se dos municípios de Curitiba, Almirante Tamandaré, Araucária, Bocaiúva do Sul, Campo Largo, Colombo, Contenda, Piraquara, São José dos Pinhais, Rio Branco do Sul,

Em 2010, a população da RMC era de 3,13 milhões de pessoas, distribuída em 2,89 milhões na área urbana (taxa de urbanização de 92,5%) e 234 mil na área rural (7,5%). A RMC respondia por 30% da população paranaense (10,4 milhões de pessoas) (IBGE, 2010d). No território do Coaliar¹²⁴ a população era de 3,07 milhões de habitantes, densidade demográfica de 509 hab./km², quase 10 vezes maior que a registrada no Paraná, de 52,2 hab./km² (Tabela 8).

TABELA 8 – INFORMAÇÕES DEMOGRÁFICAS DA ÁREA DO COLIAR E DO ESTADO DO PARANÁ: 2010

Variáveis Demográficas	Indicadores Demográficos	Relativo ao Estado do Paraná
População Residente (pessoas)	3.072.745	29,4%
Densidade Demográfica - Hab./km ²	509	52,2
População Residente - Urbana	2.888.808	32,4%
Taxa de Urbanização (%)	94%	85,3%
População Residente - Rural	183.937	12,0%

FONTE: Elaborado pelo autor com base em IBGE (2010d).

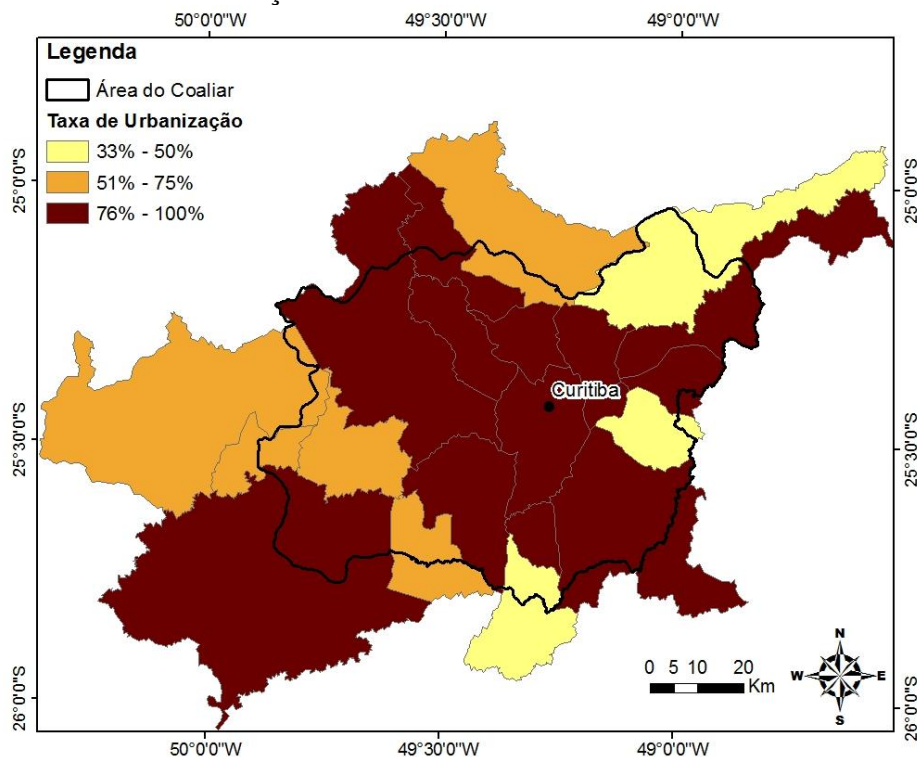
Desconsiderando Curitiba, com uma população de 1,75 milhões de pessoas, a população residente referente ao restante dos municípios varia entre 4,5 mil (Porto Amazonas) e 263 mil habitantes (São José dos Pinhais). A taxa de urbanização média registrada na área do Coaliar é da ordem de 94% (2,89 milhões de pessoas) (Mapa 11), a população rural é de apenas 184 mil pessoas.

No Mapa 11 é possível verificar que a taxas de urbanização varia entre 75% e 100%. Enquanto municípios como Curitiba e Pinhais apresentam uma taxa de urbanização de 100%, em outros municípios (Mandirituba, Piraquara e Bocaiúva do Sul) é possível verificar que a população rural representava entre 51% a 67% da população total e em outros dois (Balsa Nova e Contenda) entre 30% e 50% do total.

Campina Grande do Sul, Quatro Barras, Mandirituba e Balsa Nova, ou seja, 14 municípios. A RMC atualmente é composta por 26 municípios, ocupando uma área de aproximadamente 15,5 mil km² (ÁGUAS PARANÁ, 2007).

¹²⁴ Toda análise-descritiva empreendida neste capítulo (inclusive os dados apresentados nas ilustrações tais como mapas, tabelas e quadros) será realizada no âmbito da área de abrangência sob a jurisdição do Coaliar, porém não serão consideradas as áreas e outros dados referentes ao município de Palmeira. Mesmo que este município tenha parte do território inserido na área sob a jurisdição do Coaliar, a sua sede urbana está fora do limite espacial do território das bacias hidrográficas, ademais, o percentual de seu território é igual ou inferior a 10% (**Erro! Fonte de referência não encontrada.** e Mapa 4).

MAPA 11 – TAXA DE URBANIZAÇÃO POR MUNICÍPIO DA ÁREA DO COALIAR: 2010



FONTE: Elaborado pelo autor com base em Águas Paraná, 2010a; IBGE, 2010c, 2010d.

Em 2008, estima-se que a área do Coaliar tenha contribuído com 41% do Produto Interno Bruto a preços correntes (PIBpm) (R\$ 74,7 bilhões) registrado no Paraná (R\$ 179,3 bilhões). Os três maiores PIBpm municipais respondem por 86,7% do PIBpm da área do Coaliar: Curitiba – 58%; Araucária – 14,7%; São José dos Pinhais – 13,9%. O PIBpm *per capita* é de R\$ 20,8 mil, superior ao estadual (R\$ 15,7 mil). No entanto, somente seis municípios apresentam PIB *per capita* superior ao estadual, cinco deles (Curitiba, São José dos Pinhais, Quatro Barras, Pinhais e Balsa Nova) registram um PIB *per capita* entre R\$ 20 mil e R\$ 40 mil e, o município de Araucária registra o maior PIB *per capita*, R\$ 95 mil (IPARDES, 2010b).

A composição do PIBpm da área do Coaliar é a seguinte: i) agropecuário – R\$ 743 milhões (0,99%); ii) Industrial – R\$ 17 bilhões (23%); iii) serviços – R\$ 44 bilhões (59%); iv) parcela apropriada na forma de Impostos Líquidos – R\$ 12,7 bilhões

(17%)¹²⁵ (IBGE, 2010e). A estrutura do PIBpm mostra que existe um predomínio das atividades vinculadas ao setor de serviços e industrial.

Outro elemento que contribui para as constantes modificações na ocupação e uso da terra é a questão habitacional, que se caracteriza pelo significativo número de ocupações irregulares. Segundo estudo realizado pelo Iparde (2004) *apud* Águas Paraná (2007), o déficit habitacional na RMC alcançava-se em torno de 42,8 mil domicílios, representa 25,3% do déficit estadual. Existem ao redor de 903 áreas de ocupação irregular, abrangendo mais de 89,5 mil domicílios, 58,5 mil somente em Curitiba. Ao todo, eram mais de 1.965 hectares ocupados de maneira irregular. Cabe ressaltar que a maior parte dessas áreas situa-se em zonas de risco humano e/ou ambiental, em que as habitações não possuem condições físicas e de saneamento básico, acessos adequados e espaços e equipamentos de uso coletivo, portanto, se constituem em uma importante fonte de pressão antrópica sobre os ecossistemas.

A limitada oferta de áreas para ocupação urbana de alta densidade em Curitiba decorrente do elevado valor da terra / imóveis (entre R\$ 2,1 mil e R\$ 6,2 mil o m²)¹²⁶ e, em seu entorno pelas restrições ambientais, resulta na elevação do preço da terra nas áreas aptas para receberem os empreendimentos imobiliários. Além disso, nos últimos anos há sinalizações do setor imobiliário voltado à classe média / alta da ocupação de Áreas de Proteção Ambiental (APA). Por exemplo, áreas do município de Campo Magro¹²⁷ localizadas na APA do Rio Passaúna podem sofrer a pressão imobiliária para instalação de condomínios residenciais de médio e alto padrão (MARONI, 2011).

Essa dinâmica dificulta a implantação de programas habitacionais para a população de baixa renda nas áreas próximas à infraestrutura já instalada, elevando os custos totais dos programas. Cabe ressaltar que os municípios onde se localizam os mananciais (Piraquara e São José dos Pinhais) apresentam as maiores taxas de

¹²⁵ Referem-se aos impostos, líquidos de subsídios, sobre produtos não incluídos na valoração da produção (IBGE, 2010e).

¹²⁶ A pesquisa realizada pela Associação dos Dirigentes de Empresas do Mercado Imobiliário do Paraná (Ademi-Pr) revelou o preço médio do metro quadrado de área privativa na cidade de Curitiba (STACZUK CONSULTORIA, 2010).

¹²⁷ O município de Campo Magro tem 275 km², no entanto, por volta de 70% dessa área são destinadas a proteção ambiental, na forma de Áreas de Proteção Ambiental (APA), tais como a APA do Rio Passaúna, APA do Rio Verde e APA do Rio Açungui (MARONI, 2011).

crescimento demográfico da região, em função de ocupações irregulares, embora esses municípios possuam menor capacidade de investimento público *per capita*.

O adensamento demográfico em Curitiba e seu entorno contribui para a geração de resíduos sólidos, líquidos e gasosos. A maior parte dos resíduos sólidos gerados na RMC era depositada no aterro sanitário da Caximba, localizado na porção sul de Curitiba, próximo às aluviões centrais do Rio Iguaçu, e, portanto dentro do território das bacias. De acordo com informações de 2007, o aterro da Caximba recebia por volta de 70 mil toneladas / mês de resíduos sólidos: 37 mil toneladas / mês referente apenas à Curitiba; 15 mil toneladas / mês dos outros municípios e o restante de empresas particulares. A área disponível para armazenamento dos resíduos no aterro da Caximba é de aproximadamente 457 mil m². No entanto, em novembro de 2010 a vida útil desse aterro chegou ao fim. O depósito dos resíduos domésticos de 18 municípios da RMC será realizado no Centro de Gerenciamento de Resíduos localizado no município de Fazenda Rio Grande, com capacidade para receber 2,5 mil toneladas / dia e uma área de 382 mil m² (COLETO, 2010).

Em termos do uso e ocupação agropecuária, verifica-se a seguinte estrutura fundiária: 10,4 mil estabelecimentos (2,8% do total do Estado do Paraná – 371 mil), que ocupavam uma área total de 240,3 mil hectares (IBGE, 2006)¹²⁸, representando 39,8% do território das bacias hidrográficas (603.600 hectares).

Estima-se que 43,2% (4.497) dos estabelecimentos agropecuários têm área menor que 5 hectares, ocupando 4,3% (10,2 mil hectares) da área agrícola, aqueles com área superior a 100 hectares eram 3,4% (352), ocupando 36,8% (88,5 mil hectares). Os estabelecimentos com área inferior a 20 hectares são 77% do total, ocupando 20,3% (48,8 mil hectares) da área total (240,3 mil hectares). Por sua vez, os estabelecimentos com área superior a 500 hectares somam apenas 47 (0,4% do total), mas ocupam 11,8% (28,4 mil hectares) da área agropecuária (IBGE, 2006).

O principal uso agrícola da terra é para o cultivo de lavouras temporárias – 26,4% da área agrícola, desenvolvida por 67,6% dos estabelecimentos (7.037); áreas

¹²⁸ A estimativa do número de estabelecimentos agropecuários e suas respectivas áreas por município foi realizada com base no percentual do território de cada município contido na área sob a jurisdição do Comitê das Bacias apresentado no Mapa 4. Essa metodologia de cálculo foi adotada para todas as estimativas referentes ao setor agropecuário instalado nas bacias hidrográficas.

de preservação permanente (APP) ou reserva legal (RL) – 19,5% da área, embora sejam encontradas em apenas 44,2% dos estabelecimentos (4.598); as pastagens naturais ocupam 12,3%, encontradas em 44% dos estabelecimentos. Cabe destacar que 10,5% (25.239 hectares) da área agrícola estão cobertas com matas e/ou florestas naturais (exclusive APP e sistemas agroflorestais), encontradas em 22,2% dos estabelecimentos (IBGE, 2006).

Segundo dados da Pesquisa Agrícola Municipal (PAM) realizada pelo IBGE em 2009 (IBGE, 2009b), a área plantada estimada¹²⁹ com lavoura temporária nas bacias hidrográficas alcançou 110,3 mil hectares, resultando na produção de 573 mil toneladas de produtos agrícolas e um montante de R\$ 282,3 milhões. Em 2009, os principais produtos, em termos de área e quantidade produzida, foram: milho (54 mil hectares e 327 mil toneladas); feijão (24,6 mil hectares e 26,4 mil toneladas); soja (16,8 mil hectares e 57,8 mil toneladas); batata-inglesa (6,4 mil hectares e 82,4 mil toneladas); cebola (3 mil hectares e 51,5 mil toneladas).

Os principais municípios em termos de áreas com lavouras temporárias se localizam nas regiões a sudoeste e noroeste de Curitiba. Neste território, as lavouras temporárias ocupam entre 18% e 60% da área total do município. As três principais culturas temporárias desenvolvidas são a de milho, feijão e soja, ocupando 86% da área cultivada com lavouras temporárias. O cultivo de milho concentra-se na região norte/nordeste do Coaliar, o feijão está distribuído de maneira uniforme em todo o território e o cultivo de soja se localiza nas regiões Oeste / Sudoeste / Sudeste da área do Coaliar (IBGE, 2009b).

A área total plantada com lavoura permanente foi estimada em apenas 3,6 mil hectares, que resultaram na produção de 78,6 mil toneladas e um valor da produção da ordem de R\$ 27,5 milhões. Os principais produtos cultivados são: erva-mate (1,5 mil hectares e 3 mil toneladas); caqui (628 hectares e 16 mil toneladas); tangerina (411 hectares e 31 mil toneladas); uva (273 hectares e 3,8 mil toneladas); pêssego (249 hectares e 2,3 mil toneladas); entre outras (IBGE, 2009b).

¹²⁹ A estimativa do número de estabelecimentos agropecuários e suas respectivas áreas por município foi realizada com base no percentual do território de cada município contido na área sob a jurisdição do Comitê das Bacias apresentada no Mapa 4. Essa metodologia de cálculo foi adotada para todas as estimativas referentes ao setor agropecuário instalado nas bacias hidrográficas.

No que se refere à criação de animais estima-se que existam 3,4 milhões de aves (galos, frangos, galinhas etc.), 70 mil cabeças de gado, 70 mil suínos, 30 mil ovinos, 20 mil equinos, 7 mil caprinos entre outros animais. Na produção de origem animal destacam-se: leite (25 milhões de litros); ovos de galinha (8 milhões de dúzias); mel de abelha (165 toneladas); Lã (30 toneladas), que resultaram no montante de R\$ 33 milhões (IBGE, 2009a).

Cabe apresentar as estimativas realizadas a partir da Pesquisa da Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura realizada pelo IBGE, indicando que em 2009, os principais produtos extrativos naturais: alimentícios (510 toneladas) – erva-mate cancheada com 288 toneladas e pinhão com 222 toneladas; lenha com 2,7 mil m³; madeira em tora com 7,9 mil m³. A atividade extrativa registrou um valor da produção da ordem de R\$ 11 milhões em 2009 (IBGE, 2009c). Na atividade silvícola destacam-se a produção de carvão vegetal (63 toneladas); lenha (539 mil m³); madeira em tora (1 milhão de m³) – 425 mil m³ destinadas para a produção de papel e celulose e 587 mil m³ destinadas para outros usos. A produção silvícola gerou um valor da produção de R\$ 102 milhões em 2009.

Para finalizar, a organização político-administrativa da área do Coalhar e o intenso uso da terra torna evidente a dificuldade para a implantação da gestão integrada dos recursos naturais, porque envolve inúmeros interesses e diversas unidades institucionais relativamente “autônomas”: **municípios** – reconhecidos pela Constituição Federal e Estadual; **RMC** – reconhecida pela Lei Federal Complementar nº 14/1973; **bacia hidrográfica** – reconhecida pela Lei Federal nº 9.433/1997, todas com objetivos distintos e particulares¹³⁰.

5.4 CONSIDERAÇÕES GERAIS

Uma importante característica da área do Coalhar que merece destaque é a elevada concentração demográfica e socioeconômica em relação à economia paranaense, induzida em particular pela presença da cidade de Curitiba, embora

¹³⁰ A discussão sobre a Estrutura de Governança Hídrica do território foi realizada na seção 2.4.

também receba influência das características topográficas do território. Um resultado dessa elevada concentração é a intensa pressão antrópica sobre os ecossistemas da região. Outro aspecto marcante é a pequena importância econômica relativa da atividade agropecuária, embora ocupe um terço da área do Coalhar segundo dados do Censo Agropecuário 2006.

Agregado a esses elementos, tem-se a complexidade político-institucional que dificulta a articulação das ações do poder público em prol de objetivos comuns para a adequação do uso e manejo da terra na área do Coalhar. O resultado da pressão antrópica sobre os ecossistemas é a forte degradação da qualidade hídrica (Mapa 7) e a ameaça aos principais mananciais que abastecem uma população de 3,1 milhões de pessoas (Mapa 8). Diante de tal situação, a atuação do Coalhar é fundamental, no sentido de aglutinar e orientar as ações necessárias para a recuperação e conservação dos ecossistemas das Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira.

O próximo capítulo apresenta a avaliação econômico-ecológica dos serviços ecossistêmicos providos pelas Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira, cujo objetivo é levantar informações que possam subsidiar a proposta de gestão hídrica.

CAPÍTULO 6 – AVALIAÇÃO ECONÔMICO-ECOLÓGICA DA ÁREA DO COALIAR

Este capítulo tem por objetivo realizar a avaliação econômico-ecológica da área do Coaliar. As informações geradas a partir da avaliação contribuirão para o processo de valoração econômico-ecológico dos bens e serviços ecossistêmicos e do capital natural resultantes da adequação do uso das terras na área do Coaliar.

A avaliação ecossistêmica e a valoração econômico-ecológica dos recursos naturais são requisitos fundamentais para a adequada gestão e o financiamento das ações de recuperação e preservação dos componentes ecossistêmicos na área do Coaliar. As informações geradas pelo processo de valoração podem subsidiar a implantação de esquemas de PSA's.

6.1 MODELO CONCEITUAL PARA AVALIAÇÃO ECONÔMICO-ECOLÓGICA

As atividades humanas afetam as características físico-químicas e biológicas da água, alterando as condições de potabilidade para uso humano e ecológico (PALANIAPPAN *et al.*, 2010). No âmbito local, essas alterações estão associadas ao tipo de uso das terras. Os impactos podem ter diversas origens, desde mudanças no uso das terras em grande escala – mesmo que distante geograficamente, como por exemplo, o desmatamento da Floresta Amazônica –, até os efeitos das mudanças climáticas. Desta maneira, para avaliar os impactos das atividades humanas sobre os ecossistemas é preciso empreender uma análise sistêmica e integrada.

A construção do modelo deve ser precedida por uma avaliação ecossistêmica, que seja capaz de identificar os serviços ecossistêmicos que podem ser providos pela área do Coaliar, os quais, dependendo das informações disponíveis, poderão ser precificados. Operacionalmente, o modelo deverá adequar-se à disponibilidade de dados e ao conhecimento existente sobre a dinâmica entre o sistema humano e natural observada nas bacias hidrográficas.

6.1.1 Considerações Metodológicas para a Construção do Modelo Conceitual

Os ecossistemas operam em uma condição de **relativo equilíbrio (termo dinâmico)**, em que a constante interação direta e indireta entre seus componentes garante a estabilidade dinâmica, possuindo um limiar de resiliência. Deste modo, o principal objetivo da **gestão ambiental** deveria ser a manutenção dessa estabilidade diante da presença marcante de atividades humanas. Neste sentido, a questão é: qual deve ser o **tamanho mínimo** dos ecossistemas intactos ou “saudáveis” para manter a sua relativa estabilidade dinâmica? Respondê-la é fundamental, porque o tamanho físico-espacial dos ecossistemas definirá o custo de oportunidade socioeconômico para manter o provimento de serviços ecossistêmicos na área do Coaliar. Esse custo deve ser a base (ou ponto de partida) para uma política de PSA.

O modelo econômico-ecológico buscará identificar e estimar as relações entre o tipo de uso das terras na área do Coaliar e as variações na quantidade e qualidade dos serviços ecossistêmicos resultantes da preservação de ecossistemas saudáveis.

6.1.2 Avaliação Ecológica do Elemento Solo¹³¹

O solo¹³² provê uma série de serviços ecossistêmicos, que resultam das funções ecossistêmicas inerentes às suas características estruturais. O solo não pode ser considerado um recurso renovável, pois é resultado de inúmeros processos físico-químico-biológicos que levam milhares de anos. Sua formação – “pedogênese” – ocorre a partir da desintegração física e da decomposição químico-biológica de rochas da crosta terrestre¹³³. Esses processos ocorrem em função de mudanças na temperatura, forças erosivas da água, gelo, vento e por organismos vivos.

¹³¹ Essa seção terá por base o trabalho produzido por Daily; Matson; Vitousek, 1997; Lavelle *et al.*, 2006; Barrios, 2007, Tavares *et al.*, 2008.

¹³² A ciência que estuda o solo é a Pedologia. Segundo Ferraz *et al.* (2008), esse campo de análise foi iniciado na Rússia, por Dokuchaiev em 1880.

¹³³ Segundo Tavares (2008), estima-se que em territórios com clima úmido sejam necessários por volta de 500 anos para formar uma camada de 2,5 cm de solo.

A degradação química é acelerada pela presença de oxigênio, água e seus sais dissolvidos e por ácidos provenientes da atmosfera e da degradação microbiana da flora e fauna (matéria orgânica). Os principais fatores ambientais que contribuem para a formação do solo são: climáticos, organismos (biota), relevo ou topografia, material de origem e tempo (FERRAZ *et al.*, 2008). Os principais atributos e propriedades físicas são: cor; textura; estrutura; cerosidade; porosidade; densidade; consistência; retenção de água; componentes minerais e orgânicos; profundidade; aptidão agrícola.

De modo geral, em um dado volume de solo cerca de 40 a 55% são partículas minerais, entre 1 a 10% de matéria orgânica e o restante de espaço poroso preenchido por água e/ou ar. Os organismos vivos correspondem a uma pequena fração, normalmente menos de 0,1% da massa, porém o número de microrganismos é enorme. Estima-se que um grama de solo possa conter um milhão de propágulos de fungo (esporos, latentes ou em fase de repouso, fragmentos de hifas etc.), mais de um bilhão de células bacterianas e um número desconhecido de espécies (JANICK *et al.*, 1974 *apud* DAILY, MATSON e VITOUSEK, 1997). No Quadro 16 são apresentados alguns bens e serviços providos pelo solo.

Verifica-se que existem sobreposições entre os bens e serviços em cada categoria (Quadro 16). Evidência da complexidade da dinâmica ecossistêmica e da estreita interação dos elementos que compõem o solo. A ciclagem de nutrientes pode ser considerada o serviço mais crítico, porque ela é essencial para a vida (BARRIOS, 2007). A ciclagem de nutrientes é realizada por organismos fixadores de nitrogênio, fósforo e outros compostos e por decompositores e transformadores, fungos e bactérias, que, a partir de relações simbióticas com as raízes das plantas, entre outros elementos, atuam em conjunto, contribuindo diretamente para a capacidade de mobilização de nutrientes. A biodiversidade encontrada no solo é responsável pela manutenção de sua fertilidade (BARRIOS, 2007).

QUADRO 16 - SÍNTESE DOS BENS E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS PROVIDOS PELO ECOSSISTEMA SOLO SEGUNDO AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO

Bens e Serviços Ecosystemáticos de Suporte
- Ciclagem de nutrientes (manutenção da fertilidade do solo ou resiliência).
- Formação / renovação do solo (“produção” de solo).
- Sustentação para o crescimento das plantas.
- Produção primária.
Bens e Serviços Ecosystemáticos de Provisão
- Infiltração e armazenagem de água (lençóis freáticos e aquíferos).
- Filtragem da água (purificação).
- Regulação do fluxo hidrológico.
Bens e Serviços Ecosystemáticos de Regulação
- Controle do fluxo de água (escoamento superficial, infiltração e fluxo na estiagem).
- Controle da erosão e retenção de sedimentos (associado à capacidade infiltração).
- Regulação climática (estocagem de gases de efeito estufa).
- Controle de pragas, pragas e doenças (desintoxicação da matéria orgânica).
- Degradação da matéria orgânica “morta”.
Bens e Serviços Ecosystemáticos Socioculturais
- Ambiente que permite a ocupação sociocultural e econômica.
- Expressão artística e cultural (cerâmica).
- Turismo e recreação.
- Prática de esportes.
- Beleza cênica.

FONTE: Elaborado pelo autor com base em Daily; Matson; Vitousek, 1997; Lavelle *et al.*, 2006; Barrios, 2007; Chaer, 2010; Andrade, 2010.

Um serviço provido pela ciclagem de nutrientes é a regulação dos ciclos elementares do planeta, como por exemplo, o ciclo do carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre¹³⁴. As alterações no ciclo do carbono e do nitrogênio podem ter grande potencial para induzir profundas mudanças nos processos químicos globais.

A capacidade de infiltração e retenção da água da chuva é fundamental para o controle do fluxo superficial e do ciclo hidrológico. Estima-se que o volume global anual de precipitação alcance 119 mil km³, equivalente para cobrir a superfície terrestre com uma camada de um metro de água (BRANCO, 2003). O serviço de infiltração impede o acúmulo de água na superfície. A água infiltrada será utilizada pelas plantas e para a formação e manutenção dos lençóis freáticos e aquíferos.

A todo o momento morrem milhões de organismos vivos e seus “corpos” são depositados sobre a superfície do solo, os quais serão “consumidos” por organismos

¹³⁴ Para maiores detalhes sobre os principais ciclos consulte Daily; Matson; Vitousek, 1997; Rossi; Polidoro, 2008.

que habitam o solo, tornando inofensivos inúmeros agentes patogênicos presentes na matéria “morta”. Os decompositores produzem inúmeros compostos – potentes antibióticos – que neutralizam agentes patogênicos, tais como a penicilina e a estreptomicina produzidas por um fungo e uma bactéria (DAILY; MATSON; VITOUSEK, 1997). Os decompositores exercem a função de reciclar a matéria orgânica morta, permitindo a renovação dos nutrientes ao solo e do ciclo da vida. É preciso reconhecer que a ação dos decompositores é essencial para a produção de alimentos (agricultura e atividade extrativa), forragem, madeira, algodão e outras fibras, combustíveis de biomassa, fármacos e outras fontes de matéria.

Enquanto os ecossistemas não forem perturbados pela ação antrópica, o ciclo de nutrientes tende a ser fechado, isto é, não haveria perdas significativas no processo, correspondendo à função de auto-organização do solo. Contudo, a ação antrópica pode alterar esse ciclo, em que o resultado será a perda da capacidade de assimilação e da fertilidade do solo. Lavelle *et al.* (2006) destacam que os serviços ecossistêmicos do solo são resultados dessa capacidade de auto-organização.

Em síntese, a vida não poderia ser sustentada sem a presença do solo. No entanto, o solo não provê apenas os materiais essenciais para a vida e para o bem-estar humano, mas também um amplo conjunto de bens menos tangíveis tais como fonte de expressão artística e cultural, inspiração, beleza cênica etc..

6.1.3 Avaliação Ecológica da Cobertura Florestal¹³⁵

A presença de florestas pode ser considerada o principal componente estrutural de um ecossistema – pelo menos é o mais visível – e, ainda é um importante indicador de seu estado geral. A cobertura florestal é responsável por uma série de serviços essenciais para a manutenção de outros componentes ecológicos e do sistema humano. A sua importância relativa e o tipo de serviços que provê varia em função de sua localização e de outras características.

¹³⁵ Em toda a seção o termo cobertura vegetal ou florestal referir-se-á somente a presença de florestas nativas ou recuperadas, não inclui áreas florestais com espécies exóticas, como por exemplo, as áreas reflorestadas para fins de comércio da madeira.

As florestas ripárias, por exemplo, são importantes corredores para a movimentação da fauna, contribuindo para a dispersão vegetal (biodiversidade) – criando as condições necessárias para o fluxo gênico da flora e fauna (SILVA *et al.*, 2011). Segundo Lima e Zakia (2009), essa função deve ser considerada razão mais que suficiente para a manutenção das zonas ripárias. Ainda, deve-se acrescentar a sua função hidrológica na manutenção da integridade dos ecossistemas de uma bacia hidrográfica. Os ecossistemas ripários juntamente com o restante da cobertura florestal influenciam o **ciclo hidrológico** através da infiltração e percolação da água pluvial – reduzindo o escoamento superficial, e bem como da sua evapotranspiração.

Segundo Branco (2003), em condições naturais – ecossistemas saudáveis – do volume total precipitado na superfície terrestre estima-se que por volta de 30% escoará diretamente para os corpos d'água superficiais¹³⁶. O restante infiltra-se no solo, formando os depósitos de água subterrânea (lençóis freáticos e aquíferos). A capacidade de infiltração do solo é amplificada pela presença de cobertura florestal, porque o sistema radicular, serrapilheira e a vegetação adensada podem reter em média 70% do volume das precipitações (SILVA *et al.*, 2011).

Estudos realizados na Mata Atlântica por Cicco *et al.* (1988) *apud* Braga (2005) no Parque Estadual da Serra do Mar no Estado de São Paulo indicaram que a interceptação da água proveniente da precipitação pela mata natural secundária alcança 18,23%, retornando à atmosfera pela evaporação direta. A maior parcela, 80,65% atinge a superfície do solo, resultando no escoamento superficial. Uma pequena parcela, em torno de 1,12% é escoada pelo tronco das árvores.

As matas ciliares também abrigam processos de transferência de nutrientes exclusivos. A entrada de sedimentos de áreas “externas” ao ecossistema ciliar, que podem ser transportadas pela água da chuva, pode ser reduzida pela mata ciliar, que atuará como um filtro (PAGANO; DURIGAN, 2009). Portanto, os sedimentos não serão depositados no corpo d'água. Outra entrada de nutrientes é através do fluxo lateral do lençol freático, que transporta os sedimentos das partes mais altas do terreno para a mata ciliar. Por sua vez, a perda de nutrientes pode ocorrer através do arraste da

¹³⁶ O escoamento superficial é responsável pelo transporte de sedimentos.

serapilheira¹³⁷ pela água dos rios em áreas inundáveis. Uma importante característica do ecossistema ripário no que se refere à ciclagem de nutrientes é que um processo totalmente aberto e imprevisível.

Do mesmo modo, a mata ciliar contribui para a potabilidade da água, porque desempenha uma função de filtragem superficial de sedimentos. Barton e Davies (1993) *apud* Lima e Zakia (2009) destacaram que a mata ciliar promove uma redução da concentração de substâncias químicas tais como herbicidas e fertilizantes “artificiais”, porque ao chegar à zona ripária uma parcela deles fica retida por absorção pelo sistema radicular. A função de filtragem contribui também para a ciclagem de nutrientes. Segundo Golley *et al.* (1978) *apud* Pagano e Durigan (2009), a produção de biomassa em florestais tropicais é elevada, tornando-se um importante reservatório de nutrientes mineirais.

Em síntese, a mata ripária fornece os seguintes serviços ecossistêmicos: i) geração do escoamento direto¹³⁸; ii) quantidade e qualidade dos recursos hídricos; iii) ciclagem de nutrientes; iv) interação direta com o ecossistema aquático (quadro 23 abaixo). Portanto, a redução da cobertura vegetal ripária poderá reduzir o fluxo de água em períodos de estiagem, e, em períodos chuvosos elevar o escoamento superficial. Por sua vez, a elevação do fluxo superficial significará um aumento na probabilidade de ocorrência de inundações e enchentes.

¹³⁷ Compreende o material de origem vegetal tais como folhas, flores, ramos, cascas, sementes e frutos, embora também compreenda material de origem animal depositado no solo de um ecossistema florestal. No caso do ecossistema ciliar, uma parte da serapilheira será levada pela água da chuva e de inundações para o leito do rio e para outros corpos d'água.

¹³⁸ O escoamento direto de uma precipitação em áreas com cobertura vegetal de clima úmido é resultado da precipitação direta nos canais; do escoamento superficial, superficial de áreas saturadas e subsuperficial; expansão da área variável de afluência (LIMA, 1995 *apud* LIMA; ZAKIA, 2009).

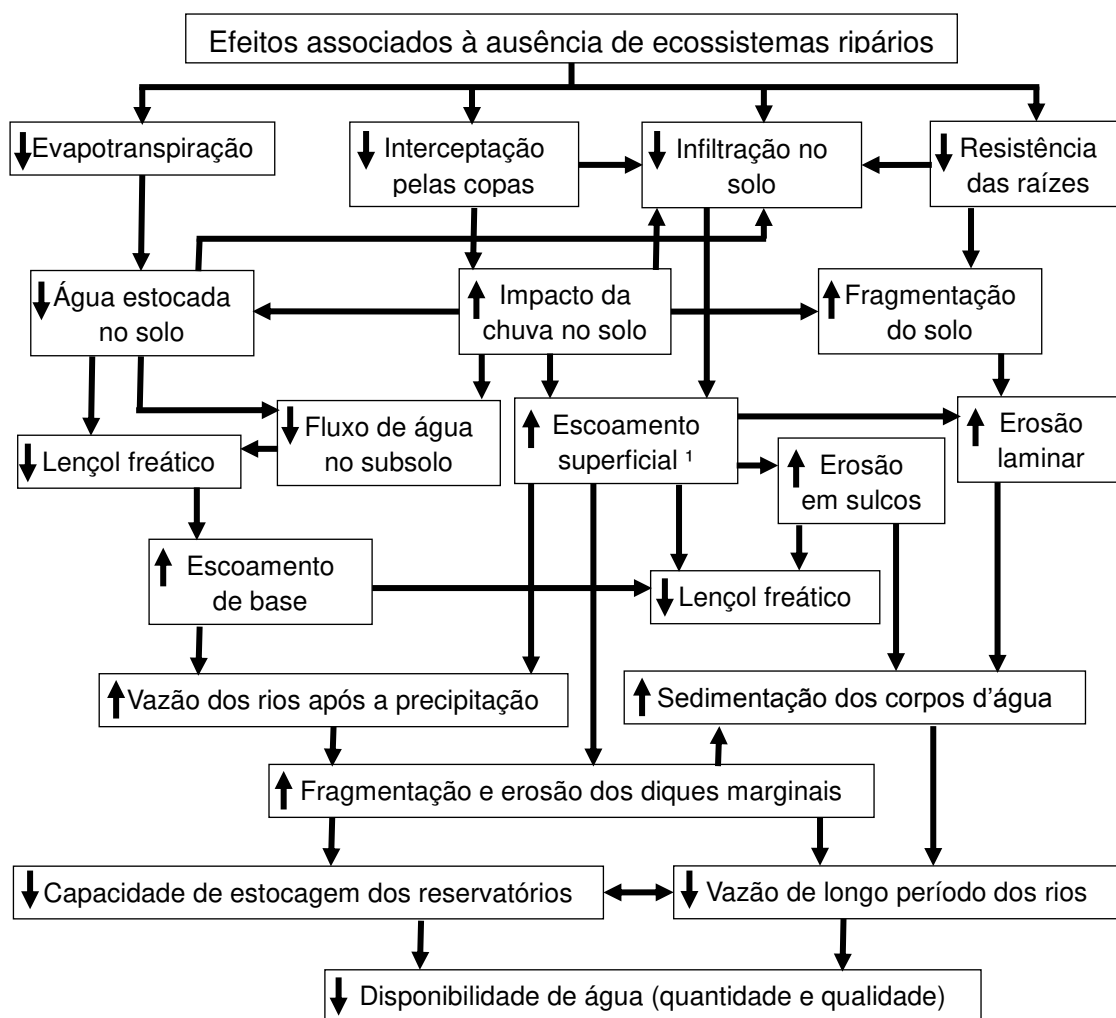
QUADRO 17 – BENS E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS PROVIDOS PELO ECOSSISTEMA RIPÁRIO SEGUNDO AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO

Bens e Serviços Ecosystemáticos de Suporte
- Retenção do solo no longo período (reduz o ritmo da erosão natural do solo).
- Ciclagem de nutrientes (armazenamento e reciclagem de nutrientes).
- Renovação do solo (provimento de matéria orgânica e de minerais).
Bens e Serviços Ecosystemáticos de Provisão
- Proteção, abrigo e berçário (reprodução) – manutenção da biodiversidade.
- Alimentos para a espécie humana (frutos, recursos pesqueiros etc.).
- Insumos para as atividades humanas (madeira, fibras, combustível etc.).
- Recursos genéticos (para uso agrícola, medicinal etc.).
- Recursos medicinais (medicina tradicional e homeopática).
- Recursos ornamentais.
Bens e Serviços Ecosystemáticos de Regulação
- Captura e armazenagem de CO ₂ pela fotossíntese.
- Manutenção da qualidade do ar.
- Relativa estabilidade climática (local, regional e global) pela evapotranspiração.
- Prevenção de distúrbio (cheias, inundações, enchentes etc.).
- Manutenção do fluxo de água (navegação).
- Provimento / purificação de água (filtração, retenção e armazenagem de água).
- Controle biológico de pragas e doenças (manutenção da biodiversidade).
- Manutenção da população de polinizadores (contribui para o cultivo agrícola).
- Controle da erosão do solo e sedimentação.
Bens e Serviços Ecosystemáticos Socioculturais
- Beleza cênica (características da paisagem natural).
- Recreação (ecoturismo, prática de esportes etc.).
- Cultural e artística (inspiração para desenvolvimento de atividades lúdicas).
- Histórica (fonte para estudo da evolução das espécies).
- Espiritual e religiosa.
- Ciência e educação (pesquisa científica).
- Contribui para as relações sociais.
- Contribui para o relaxamento psíquico (sensação de bem-estar ou paz de espírito).

FONTE: Elaborado pelo autor.

Braga (2005, p. 30) apresenta um modelo relacional sobre os efeitos positivos e negativos decorrentes do desmatamento de áreas florestadas sobre o sistema hídrico e o solo (Figura 8).

FIGURA 8 – SÍNTESE DA INTERDEPENDÊNCIA ENTRE A AUSÊNCIA DE COBERTURA FLORESTAL RIPÁRIA E OS COMPONENTES ECOSISTÊMICOS (SOLO E ÁGUA)



FONTE: Modificado pelo autor com base em Braga, 2005, p. 31.

NOTA: 1) refere-se ao aumento do fluxo (volume) e da velocidade de escoamento da água de chuva, portanto, contribuindo para enxurradas.

O solo e a floresta ripária são dois importantes componentes ecossistêmicos em bacias hidrográficas, responsáveis pelo provimento de um grande conjunto de serviços ecossistêmicos. Deste modo, o inadequado uso do solo e a degradação da floresta ripária podem comprometer os benefícios providos para o sistema humano.

6.1.4 Consequências do Manejo Inadequado do Solo Agrícola

Os principais impactos associados ao manejo inadequado do solo agrícola são: impermeabilização, erosão, perda de nutrientes, perda de biodiversidade (biota que utiliza o solo como habitat), queda da produtividade agrícola, aumento da necessidade de insumos externos, perda da capacidade de infiltração da água, degradação de recursos hídricos (quantidade e qualidade), aumento da emissão de gases de efeito estufa, aumento dos investimentos em obras de infraestrutura, deterioração de áreas urbanas etc.

As principais práticas de manejo do solo que contribuem para a manutenção do fluxo de serviços ecossistêmicos envolvem: i) sistema de plantio direto; ii) rotação de culturas; iii) sistemas agroflorestais; iv) sistemas agrosilvipastoris; v) sistemas orgânicos agroecológicos; vi) controle de pragas e doenças com quantidade adequada de produtos químicos, quando possível fazer uso de compostos naturais; vii) aplicação controlada de fertilizantes e compostos para manter a fertilidade do solo, quando possível priorizar o uso de fertilizantes naturais; viii) construção de terraços; ix) plantio em curva de nível; x) manutenção de cobertura permanente do solo; xi) monitoramento dos teores de matéria orgânica; xii) entre outros.

Neste sentido, a recuperação e manutenção do provimento de serviços ecossistêmicos em territórios agropecuários dependerão diretamente das práticas de manejo adotadas pelos agricultores. Entretanto, o adequado manejo do solo não somente contribuirá para o provimento de serviços ecossistêmicos para toda a sociedade “urbana”, mas também para o próprio agricultor. Esse efeito decorre da interdependência entre os componentes ecossistêmicos. Assim, os benefícios auferidos pelos agricultores poderão compensar em certa medida uma parcela dos custos decorrentes da transição de processos intensivos em químicos e maquinários para práticas mais conservacionistas. A outra parcela pode ser compensada pela implantação de esquemas de PSA's.

6.1.5 Consequências do Uso Urbano-Industrial

Nesta estrutura, as principais consequências inerentes à conversão da terra natural para uso urbano são: perda maciça dos componentes ecossistêmicos (estruturais), em especial da cobertura vegetal; perda expressiva e irreversível da biodiversidade local; perda da capacidade de resiliência do ecossistema local; plena impermeabilização do solo; lançamento de efluentes altamente nocivos aos seres vivos; aumento da carga e da toxicidade da poluição pontual e difusa (gasosa e líquida); perda “total” da capacidade de infiltração de água (aumento da probabilidade de enchentes e cheias nas áreas urbanas e rurais); alteração do sistema natural de drenagem; degradação extrema dos recursos hídricos (quantidade e qualidade); aumento significativo da emissão de gases de efeito estufa; alterações drásticas no ciclo hidrológico; alterações no microclima; deterioração dos ecossistemas de suporte para a agropecuária; entre outros.

Diante das características inerentes em relação ao uso urbano-industrial, poucas são as ações que possam contribuir para a manutenção do fluxo de serviços ecossistêmicos. Entretanto, algumas práticas no uso e ocupação das terras na área urbana podem amenizar a perda de bens e serviços local tais como: i) exigência de tratamento de esgoto doméstico e de efluentes comerciais e industriais; ii) manutenção de áreas permeáveis em propriedades privadas (jardins) e áreas públicas (parques e praças) poderiam recuperar parcialmente a capacidade de infiltração do território; iii) construção de bosques e áreas arborizadas também contribui para a infiltração da água, mas também pode prover habitat, berçário e alimento para espécies que se adaptam facilmente ao meio urbano, além de influenciar no microclima e filtragem dos gases poluentes; iv) instituição de sistemas eficientes de reciclagem de resíduos sólidos; v) estímulo ao uso de transporte coletivo, bicicleta, veículos elétricos de pequeno porte etc.; vi) recuperação, na medida do possível, na floresta ripária urbana, por exemplo, criação de parques lineares; vii) entre outras.

Da mesma maneira que as práticas conservacionistas adotadas pelos agricultores recuperam serviços ecossistêmicos perdidos, gerando benefícios à

sociedade (inclusive os próprios agricultores), a adequação do uso urbano-industrial também poderia contribuir para melhoria dos recursos naturais. A mesma dinâmica seria verificada na área urbana, novamente, decorrente da interdependência ecossistêmica. Ou seja, os benefícios não somente seriam percebidos pela população urbana, mas também pelo meio rural. Logo, parcela dos benefícios percebidos pela população urbana (inclusive atividades econômicas não-agrícolas) poderiam compensar parte dos custos da adequação da propriedade privada e dos espaços públicos. A outra parcela poderia ser financiada pela implantação de esquemas de PSA's¹³⁹.

O ecossistema é responsável por um amplo conjunto de bens e serviços que contribuem para o bem-estar. Desta forma, a gestão de bacia hidrográfica deve considerar na medida do possível todos os benefícios proporcionados pela recuperação e conservação do ecossistema. O instrumento que pode auxiliar na identificação dos benefícios é a modelagem econômico-ecológica, que toma na devida medida a intensa e estreita inter-relação entre o sistema antrópico e natural.

6.2 VALORAÇÃO ECONÔMICO-ECOLÓGICA

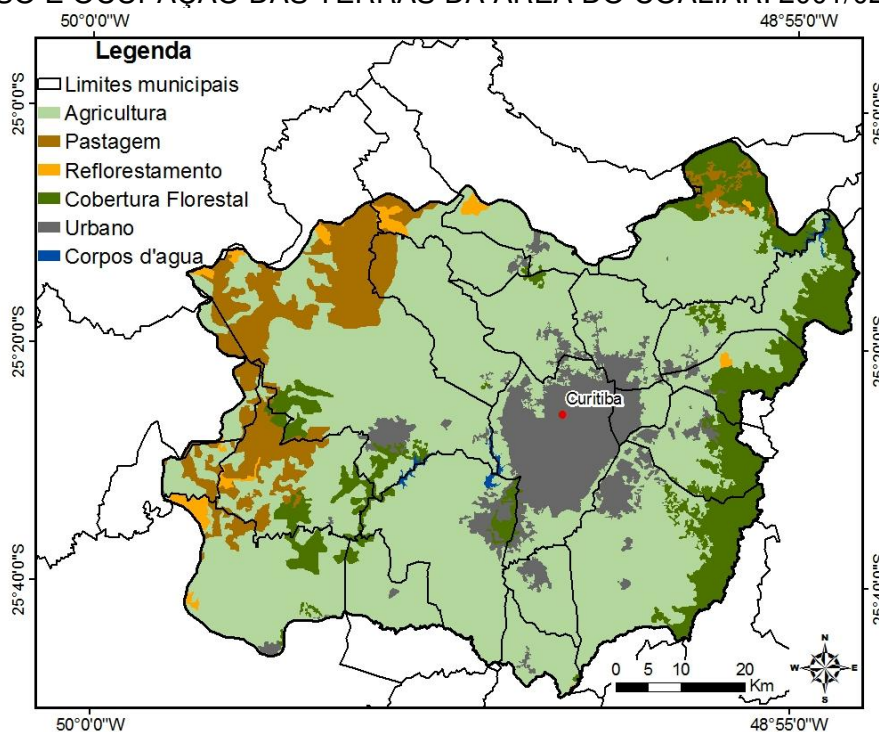
A valoração dos recursos naturais sob a perspectiva econômico-ecológica deve ser precedida pela avaliação do ecossistema analisado. Cabe destacar que os resultados da valoração não necessariamente deverão ser expressos na métrica monetária, considera-se a possibilidade do uso de unidades biofísicas ou de índices para expressar a importância dos recursos naturais para o sistema econômico.

¹³⁹ Em 2010, o IPEA (Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2010) publicou um estudo sobre Pagamento por Serviços Ambientais Urbanos para Gestão de Resíduos Sólidos para subsidiar a elaboração da Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais Urbanos (Psau). O foco da pesquisa foi o provimento de bens e serviços ecossistêmicos associados à adequada gestão de resíduos sólidos urbanos, em especial a reciclagem. O estudo realizou estimativas dos benefícios ambientais gerados pela reciclagem no país. Nesta linha de análise é possível destacar que a adequada gestão dos resíduos sólidos urbanos poderia resultar na: i) redução da pressão sobre os ecossistemas em geral, com destaque para redução da necessidade de novas áreas para instalação de aterros sanitários; ii) redução da emissão de inúmeros poluentes associados a decomposição dos materiais em aterros sanitários e no espaço público e privado; iii) redução da contaminação hídrica, atmosférica e terrestre; iv) redução do consumo de recursos naturais, por exemplo, madeira, fibras naturais, recursos não-renováveis (minérios) entre outros; v) redução do volume de resíduos em mares e oceanos transportados pelos rios ou lançados nas áreas litorâneas; vi) entre outros. Assim, mesmo em áreas urbanas é possível contribuir para o provimento de bens e serviços ecossistêmicos.

6.2.1 Avaliação Ecológica (Valoração Biofísica)

Este trabalho adotará como principal instrumento para realizar a avaliação ecológica da área do Coaliar os modelos dispostos pelo *InVEST*. À avaliação considerará duas situações: i) **situação 1** – utiliza o mapa de uso e ocupação das terras em 2001/02 na área do Coaliar (Mapa 12)¹⁴⁰; ii) **situação 2** – baseia-se em um cenário construído a partir do mapa de uso e ocupação das terras em 2001/02, no cenário é simulado a recuperação e conservação da mata ciliar dos principais rios, nascentes e reservatórios de abastecimento público de água e a adequação do uso das terras de acordo com sua aptidão agrícola¹⁴¹ (Mapa 13).

MAPA 12 – USO E OCUPAÇÃO DAS TERRAS DA ÁREA DO COALIAR: 2001/02



FONTE: Elaborado pelo autor com base em ITCG, 2011.

NOTA: O mapa foi elaborado a partir das imagens *Landsat* do acervo da Secretaria Estadual de Meio Ambiente (SEMA), resolução 30 metros por *pixel*.

¹⁴⁰ O mapa de uso e ocupação das terras é a versão mais atualizada disponível para o território do Coaliar. Encontra-se em preparação pelo Instituto de Terras Geografia e Geociências do Estado do Paraná (ITCG) o mapa de uso e ocupação das terras referente ao período 2004/2005.

¹⁴¹ Segundo Lepsch *et al.* (1991), a capacidade de uso da terra representa a sua adaptabilidade segundo diversos usos possíveis, mas sem perder suas características originais, tais como fertilidade e capacidade de resiliência em decorrência da presença dos fatores de desgaste e empobrecimento.

A partir da sobreposição do mapa de uso e ocupação das terras de 2001/02 e do mapa que representaria a mata ciliar – construído a partir do mapa hidrológico – estimaram-se em 26,2 mil hectares a área a ser recuperada com mata ciliar (Tabela 9). A estimativa foi realizada com auxílio do *ArcGis 9.3*¹⁴², a partir da construção de um *buffer* de 30 metros para as margens dos principais rios e reservatórios e de um *buffer* com raio de 50 metros para as nascentes conforme o Código Florestal de 1965¹⁴³ (Mapa 6). Em seguida, com auxílio da ferramenta *Clip*¹⁴⁴ do *ArcGis 9.3* foi possível recortar as áreas de uso das terras em 2001/02, permitindo identificar as áreas de mata ciliar que estavam ocupadas com outro uso (Tabela 9).

TABELA 9 – USO E OCUPAÇÃO DAS TERRAS NA ÁREA DO COALIAR: 2001/02

Uso e Ocupação das Terras	Área (ha)	% Área Total
Agropecuário	468.375	75,90%
Agricultura em área apta	187.200	30,34%
Agricultura em área de mata ciliar	20.170	3,27%
Agricultura em área inapta	202.700	32,85%
Pastagem em área apta	22.740	3,69%
Pastagem em área de mata ciliar	2.795	0,45%
Pastagem em área inapta	32.770	5,31%
Florestal	81.129	13,15%
Natural ou Nativa (remanescentes florestais)	69.830	11,32%
Mata Ciliar	3.690	0,60%
Reflorestamento em área apta	3.390	0,55%
Reflorestamento em área de mata ciliar	364	0,06%
Reflorestamento em área inapta	3.855	0,62%
Urbano	59.120	9,58%
Urbano em área de mata ciliar	2.867	0,46%
Corpos d'água	5.574	0,90%
Área do Coaliar - Total	617.065	100,00%
Mata Ciliar (APP) a Recuperar	26.196	4,25%
Floresta Nativa a Recuperar (área sobreutilizada)	239.325	38,78%

FONTE: Elaborado pelo autor com auxílio do *ArcGis 9.3* e com base em ITCG (2011).

¹⁴² A partir do mapa hidrológico (rios e reservatórios) do território do Coaliar, construído a partir de imagens de satélite com resolução de 30 metros por pixel, com auxílio da ferramenta *Buffer* do *ArcGis 9.3* foram estimadas as áreas que deveriam ter mata ciliar.

¹⁴³ A legislação vigente (Código Florestal de 1965) determina que rios com menos de 10 metros de largura devem ter uma faixa de pelo menos 30 metros de vegetação (Mata Ciliar) em cada margem, e para as nascentes a mata ciliar deverá ser um círculo com raio de 50 metros (BRASIL, 1965). Como não está disponível em mapa com a largura dos rios das bacias hidrográficas optou-se por adotar o limite inferior. Além disso, o mapa de uso e ocupação das terras entre 2001/02 foi construído a partir de imagens com 30 metros por pixel, portanto, permite esse tipo de avaliação.

¹⁴⁴ Essa ferramenta permite a extração de áreas predeterminadas de uma imagem vetorial, por exemplo, neste caso as áreas que deveriam ter matas ciliares.

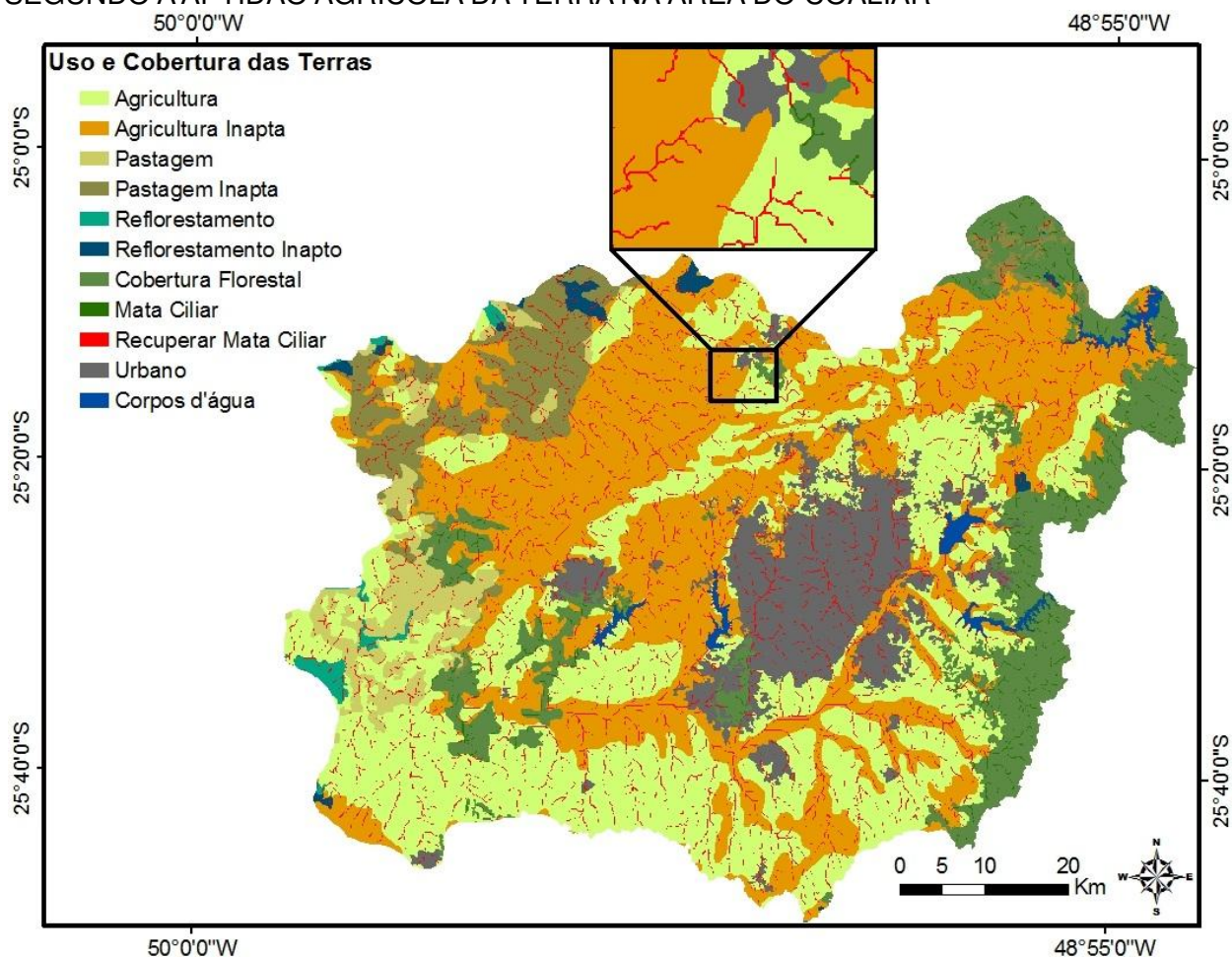
A escala de uso dos ecossistemas é um dos componentes mais importantes da abordagem Econômico-Ecológica, porque representa a dimensão física do subsistema econômico (TOSTO, 2010). A partir desse pressuposto, é preciso incorporar na análise a área agropecuária (inclusive a silvícola) que não respeita a aptidão agrícola do solo. A estimativa da área sobreutilizada¹⁴⁵ pela atividade agropecuária foi realizada a partir do mapa de uso e ocupação das terras 2001/02 e do mapa de aptidão agrícola¹⁴⁶ (ITCG, 2011).

A partir sobreposição do mapa de aptidão agrícola construído para o Paraná pelo ITCG e do mapa de uso e ocupação das terras 2001/2002 foi possível estimar que na área do Coaliar aproximadamente 239,3 mil hectares de um total de 476 mil hectares com uso agropecuário e silvícola estejam em áreas inaptas, ou seja, ocorre a sobreutilização dessas terras (Tabela 9 e Mapa 13).

¹⁴⁵ Segundo Tosto (2010, p. 191), as áreas sobreutilizadas são “aquelas em que o uso está acima da capacidade de sustentação do solo, portanto, degradando-o”.

¹⁴⁶ No Brasil, a avaliação do potencial das terras é realizada basicamente a partir de dois sistemas: aptidão agrícola das terras e de capacidade de uso (TOSTO, 2010). Neste trabalho optou-se pela utilização do sistema de aptidão agrícolas das terras por conta da disponibilidade de dados para a área do Coaliar.

MAPA 13 – USO E OCUPAÇÃO DAS TERRAS SIMULANDO A RECOMPOSIÇÃO DAS MATAS CILIARES DOS PRINCIPAIS RIOS, NASCENTES E RESERVATÓRIOS E READEQUAÇÃO SEGUNDO A APTIDÃO AGRÍCOLA DA TERRA NA ÁREA DO COALIAR



FONTE: Elaborado pelo autor com base em ITCG, 2011.

Nota: A mata ciliar aparece descontínua por conta do tamanho do *pixel* (50 m x 50 m).

Segundo Lepsch *et al.* (1991), **as terras classificadas como inaptas ao uso agropecuário, incluindo o reflorestamento comercial, são apropriadas apenas para conservação da flora e fauna silvestre, recreação ou armazenamento de água.** Deste modo, o ideal seria promover um reordenamento do uso das terras para que o sistema produtivo respeite a aptidão agrícola sustentável do solo. Essa informação pode ser utilizada para representar a “escala aceitável” do sistema agropecuário e silvícola na área do Coaliar.

A avaliação ecossistêmica seguirá a estrutura do *InVEST*, organizada em duas temáticas¹⁴⁷: *Freshwater* e *Terrestrial*. A primeira permite avaliar os serviços associados à água e ao solo. A segunda auxilia na avaliação daqueles serviços relacionados à superfície terrestre tais como biodiversidade, captura e estocagem de carbono, polinização e produção de madeira.

6.2.1.1 Avaliação Ecossistêmica: *Freshwater Models*

A temática *Freshwater* é composta pelo *Hydropower*, *Nutrient Retention*¹⁴⁸ e *Sediment Model*. O *Hydropower* disponibiliza dois componentes para avaliação biofísica dos ecossistemas, o *Water Yield* e *Water Scarcity* (Quadro 18) e, um para a valoração econômica dos serviços ecossistêmicos¹⁴⁹ (*Valuation*). O *Water Yield* representa a quantidade de água resultante da precipitação que não foi evapotranspirada, ou seja, corresponde ao somatório do escoamento superficial (*surface flow*), sub-superficial (*subsurface*) e subterrâneo (*groundwater*).

¹⁴⁷ O *InVEST* também disponibiliza modelos para avaliação dos ecossistemas marinhos.

¹⁴⁸ Este modelo não será utilizado porque muitas das informações são similares às apresentadas pelo *Hydropower* e *Soil Loss Models*.

¹⁴⁹ O objetivo dessa seção é realizar a avaliação biofísica, logo os componentes para valoração econômica não serão apresentados.

QUADRO 18 – ASPECTOS TEÓRICO-METODOLÓGICOS DOS *WATER YIELD* E *WATER SCARCITY MODELS*¹⁵⁰

Objetivo
Estimar a contribuição de cada parcela da paisagem no provimento de água para uso hidroelétrico. No entanto, as informações geradas permitem uma avaliação da provisão e da demanda de água na bacia hidrográfica.
Equação 1 – <i>Water Yield</i> (Anexo 3)
$Y_{xj} = \left(1 - \frac{AET_{xj}}{P_x}\right) \times P_x$, onde Y_{xj} é a <i>Water Yield</i> , AET_{xj} é a evapotranspiração atual sobre o <i>pixel</i> (x) com o uso do solo (j) e P_x é a precipitação anual.
Equação 2 – <i>Water Scarcity</i> (Anexo 4)
$V_{in} = Y - u_d$, onde V_{in} é o volume de <i>water scarcity</i> , Y é a <i>water yield</i> e u_d é o volume total de água consumida na bacia a montante.
Limitações e Simplificações
i) Baseia-se na média anual, negligencia os extremos e não considera as dimensões temporais; ii) Considera que toda a água “produzida” em excesso na bacia sai, sem considerar a captação por outros meios; iii) As águas subterrâneas são desconsideradas; iv) Não considera padrões sub-anuais de tempo de provimento de água; v) Considera a demanda consuntiva por tipo de uso do solo, entretanto, dentro de um mesmo tipo de uso há diferenças na demanda; vi) Uma variável simples (Y_d) é usada para representar múltiplos aspectos da alocação da água.
Dados Necessários
- Mapa com a profundidade média do solo; - Mapa com o volume médio anual precipitado; - Mapa com a <i>Plant Available Water Content</i>; - Mapa com o potencial médio anual de evapotranspiração; - Mapa de uso e cobertura do solo; - Mapa da bacia hidrográfica; - Mapa das sub-bacias hidrográficas; - Tabela com dados biofísicos; - Tabela com dados sobre a demanda de água por tipo de uso do solo.
Principais Resultados ¹⁵¹
- Mapa com a relação evapotranspiração atual / precipitação; - Mapa com a evapotranspiração média atual por sub-bacia em mm; - Mapa com o volume total de <i>water yield</i> por sub-bacia em m³; - Mapa com o volume de <i>water yield</i> por hectare por sub-bacia (m³/ha); - Tabela com os valores médios da precipitação, evapotranspiração potencial e atual e <i>water yield</i> por bacia e sub-bacia; - Mapa com o volume total do uso consuntivo por sub-bacia em m³; - Mapa com o volume médio do uso consuntivo por sub-bacia (m³/ha); - Provisão total realizada de água por sub-bacia (<i>water yield</i> – uso consuntivo) em m³; - Provisão média realizada de água por sub-bacia (m³/ha).

FONTE: Elaborado pelo autor com base em Tallis *et al.*, 2011.

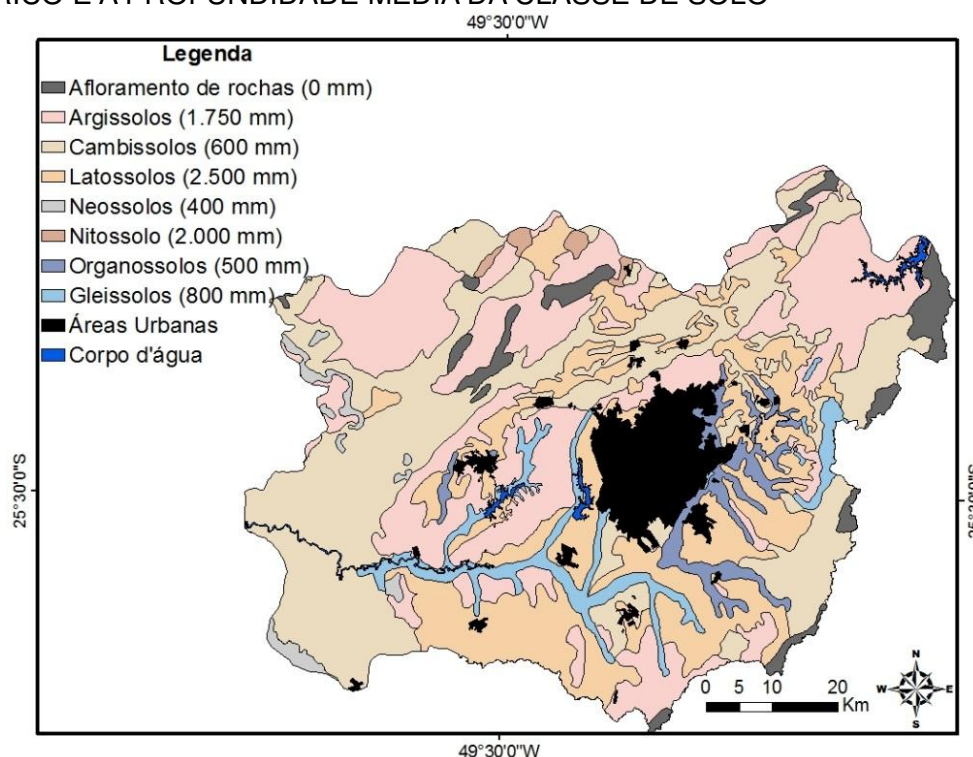
¹⁵⁰ Para maiores informações sobre os aspectos teóricos-metodológicos de todos os modelos dispostos pelo *InVEST* consultar Tallis *et al.* (2011).

¹⁵¹ Todos os modelos do *InVEST* apresentam resultados intermediários, as quais serão apresentadas de acordo com a relevância do serviço avaliado.

a) Levantamento e Preparação dos Dados Necessários

As informações sobre a profundidade média do solo (Mapa 14) foram obtidas a partir dos seguintes trabalhos: Spera *et al.* (1977), Embrapa (1999) e IBGE (2007). As profundidades médias foram levantadas segundo a classe de solo considerando o 1º nível categórico encontrado na área do Coalhar (Mapa 10).

MAPA 14 - CLASSES DE SOLOS DA ÁREA DO COALIAR DE ACORDO COM O 1º NÍVEL CATEGÓRICO E A PROFUNDIDADE MÉDIA DA CLASSE DE SOLO¹⁵²



FONTE: Elaborado pelo autor com base em Spera *et al.* (1977), Embrapa Solos (1999), IBGE (2007) e Bhering (2007).

O mapa com o volume médio anual precipitado foi construído a partir das informações disponibilizadas pela ANA, no banco de dados *online Hidroweb* por estação pluviométrica. A série temporal utilizada compreende ao período 1990-2001, registrada por 45 estações pluviométricas. A partir dos dados mensais registrados foram

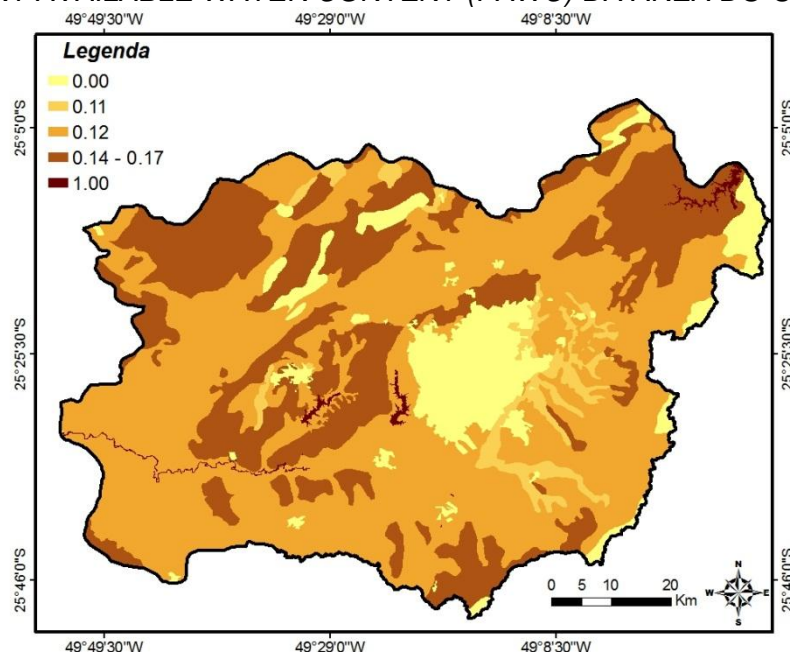
¹⁵² As cores estão de acordo com a Padronização das Cores das Classes de 1º Nível Categórico para Uso em Mapas de Solos apresentada em Embrapa Solos (1999).

calculadas as médias aritméticas mensais para cada estação – de janeiro a dezembro de cada ano –, que somadas, resultaram na média anual.

Em seguida, as médias anuais foram inseridas no mapa da rede de monitoramento pluviométrico disponibilizado pelo Águas Paraná (2010a), em que foi aplicado a interpolação *Topo to Raster* disponível no *ArcGis 9.3* (Mapa 5).

O mapa com a *Plant Available Water Content* – *PAWC*¹⁵³ foi construído a partir dos dados obtidos com o auxílio do software **SPA**W – **Soil-Plant-Atmosphere-Water**, disponibilizado Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (*United States Department of Agriculture* – *USDA*). A partir da classe de solo e das características básicas do solo da área do Coaliar levantadas nos estudos realizados pela EMBRAPA SOLOS (1999) e por BHERING (2007), a função **Soil Water Characteristics** do SPAW apresenta uma estimativa do *PAWC* para cada classe de solo. Então os valores foram inseridos na base de dados do mapa de classe de solo (Mapa 10), permitindo a preparação do Mapa 15.

MAPA 15 – *PLANT AVAILABLE WATER CONTENT (PAWC)* DA ÁREA DO COALIAR

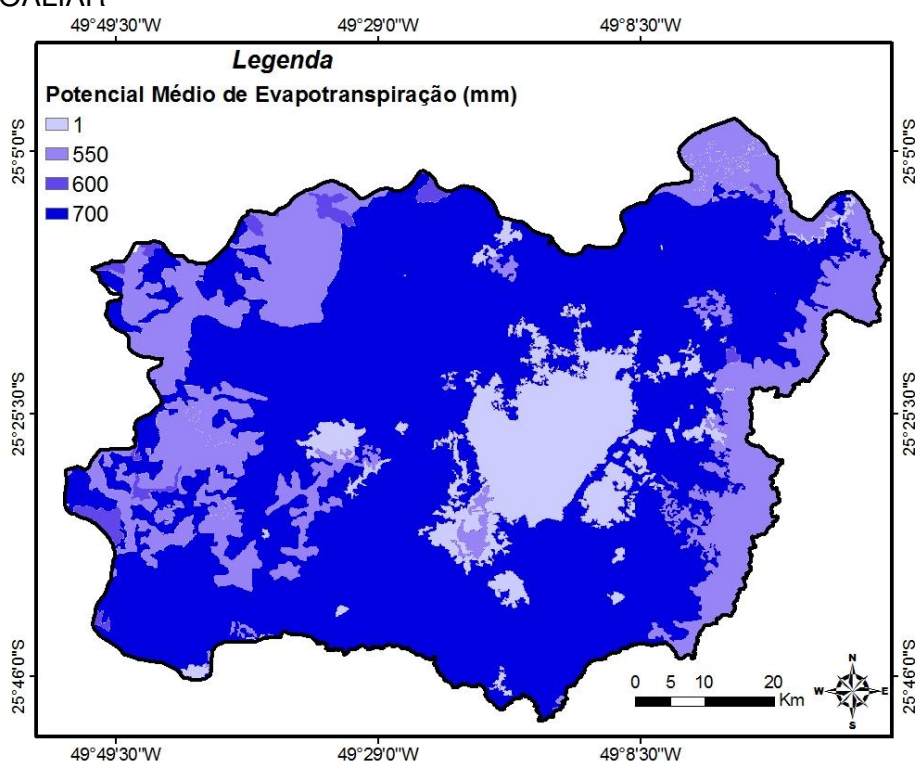


FONTE: Elaborado pelo autor com base Embrapa Solos (1999), IBGE (2007), Bhering (2007) e Saxton (2009).

¹⁵³ Fração de água que pode ser estocada no solo que estará disponível para as plantas. O valor do *PAWC* é uma fração que varia entre 0 e 1.

O mapa com o potencial médio anual de evapotranspiração (Mapa 16) foi construído a partir da integração entre as classes de uso e ocupação das terras 2001/02 e as informações sobre a evapotranspiração para cada tipo de uso e ocupação das terras apresentadas nos seguintes trabalhos: Albuquerque (2000), Couto e Sans (2002), Almeida e Soares (2003), Andrade *et al.* (2009), Gabbiatti (2009), Uda (2010) e Instituto Agrônômico do Paraná – IAPAR (2011).

MAPA 16 – POTENCIAL ANUAL MÉDIO DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO ESTIMADO PARA A ÁREA DO COALIAR

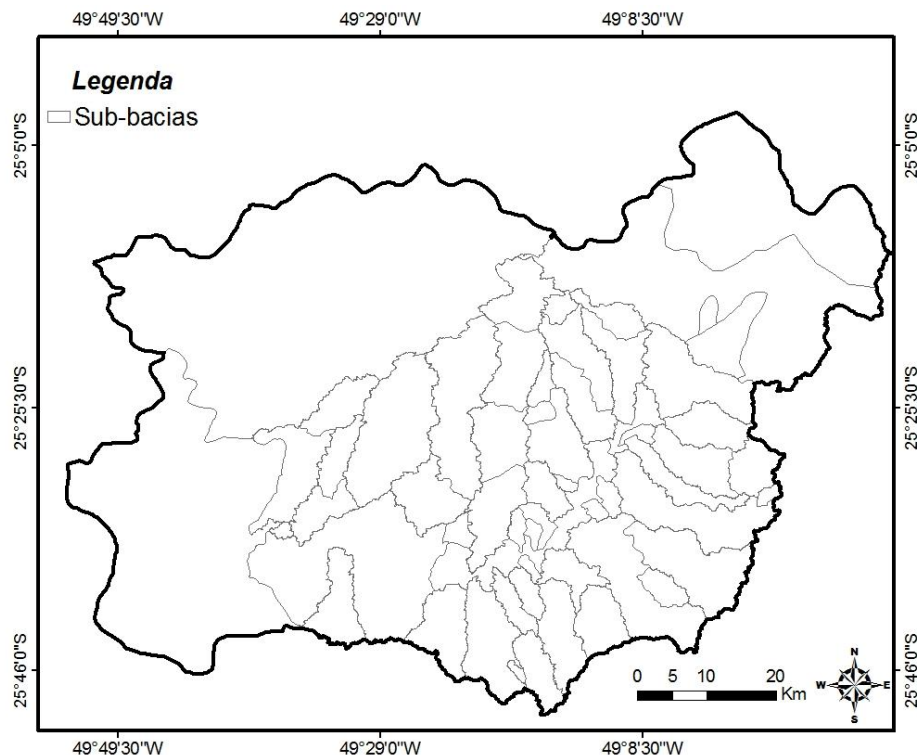


FONTE: Elaborado pelo autor com base em Albuquerque (2000), Couto e Sans (2002), Almeida e Soares (2003), Andrade *et al.* (2009), Gabbiatti (2009), Uda (2010) e Instituto Agrônômico do Paraná – IAPAR (2011).

O mapa de uso e ocupação das terras 2001/02 e o cenário de uso e ocupação das terras já foram apresentados na seção 6.2.1.

Os mapas que representam a área do Coaliar e as suas sub-bacias (Mapa 17) foram obtidos em Águas Paraná (2010a).

MAPA 17 – LIMITES DA ÁREA DO COALIAR E SUAS SUB-BACIAS HIDROGRÁFICAS



FONTE: Elaborado pelo autor com base em Águas Paraná (2010a).

A tabela com os dados biofísicos contém (Tabela 10): i) o código do uso das terras (LUCODE); ii) a descrição do tipo de uso e ocupação das terras (LULC_DESC); iii) a profundidade média das raízes em mm da cobertura vegetal (ROOT_DEPTH), informação obtida nos trabalhos de Britez *et al.* (2006) e Tallis *et al.* (2011); iv) o Coeficiente de Evapotranspiração – Kc em mm por ano (ETK), obtido nos trabalhos de Albuquerque (2000), Couto e Sans (2002), Almeida e Soares (2003), Andrade *et al.* (2009), Gabbiatti (2009), IAPAR (2011) e Uda (2010).

TABELA 10 – DADOS BIOFÍSICOS DA ÁREA DO COALIAR

LUCODE	LULC_DESC	ROOT_DEPTH	ETK
1	Agricultura	450	667
2	Cobertura Florestal	5000	524
3	Água	0	1
4	Pastagem	300	524
5	Reflorestamento	3000	571
6	Urbano	0	1

FONTE: Elaborado pelo autor com base em Albuquerque (2000), Couto e Sans (2002), Almeida e Soares (2003), Brites *et al.* (2006), Andrade *et al.* (2009), Gabbiatti (2009), Uda (2010) e IAPAR (2011) e Tallis *et al.* (2011).

NOTA: Os títulos da tabela estão conforme orientação de Tallis *et al.* (2011), para que o modelo reconheça cada uma das variáveis.

TABELA 11 – ESTIMATIVAS DA DEMANDA CONSUNTIVA MÉDIA ANUAL (M³) POR TIPO DE USO E OCUPAÇÃO DAS TERRAS NA ÁREA DO COALIAR PARA CADA 0,25 HA

LUCODE	LULC_DESC	DEMAND
1	Agricultura	375
2	Cobertura Florestal	540
3	Água	1
4	Pastagem	375
5	Reflorestamento	375
6	Urbano	57

FONTE: Elaborado pelo autor com base Albuquerque (2000), Couto e Sans (2002), Almeida e Soares (2003), Águas Paraná (2007), Andrade *et al.* (2009), Gabbiatti (2009), Uda (2010), IAPAR (2011) e Tallis *et al.* (2011).

NOTA: Os títulos da tabela estão conforme orientação de Tallis *et al.* (2011), para que o modelo reconheça cada uma das variáveis.

A última informação necessária para executar o *Hydropower Model* é a tabela com as estimativas da demanda consuntiva média anual de água por tipo de uso e ocupação das terras (Tabela 11), que inclui o uso consuntivo “ecológico”, além do uso consuntivo humano. As estimativas foram obtidas a partir do uso consuntivo por tipo de uso e ocupação das terras apresentadas por: Albuquerque (2000), Couto e Sans (2002), Almeida e Soares (2003), Águas Paraná (2007), Andrade *et al.* (2009), Gabbiatti (2009), Uda (2010) e IAPAR (2011). Em seguida, as estimativas foram apresentadas em termos da área de 0,25 ha, corresponde ao tamanho do *pixel* utilizado nas imagens *rasters* (resolução por *pixel*: 50 x 50 m).

b) Principais Resultados do *Water Yield Model*

O volume precipitado médio total anual na área do Coaliar foi estimado em 9,45 bilhões de m³ entre 1990-2001. O *Hydropower Model* estimou em 7,67 bilhões de m³ o volume de *Water Yield* por ano a partir do mapa de uso e ocupação das terras entre 2001/02 (**situação 1**) e, uma evapotranspiração anual média de 1,79 bilhões de m³. O uso consuntivo total foi estimado em 973 milhões de m³ ao ano, inclui o consumo vegetal (florestas, reflorestamento e agropecuário), resultando em um “excedente” – água disponível – de 6,69 bilhões de m³ (Tabela 12).

TABELA 12 – RESULTADOS DO *HYDROPOWER MODEL* PARA A ÁREA DO COALIAR

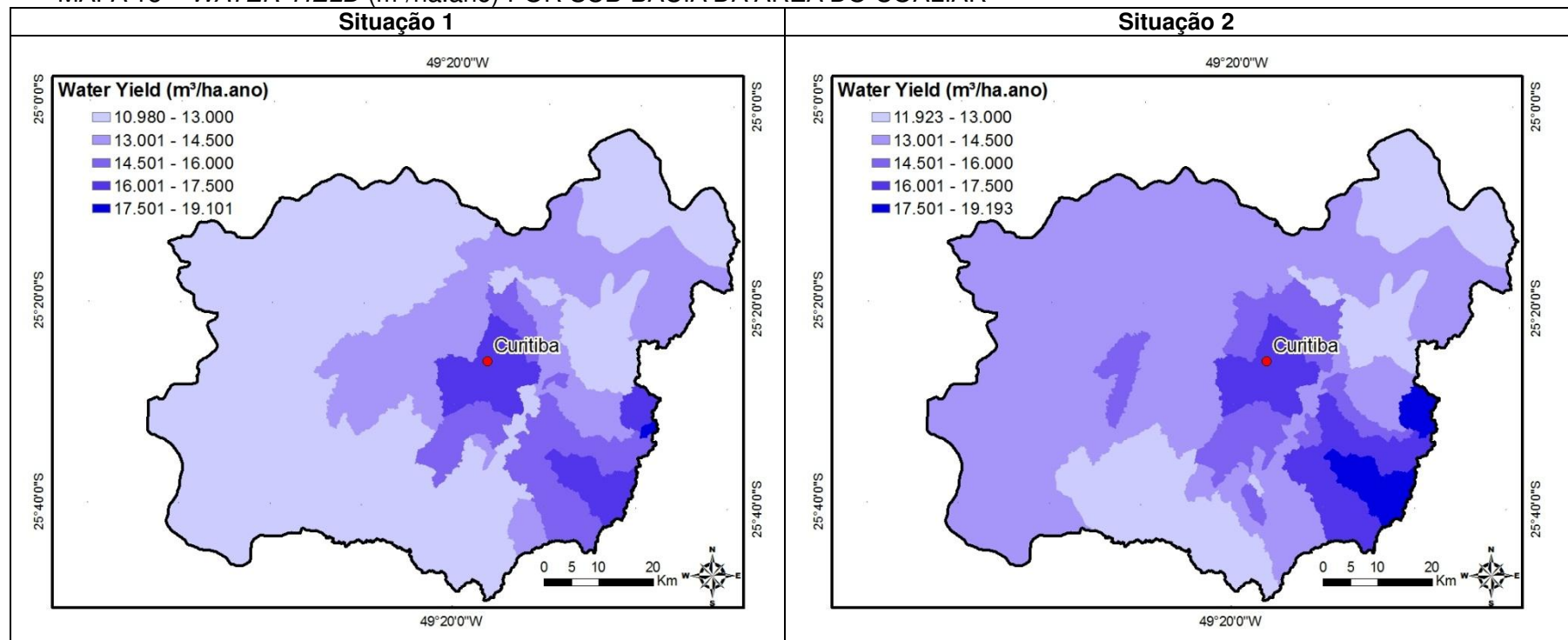
Variáveis	Situação 1 (m ³)	Situação 2 (m ³)	Variação Absoluta (m ³)	Variação (%)
Volume médio precipitado anual	9.453.731.643	-	-	-
<i>Water Yield</i>	7.666.091.186	8.214.415.514	548.324.328	7,15%
Evapotranspiração Anual Média	1.787.640.457	1.239.316.129	-548.324.328	-30,67%
Uso consuntivo*	972.984.934	642.251.898	-330.733.036	-33,99%
Excedente	6.693.115.030	7.571.209.630	878.094.600	13,12%

FONTE: Elaborado pelo autor com base nos resultados do *Hydropower Model*.

NOTA: * consumo médio de 30,85 m³/s.

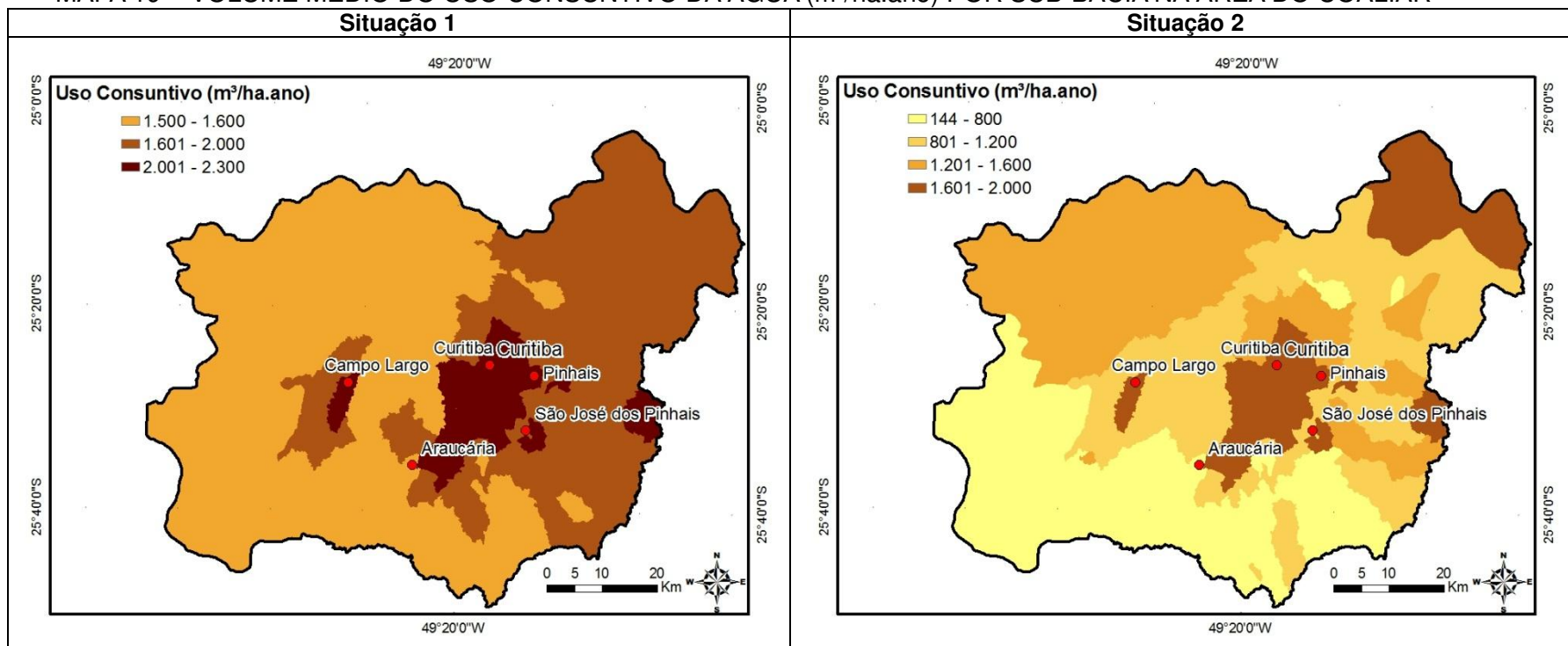
Quando é utilizado o mapa que representa o cenário de recomposição das matas ciliares e adequação do uso do solo a sua aptidão agrícola – **situação 2** – o *Water Yield* alcança 8,2 bilhões, uma variação positiva de 548 milhões de m³ em relação à situação 1, explicada pela redução na evapotranspiração anual média. O uso consuntivo sofre uma redução de 330,7 milhões de m³, explicada em parte pela redução do consumo agropecuário e silvícola. Essa redução no consumo afeta o excedente – água disponível –, que aumenta para 878 milhões de m³. Vale destacar que o excedente corresponde à água disponível desconsiderando o uso consuntivo estimado e a água evapotranspirada. A principal informação que se apreende desses resultados refere-se às áreas que apresentam os maiores volumes de *Water Yield* (Mapa 18).

MAPA 18 – *WATER YIELD* (m³/ha.ano) POR SUB-BACIA DA ÁREA DO COALIAR



FONTE: Elaborado pelo autor a partir dos resultados do *Hydropower Model*.

MAPA 19 – VOLUME MÉDIO DO USO CONSUNTIVO DA ÁGUA (m³/há.ano) POR SUB-BACIA NA ÁREA DO COALIAR



FONTE: Elaborado pelo autor a partir dos resultados do *Hydropower Model*.

Outra importante informação diz respeito ao uso consuntivo que apresenta um volume anual médio da ordem de 1,6 mil m³/ha na situação 1 (Mapa 19). Observa-se que as regiões mais urbanizadas – Curitiba, São José dos Pinhais, Araucária, Campo Largo e Pinhais – apresentam um uso consuntivo médio anual entre 2.000 e 2.400 m³/ha. No entanto, na situação 2 o uso consuntivo sofre uma drástica redução, para uma média 1.000 m³/ha. As áreas urbanizadas ainda apresentam os maiores volumes, entre 1.601 e 2.000 m³/ha, por conta da elevada densidade demográfica (Mapa 19).

A principal conclusão que se pode apreender desses resultados é que a região central do Coaliar apresenta uma elevada demanda hídrica, aproximando-se do limite de provimento natural de água do território (Tabela 4), em que o volume outorgado estaria representando 50% da vazão média dos principais rios considerando o limite inferior de vazão. É preciso considerar ainda que os principais mananciais estão próximos dos territórios mais urbanizados (Mapa 8). Os órgãos responsáveis pelo abastecimento público de água já planejam expandir o sistema de reservatórios, porém agora buscando água a distâncias cada vez maiores, em áreas que também estão altamente degradadas.

O último modelo da temática *Freshwater* é o *Sediment Model*, que permite calcular a perda de solo com base no *Soil Loss Model* (Quadro 19). A base teórica do *Soil Loss Model* é a Equação Universal de Perda de Solo (EUPS).

QUADRO 19 – ASPECTOS TEÓRICO-METODOLÓGICOS DO *SOIL LOSS MODEL*

Objetivo
Estimar a perda anual média do solo e a capacidade de retenção de sedimentos com base em dados geomorfológicos, climáticos, vegetação e práticas de manejos do solo.
Equação Universal de Perda de Solo – EUPS (Anexo 5)
$EUPS = R \times K \times LS \times C \times P$, onde R representa a força erosiva da chuva e do seu escoamento superficial, K é o fator de erodibilidade do solo, LS representa a combinação entre comprimento da rampa e a declividade do terreno – fator topográfico, C é o fator cobertura do solo e manejo e P é a prática conservacionista.
Equação Perda Potencial de Solo – RKLS
$RKLS = R \times K \times LS$
Limitações e Simplificações
i) a EUPS considera somente o efeito individual de cada variável, embora existam interações entre elas, e não inclui córregos-inter-córregos, ravinas e/ou depósito de sedimentos; ii) os resultados são altamente sensíveis à categorização das classes de uso do solo; iii) o modelo não representa fielmente a sedimentação da bacia, porque é baseado na parametrização de várias equações diferentes, em que cada parâmetro descreve um processo estocástico.
Dados necessários
- Modelo Digital de Elevação do Terreno (MDET); - Mapa com o fator erosividade da chuva (fator R); - Mapa com o fator erodibilidade do solo (fator K); - Mapa de uso e cobertura do solo; - Mapa da bacia hidrográfica; - Mapa das sub-bacias hidrográficas; - Tabela com dados biofísicos.
Principais resultados
- Mapa com o potencial médio de perda de solo por sub-bacia (t/ha); - Mapa com o potencial total de perda de solo por sub-bacia (t); - Tabela com o total de sedimentos exportados e retidos dentro de cada bacia; - Tabela com o total de sedimentos exportados e retidos dentro de cada sub-bacia; - Mapa com o montante de sedimentos retidos a partir da origem por sub-bacia (tons/ha); - Mapa com o montante total de sedimentos retidos a partir da origem por sub-bacia (tons); - Mapas com o montante médio de sedimento retido em cada sub-bacia incluindo aquele originado pelo escoamento de outra sub-bacia e na própria sub-bacia (tons/ha) (ajustado pelo volume de sedimentos permitido e pela presença de reservatórios); - Mapas com o montante total de sedimento retido dentro de cada sub-bacia incluindo aquele originado pelo escoamento de outra sub-bacia e na própria sub-bacia (tons) (ajustado pelo volume de sedimentos permitido e pela presença de reservatórios); - Mapa com o montante médio exportado de sedimento para cada sub-bacia (tons/ha); - Mapa com o total de sedimento exportado em sub-bacia (tons).

FONTE: Elaborado pelo autor com base em Tallis *et al.*, 2011.

a) Levantamento e Preparação dos Dados Necessários

A primeira informação é o Modelo Digital de Elevação do Terreno (MDET). O MDET foi preparado a partir da imagem *raster* disponibilizada pelo Projeto Brasil em

Relevo da Embrapa Monitoramento por Satélite. A imagem disponível para o Estado do Paraná apresenta resolução de 30 metros por *pixel*. A partir da cena SG-22-X-D foi extraída a área do Coalhar (Mapa 9) (MIRANDA, 2005).

O Fator LS refere-se ao fator declividade e ao comprimento da encosta, em que o Fator L corresponde à função comprimento da rampa e o Fator S é a função média da declividade da encosta. Em outras palavras, o Fator LS representa a distância entre a origem do escoamento superficial e a deposição dos sedimentos. A função LS representa a taxa de perda de solo a partir de determinadas condições em relação a uma condição de referência, com inclinação padrão de 9% e comprimento do declive de 22,12 metros (TALLIS *et al.*, 2011).

No *Soil Loss Model* as equações LS são utilizadas automaticamente para diferentes inclinações a partir da condição de referência. O limite de inclinação que o modelo adota para alternar entre os parâmetros da equação é baseado nas características e na geomorfologia das bacias hidrográficas. Para baixas inclinações utiliza-se a seguinte equação (TALLIS *et al.*, 2011):

$$LS = \left(\frac{flowacc \times cellsize}{22,13} \right)^{nn} \left(\left(\frac{\sin(slope \times 0,01745)}{0,09} \right)^{1,4} \right) \times 1,6$$

Onde, $nn = 0,5$, se $slope \geq 5\%$; $nn = 0,4$, $3,5 < slope < 5\%$; $nn = 0,3$, $1 < slope \leq 3,5\%$; $nn = 0,2$ $slope \leq 1\%$. *Flowacc* representa o fluxo de água para cada célula (*pixel*) e *cellsize* é o pixel ou a resolução da imagem da raster (50 metros).

Para altas declividades usa-se a seguinte equação (TALLIS *et al.*, 2011):

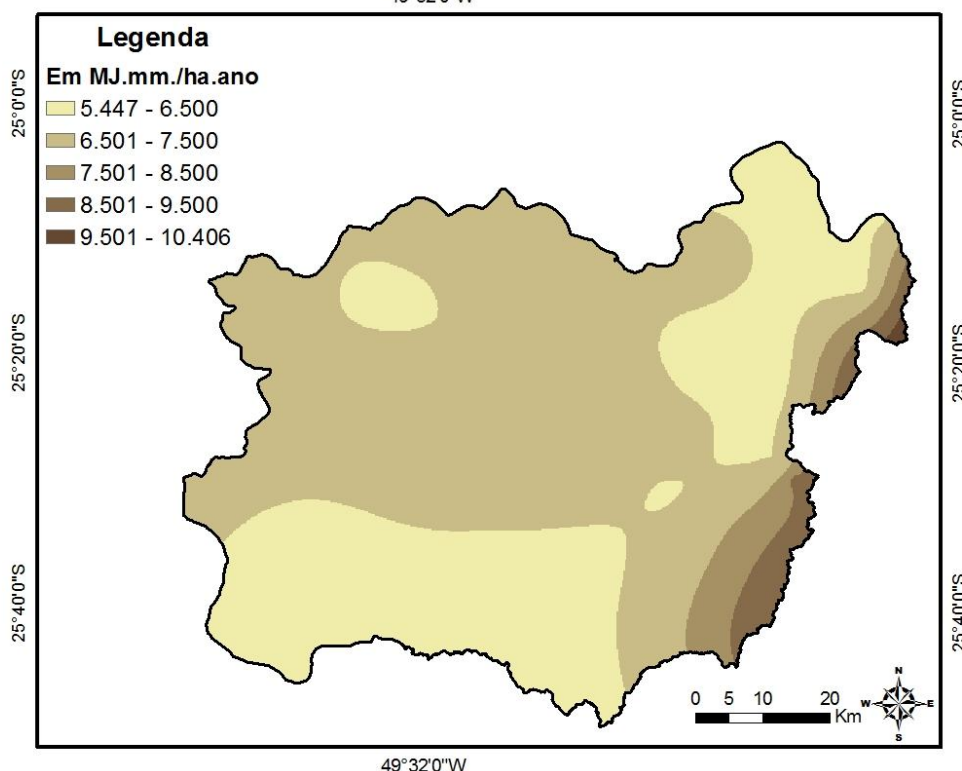
$$LS = 0,08\lambda^{0,35} \times prct_slope^{0,6}$$

Onde, $\lambda = cellsize$, $flowdir = 1, 4, 16$ ou 64 ; $\lambda = 1,4 \times cellsize$, *other flowdir*; *prct_slope* é o percentual da inclinação do *pixel*; *flowdir* é a direção do fluxo do *pixel*.

A segunda informação é a construção do mapa do fator erosividade ou Fator R. O Fator R foi calculado com base no período 1990-2001 e na equação $R = \sum_{i=1}^m EI_{30}$, onde R é a soma da média mensal do índice de erosividade (EI), calculada a partir da

equação $EI_{30} = 67,355 \times (r^2/P)^{0,85}$, em que EI_{30} é a média mensal do EI, r é a média mensal de precipitação (mm) e P é a média anual de precipitação (mm)¹⁵⁴ (HILU, 2003; MATA *et al.*, 2007). O mapa foi construído a partir da interpolação dos dados pontuais do Fator R para cada estação de monitoramento pluviométrico pelo método *Topo to Raster* do ArcGis 9.3 (Mapa 20).

MAPA 20 – FATOR EROSIVIDADE (Fator R) DA ÁREA DO COALIAR: 1990-2001
49°32'0"W



FONTE: Elaborado pelo autor com base em HILU (2003), MATA *et al.* (2007) e ANA (2011a).

O mapa que apresenta o fator de erodibilidade do solo (Fator K) foi construído a partir de informações disponíveis na literatura para cada classe de solo encontrada na área do Coaliar. Os trabalhos consultados foram: Silva *et al.* (2000), Mannigel *et al.* (2002), Carolino *et al.* (2004), Silva e Alvares (2005), Chuquipiondo (2007), Freitas *et al.* (2007), Bhering (2007), Valentin (2008), Caviglione *et al.* (2010) (Mapa 21). A interpretação dos intervalos de classes apresentada no Mapa 21 foi baseada no trabalho de Silva e Alvares (2005, p. 38) (Quadro 20).

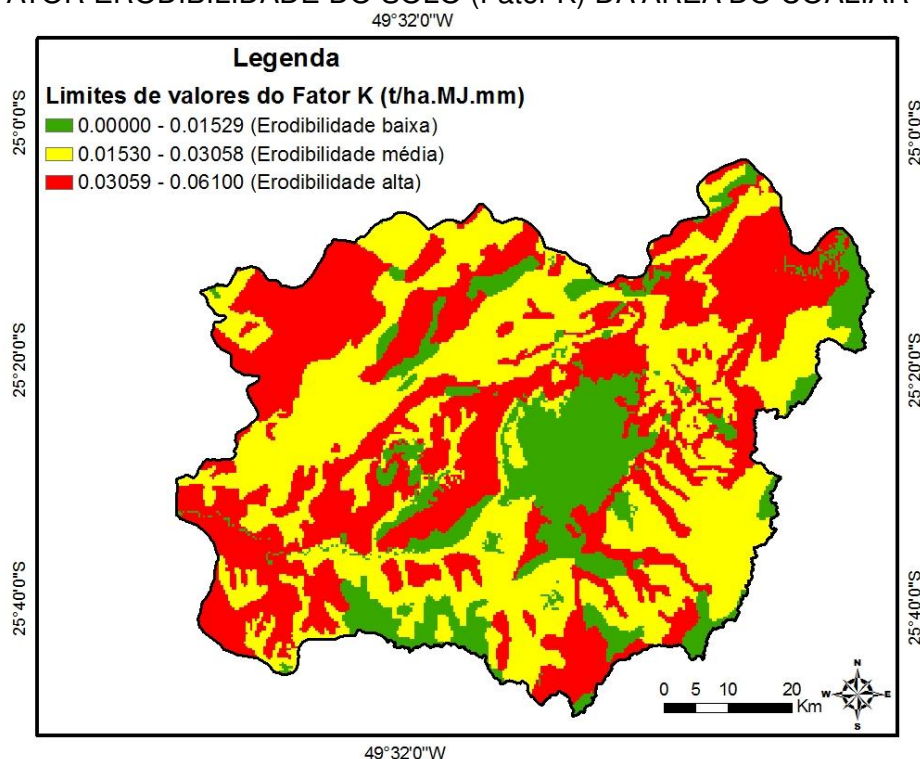
¹⁵⁴ Processo de obtenção dessa informação já foi descrito no *Hydropower Model*.

QUADRO 20 - INTERPRETAÇÕES PARA A ERODIBILIDADE DOS SOLOS

Limites de valores t/ha.MJ.mm	Classe de interpretação
< 0,01529	Erodibilidade baixa
0,01529 – 0,03058	Erodibilidade média
> 0,03058	Erodibilidade alta

FONTE: Silva e Alvares (2005, p. 38).

MAPA 21 – FATOR ERODIBILIDADE DO SOLO (Fator K) DA ÁREA DO COALIAR



FONTE: Elaborado pelo autor com base em Silva *et al.* (2000), Mannigel *et al.* (2002), Carolino *et al.* (2004), Silva e Alvares (2005), Chuquipiondo (2007), Freitas *et al.* (2007), Bhering (2007), Valentin (2008), Caviglione *et al.* (2010).

A tabela com dados biofísicos deve conter: o Fator C (fator de cobertura do solo em manejo) e o Fator P (prática conservacionista). Os valores do Fator C e P foram levantados na literatura. Os trabalhos consultados foram: Scopel (1988), Silva *et al.* (2000), Mannigel *et al.* (2002), Hilu (2003), Carolino de Sá (2004), Silva (2004), Silva e Alvares (2005), IBGE (2006), Chuquipiondo (2007), Freitas *et al.* (2007), Mata *et al.* (2007), Valentin (2008), Alves *et al.* (2009), Caviglione *et al.* (2010).

TABELA 13 – VALORES DO FATOR C E P PARA A ÁREA DO COALIAR

LUCODE	LUCL_DESC	USLE_C	USLE_P
1	Agricultura	200	500
2	Floresta	1	1000
3	Água	0	1000
4	Pastagem	55	500
5	Reflorestamento	8	750
6	Urbano	1	0

FONTE: Elaborado pelo autor com base em Scopel (1988), Silva *et al.* (2000), Mannigel *et al.* (2002), Hilu (2003), Carolino de Sá (2004), Silva (2004), Silva e Alvares (2005), IBGE (2006), Chuquipiondo (2007), Freitas *et al.* (2007), Mata *et al.* (2007), Valentin (2008), Alves *et al.* (2009), Caviglione *et al.* (2010).

NOTA: 1) Os valores do Fator C e P devem ser apresentados em números inteiros. Para que isso seja possível Tallis *et al.* (2011) orientam sejam multiplicados por 1.000. 2) Os títulos da tabela estão conforme orientação de Tallis *et al.* (2011), para que o modelo reconheça cada uma das variáveis. 3) No caso do uso agrícola o Fator P assume valor 1 quando se deseja simular ausência de prática conservacionista e valor 0,5 quando assume que os agricultores adotam práticas conservacionistas.

Diferentemente dos modelos anteriores que foram executados considerando-se apenas duas situações, o *Soil Loss Model* incluirá outras duas: i) ausência de práticas conservacionistas no manejo do solo agrícola, o Fator P assume valor 1; ii) presença de práticas conservacionistas, o Fator P assume o valor 0,5. Deste modo, a avaliação considerará quatro situações, organizadas em dois grupos: no **Grupo 1** tem-se a situação 1 dos modelos anteriores com e sem práticas conservacionistas; no **Grupo 2** tem-se a situação 2 com e sem práticas conservacionistas.

As principais práticas de manejo do solo adotadas na área do Coaliar são: i) plantio em nível; ii) uso de terraços; iii) rotação de culturas; iv) uso de lavouras para reforma e/ou renovação de pastagens; pousio ou descanso de solos; proteção e/ou conservação de encostas; vii) plantio direto na palha (Tabela 14). Diante das limitações operacionais para considerar na devida medida essa diversidade, as práticas foram agrupadas e representadas pelo Fator P igual a 0,5¹⁵⁵.

¹⁵⁵ A definição do Fator P foi baseada nos trabalhos de Scopel (1988), Silva *et al.* (2000), Mannigel *et al.* (2002), Hilu (2003), Carolino de Sá (2004), Silva (2004), Silva e Alvares (2005), IBGE (2006), Chuquipiondo (2007), Freitas *et al.* (2007), Mata *et al.* (2007), Valentin (2008), Alves *et al.* (2009), Caviglione *et al.* (2010).

TABELA 14 – NÚMERO, ÁREA E PERCENTUAL DOS ESTABELECIMENTOS AGROPECUÁRIOS ¹ SEGUNDO PRÁTICAS AGRÍCOLAS CONSERVACIONISTAS: 2006

Práticas Agrícolas	Número de Estabelecimentos	% dos estabelecimentos	Área (ha)	% da Área agropecuária
Plantio em nível	3.560	18%	105.901	20%
Uso de terraços	542	3%	16.863	3%
Rotação de culturas	7.105	36%	207.061	38%
Uso de lavouras para reforma, renovação ou recuperação de pastagens	765	4%	45.813	9%
Pousio ou descanso de solos	1.518	8%	38.975	7%
Queimadas	701	4%	13.403	2%
Proteção e/ou conservação de encostas	2.723	14%	127.387	24%
Nenhuma	-	0%	-	0%
Total – práticas agrícolas ²	16.914	85%	555.403	103%
Plantio Direto ³	3.077	16%	84.667	16%
Total geral da área do Coalhar ⁴	19.786	100%	538.328	100%

FONTE: Elaborado pelo autor com base em IBGE (2006).

NOTA: 1) Os valores referem-se ao total dos municípios com território nas bacias hidrográficas. 2) A área é elevada por existe sobreposição de práticas. 3) O plantio direto é considerado separado pelo Censo Agropecuário, portanto não pode ser agregado ao conjunto de estabelecimentos segundo práticas agrícolas porque haveria dupla contagem. 4) Apresenta diferença com outras estimativas porque foi obtida a partir dos dados de área do Censo Agropecuário 2006.

b) Principais Resultados do *Soil Loss Model*

Para o Grupo 1, sem a adoção de práticas conservacionistas, a perda total de solo alcançaria 117,4 milhões de toneladas por ano, caracterizando o **pior cenário possível**. No entanto, a inclusão de práticas conservacionistas reduz a perda total de solo para 60,9 milhões por ano, uma redução de 48% (Quadro 21).

No Grupo 2, sem a adoção de práticas conservacionistas, a perda total de solo alcançaria 74 milhões de toneladas por ano. Significa que a recomposição da mata ciliar e a readequação do uso da terra contribuiriam para uma queda de 43,3 milhões toneladas por ano. Contudo, a adoção de práticas conservacionista reduziria a perda total de solo para 38 milhões de toneladas, considerado o **melhor cenário possível**. Comparando o pior cenário com o melhor, a perda evitada de solo poderia ser da ordem 79,5 milhões de toneladas por ano (Quadro 21).

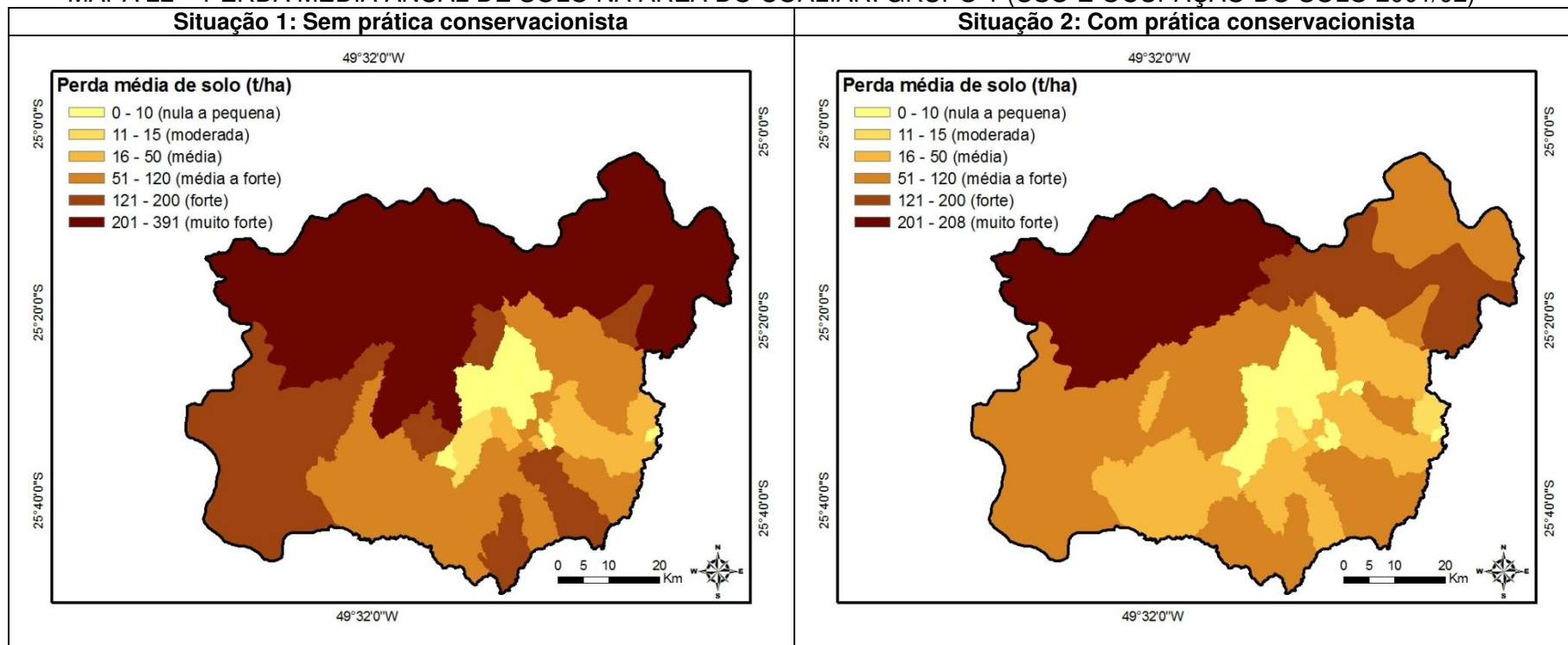
QUADRO 21 – RESULTADOS DO *SOIL LOSS MODEL* PARA A ÁREA DO COALIAR

Grupo 1 - uso e ocupação das terras 2001/02			
EUPS	Adoção de Prática Conservacionista		Variação Absoluta
	Não	Sim	
Perda Estimada Total de Solo (toneladas)	117.420.914	60.900.082	- 56.520.833
Grupo 2 - uso e ocupação das terras 2001/02 com recomposição da mata ciliar			
EUPS	Adoção de Prática Conservacionista		Variação Absoluta
	Não	Sim	
Perda Estimada Total de Solo (toneladas)	73.992.241	37.956.591	- 36.035.649

FONTE: Elaborado pelo autor com base nos resultados do *Soil Loss Model*.

Analisando o Grupo 1 (Mapa 22) é possível verificar que a perda de solo por sub-bacia considerando ausência de prática conservacionista varia entre 0 e 391 t/ha ao ano, uma perda média de 107 t/ha ao ano. Os menores valores (cinza claro) são verificados nas sub-bacias em que existe um predomínio do intenso uso urbano (impermeabilização do solo) ou com remanescentes florestais. Mas ao assumir que os agricultores adotam práticas conservacionistas o intervalo superior recua para 208 t/ha ao ano, 47% menor em relação ao pior cenário e a perda média é de 54 t/ha ano.

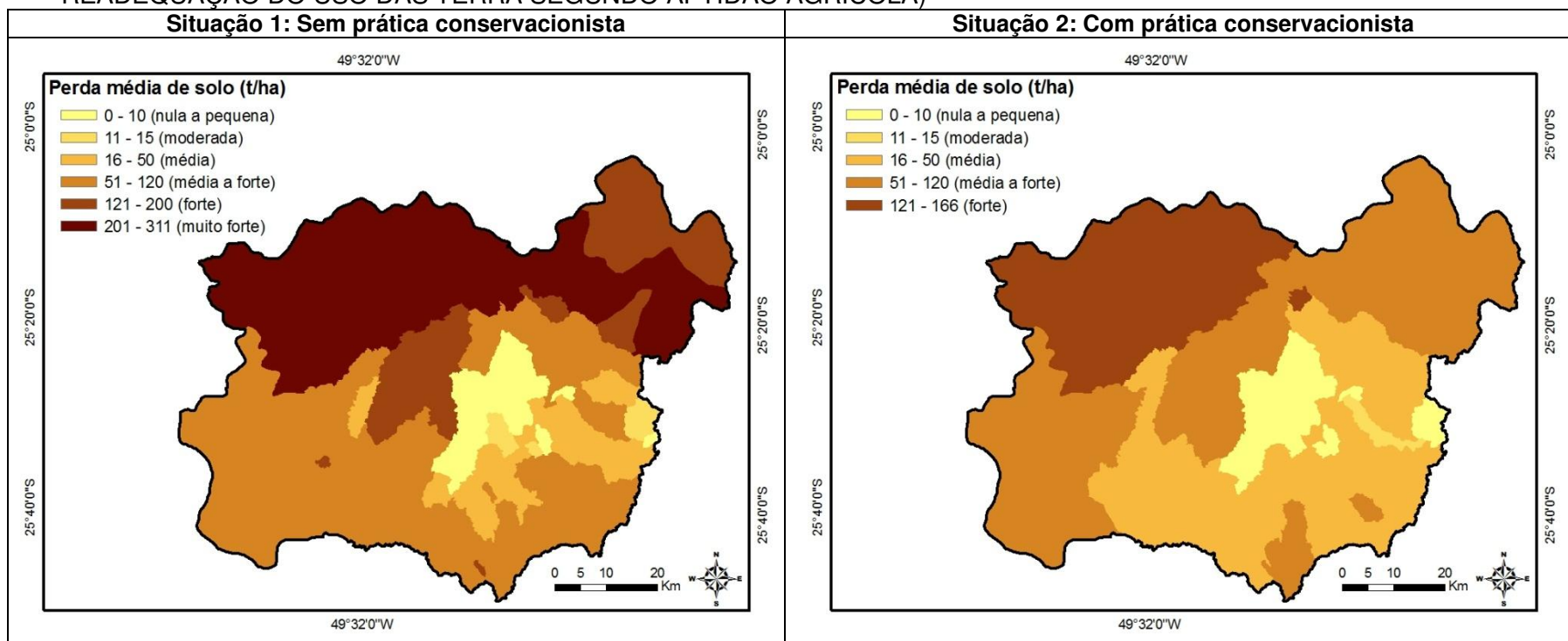
MAPA 22 – PERDA MÉDIA ANUAL DE SOLO NA ÁREA DO COALIAR: GRUPO 1 (USO E OCUPAÇÃO DO SOLO 2001/02)



FONTE: Elaborado pelo autor com base nos resultados do *Soil Loss Model*.

NOTA: A interpretação dos intervalos de classes foi baseada em Valentin (2008, p. 78).

MAPA 23 – PERDA MÉDIA ANUAL DE SOLO NA ÁREA DO COALIAR: GRUPO 2 (RECUPERAÇÃO DA MATA CILIAR E READEQUAÇÃO DO USO DAS TERRAS SEGUNDO APTIDÃO AGRÍCOLA)



FONTE: Elaborado pelo autor com base nos resultados do *Soil Loss Model*.

NOTA: A interpretação dos intervalos de classes foi baseada em Valentin (2008, p. 78).

O limite superior registrado no mapa 23 situação 1 alcança 311 t/ha ao ano, uma média de 58,7 t/ha ao ano. A adoção de práticas conservacionistas reduz o limite superior para 166 t/ha ao ano, uma média de 30 t/ha ao ano. Se por um lado é possível verificar a importância da **presença da mata ciliar e da readequação do uso da terra de acordo com sua aptidão agrícola** na redução na taxa anual de perda de solo. Por outro, a contribuição da adoção de práticas conservacionistas no manejo do solo agropecuário é inquestionável na retenção do solo.

6.2.1.2 Avaliação Ecosistêmica: *Terrestrial Models*

Os *Terrestrial Models* permitem avaliar os serviços de captura e estocagem de carbono (*Carbon Model*), polinização por abelhas (*Crop Pollination Model*), extração de recursos madeireiros (*Timber Model*) e biodiversidade (*Biodiversity Model*).

Neste estudo serão utilizados apenas o *Carbon Model* (Quadro 22) e o *Biodiversity Model* (Quadro 23). O *Crop Pollination Model* não será utilizado em decorrência da pequena importância econômica das principais culturas agrícolas para a geração de renda na área do Coaliar verificadas a partir da Pesquisa Agrícola Municipal (PAM) do IBGE, pela pequena dependência dessas culturas do serviço polinizador provido pelas abelhas de acordo com levantamento realizado por Klein *et al.* (2007)¹⁵⁶ e pela dificuldade para obtenção de dados acurados. No caso dos recursos madeireiros, a região encontra-se bastante carente de floresta nativa, portanto, não pode ser considerada uma atividade relevante.

Outro importante serviço proporcionado pela expansão da área florestal é a captura e estocagem de carbono. Alterações nas práticas agrícolas também podem contribuir para elevar a quantidade de carbono armazenada no solo¹⁵⁷. A principal

¹⁵⁶ A partir do levantamento de informações primárias de 200 países sobre o cultivo de frutas, vegetais e grãos Klein *et al.* (2007) observaram que 87 são dependentes da polinização animal (respondem por 60% da produção agrícola global), enquanto 28 não dependem desse tipo de polinização. Algumas das culturas agrícolas dependentes da polinização animal são: soja, vegetais frescos, mandioca, dendê, batata doce, tomate, frutas cítricas, banana, melão, repolho, maçã, cebola entre outras. Sobre as culturas agrícolas dependentes do serviço de polinização animal consultar suplemento em Klein *et al.* (2007).

¹⁵⁷ Em junho de 2010 o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) instituiu no país o Programa Agricultura de Baixo Carbono (ABC). O principal objetivo deste programa é promover alterações nas práticas agrícolas por meio da adoção de processos e tecnologias que neutralizem ou minimizem os efeitos dos gases de

prática relacionada à produção de cultivares que contribui para a fixação de carbono no solo é o plantio direto na palha. Outras práticas também contribuem a estocagem de carbono, por exemplo, técnicas que evitem a fragmentação do solo tal como o plantio em curva de nível ou o uso de fertilizantes orgânicos etc. (MAPA, 2011).

O *Carbon Model* é relativamente simples, porém é uma importante ferramenta para subsidiar a análise de captura e estocagem de carbono. O estoque total de carbono depende basicamente do tamanho de quatro estoques (*carbon pools*): i) biomassa acima do solo (*aboveground biomass*); ii) biomassa abaixo do solo (*belowground biomass*) – representado pelas raízes dos vegetais; iii) solo; iv) matéria orgânica morta. O *Carbon Model* agrega o montante de carbono estocado nestes quatros “*pools*” de acordo com o tipo de uso e cobertura das terras.

QUADRO 22 – ASPECTOS TEÓRICO-METODOLÓGICOS DO *CARBON MODEL*

Objetivo
Estimar a quantidade de carbono estocada ou capturada ao longo do tempo.
Cálculo do estoque de carbono (Anexo 6)
Agrega a quantidade de carbono estocada acima (vegetação superficial) e abaixo (raízes da vegetação) do solo, no solo e na matéria orgânica morta com base no mapa de uso e ocupação das terras.
Limitações e Simplificações
i) simplificação do ciclo do carbono; ii) assume uma mudança linear no carbono capturado ao longo do tempo.
Dados necessários
- Mapa de uso e cobertura das terras; - Tabela <i>Carbon Pools</i> .
Principais resultados
- Mapa com o montante total atual (ano do mapa de uso) de carbono estocado em Mg; - Mapa com o montante total futuro (cenário) de carbono estocado em Mg.

FONTE: Elaborado pelo autor com base em Tallis *et al.*, 2011.

NOTA: Mg significa megagrama de carbono, equivalente a 1 tonelada métrica.

Os valores dos estoques carbono foram obtidos na literatura (Tabela 15). Os principais trabalhos consultados foram: Tiepolo, Calmon e Ferretti (2002), Ferretti e

efeito estufa. Esse programa pode ser uma alternativa para captação de recursos para adequar o manejo do solo nas bacias hidrográficas e ao mesmo tempo promover a melhora da qualidade dos recursos hídricos. Na safra 2010/2011 o programa disponibiliza R\$ 2 bilhões em crédito, que podem ser financiados a uma taxa de juros de 5,5% ao ano e prazo de 12 anos. As principais técnicas de manejo incentivadas pelo programa são: plantio direto na palha; recuperação de pastos degradados; integração lavoura-pecuária-floresta; plantio de florestas comerciais; fixação biológica de nitrogênio; tratamento de resíduos animais (MAPA, 2011).

Britez (2006), IPCC (2006)¹⁵⁸, Britez *et al.* (2006), Balbinot *et al.* (2007), Vieira (2009), Wink (2009), Lima (2010), Moreira (2010), Teixeira (2010).

TABELA 15 – CARBON POOLS DA ÁREA DO COALIAR (toneladas/ha)

LUCODE	LULC_name	C_above	C_below	C_soil	C_dead
1	Agricultura	7	2	50	1
2	Floresta	115	21	50	12
4	Pastagem	3	10	40	1
5	Reflorestamento	75	15	40	22
6	Urbano	12	2	9	1
7	Mata Ciliar	115	21	90	12

FONTE: Elaborado pelo autor com base em Tiepolo, Calmon e Ferretti (2002), Ferretti e Britez (2006), IPCC (2006), Britez *et al.* (2006), Balbinot *et al.* (2007), Vieira (2009), Wink (2009), Lima (2010), Moreira (2010), Teixeira (2010).

NOTA: 1) *C_above* é o carbono estocado na biomassa acima do solo (cobertura vegetal). 2) *C_below* é o carbono estocado na biomassa abaixo do solo (raízes da cobertura vegetal). 3) *C_soil* representa o carbono estocado no solo. 4) *C_dead* é o carbono estocado na matéria orgânica morta. 5) Os títulos da tabela estão conforme orientação de Tallis *et al.* (2011), para que o modelo reconheça cada uma das variáveis.

A execução do *Carbon Model* utilizou as seguintes situações: i) **situação 1** – uso e ocupação das terras em 2001/02; ii) **situação 2** – cenário simulando a recuperação e conservação da mata ciliar e readequação do uso das terras respeitando a aptidão agrícola do solo. O estoque total estimado de carbono na **situação 1** é de 43,1 milhões toneladas. No entanto, na **situação 2** alcançaria um estoque total de carbono de 79,4 milhões de toneladas, ou seja, o carbono capturado e estocado seria da ordem de 36,3 milhões de toneladas (Tabela 16).

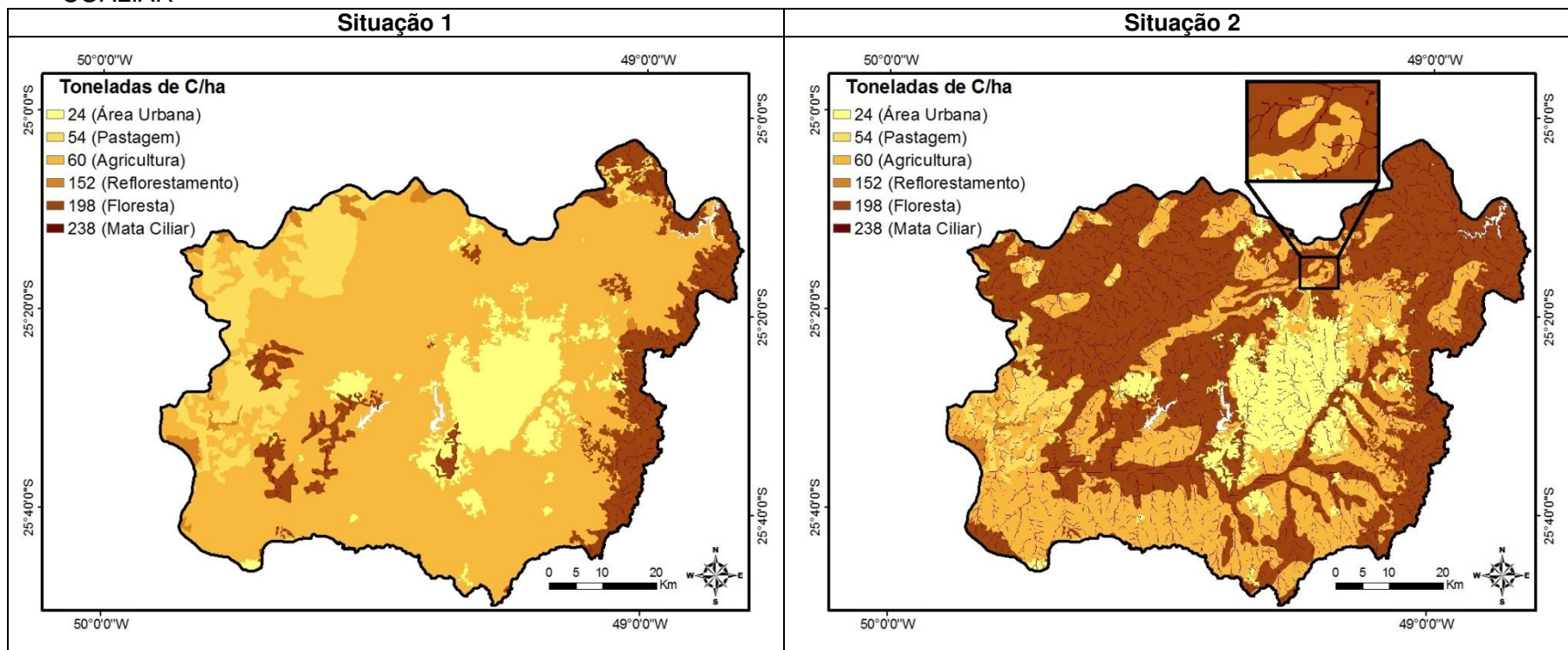
TABELA 16 – ESTOQUE TOTAL DE CARBONO POR USO NA ÁREA DO COALIAR

Uso	Toneladas			Variação relativa (%)
	Situação 1	Situação 2	Variação Absoluta	
Urbano	1.418.832	1.348.998	- 69.834	- 4,9%
Pastagem	2.998.850	1.171.233	- 1.827.617	- 60,9%
Agricultura	23.549.010	10.720.740	- 12.828.270	- 54,5%
Reflorestamento	1.102.760	495.330	- 607.430	- 55,1%
Floresta	13.347.081	58.351.491	45.004.410	337,2%
Mata Ciliar	826.455	7.277.624	6.451.169	780,6%
Total	43.242.988	79.365.416	36.122.428	83,5%

FONTE: Elaborado pelo autor com base nos resultados do *Carbon Model*.

¹⁵⁸ Intergovernmental Panel on Climate Change.

MAPA 24 – ESTOQUE MÉDIO DE CARBONO (T/HA) POR TIPO DE USO E OCUPAÇÃO DAS TERRAS NA ÁREA DO COALIAR



Fonte: Elaborado pelo autor com base nos resultados do *Carbon Model*.

Nota: 1) A mata ciliar na situação 2 aparece descontínua por conta do tamanho do *pixel* (50 m x 50 m). 2) As áreas em branco correspondem aos corpos d'água.

As variações negativas registradas na área urbana, agropecuária e silvícola (Tabela 16) não significam que ocorreu um aumento das emissões de CO₂, isto porque o resultado diz respeito ao estoque total de carbono. Então essas variações são explicadas pela redução da área urbana, agropecuária e silvícola em relação à situação anterior, ou seja, resultado da adequação do uso das terras segundo o Código Florestal Brasileiro e a aptidão agrícola do solo.

No mapa 24 é possível identificar quais territórios apresentam maiores estoques de carbono por hectares, informação que poderia ser utilizada para subsidiar uma política de venda de crédito de carbono.

O *Biodiversity Model* adota como *proxy* para avaliar a biodiversidade o grau relativo de degradação e de qualidade do habitat¹⁵⁹ (Quadro 23).

O modelo assume que a biodiversidade está relacionada ao provimento de serviços ecossistêmicos e, que os padrões de biodiversidade são inerentemente espaciais. A partir desta perspectiva o modelo procura estimar a extensão do habitat e seu grau de degradação relativo a outros habitats da região a partir do mapa de uso e ocupação das terras, em conjunto com o impacto das “ameaças” – *threats* – representadas pela presença das atividades humanas.

O **habitat** é composto por “[...] *resources and conditions present in an area that produce occupancy – including survival and reproduction – by a given organism*” (HALL *et al.*, 1997, p. 175). A qualidade do habitat corresponde à capacidade do ecossistema para prover as condições apropriadas para a “sobrevivência” do ser vivo e de sua população (HALL *et al.*, 1997). O habitat com elevada qualidade é aquele relativamente intacto, possui a estrutura e a função encontra-se dentro de uma faixa de variabilidade histórica. Assim, a qualidade do habitat dependerá da proximidade do uso antrópico do solo e de sua intensidade (TALLIS *et al.*, 2011).

O grau de degradação e a qualidade do habitat dependem da proximidade física dos espaços antrópicos. Então, quanto mais próximo um habitat estiver da presença humana maior será a probabilidade de que esteja mais degradado do que outro mais distante (TALLIS *et al.*, 2011). Neste sentido, considerando os objetivos do

¹⁵⁹ O modelo possibilita a análise de uma determinada espécie. Para maiores detalhes consultar Tallis *et al.*, 2011.

trabalho, o modelo será utilizado para analisar a influência no grau de degradação relativo dos habitats a partir do cenário simulado na **situação 2**.

QUADRO 23 – ASPECTOS TEÓRICO-METODOLÓGICOS DO *BIODIVERSITY MODEL*

Objetivo
Estimar a extensão do habitat e seu estado de degradação (qualidade e raridade). O habitat pode ser utilizado como <i>proxy</i> da biodiversidade da paisagem.
Equação do Componente Qualidade do Habitat (Anexo 7)
$Q_{xj} = H_j \left[1 - \left(\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + k^z} \right) \right]$, onde Q_{xj} representa o indicador da qualidade do habitat x no uso do solo j em relação a outro habitat na paisagem, z e k são parâmetros de escala (ou constates), D_{xj} é o nível de ameaça sofrida pelo habitat j do uso do solo x; H_j indica a possibilidade de determinado uso de o solo ser habitat (ou se é ou não habitat).
Equação do Componente Raridade do Habitat¹⁶⁰
$R_j = 1 - \frac{N_j}{N_{j \text{ baseline}}}$, onde R_j indica a relação entre o atual ou projetado e o passado para cada tipo de uso j, subtraindo essa relação de um, o modelo deriva um índice que representa a raridade dessa classe de uso na paisagem de interesse, N_j representa o número de pixels de uso do solo j. Uma vez calculado R_j para cada tipo de uso, é possível quantificar a raridade “global” do tipo de habitat através da seguinte equação: $R_x = \sum_{j=1}^X \sigma_{xj} R_j$, onde $\sigma_{xj} = 1$ se a célula x é o uso do solo j na paisagem atual ou projetada e zero para qualquer outro uso.
Limitações e Simplificações
i) considera as ameaças como aditivas, embora haja evidência de que, em alguns casos, o impacto coletivo das ameaças é muito maior do que a soma dos níveis de ameaça individual; ii) ignora as ameaças externas a área de estudo.
Dados necessários
- Mapa de uso e cobertura do solo (passado, presente e futuro); - Tabela com as potenciais ameaças sobre a qualidade do habitat; - Tabela de sensibilidade dos habitats em relação às ameaças; - Mapa com as principais fontes das ameaças; - Mapa com as barreiras que protegem os habitats (proteção legal ou física).
Principais resultados
- Mapa com o nível relativo de degradação do habitat atual; - Mapa com a qualidade do habitat atual; - Mapa com a raridade relativa do habitat atual em relação ao mapa base (original).

FONTE: Elaborado pelo autor com base em Tallis *et al.*, 2011.

O modelo utiliza mapas de uso e ocupação das terras em três momentos temporais: passado, presente e futuro. Para representar o uso e ocupação das terras no

¹⁶⁰ Esse componente avalia a relativa raridade dos habitats independentemente da sua qualidade. O termo raridade refere-se à comparação entre a paisagem base escolhida, por exemplo, um mapa de uso do solo original (ecossistema intocado), e a paisagem modificada, em que serão indicadas as áreas mais preservadas (nativas) ou apropriadas para a biodiversidade (TALLIS *et al.*, 2011).

passado foi utilizado um mapa que simula a cobertura vegetal original, gerado a partir do mapa de biomas do IBGE (2010c). Originalmente a área do Coalhar era coberta apenas pela vegetação denominada Mata Atlântica. O mapa de uso e ocupação das terras que representa o presente corresponde ao período 2001/02 (Mapa 12). O mapa futuro corresponde ao mapa de uso e ocupação das terras em que foi simulada a recomposição da mata ciliar (Mapa 13).

O segundo conjunto de dados corresponde as potenciais ameaças ao habitat, representadas basicamente pela ocupação humana (Quadro 24). A seleção das potenciais ameaças levou em conta a disponibilidade de dados e a possibilidade de representação espacial. As informações sobre a máxima distância (*MAX_DIST*), a intensidade do impacto (*WEIGHT*) e o decrescimento (*DECAY*) dos efeitos das ameaças foram baseadas na literatura. Os principais trabalhos consultados foram: Hall *et al.* (1997), Nellesmann *et al.* (2001), Granizo *et al.* (2006), Salafsky *et al.* (2007), Jarvis *et al.* (2007), Alkemade *et al.* (2009), Unnasch *et al.* (2009).

QUADRO 24 – POTENCIAIS AMEAÇAS AO HABITAT DA ÁREA DO COALIAR

THREAT	MAX_DIST	WEIGHT	DECAY
Agricultura (L_agri)	5.00	0.70	1
Pastagem (L_past)	5.00	1.00	0
Urbano (L_urb)	10.00	1.00	1
Rodovias (L_rod)	3.00	1.00	1
Ferrovias (L_fer)	1.00	0.07	1
Aterros sanitários (L_ater)	1.00	0.30	1
Ocupação irregular (L_oc_ir)	10.00	1.00	1
Subestação (L_s_est)	1.00	0.12	1
Linhas de transmissão (L_lin_tr)	1.00	0.12	0
Termoelétrica (L_termo)	1.00	0.12	1
Aeroporto (L_aerop)	5.00	0.30	1
Estação de Tratamento de Esgoto (L_ete)	1.00	0.30	1
Reflorestamento (L_reflo)	5.00	1.00	1
Reservatórios (L_res)	1.00	1.00	1
Localidades (distritos) (L_local)	10.00	1.00	1
Usina Hidroelétrica (L_udh)	1.00	0.12	1
Central de Geração Elétrica (L_cgh)	1.00	0.12	1
Pequena Central Hidroelétrica (L_pch)	1.00	0.12	1
Centro de Triagem de Resíduos (L_r_tri)	1.00	0.30	1

FONTE: Elaborado pelo autor com base em Hall *et al.* (1997), Nellemann *et al.* (2001), Granizo *et al.* (2006), Águas Paraná (2007), Salafsky *et al.* (2007), Jarvis *et al.* (2007), Alkemade *et al.* (2009), Unnasch *et al.* (2009).

NOTA: 1) *MAX_DIST* é a distância máxima que a ameaça afetará o hábitat (em km). 2) *WEIGHT* é o grau de impacto da ameaça sobre o hábitat. 3) *DECAY* indica se o impacto e cada ameaça decresce linear (valor 1) ou exponencialmente (valor 0). 4) Os títulos da tabela estão conforme orientação de Tallis *et al.* (2011), para que o modelo reconheça cada uma das variáveis. 5) os nomes entre parênteses correspondem a representação na base de dados do modelo, porque existe uma restrição quanto ao número de caracteres.

O modelo também utiliza a relação das ameaças com o habitat, que corresponde à sensibilidade dos habitats em relação a cada tipo de ameaça¹⁶¹. No trabalho foi considerado como habitat somente as áreas de cobertura florestal nativa e inclusive as área de mata ciliar (excluso as áreas de reflorestamento). Reconhece-se que outros usos e coberturas das terras também representem habitats, em especial para pequenos mamíferos e aves, mas a decisão baseou-se no pressuposto de que a floresta abriga uma maior biodiversidade em relação às áreas antrópicas, por exemplo, uso agropecuário e urbano.

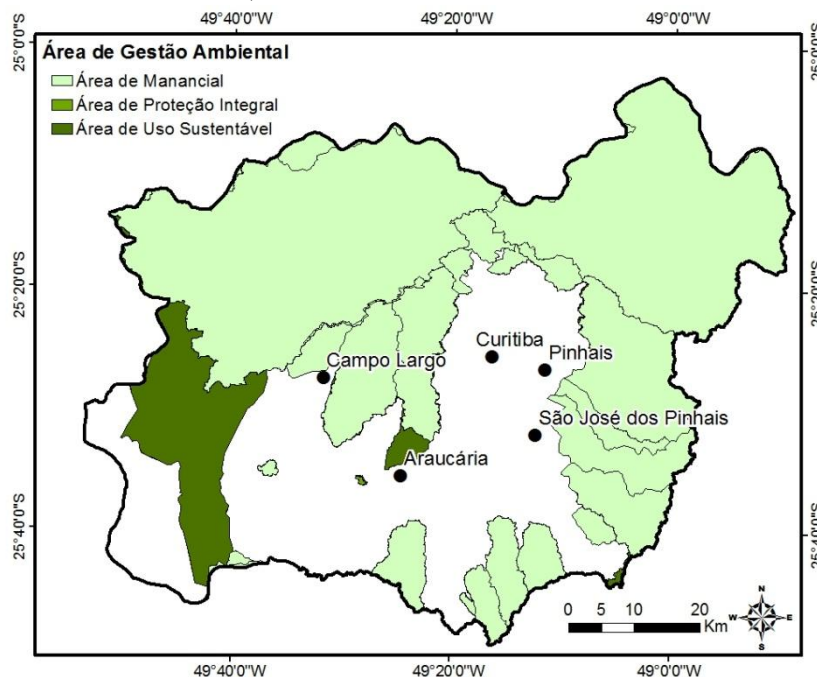
¹⁶¹ Essa informação está no anexo 8.

Considera que a maior parte da ação humana converte a área florestal em área antrópica, portanto, elimina praticamente toda a estrutura de sustentação do habitat. No caso das intervenções apenas para fins de transporte, por exemplo, rodovias, linhas férreas e linhas de transmissão de energia, o impacto é mais localizado. Reconhece-se que esse tipo de intervenção gera um efeito negativo no habitat, porém menor do que aquele gerado pelo uso urbano que ocupa um espaço físico maior e mais intenso, em que há uma substituição de coberturas.

As informações sobre a sensibilidade da floresta em relação às ameaças foram obtidas na literatura. Os trabalhos consultados foram: Hall *et al.* (1997), Nellemann *et al.* (2001), Granizo *et al.* (2006), Salafsky *et al.* (2007), Jarvis *et al.* (2007), Alkemade *et al.* (2009), Unnasch *et al.* (2009) (Anexo 8).

A última informação necessária para executar o modelo é o mapa com as barreiras legais que protegem os habitats. No caso da área do Coaliar considerou-se apenas às áreas de mananciais, proteção integral e de uso sustentável (Mapa 25).

MAPA 25 – BARREIRAS LEGAIS QUE PROTEGEM OS HABITATS NA ÁREA DO COALIAR



FONTE: Elaborado pelo autor com base em Águas Paraná (2010d), IBGE (2010c), MMA (2010b), ITCG (2011).

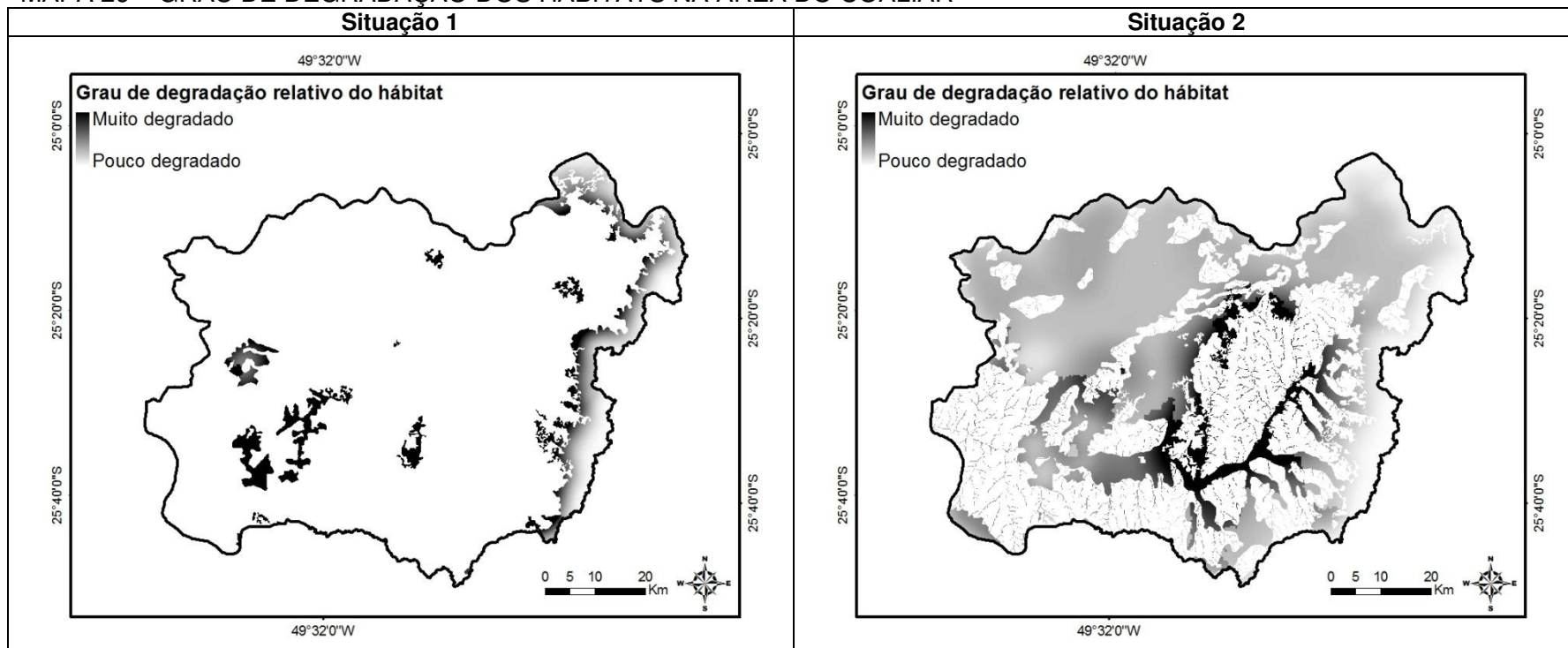
NOTA: Nas áreas em branco não existem nenhuma restrição legal.

Os resultados são apresentados no mapa 26. Recordando, apenas as áreas de floresta (inclusive as matas ciliares) foram consideradas como habitat. Desta maneira, a leitura do mapa 26 deve considerar somente as áreas que contêm remanescentes florestais (Mapa 13 e Mapa 12). Outra observação é que o grau de degradação é relativo, isto significa que um habitat é considerado mais ou menos degradado em relação a outro habitat da área analisada. Quanto mais escuro, maior é o grau de degradação.

Na situação 1 (Mapa 26) é possível observar que os fragmentos de floresta localizados na parte oeste e central da área do Coaliar, próximas a ocupação humana, encontram-se muito mais degradadas em relação aqueles localizados na Serra do Mar – grande área ao nordeste e sudeste. No entanto, verifica-se que a “borda” dos remanescentes florestais da Serra do Mar, mais próximos à ocupação humana, encontra-se mais degradada do que sua área interna, representada pela perda de coloração do mais escuro para o mais claro.

Essa interpretação pode parecer óbvia, portanto, a informação apresentada no mapa 26 pode ser negligenciada por algum analista desatento ou que não tenha uma interpretação além daquilo que parece óbvio. Mas a importância do resultado está na possibilidade de se conhecer a localização das áreas que podem ter prioridade na recuperação dos ecossistemas. Essa informação pode indicar quais são as áreas que merecem uma atenção ou uma análise mais detalhada para fins de definição da política de recuperação e preservação da biodiversidade.

MAPA 26 – GRAU DE DEGRADAÇÃO DOS HABITATS NA ÁREA DO COALIAR



FONTE: Elaborado pelo autor com base nos resultados do *Biodiversity Model*.

NOTA: Considerou-se apenas como habitat as áreas com florestas nativas (remanescentes) e de mata ciliar, os demais usos das terras não foram considerados habitats. Deste modo, a interpretação dos mapas deve tomar em conta apenas as áreas florestais ou remanescentes e de mata ciliar.

Por exemplo, a recuperação e conservação da mata ciliar dos principais rios, nascentes e reservatórios e readequação do uso da terra segundo sua aptidão agrícola – mapa 26 – indica que pode haver uma importante redução no grau relativo de degradação dos fragmentos florestais em toda a área do Coalhar. A mensuração da redução do grau “absoluto” de degradação dos habitats exige uma avaliação mais detalhada de cada fragmento, questão que não será abordada no âmbito deste trabalho. Contudo, os resultados possibilitam que os gestores ambientais possam hierarquizar os habitats em termos do grau de degradação relativo e, assim priorizar as ações de recuperação e proteção das matas ciliares e das áreas de reserva legal, permitindo um uso mais eficiente dos recursos financeiros destinados à recuperação e preservação dos ecossistemas na área do Coalhar.

A avaliação ecossistêmica mostrou que a recuperação e a adequação do manejo do solo podem amenizar a degradação dos ecossistemas, além de alterar o fluxo de serviços. O conjunto de informações gerado na Avaliação Ecossistêmica reforça a hipótese defendida nesta pesquisa: a gestão de bacias hidrográficas deve ter como foco um amplo conjunto de serviços ecossistêmicos, uma perspectiva holística e integrada. Logo, os custos totais associados à recuperação, adequação do manejo do solo agrícola e urbano e a conservação da relativa qualidade dos ecossistemas não devem ser suportados por um único grupo de beneficiários, mas pelo maior número possível de beneficiários dos serviços ecossistêmicos.

Por fim, com base nas informações geradas na avaliação ecossistêmica será possível também identificar alguns serviços ecossistêmicos passíveis de valoração.

6.2.2 Valoração Econômica e Sociocultural

Diante das diversas dificuldades metodológicas para “capturar” parcelas do valor econômico e não-econômico dos serviços ecossistêmicos, o importante é definir um ponto de partida. Considerando a interdependência ecossistêmica, talvez esse ponto de partida possa ser representado pelo **custo de provimento**. O custo de

provimento¹⁶² pode representar o que Wünscher, Engel e Wunder (2008) definiram como **custo de participação** em um esquema de PSA.

O **custo de provimento** pode corresponder, em linhas gerais, ao **custo de oportunidade** da manutenção da estrutura ecológica do espaço, aos **custos de recuperação e/ou proteção** do ecossistema e aos **custos de transação e de monitoramento**, quando relacionado a um esquema de PSA. Entretanto, quando não estiver vinculado a um esquema de PSA o custo de provimento representará apenas o custo referente à adequação do manejo das terras acrescido do custo de oportunidade quando for o caso. Assim, o custo de provimento representaria o **menor valor dos serviços ecossistêmicos**.

Deste modo, a valoração dos serviços ecossistêmicos deve tomar como ponto de partida o custo de recuperação e conservação dos ecossistemas. Diferente dos bens econômicos que resultam de estruturas específicas, por exemplo, para se produzir veículos é preciso uma fábrica de veículos, para chocolate é preciso uma fábrica de chocolates e assim por diante, para o provimento de bens e serviços ecossistêmicos é preciso apenas uma única “fábrica”, **ecossistemas saudáveis**.

Com base nesta perspectiva, essa seção tem por objetivo apresentar algumas estimativas “monetárias” dos benefícios decorrentes da recuperação e conservação dos ecossistemas e da adequação do manejo do solo na área do Coalhar.

6.2.2.1 Custos da Adequação do Manejo do Solo

A estimativa dos custos da adequação do manejo do solo na área do Coalhar levará em consideração quatro conjuntos de ações: i) recuperação e conservação da Mata Ciliar dos principais rios (incluso suas nascentes) e reservatórios; ii) adequação do uso da terra de acordo com sua aptidão agrícola; iii) adequação do manejo do solo agropecuário, representada pela construção de terraços; iv) expansão da rede de coleta e tratamento de esgoto doméstico.

¹⁶² Seria possível até mesmo afirmar que seria o custo de “produção” dos serviços ecossistêmicos, a partir da perspectiva da “função de produção ecológica”.

A área que deve ser recuperada a mata ciliar foi estimada em 26.196 hectares de um total de 29.886. O custo médio por hectare para recuperação da mata ciliar em áreas degradadas no Vale do Ribeira¹⁶³ foi estimado por Tatto e Gazetta (2009, p. 26) em R\$ 5.410 (Tabela 17).

TABELA 17 – BASE DE CÁLCULO PARA REFLORESTAR 1 HECTARE DE MATA CILIAR EM ÁREAS DEGRADADAS DO VALE DO RIBEIRA

Atividades	Custo em R\$
Materiais e mão de obra para construção de cercas (isolamento)	1.810
Mudas, insumos e mão de obra plantio (recuperação)	1.680
Manutenção durante dois anos (quatro por ano)	1.920
Custo Total	5.410

Assistência técnica ¹

FONTE: Tatto; Gazetta, 2009, p. 26.

NOTA: 1) A assistência técnica está a cargo do Instituto Paranaense de Assistência Técnica e Extensão Rural do Paraná – EMATER-PR. 2) Estimativa para o ano de 2009.

A recuperação e a conservação dos 26.196 hectares implicariam em um custo total estimado de R\$ 141,7 milhões (Tabela 18). A estimativa para a área urbana não inclui o custo de desapropriação. Contudo, a maior parcela do custo de recuperação está a cargo da área agrícola, um montante de R\$ 109 milhões para a recuperação de 20,2 mil hectares.

TABELA 18 – ESTIMATIVA DO CUSTO DE RECUPERAÇÃO DAS MATAS CILIARES NA ÁREA DO COALIAR

Uso e Ocupação das Terras	Área (ha)	Custo (R\$)	% do Custo
Mata Ciliar	3.690	-	-
Agricultura em área de mata ciliar	20.170	109.119.700	77,0%
Pastagem em área de mata ciliar	2.795	15.120.950	10,7%
Reflorestamento em área de mata ciliar	364	1.969.240	1,4%
Urbano em área de mata ciliar	2.867	15.510.470	10,9%
Total de Mata Ciliar - Código Florestal	29.886	-	-
Mata Ciliar a Recuperar	26.196	141.720.360	100,0%

FONTE: Elaborado pelo autor com base na Tabela 9 e Tabela 17.

A adequação do uso do solo segundo sua aptidão agrícola implicará na conversão de 239,3 mil hectares com uso agropecuário e silvícola para cobertura florestal. Assumindo que o custo de recuperação da cobertura florestal seja o mesmo

¹⁶³ Região que abriga a Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Alto Ribeira.

estimado para a mata ciliar, o custo seria de R\$ 1,3 bilhão, distribuído em: 84,7% na atividade agrícola (R\$ 1,1 bilhão); 13,7% na pecuária (R\$ 177,3 milhões); 1,6% na silvicultura (R\$ 20,9 milhões) (Tabela 19).

TABELA 19 – ESTIMATIVA DO CUSTO DE ADEQUAÇÃO E RECUPERAÇÃO DAS ÁREAS SOBREUTILIZADAS NA ÁREA DO COALIAR

Uso e Ocupação das Terras	Área (ha)	Custo (R\$)	% do Custo
Agricultura em área inapta	202.700	1.096.607.000	84,7%
Pastagem em área inapta	32.770	177.285.700	13,7%
Reflorestamento em área inapta	3.855	20.855.550	1,6%
Área total a Recuperar	239.325	1.294.748.250	100,0%

FONTE: Elaborado pelo autor com base na Tabela 9 e Tabela 17.

No caso do manejo do solo agropecuário, o ideal seria que toda a estrutura produtiva fosse baseada no sistema agroecológico¹⁶⁴. No caso do cultivo orgânico – não significa que seja adotado o sistema agroecológico – segundo dados do Censo Agropecuário 2006, 801 estabelecimentos agropecuários adotavam esse sistema (4% do total de estabelecimentos). Conforme apresentado na tabela 14, parcela significativa dos produtores adota algum tipo de prática conservacionista. Então, considerando uma área agrícola total estimada pelo Censo Agropecuário de 240,3 mil hectares (IBGE, 2006), entre 16% e 20% dessa área adotam-se o plantio direto ou o plantio em nível, respectivamente.

As principais práticas de manejo que contribuem para amenizar a erosão são: terraceamento¹⁶⁵, plantio em nível, plantio direto na palha e o uso adequado e balanceado de fertilizantes e demais insumos. Neste conjunto de práticas o sistema produtivo agroecológico pode contribuir de maneira significativa para amenizar a degradação do solo, embora não possa permitir o uso das áreas consideradas inaptas à agropecuária. Portanto, é possível estimar que seja preciso promover a adequação das

¹⁶⁴ De acordo com Ferraz (2011), a agroecologia é o campo do conhecimento multidisciplinar que pretende promover o desenvolvimento da atividade agropecuária sobre uma base ecológica, tendo como referência os princípios básicos da sustentabilidade. Assim, a agroecologia procura mostrar maneiras de se desenvolver a atividade agrícola que seja capaz de prover a produção de alimentos, fibras e biomassa ao mesmo tempo em que mantém o relativo equilíbrio dos ecossistemas.

¹⁶⁵ Prática que tem por objetivo reduzir ou mitigar a erosão do solo. Consiste na construção de uma estrutura transversal no sentido do maior declive do terreno, composta por um dique e um canal, cuja finalidade é reter e infiltrar ou escoar a água lentamente para áreas adjacentes. A função básica do terraço é reduzir a extensão da área contínua de escoamento da água da chuva, reduzindo a velocidade de escoamento da água. Além disso, o terraço contribui para a recarga de aquíferos (MACHADO; WADT, 2011).

práticas de manejo em 200 mil hectares, pelo menos, para a adoção do plantio direto, em nível ou a construção de terraços.

Conforme destacam os trabalhos de Macedo, Capeche e Melo (2009) e de Machado e Wadt (2011), o terraceamento deve ser utilizado em conjunto com outras práticas edáficas – formas de manejo, tratos ou manipulação do solo – por exemplo, cobertura do solo com palhada – também conhecida como plantio direto na palha –, calagem e adubação com fertilizantes balanceadas, rotação de culturas, cultivo em nível ou em contorno. Logo, a combinação dessas práticas de controle da erosão compreende o manejo do solo baseado em práticas conservacionistas.

Diante das inúmeras características das práticas conservacionistas no que se refere ao tipo de custo: investimento ou custeio; no trabalho serão consideradas apenas aquelas práticas que efetivamente representem um “novo” investimento, por exemplo, a construção de terraços ou terraceamento. Porque o objetivo é estimar o diferencial de custo da adequação do manejo do solo agrícola, representado pela realização de novos investimentos. As práticas associadas ao custeio da produção agrícola estão associadas à melhoria da eficiência do sistema de cultivo, que, no limite, podem representar uma redução do custo de produção após consolidadas.

Por exemplo, o uso balanceado dos insumos (fertilizantes, herbicidas etc.) pode representar uma redução dos custos de produção. Segundo Ribeiro *et al.* (1996) *apud* Mehl (2003), em pequenas propriedades com agricultura familiar da região de Irati, Paraná, a relação benefício/custo foi de 1,1 para o sistema de cultivo convencional e de 2,0 para o plantio direto. Estimativas apresentadas pela Emater (Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural) do Distrito Federal mostram que os custos totais de produção no sistema de cultivo orgânico e de plantio direto são em média menores que o cultivo convencional ou tradicional (Anexo 9)¹⁶⁶. No caso do cultivo orgânico o rendimento é menor que o convencional, elevando o custo unitário de produção. Mas a comparação entre o sistema convencional e plantio direto revela uma situação favorável ao segundo (Anexo 9).

¹⁶⁶ As informações sobre os custos apresentadas têm por objetivo mostrar que existe um diferencial de custos de produção associado ao custeio do cultivo de acordo com o sistema adotado, que não necessariamente decorre de um maior investimento.

Outro custo que pode ser considerado para efeito da adequação das práticas de manejo é o da assistência técnica, uma que vez que a melhoria das práticas agrícolas passa por uma mudança de comportamento do produtor, acostumado às tradições culturais. Por exemplo, na crença de que o novo plantio deve ser realizado somente em solo “limpo” e revolvido, livre de matéria orgânica.

No que se refere à implantação do terraceamento, o custo médio estimado pelo Projeto Pípiripau¹⁶⁷ é de R\$ 300/ha¹⁶⁸, e o custo de manutenção é de R\$ 200/ha a cada 5 ou 10 anos. Os terraços exigem manutenção periódica, porém de menor grau de intervenção. A frequência e o custo da manutenção dependerão de um amplo conjunto de fatores, por exemplo, intensidade das chuvas, características do solo, topografia, tipo de cultivo etc. (PROJETO PÍPIRIPAU, 2010).

Então, a partir do custo de construção dos terraços por hectare e da área estimada (200 mil hectares) tem-se a necessidade de um investimento de R\$ 60 milhões e, um custo a preços correntes de manutenção de R\$ 40 milhões. O custo da assistência técnica não será estimado, porque é difícil isolar apenas o aspecto do atendimento voltado para uma mudança comportamental do produtor agropecuário.

A coleta e tratamento do esgotamento sanitário tem influência direta sobre a qualidade dos corpos d'água e dos solos de uma bacia hidrográfica. Desse modo, além da adequação do uso e manejo das terras é preciso considerar, pelo menos, a coleta e o tratamento do esgoto como uma importante prática para melhorar a qualidade dos recursos hídricos e de outros ecossistemas. A melhoria da qualidade da água também afetará o uso agropecuário e urbano-industrial através da redução dos custos de captação e tratamento da água para os respectivos usos.

No que diz respeito à coleta e tratamento do esgotamento sanitário de acordo com informações do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento –

¹⁶⁷ O Projeto Pípiripau foi realizado na Bacia do Ribeirão Pípiripau, Distrito Federal, resultado da parceria entre ANA, *The Nature Conservancy* (TNC), EMATER-DF, GDF e Secretaria de Estado de Agricultura, Pecuária e Abastecimento do Distrito Federal. O resultado do Projeto Pípiripau foi publicado no Relatório de Diagnóstico Socioambiental da Bacia do Ribeirão Pípiripau (2010), disponível em: <www.emater.df.gov.br>. Acesso em: 29/09/2011.

¹⁶⁸ Em conversa por e-mail como um pesquisador do IAPAR (Instituto Agrônomo do Paraná) – orientou que eu não utilizasse a informação na tese porque não era resultado de uma pesquisa – informou sobre a sua participação na primeira semana de agosto de 2011, na construção de um terraço em uma área de pastagem localizada no município de Ipirorã, Norte do Estado do Paraná. Segundo estimativas do pesquisador, o custo de uma hora da máquina por hectare esteve em torno de R\$ 100. Deste modo, essa informação indica que o terraceamento possa realizado a um custo menor do que o utilizado no trabalho.

SNIS (2008), a infraestrutura coletora registrada em 2008 na área do Coaliar atende em média 65% da população total, ou seja, é preciso expandi-la para atender mais 1,14 milhões de pessoas. Conforme estudo realizado por Rezende (2011)¹⁶⁹, o montante de investimentos necessários para a expansão e reposição da coleta e tratamento do esgotamento sanitário na RMC foi estimado em R\$ 4,3 bilhões para o período 2011-2030.

Considerando apenas os investimentos necessários para a adequação do manejo do solo e da coleta e tratamento do esgotamento sanitário na área do Coaliar o custo total estimado alcançaria R\$ 5,8 bilhões. Entretanto, neste momento cabe uma observação no que diz respeito à coleta e tratamento do esgotamento sanitário, esse investimento deveria ser financiado pela população geradora de resíduos (efluentes). Assim, o pagamento mensal pelo uso do serviço deveria ser suficiente para financiar o investimento realizado pela companhia de saneamento. Deste modo, o custo de adequação do manejo do solo na área do Coaliar seria a soma do custo de recomposição da mata ciliar dos principais rios, nascentes e reservatórios e da conversão das áreas sobreutilizadas e da construção de terraços, que alcançaria o montante de R\$ 1,5 bilhão. Esse montante teria uma parcela de custo para a sociedade e privado individual.

Essa informação permite subsidiar a valoração e a “precificação” dos serviços ecossistêmicos providos pelas Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira. O custo da adequação representaria o “investimento” ou o “custo de oportunidade” para recuperar e manter uma parcela do capital natural, garantindo assim o fluxo de serviços. Em termos monetários ou não considerando o estado geral dos ecossistemas existentes e o “investimento” de R\$ 1,5 bilhão em capital natural, qual seria o valor dos benefícios para o bem-estar humano?

¹⁶⁹ Refere-se à versão preliminar do Plano Nacional de Saneamento Básico – nominado Panorama do Saneamento Básico no Brasil –, sob a responsabilidade do Ministério das Cidades. O Ministério das Cidades selecionou através de Chamada Pública nº 001/2009 a Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), a Universidade Federal da Bahia (UFBA) e a Universidade Federal do Rio Janeiro (UFRJ) para elaborar o estudo.

6.2.2.2 Valoração dos Benefícios dos Serviços Ecossistêmicos

Um importante desafio da gestão ambiental é identificar e mensurar os benefícios associados à melhoria dos ecossistemas. Neste estudo parcela dos benefícios já foi mensurada na avaliação ecossistêmica, mas os resultados foram apresentados apenas na métrica biofísica. Esta seção tem por objetivo apresentar algumas estimativas econômicas e complementares.

Assume-se neste trabalho que é impossível valorar todos os benefícios providos pelos ecossistemas da área do Coaliar. Desta forma, os principais serviços ecossistêmicos valorados são: i) *Water Yield* e o provimento de água para uso consuntivo; ii) qualidade da água e sedimentação dos corpos d'água; iii) controle de enchentes; iv) fertilidade do solo agropecuário e silvícola e a erosão evitada nas áreas de mata ciliar e de remanescente florestal; v) captura e estocagem de carbono; vi) provisão – alimentos, madeira e fibras.

I. *Water Yield* e o Provimento de Água para Uso Consuntivo

A estimativa de parcela do valor da variação na *Water Yield* resultante da adequação do manejo do solo segundo sua aptidão agrícola, da recomposição da mata ciliar e da adoção de práticas conservacionistas será baseada no custo de substituição da água potável local pela água dessalinizada do mar¹⁷⁰. A área do Coaliar está a uma distância inferior a 100 km do Oceano Atlântico.

Essa decisão está sustentada no suposto de que o aumento da *Water Yield* é resultado da redução na evapotranspiração, explicada pela conversão de áreas agropecuárias e de reflorestamento por cobertura florestal, que apresentam menores taxas de evapotranspiração. Diferentemente do escoamento superficial que pode ser direcionado para reservatórios artificiais e naturais, a água evapotranspirada é difícil de ser capturada e armazenada, a não ser por meio da recuperação da cobertura florestal.

¹⁷⁰ A dessalinização é um processo que retira os sais da água salobra ou do oceano, tornando-a própria consumo humano, dessententação animal e uso na irrigação agrícola e flora natural. Podem ser utilizados dois processos: evaporação e recondensação da água e a filtração molecular, ou osmose reversa (PEREIRA JR., 2005). Estima-se que existiam mais de 13.800 usinas de dessalinização em todo o mundo (GIANINI, 2008).

Uma alternativa para que seja possível obter um volume equivalente da água “evapotranspirada” seria substituí-la por outra. Essa forma seria através da construção de usinas de dessalinização na área litorânea¹⁷¹.

Israel está construindo uma usina de dessalinização com capacidade para “produzir” 150 milhões de m³ de água por ano ao custo estimado de US\$ 400 milhões, mais um custo de US\$ 0,50 por m³ (PRESS, 2011), não incluindo o custo de transporte e de distribuição. No entanto, estima-se que o custo médio do m³ da “água dessalinizada” esteja entre US\$ 1 e US\$ 1,5 (GIANINI, 2008). No trabalho será adotado o custo de US\$ 0,50 por m³.

A partir variação da *Water Yield*, de 548,3 milhões de m³, equivalente à “produção” de quatro usinas de dessalinização com capacidade de 150 milhões de m³ por ano cada. Verifica-se que seria necessário um investimento de US\$ 1,6 bilhão para substituir apenas a variação de *Water Yield*. Além disso, os usuários teriam que arcar com o custo de US\$ 0,50 por m³ de água “produzida”, totalizando US\$ 274,2 milhões por ano. A *Water Yield* não diz respeito ao uso consuntivo da água, mas apenas a sua disponibilidade total na área do Coaliar, resultado da diferença entre o volume precipitado e evapotranspirado.

A recuperação das áreas florestais também proporcionaria uma redução na demanda consuntiva, estimada em 330,7 milhões de m³ por ano. Essa redução pode ser explicada, em parte, pela redução da área agropecuária e de reflorestamento. A menor demanda consuntiva evitaria a construção de pelo menos outras duas usinas de dessalinização para manter a demanda consuntiva original (situação 1), estimada em 973 milhões de m³ por ano. As duas usinas representariam um investimento adicional de US\$ 800 milhões, além de US\$ 165,4 milhões por ano. Portanto, o provimento de água para atender a demanda consuntiva no cenário de readequação do uso das terras exigiria um investimento de US\$ 1,6 bilhão para “produzir” 600 milhões de m³ (demanda consuntiva estimada de 642 milhões de m³ na situação 2), mais US\$ 321 milhões por ano. Em síntese, existem dois benefícios relacionados à readequação do manejo na

¹⁷¹ A construção de novos mananciais dentro da região não alteraria o cenário, na verdade até agravaria, porque haveria substituição de áreas florestais por reservatórios de água reduzindo ainda mais a *Water Yield*.

área do Coaliar: o primeiro é o aumento da *Water Yield* e o segundo é a redução da demanda consuntiva.

II. Qualidade da Água e Sedimentação dos Corpos d'água

A cobertura florestal e o uso de práticas de conservacionistas contribuem para uma maior retenção do solo, reduzindo a quantidade de sedimentos que possam chegar aos corpos d'água. Segundo Souza Jr. (2010), a presença de sólidos suspensos (SS) na água afeta sua qualidade ao mesmo tempo em que acelera o assoreamento dos corpos d'água.

O processo de valoração dos benefícios econômicos decorrentes da melhoria da qualidade proporcionada pela retenção do solo adotado no trabalho foi construído por Souza Jr. (2010). O processo parte do pressuposto de que existe uma relação entre erosão e taxas de sedimentação dos corpos d'água e, uma relação entre medidas de turbidez¹⁷² e os sólidos suspensos (SS) na água.

Souza Jr. (2010) destaca que as taxas de erosão e de sedimentação estão diretamente associadas ao assoreamento dos corpos d'água. O assoreamento corresponde à disposição de sedimentos, por decantação, no fundo dos corpos d'água. Deste modo, corpos d'água que tenham fluxo mais lento podem apresentar maiores taxas de assoreamento.

A qualidade da água para uso doméstico apresenta uma estreita relação com o parâmetro turbidez, explicado também em parte pela erosão e pelo arraste de sedimentos até os corpos d'água. Então, a quantidade de SS na água será refletida nos valores de turbidez, logo na percepção de sua qualidade pelos usuários. As estações de tratamento de água (ETA's) – “produtoras” de água potável – devem reduzir a turbidez da água. Esse processo é realizado com o auxílio de coagulantes inorgânicos, tais como o Sulfato de Alumínio e o Cloreto Férrico (SOUZA JR., 2010). Na área do Coaliar as ETA's utilizam o Sulfato de Alumínio¹⁷³.

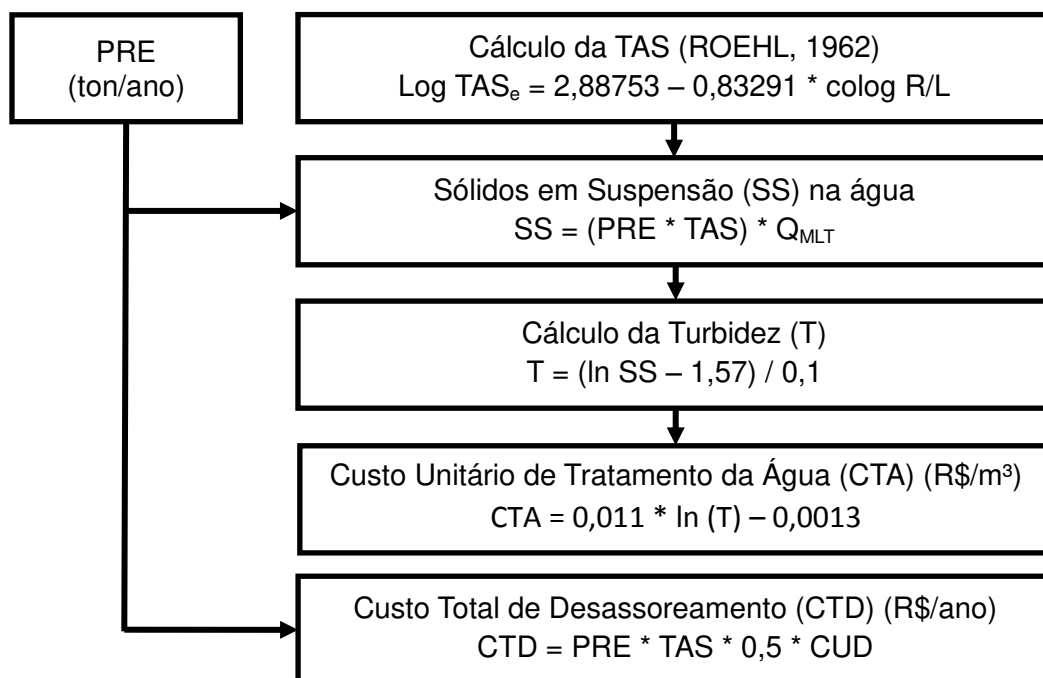
¹⁷² Ocorre devido à presença de partículas em suspensão na água, deixando-a com aparência turva (SANEPAR, 2010). Ainda, segundo Souza Jr. (2010), esse é um parâmetro com característica estética que refletirá a aceitação ou rejeição da água, representando um dos principais parâmetros que garantirá o tratamento de água.

¹⁷³ Souza Jr. (2010) destaca que esse coagulante tem menor custo absoluto porque pode ser produzido em diversas regiões do Brasil, logo também terá menor custo de transporte.

Conforme destaca Souza Jr. (2010), a mensuração do custo econômico do assoreamento pode ser avaliada a partir dos gastos necessários para a recuperação dos corpos d'água ou de controle dos impactos. Nesta perspectiva, uma forma para valorar os benefícios associados à adequação do uso e manejo das terras poderia ser através da redução dos gastos necessários para a retirada dos sedimentos dos corpos d'água e para o tratamento da água.

O processo de valoração dos custos de tratamento da água e de dragagem dos corpos d'água apresentado por Souza Jr. (2010) segue o esquema abaixo¹⁷⁴:

FIGURA 9 – ESQUEMA DO PROCESSO DE VALORAÇÃO DOS CUSTOS DE TRATAMENTO DA ÁGUA E DE DESASSOREAMENTO



FONTE: Modificado pelo autor com base em Souza Jr., 2010, 23.

NOTA: PRE é a perda total de sedimentos por ano; TAS é a taxa de aporte de sedimentos; L representa o comprimento em milhas do principal curso d'água; R corresponde à diferença entre a maior e menor altitude apresentada em milhas; Q_{MLT} é a vazão média de longo termo apresentada em m³/s; CUD é Custo Unitário de Dragagem (R\$/m³)¹⁷⁵.

O modelo será aplicado para avaliar o benefício resultante da adequação do manejo das terras na área do Coaliar em termos dos custos de tratamento da água e de

¹⁷⁴ Para maiores detalhes sobre os procedimentos metodológicos ver Souza Jr. (2010).

¹⁷⁵ Adota-se o custo Unitário de Dragagem (CUD) de R\$ 25/m³ de material dragado, considerando que cada m³ dragado corresponda a 1,5 toneladas de sedimentos (BUENO, 2010; SOUZA JR., 2010).

desassoreamento que poderia ser evitado. Assim, os resultados explicitarão os benefícios que poderiam ser apreendidos pela população local e adjacentes.

A área do Coaliar foi considerada em suas três principais sub-bacias: Alto Iguaçu; Açungui; Capivari. As principais informações necessárias para aplicar o processo de valoração proposto por Souza Jr. (2010) são apresentadas abaixo:

TABELA 20 – INFORMAÇÕES DE ENTRADA POR SUB-BACIA DA ÁREA DO COALIAR

Sub-bacias	Area km ²	Extensão do rio ¹	Amplitude do relevo ²	Perda de Solo (ton/ano) ³	QMLT (m ³ /s) ⁴	Volume de água tratada (m ³ /ano) ⁵
Açungui	1.285	33,65	0,435	30.913.800	8,99	-
Capivari	955	36,43	0,622	15.817.364	8,34	-
Alto Iguaçu	3.639	81,54	0,373	32.733.159	2,82	252.950.256
Total	5.879	151,63	1,430	79.464.323	20,15	252.950.256

FONTE: Preparado pelo autor com base em Águas Paraná (2011); ITCG (2011); SANEPAR (2011)¹⁷⁶; resultados da avaliação ecossistêmica.

NOTA: 1) variável L (em milhas); 2) variável R (em milhas); 3) diferença entre a perda total anual de solo estimada no pior cenário (ausência de práticas conservacionistas, *déficit* de 26,2 mil hectares de mata ciliar e sobreutilização das terras agropecuárias e silvícolas) e o melhor cenário (uso de práticas conservacionistas, recuperação da mata ciliar e adequação do uso das terras segundo sua aptidão agrícola); 4) vazão média de longo termo ou Q 95% (ver Tabela 4); 5) somente na Sub-bacia do Alto Iguaçu existem ETA's.

Os resultados do processo de valoração são apresentados a seguir:

TABELA 21 – CUSTO EVITADO ESTIMADO DE TRATAMENTO DE ÁGUA E DE DESASSOREAMENTO NA ÁREA DO COALIAR

Sub-bacias	TAS	SS mg/L	Turbidez	Custo de tratamento de água (R\$/ano)	Custo de desassoreamento (R\$/ano)
Açungui	0,3060059	9.459,81	75,85	-	118.247.566
Capivari	0,3382997	5.351,01	70,15	-	66.887.622
Alto Iguaçu	0,2101301	6.878,22	72,66	11.596.220	85.977.784
Total				11.596.220	271.112.972

FONTE: Preparado pelo autor a partir dos resultados do processo de valoração proposto por Souza Jr. (2010) e Tabela 20.

O custo anual que poderia ser evitado no tratamento de água alcançaria em média R\$ 11,6 milhões. No desassoreamento dos corpos d'água o custo anual evitado

¹⁷⁶ SANEPAR (2011). Estações de Tratamento de Água (ETA's) pertencentes às Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira. Informação enviada por e-mail da Gerência de Planejamento e Desenvolvimento Operacional da Unidade de Desenvolvimento Operacional da Diretoria Operacional da Sanepar em 25 de maio de 2011 (Anexo 10).

seria da ordem de R\$ 271 milhões. Logo, o potencial de pagamento pelos serviços ambientais prestados seria da ordem de R\$ 282,6 milhões por ano.

Em 2011, o Águas Paraná abriu processo para contratação de empresas para prestarem os serviços de limpeza e desassoreamento de rios e canais da RMC, cujo objetivo é contribuir para o controle de enchentes. De acordo com o presidente do Águas Paraná, “o objetivo dos serviços é remover resíduos e solos que foram arrastados para o fundo dos rios. Assim, minimizaremos os impactos das cheias, podendo evitar perdas materiais e humanas” (ÁGUAS PARANÁ, 2011).

O custo total das obras foi estimado em R\$ 5,84 milhões, abrangendo uma extensão total de 46,4 km de rios e canais, resultando em um custo médio de R\$ 126 mil/km. Os rios e canais selecionados são: i) Rio Iguaçu, trecho de 14 km em Curitiba, custo de R\$ 1,4 milhões (R\$ 100 mil/km); ii) Canal Paralelo ao Rio Iguaçu, trecho de 9,7 km em São José dos Pinhais, custo de R\$ 1,28 milhões (R\$ 132 mil/km); iii) Canal Intercavas, trecho de 6,67 km em Curitiba, custo de R\$ 432 mil (R\$ 64,8 mil/km); iv) Rio Atuba, em dois trechos, o primeiro de 3,2 km em Pinhas, custo de R\$ 334,6 mil (R\$ 105,3 mil/km), o segundo de 5,02 km em Pinhais e Curitiba, custo de R\$ 775 mil (R\$ 154,4 mil/km); v) Rio Barigui, trecho de 2,1 km em Almirante Tamandaré, custo de R\$ 575,3 mil (R\$ 274 mil/km); vi) Rio Pequeno, trecho de 3,2 km em São José dos Pinhais, custo de R\$ 584,3 mil (R\$ 182,6 mil/km); vii) Rio Belém e Ribeirão dos Padilhas, trecho de 2,5 km em Curitiba, custo de R\$ 454,8 mil (R\$ 182 mil/km) (ÁGUAS PARANÁ, 2011).

Considerando o custo médio de dragagem e limpeza dos rios e canais de R\$ 126 mil/km é possível estimar o custo total da rede hidrológica utilizada neste estudo (Mapa 6). Estimou-se a partir do Mapa 6 com auxílio do *ArcGis 9.3* que a extensão da rede hidrológica alcance 12,4 mil km. Assumindo um custo médio de R\$ 126 mil/km tem-se que o custo total alcançaria R\$ 1,56 bilhão.

Para complementar o processo de valoração da qualidade da água, também é possível mensurar o custo para promover uma melhoria na qualidade da água de rios, canais e reservatórios através da redução da carga orgânica lançada nos corpos d'água (lançamento de esgotamento sanitário sem tratamento).

A área do Coaliar apresenta um *déficit* estimado na coleta e tratamento do esgotamento sanitário da ordem de 35% da população total, ao redor de 1,14 milhões

de pessoas. O custo estimado para universalização do serviço é de R\$ 4,3 bilhões para o período 2011-2030 (REZENDE, 2011). Entretanto, não é possível estimar a redução na concentração da carga orgânica nos corpos d'água da região.

III. Controle de Enchentes

A expansão da rede urbana acompanhada pela impermeabilização do solo contribui para a ocorrência de inundações. A principal característica da urbanização é a substituição da cobertura florestal natural ou agrícola por áreas construídas, em que predomina a impermeabilização da bacia hidrográfica, reduzindo a provisão do serviço de controle de cheias (ÁGUAS PARANÁ, 2007).

O Águas Paraná (2007) apresentou um indicador para refletir o risco da ocorrência de inundações na RMC. A metodologia adotada para quantificar o Volume Efetivo de Precipitado (VEP) – *proxy* do escoamento superficial – foi desenvolvida pelo *Soil Conservation Service* (SCS)¹⁷⁷ dos EUA. O VEP é calculado com base na seguinte equação¹⁷⁸:

$$VEP = \frac{\left(\frac{VP - 5.080}{CN + 50,8}\right)^2}{\left(\frac{VP - 20.320}{CN + 203,2}\right)}$$

Onde: VEP representa o volume efetivo precipitado (mm); VP é o volume precipitado (mm); CN é o *Curve Number*, variável que encerra em si todos os fatores produtores do deflúvio. O CN refere-se a uma curva média de infiltração que possibilita a separação da parte da precipitação que se constituirá em escoamento superficial. É preciso destacar que os valores de CN são tabelados em função da combinação do grupo hidrológico do solo e do tipo de cobertura e manejo, ambos relacionados a uma condição de umidade antecedente verificada na bacia hidrográfica (SARTORI, 2004).

¹⁷⁷ O Modelo CN foi desenvolvido pelo Serviço de Conservação do Solo (*Soil Conservation Service – SCS*) do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (*United States Department of Agriculture – USDA*) em 1954 (SARTORI, 2004).

¹⁷⁸ Essa metodologia foi aplicada originalmente no Plano de Drenagem (2002) da RMC.

O VP adotado para a estimativa do indicador de agravamento das inundações (IAI) foi 96,32 mm, que corresponde a uma chuva com duração de 120 minutos e período de retorno de 25 anos (ÁGUAS PARANÁ, 2007). Os CN's das sub-bacias foram determinados a partir da média ponderada entre o CN de cada uso da terra pela sua respectiva área (Tabela 22).

TABELA 22 – CN'S DAS CATEGORIAS DE USO DA TERRA NA ÁREA DO COALIAR

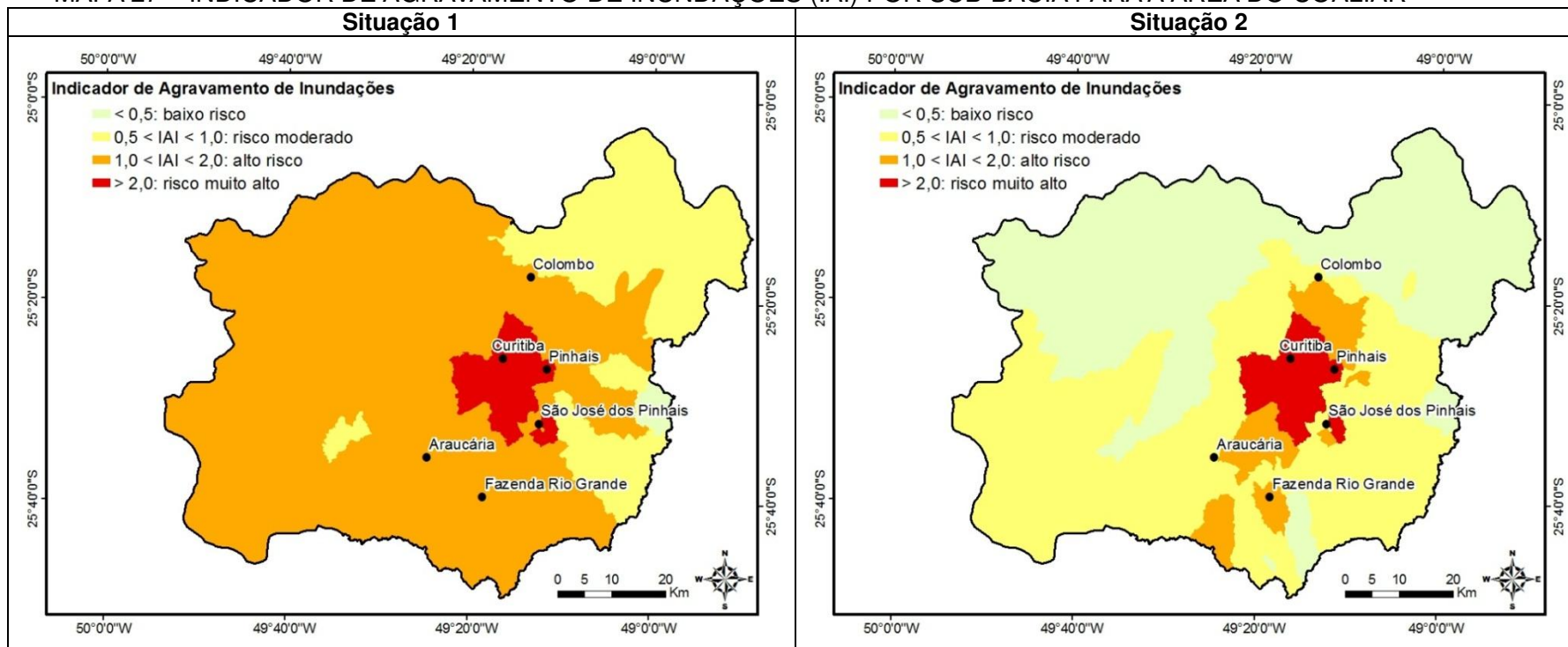
Tipo de Uso	Cna	CNb	CNc	Cnd	Cne	Média
Água	99.0	99.0	99.0	99.0	99.0	99.0
Campo	45.0	66.0	77.0	83.0	83.0	70.8
Cultura	62.0	71.0	78.0	81.0	81.0	74.6
Mata	25.0	55.0	70.0	77.0	77.0	60.8
Solo Exposto	68.0	79.0	86.0	89.0	89.0	82.2
Urbano	74.0	80.0	86.0	90.0	92.0	84.4

FONTE: Plano de Drenagem, 2002 *apud* Águas Paraná, 2007, p. 88.

A etapa seguinte compreende a integração dos CN's médios (Tabela 22) ao mapa de uso e cobertura das terras 2001/02. Para captar o efeito da expansão da área florestal (incluso da mata ciliar) no IAI o modelo também foi aplicado ao cenário proposto, representado pela situação 2 que corresponde à conversão das áreas agropecuárias e silvícolas que não respeitam a aptidão agrícola do solo em florestas e a recuperação das matas ciliares.

Na sequência foi calculado o IAI para ambas as situações por sub-bacia da área do Coaliar. O IAI corresponde ao resultado da variação da VEP em relação ao VEP de referência calculado a partir de um CN médio de 60, correspondente à cobertura florestal, que resultaria em um VEP de 16,83 mm. Deste modo, o resultado do modelo mostra o grau de variação no VEP estimado em relação ao VEP de referência (Mapa 27).

MAPA 27 – INDICADOR DE AGRAVAMENTO DE INUNDAÇÕES (IAI) POR SUB-BACIA PARA A ÁREA DO COALIAR



FONTE: Preparado pelo autor com base em Águas Paraná (2007) e ITCG (2011).

NOTA: A interpretação dos resultados foi baseada em Águas Paraná (2007).

Verifica-se na situação 1 que praticamente todo o território do Coaliar poderia ocorrer inundações, em especial nas áreas mais impermeabilizadas e com sobreutilização do solo. No entanto, a adequação do manejo do solo poderia alterar de maneira significativa esse quadro (situação 2). Portanto, a expansão da cobertura florestal poderia contribuir para amenizar ou reduzir o risco de inundações nas áreas urbanas.

A valoração econômica desse serviço é um desafio. Uma alternativa poderia ser a aplicação das abordagens deliberativas (ver seção 4.2.4) para capturar a disposição a pagar (DAP) coletiva dos indivíduos que residem nas áreas com elevado IAI para recuperar e conservar as áreas florestais nas subbacias receptoras do escoamento superficial urbano, ou para reduzir a impermeabilização do solo.

IV. Custo Evitado com a Reposição de Nutrientes do Solo

Um dos benefícios da erosão evitada¹⁷⁹ proporcionado pela recuperação da cobertura florestal (inclusive da mata ciliar) e da adoção de práticas conservacionistas é a manutenção da fertilidade do solo. A estimativa do benefício da manutenção da fertilidade do solo será realizada a partir do Método do Custo de Reposição.

O método baseia-se na agregação dos gastos necessários para “repor” a fertilidade do solo perdida pelos processos erosivos. O seu pressuposto básico é que os gastos realizados na recuperação da fertilidade possam ser utilizados como uma medida de parcela do benefício provido pelo solo para o bem-estar. Deste modo, a estimativa desse benefício considerará apenas o efeito da erosão *in situ*, ou seja, aquela ocorrida dentro da propriedade agropecuária. A avaliação proposta neste trabalho adotará o conceito de **perda evitada**, porque se supõe que a recuperação da integridade “parcial” dos ecossistemas evitaria a perda de tais benefícios.

Segundo Tosto (2010), a recuperação da fertilidade do solo pode ser realizada através da aplicação de compostos industrializados. Assim, o método utiliza

¹⁷⁹ Será adotado do conceito de degradação evitada, porque a recuperação parcial da integridade dos ecossistemas através da recomposição das matas ciliares e adequação do uso da terra segundo sua aptidão agrícola e da adoção de práticas conservacionistas de manejo da terra representará uma redução da degradação dos ecossistemas.

como parâmetro a equivalência de preços de mercado dos fertilizantes. A estimativa segue quatro etapas: i) estimativa das perdas de solo; ii) estimativa da quantidade de nutrientes perdida: Nitrogênio (N), Fósforo (P), Potássio (K), Cálcio e Magnésio (Ca+Mg); iii) conversão da quantidade de nutrientes perdida em equivalentes de fertilizantes utilizados para a reposição da fertilidade do solo: Sulfato de Amônia, Superfosfato Simples, Cloreto de Potássio e Calcário Dolomítico; iv) estimativa dos custos de aplicação dos fertilizantes.

A estimativa do benefício da manutenção da fertilidade do solo pode ser realizada a partir do modelo proposto por Marques (1995) *apud* Tosto (2010):

$$\text{Benefício da Retenção do Solo} = \sum_{i=1}^n (Q_n \times P_n) + Caf, \text{ onde:}$$

Q_n é a quantidade de fertilizantes necessária para repor a fertilidade do solo, ou seja, quantidade que será poupada por conta erosão evitada; P_n é preço de mercado de cada fertilizante industrializado; Caf é o custo de aplicação dos fertilizantes.

A perda do solo foi estimada na avaliação ecossistêmica (Quadro 21).

O próximo passo é converter as quantidades de nutrientes carreadas em equivalentes de fertilizantes. A conversão será realizada a partir da equação apresentada por Tosto (2010), referente aos teores médios de nutrientes dos solos de São Paulo e dos coeficientes técnicos de conversão de nutrientes em fertilizantes estimados por Bellinazzi Jr. *et al.* (1981) *apud* Marques e Pazzianotto (2004) (Tabela 23).

$$QF_i = \sum_{j=1}^4 NS_j \times TF_i, \text{ onde:}$$

QF_i é a quantidade equivalente de fertilizantes (em toneladas); NS_j representa o teor médio do j-ésimo nutriente perdido (em toneladas); TF_i é o coeficiente técnico de conversão de nutrientes em fertilizantes.

TABELA 23 – TEORES MÉDIOS DE NUTRIENTES DOS SOLOS DE SÃO PAULO E COEFICIENTES TÉCNICOS DE CONVERSÃO DE NUTRIENTES EM FERTILIZANTES

Nutrientes	Teor Médio de Nutrientes (%)	Fertilizantes	Teor Médio de Nutrientes (%)	Relação Kg Fertilizante / Kg Nutriente
N	0,096750	Sulfato de Amônio	20	5,00
P	0,002641	Superfosfato Simples	18	5,56
K	0,010058	Cloreto de Potássio	58	1,72
Ca+Mg	0,094872	Calcario Dolomítico	38	2,63

FONTE: Bellinazzi Jr. *et al.* (1981) *apud* Marques e Pazzianotto (2004).

NOTA: N – Nitrogênio; P – Fósforo; K – Potássio; Ca+Mg – Cálcio e Magnésio.

O modelo será aplicado sob duas condições: i) considera-se a **reposição da fertilidade em solos com uso agropecuário e silvícola que estejam respeitando a sua aptidão agrícola**; ii) considera-se a **reposição da fertilidade em solos destinados somente a cobertura florestal, incluso mata ciliar**.

a) Custo de Reposição da Fertilidade do Solo Agropecuário e Silvícola

Aplicando o modelo de conversão aos volumes estimados de perdas totais de solo que poderiam ser evitadas se fossem respeitadas a aptidão agrícola do solo, as áreas de matas ciliares e adotadas práticas conservacionistas referentes ao uso agrícola (187,7 mil hectares), pastagem (22,8 mil hectares) e reflorestamento (3,4 mil hectares) ter-se-iam os seguintes resultados (Tabela 24)¹⁸⁰:

TABELA 24 – PERDA TOTAL EVITADA DE SOLO E DE NUTRIENTES POR TIPO DE USO DA TERRA NA ÁREA DO COALIAR

Uso da Terra	Perda Evitada (t/ano) ¹				
	Solo	Nitrogênio (N)	Fósforo (P)	Potássio (K)	Cálcio e Magnésio (Ca+Mg)
Agrícola	23.147.365	22.395	611	2.328	21.960
Pastagem	3.570.097	3.454	94	359	3.387
Reflorestamento	527.178	510	14	53	500
Total	27.244.640	26.359	720	2.740	25.848

FONTE: Elaborado pelo autor com base nos resultados do *Soil Loss Model* e Tabela 23.

¹⁸⁰ Como se adotou o conceito de perda evitada não é possível considerar toda a área agropecuária e silvícola, porque a recuperação da mata ciliar e a adequação do uso da terra segundo sua aptidão agrícola reduzirá a área utilizada ou disponível para cultivo.

A quantidade equivalente de fertilizantes e corretivos necessária para repor os nutrientes “perdidos” com a erosão é apresentada na Tabela 25.

TABELA 25 – QUANTIDADE DE FERTILIZANTES NECESSÁRIA PARA REPOSIÇÃO DOS NUTRIENTES POR TIPO DE USO NA ÁREA DO COALIAR

Uso da Terra	Quantidade de Fertilizantes para Reposição (t/ano)			
	Sulfato de Amônia	Superfosfato Simples	Cloreto de Potássio	Calcário Dolomítico
Agrícola	111.975	3.399	4.004	57.756
Pastagem	17.270	524	618	8.908
Reflorestamento	2.550	77	91	1.315
Total	131.796	4.001	4.713	67.979

FONTE: Elaborado pelo autor com base nas Tabela 23e Tabela 24.

O preço médio por tonelada dos fertilizantes e corretivos necessários para repor os nutrientes do solo são apresentados abaixo (Tabela 26).

TABELA 26 – PREÇO MÉDIO DOS FERTILIZANTES E CORRETIVOS NO PARANÁ: 2009

Nutrientes	Fertilizantes	Preço médio (2009) (R\$/t.)
Nitrogênio (N)	Sulfato de Amônio	646,06
Fósforo (P)	Superfosfato Simples	661,63
Potássio (K)	Cloreto de Potássio	1.661,85
Cálcio e Magnésio (Ca+Mg)	Calcário Dolomítico	61,38

Fonte: Elaborado pelo autor com base em Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado do Paraná – SEAB/Pr. (2011).

Nota: 1) média dos preços mensais em 2009.

Na ausência de informações sobre o custo de aplicação dos fertilizantes e corretivos para a área do Coaliar utilizou-se a estimativa realizada pelo Projeto EcoAgri para a Bacia Hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo. O custo estimado para aplicação do NPK era R\$ 39/t e 119,61 R\$ /t para o Calcário Dolomítico em 2005 (TOSTO, 2010). Aplicando a atualização dos valores para 2009 com base no INPC (Índice Nacional de Preços ao Consumidor) tem-se: R\$ 47,17/t para o NPK e R\$ 144,65 para o calcário dolomítico.

A partir das estimativas da perda de nutrientes que poderia ser evitada e do custo de reposição dos fertilizantes e corretivos necessários (inclusive o custo de aplicação) obtêm-se o custo total de reposição de nutrientes que poderia ter sido

evitado, se o uso agropecuário e silvícola das terras na área do Coaliar estivesse respeitando as áreas de matas ciliares e a aptidão agrícola do solo (Tabela 27).

TABELA 27 – CUSTO TOTAL DE REPOSIÇÃO DE FERTILIZANTES POR TIPO DE USO NA ÁREA DO COALIAR (VALORES DE 2009)

Uso da Terra	Custo de Reposição de Fertilizantes (R\$/ano)				
	Sulfato de Amônia	Superfósforo Simples	Cloreto de Potássio	Calcário Dolomítico	Total
Agrícola	5.281.255	160.310	188.867	8.354.354	13.984.786
Pastagem	814.546	24.725	29.130	1.288.521	2.156.921
Reflorestamento	120.280	3.651	4.301	190.269	318.502
Total	6.216.081	188.686	222.298	9.833.144	16.460.209

FONTE: Elaborado pelo autor com base em Tabela 26 e o custo de aplicação.

Verifica-se que o custo total estimado para a reposição de nutrientes na área agropecuária e silvícola remanescente alcançaria R\$ 16,5 milhões por ano, em que somente a atividade agrícola responderia por 85%.

b) Custo de Reposição da Fertilidade do Solo Florestal

As áreas ocupadas com atividade agropecuária e silvícola em detrimento da mata ciliar e da sobreutilização do solo e as áreas com remanescentes florestais e mata ciliar representam 336,2 mil hectares, gerando uma perda total de solo anual de 83 milhões de toneladas (situação 1). No entanto, a adequação do uso das terras reduziria o volume perdido nestas áreas para 29,4 milhões de toneladas (Tabela 28).

Aplicando o modelo de conversão aos volumes estimados de perdas totais de solo que poderiam ser evitadas têm-se os seguintes resultados (Tabela 28):

TABELA 28 – PERDA TOTAL EVITADA DE SOLO E DE NUTRIENTES POR TIPO DE USO DA TERRA NA ÁREA DO COALIAR

Uso da Terra	Perda Evitada (t/ano)				
	Solo	Nitrogênio (N)	Fósforo (P)	Potássio (K)	Cálcio e Magnésio (Ca+Mg)
Cultivo em Mata Ciliar	2.934.036	2.839	77	295	2.784
Cultivo em área Inapta	33.419.314	32.333	883	3.361	31.706
Remanescente Florestal	8.038.026	7.777	212	808	7.626
Mata Ciliar	429.772	416	11	43	408
Pastagem em Mata Ciliar	566.411	548	15	57	537
Pastagem em área Inapta	7.387.979	7.148	195	743	7.009
Reflorestamento em Mata Ciliar	66.478	64	2	7	63
Reflorestamento Inapto	832.231	805	22	84	790
Total	53.674.248	51.930	1.418	5.399	50.922

FONTE: Elaborado pelo autor com base nos resultados do *Soil Loss Model* e Tabela 23.

A quantidade estimada necessária de fertilizantes para repor os nutrientes “perdidos” com a erosão é apresentada na Tabela 29.

TABELA 29 – QUANTIDADE DE FERTILIZANTES NECESSÁRIA PARA REPOSIÇÃO DOS NUTRIENTES POR TIPO DE USO NA ÁREA DO COALIAR

Uso da Terra	Quantidade de Fertilizantes para Reposição (t/ano)			
	Sulfato de Amônia	Superfosfato Simples	Cloreto de Potássio	Calcário Dolomítico
Cultivo em Mata Ciliar	14.193	431	508	7.321
Cultivo em área Inapta	161.666	4.907	5.781	83.386
Remanescente Florestal	38.884	1.180	1.391	20.056
Mata Ciliar	2.079	63	74	1.072
Pastagem em Mata Ciliar	2.740	83	98	1.413
Pastagem em área Inapta	35.739	1.085	1.278	18.434
Reflorestamento em Mata Ciliar	322	10	12	166
Reflorestamento Inapto	4.026	122	144	2.077
Total	259.649	7.882	9.286	133.924

FONTE: Elaborado pelo autor com base nas Tabela 23 e Tabela 28.

A partir das estimativas da perda de nutrientes que poderia ser evitada e do custo de reposição dos fertilizantes e corretivos necessários (inclusive o custo de aplicação) estimou-se o custo total de reposição de nutrientes do solo (Tabela 30).

TABELA 30 – CUSTO TOTAL DE REPOSIÇÃO DE FERTILIZANTES POR TIPO DE USO NA ÁREA DO COALIAR (VALORES DE 2009)

Uso da Terra	Custo de Reposição de Fertilizantes (R\$/ano)				
	Sulfato de Amônia	Superfosfato Simples	Cloreto de Potássio	Calcário Dolomítico	Total
Cultivo em Mata Ciliar	669.424	20.320	23.940	1.058.953	1.772.636
Cultivo em área Inapta	7.624.883	231.449	272.679	12.061.710	20.190.720
Remanescente Florestal	1.833.940	55.668	65.585	2.901.087	4.856.280
Mata Ciliar	98.056	2.976	3.507	155.113	259.652
Pastagem em Mata Ciliar	129.231	3.923	4.622	204.429	342.205
Pastagem em area Inapta	1.685.626	51.166	60.281	2.666.472	4.463.545
Reflorestamento em Mata Ciliar	15.167	460	542	23.993	40.163
Reflorestamento Inapto	189.880	5.764	6.790	300.369	502.804
Total	12.246.207	371.727	437.946	19.372.127	32.428.006

FONTE: Elaborado pelo autor com base em TABELA 29 e o custo de aplicação.

O Custo total estimado para repor os nutrientes que poderia ter sido evitado se a área agropecuária e silvícola remanescente estivesse respeitando as áreas de mata ciliar e a aptidão agrícola do solo e da adoção de práticas conservacionistas alcançaria R\$ 32,5 milhões por ano.

V. Captura e Estocagem de Carbono

Os resultados da avaliação ecossistêmica mostraram que a adequação do uso das terras na área do Coaliar contribuiria para um aumento do estoque total de carbono de 43,2 milhões de toneladas para 79,4 milhões, um crescimento de 85%. A expansão da área florestal (incluso da mata ciliar) responderia por 65% do aumento no estoque total (Tabela 16).

A estimativa do valor econômico do estoque total de carbono levará em conta somente a variação observada na área de mata ciliar (6,5 milhões de toneladas) e na cobertura florestal (45 milhões de toneladas). Cabe destacar que as atividades agropecuárias não estão devidamente institucionalizadas no âmbito do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) o que dificultaria a comercialização dos créditos de carbono. Para a estimativa do valor econômico do carbono capturado e estocado

adotar-se-á o preço US\$ 6,5 por tonelada de CO₂, corresponde ao preço médio do mercado voluntário de crédito de carbono¹⁸¹ em 2009 (MULLER, 2010).

O valor da variação no estoque total de carbono resultante apenas da expansão das matas ciliares seria de US\$ 42 milhões. A adequação da aptidão agrícola do solo realizada através da conversão das áreas sobreutilizadas em cobertura florestal geraria um valor adicional de US\$ 292,5 milhões.

VI. Serviços de Provisão – Alimentos, Madeira e Fibras

A estimativa do valor econômico dos serviços ecossistêmicos de provisão da área do Coaliar adotou como base os Valores da Produção (VP) estimados em 2009 pelo IBGE na Pesquisa Pecuária Municipal (PPM), Produção Agrícola Municipal (PAM) e Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura.

Sabe-se que o IBGE publica essas informações por município, no entanto, nem todos os municípios possuem 100% do território na área do Coaliar. Assim, para estimar os valores dos municípios que não possuem todo seu território nas bacias hidrográficas foram utilizados dois critérios de corte: i) percentual da área total do município na área do Coaliar; ii) localização da sede urbana.

Com base nestes critérios não serão considerados os seguintes municípios: i) Palmeira, porque apenas 5% do território estão na área do Coaliar; ii) Rio Branco do Sul, porque apenas 15% do território estão na área do Coaliar e, nesta fração encontra-se a sede urbana do município. Para os demais municípios os valores da produção serão ponderados pelo respectivo percentual de área que esteja contido na área do Coaliar (Mapa 4).

Os valores estimados para cada atividade são apresentados na tabela abaixo:

¹⁸¹ Esse mercado abrange as negociações de crédito e neutralizações de emissões realizadas por empresas que não possuem metas sob o Protocolo de Quioto, logo, essas podem ser consideradas iniciativas voluntárias (CARBONOBASIL, 2011).

TABELA 31 – VALOR ECONÔMICO DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS DE PROVISÃO DA ÁREA DO COALIAR: 2009

Variáveis	Origem da Produção					Total
	Animal	Agrícola – Culturas		Silvícola	Extração vegetal	
		Temporárias	Permanentes			
VP (mil R\$)	34.759	283.095	27.347	90.328	11.072	446.602
Área Colhida (ha)	n.d.	3.267	110.269	n.b.	n.d.	113.536

FONTE: Elaborado pelo autor com base em IBGE (2009a, 2009b, 2009c) e Mapa 4.

O valor estimado total da produção dos serviços de provisão alcançou R\$ 446,6 milhões em 2009, com predomínio das culturas temporárias (R\$ 283 milhões) e da produção silvícola (R\$ 90,3 milhões). Outra informação que se apreende é a área colhida agrícola estimada pela PAM/IBGE, em torno de 113,5 mil hectares. Não é possível estimar a área de pastagem, silvícola e de extração vegetal para 2009. No entanto, verifica-se que a área colhida em 2009 é inferior à área agrícola estimada a partir do mapa de uso e ocupação das terras em 2001/02 após a sua adequação segundo a aptidão agrícola do solo, da ordem de 187,2 mil hectares. Portanto, existe a possibilidade de que a expansão da área florestal não afetará de maneira significativa os serviços ecossistêmicos de provisão.

Esse conjunto de informações pode subsidiar a construção de um modelo de gestão ambiental para as Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira apoiado na adoção de esquemas de PSA's e que respeite a aptidão agrícola das terras.

6.3 CONSIDERAÇÕES GERAIS

A prática de gestão das Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira deveria considerar, na devida medida, a interdependência ecossistêmica e a importância da avaliação ecossistêmica e do processo de valoração como instrumentos balizadores da tomada de decisão. A partir dessa perspectiva, a cobrança pelo direito de uso dos recursos naturais não deveria ser amparada apenas na água, mas em um amplo conjunto de serviços. Ademais, a definição dos PUB's da água não deveria ser baseada apenas em critérios político-econômicos, mas também em seu

custo de provimento, inclusive no custo de oportunidade da terra. O mesmo valeria para os demais serviços ecossistêmicos.

A avaliação ecossistêmica mostrou que a adequação do uso da terra de acordo com a sua aptidão agrícola, a recuperação das matas ciliares e a adoção de práticas conservacionistas na área do Coaliar ampliaria o provimento de inúmeros serviços ecossistêmicos, justificando, assim, a adoção de uma gestão integrada dos recursos naturais e, não apenas a gestão hídrica. Porque o custo da adequação do uso das terras é único, não importando qual o serviço ecossistêmico que deverá ter seu fluxo recuperado, mantido ou ampliado. Deste modo, o investimento em capital natural não apenas afetará a quantidade e a qualidade de um serviço ecossistêmico em particular, mas de um amplo conjunto de serviços.

O Coaliar não deveria reconhecer apenas a cobrança pelo direito de uso da água como instrumento financiador da gestão, mas o maior número possível de serviços ecossistêmicos. Para isso, o Coaliar utilizaria a avaliação ecossistêmica para subsidiar o processo de valoração dos benefícios resultantes do investimento em capital natural, que subsidiaria a implantação de esquemas de PSA's.

Por último, reconhece-se que a ausência de inúmeros dados primários para a execução dos modelos adotados nesta pesquisa e no processo de valoração podem comprometer os resultados. No entanto, deve estar claro que a aplicação dos modelos teve por objetivo reforçar a hipótese defendida neste trabalho. Desta forma, a execução da proposta de gestão que será apresentada deve ser amparada por um amplo e criterioso processo de levantamento de dados primários (quando possível), que deveria ser coordenado pelo Coaliar com suporte técnico das instituições de pesquisa instaladas no Estado do Paraná.

CAPÍTULO 7 – UMA PROPOSTA DE GESTÃO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS¹⁸²

A modelagem econômico-ecológica pode ser uma importante ferramenta para subsidiar a gestão de bacias hidrográficas e a construção de esquemas de PSA ou de PWS (*Payments for Watershed Services*). O PWS representa um PSA que tem como foco os serviços hidrológicos, tais como controle de cheias, regulação da oferta de água, purificação de água, controle da erosão etc. Esse tipo de mecanismo cria incentivos financeiros para a proteção, restauração ou sustentação dos serviços ecossistêmicos providos por bacias hidrográficas.

A instituição de um esquema de PSA ou de PWS deve ser um projeto de longo prazo, que requer um intenso engajamento dos agentes envolvidos, cujo objetivo é criar laços de confiança e de comprometimento. Conforme apresentado na seção 1.3.1, o sistema construído pela cidade de Nova Iorque na bacia hidrográfica de *Catskill* é um caso clássico da implantação de um esquema de PWS. As ações empreendidas no âmbito de um PWS podem incluir a restauração e manutenção da vegetação nativa, adoção de práticas conservacionistas etc..

Mesmo que ainda exista um intenso debate sobre a eficiência de esquemas de PSA ou de PWS para melhorar ou manter o fluxo de serviços ecossistêmicos em bacias hidrográficas, o interesse pela adoção desses instrumentos apresenta uma tendência ascendente em todo o mundo¹⁸³. Por conseguinte, os recentes avanços na modelagem econômico-ecológica, por exemplo, o *InVEST Model*, podem subsidiar o desenho e a implantação de esquemas de PSA ou de PWS por meio da identificação de como os pagamentos possam atender a múltiplos objetivos ou serviços ecossistêmicos. Ainda, a modelagem permite determinar onde distribuir os pagamentos ou estabelecer novos esquemas de PSA para melhorar a eficiência dos investimentos em capital natural. Em alguns casos, a modelagem pode subsidiar a escolha entre as

¹⁸² Essa seção foi baseada no documento preparado pelo *Natural Capital Project* (2010).

¹⁸³ Sobre o estado geral dos mercados de serviços ecossistêmicos em todo o mundo ver Stanton *et al.* (2010), Becca *et al.* (2010) e Diaz *et al.* (2011).

opções de gestão a partir de informações sobre a variação biofísica e, quando possível monetária, no fluxo de serviços ecossistêmicos.

Os esquemas de PSA apresentam muitas variações. Considerando a ampla possibilidade de formulação de esquemas de PSA e o amplo uso da modelagem econômico-ecológica no subsídio da gestão de bacias hidrográficas, o *Natural Capital Project* elaborou estrutura metodológica que pode orientar e ilustrar o potencial da modelagem econômico-ecológica integrada a Sistemas de Informação Geográfica (SIG's) no desenho e implantação de esquemas de PSA ou PWS (Figura 10).

A maioria dos esquemas de PSA adotados no mundo é baseada no apoio governamental e/ou privado, requerendo, assim, algum tipo de suporte político e administrativo para a criação de arranjos institucionais. Deste modo, para subsidiar a tomada de decisão dos agentes que desejam apoiar um esquema de PSA é necessário demonstrar que os benefícios líquidos para a sociedade são maiores do que as alternativas de gestão disponíveis (etapa 1). A simulação de mudanças no uso das terras e nas práticas de manejo pode mostrar como a implantação de um esquema de PSA afetaria o fluxo de serviços ecossistêmicos. As informações geradas também poderiam contribuir para o desenvolvimento da estrutura de governança (etapa 3).

Por exemplo, o Coaliar ou qualquer CBH tem por objetivo principal aumentar a disponibilidade hídrica, mas para isso é preciso alterar o uso das terras e as práticas de manejo do solo agropecuário e urbano. Essa mudança envolve a adequação do uso das terras segundo sua capacidade de uso ou aptidão agrícola, recuperação e conservação das matas ciliares e adoção de práticas conservacionistas. Esse conjunto de ações se tivesse sido adotado na área do Coaliar: aumentaria o *Water Yield* (548 milhões de m³ ao ano); reduziria a taxa de evapotranspiração (548 milhões de m³/ano); reduziria o uso consuntivo (330 milhões de m³/ano); aumentaria a disponibilidade total de água (878 milhões de m³/ano); reduziria a perda total de solo (79,5 milhões de t/ano); aumentaria o estoque total de carbono (36 milhões de toneladas); aumentaria a disponibilidade de áreas consideradas habitat para a vida selvagem, contribuindo para a recuperação e preservação da biodiversidade (Mapa 26); reduziria a possibilidade de ocorrência de inundações (Mapa 27); entre outros benefícios.

FIGURA 10 – A MODELAGEM ECONÔMICO-ECOLÓGICA E O DESENHO E A IMPLANTAÇÃO DE ESQUEMAS DE PSA

Etapas	Contribuição da Modelagem Econômico-Ecológica
1. Suporte Institucional	Demonstrar o potencial econômico e a eficiência e benefícios sociais do PSA.
2. Avaliação Ecosistêmica	i) Verificação da situação corrente dos serviços ecossistêmicos; ii) identificar onde distribuir os pagamentos; iii) prever as mudanças nos serviços ecossistêmicos; iv) priorizar as alternativas de gestão mais significativas.
3. Desenvolver a governança	Subsídio de informações sobre os agentes envolvidos e sua relação com o provimento e o uso dos serviços ecossistêmicos.
4. Identificação dos beneficiários	Identifica onde os serviços ecossistêmicos são “utilizados” e a quantidade disponível.
5. Identificação dos provedores	i) Identifica as áreas geográficas da provisão corrente; ii) identifica o potencial de provisão de cada área geográfica; iii) avalia as variações na provisão para cada alternativa de gestão.
6. Preços e Valores	Subsidia o processo de valoração dos serviços ecossistêmicos.
7. Verificação do sucesso	Permite informar as metas do provimento de serviços ecossistêmicos na métrica biofísica.
8. Monitoramento	Subsidia a construção de um plano de monitoramento e de avaliação.
9. Adaptar e Ampliar	i) Avaliar planos alternativos de gestão; ii) identificar as novas áreas de PSA.

FONTE: Preparado pelo autor com base em *Natural Capital Project*, 2010.

NOTA: Existem outras etapas para implantar esquemas de PSA ou PWS, mas que não necessariamente utilizam as informações geradas pela modelagem econômico-ecológica tais como avaliação institucional, capacidade da estrutura de gestão e a determinação e o tipo de contrato e de pagamento.

Deste modo, a modelagem econômico-ecológica poderia ser utilizada para demonstrar como mudanças no uso e manejo das terras encorajadas pela adoção de esquemas de PSA afetaria o fluxo de serviços ecossistêmicos. Os instrumentos disponíveis na modelagem econômico-ecológica, como é o caso do *InVEST Model* e do uso de Sistemas de Informações Geográficas (SIG's), possibilitam a construção de mapas que mostram a variação espacial no fluxo de serviços. Esse tipo de informação pode aumentar a conscientização sobre a importância dos serviços ecossistêmicos, além de subsidiar o diálogo entre as partes envolvidas, permitindo um impulso político para a implantação em larga escala de esquemas de PSA.

A modelagem econômico-ecológica contribui para a condução da avaliação ecossistêmica (etapa 2), fundamental para qualquer proposta de gestão de bacias hidrográficas. A avaliação ecossistêmica contribui para uma maior compreensão do estado corrente dos serviços ecossistêmicos da bacia hidrográfica, do potencial dos serviços a serem restaurados e mantidos e como as práticas de manejo poderiam aumentar a eficiência no fluxo dos serviços. Integrando a modelagem econômico-ecológica a Sistemas de Informações Geográficas é possível identificar como será distribuído no espaço o pagamento, baseado evidentemente na contribuição relativa de cada sub-bacia ou bacia no provimento dos serviços ecossistêmicos. Na área do Coaliar, por exemplo, a adequação do manejo poderia reduzir a ocorrência de inundações nas áreas mais impermeabilizadas, portanto, permitindo identificar uma parcela dos beneficiários dos serviços de controle de cheias (Mapa 27), o mesmo pode ser verificado em termos das perdas totais de solo (Mapa 22 e Mapa 23).

A avaliação ecossistêmica também poderia contribuir na determinação dos potenciais compradores e provedores de serviços ecossistêmicos (etapas 4 e 5) e, subsidiar a verificação do sucesso de um esquema de PSA, tais como a equidade e a eficiência das ações de gestão (etapa 7). Embora os critérios sejam determinados pelos agentes envolvidos, mas a informação proporcionada pela avaliação ecossistêmica poderia ajudar na identificação e mensuração dos critérios.

A determinação do conjunto de preços e valores é resultado da negociação entre beneficiários e provedores (etapa 6). No entanto, a modelagem econômico-

ecológica pode fornecer estimativas dos “valores” dos serviços ecossistêmicos para a sociedade. Por exemplo, na área do Coalhar a adequação do manejo poderia reduzir os custos do provimento de água pura (custos evitados com a construção de unidades de dessanilização ao custo de US\$ 400 milhões mais US\$ 0,50 em média pelo m³ dessanilizado), reduzir os custos com tratamento de água (R\$ 11,6 milhões ao ano), reduzir os custos de desassoreamento dos corpos d’água (R\$ 271 milhões ao ano), custo evitado com a reposição de nutrientes (solo agropecuário e silvícola – R\$ 16,5 milhões ao ano; solo florestal – R\$ 32,4 milhões ao ano) entre outros. Essas informações poderiam ser utilizadas para capturar a disposição a pagar dos usuários a partir de métodos deliberativos ou participativos.

Conforme destaca o *Natural Capital Project* (2010), a sustentabilidade de um esquema de PSA está amparada no pagamento dos serviços “prestados” pelos ecossistemas, resultantes das práticas de gestão adotadas pelos proprietários das terras. A determinação da “prestação” dos serviços requer um acompanhamento de indicadores relevantes, confiáveis e mensuráveis, que permitirão avaliar a eficácia do PSA (etapa 8). Entretanto, em função da dificuldade de se obter os dados de entrada dos modelos em tempo real, a modelagem contribui parcialmente com essa etapa. Assim, o monitoramento apresentará um período de defasagem em relação ao andamento do PSA, embora a modelagem ainda tenha um papel central.

Os resultados verificados na avaliação e no monitoramento dos esquemas de PSA podem ser utilizados para adaptar ou melhorar o desempenho do modelo de gestão adotado segundo as condições econômicas, sociais, culturais e ambientais verificadas na região (etapa 9). Essa etapa seria baseada principalmente nos resultados proporcionados pela avaliação ecossistêmica, que, por sua vez, subsidiaria a determinação dos potenciais beneficiários e provedores, preços e valores dos serviços etc., conforme descrito anteriormente.

A modelagem econômico-ecológica pode ser considerada um importante instrumento para subsidiar a gestão de bacias hidrográficas, em especial, na implantação de esquemas de PSA. No entanto, a gestão de bacias hidrográficas deve considerar na devida medida algumas das características fundamentais e inerentes ao

sistema natural: irreversibilidade da degradação dos ecossistemas, ou seja, uma vez degradado apenas parcela do ecossistema poderá ser recuperada; incerteza quanto aos resultados da intervenção humana no relativo equilíbrio (termo) dinâmico dos ecossistemas; escala física de uso antrópico dos ecossistemas; estreita interdependência entre os componentes do ecossistema e deste com o sistema antrópico.

Por exemplo, a disponibilidade de água limpa requer a presença de ecossistemas saudáveis cujas interações entre o solo, a água, a vegetação e o clima asseguram importantes serviços para o bem-estar humano e para a manutenção da estabilidade ecossistêmica. Estes serviços incluem a purificação da água, controle do fluxo, infiltração e armazenagem de água e a manutenção de ecossistemas aquáticos (STANTON *et al.*, 2010).

Os mercados ambientais e mecanismos de mercado como pagamentos ou compensações, tais como esquemas de PSA's e de Pagamentos por Serviços providos por Bacias Hidrográficas (*Payments Watershed Services – PWS*)¹⁸⁴ têm demonstrado potencial para contribuir na resolução dos problemas ambientais mais custo-efetivos quando comparados com mecanismos regulatórios. Ademais, esses instrumentos têm um importante papel na proteção e restauração dos serviços providos por bacias hidrográficas, onde os aparatos regulatórios são relativamente escassos (STANTON *et al.*, 2010).

A sociedade está começando a reconhecer que o ecossistema é responsável por parcela importante de seu bem-estar, através do provimento de um amplo conjunto de benefícios ou serviços ecossistêmicos. Uma vez que existe um relativo consenso sobre a importância de incorporar esses benefícios ou “serviços ecossistêmicos” nas decisões econômicas e humanas. Entretanto, a quantificação dos níveis e valores desses serviços tem ser mostrado um grande desafio para a sociedade (NELSON *et al.*, 2009).

¹⁸⁴ Segundo Stanton *et al.* (2010), o PWS é um mecanismo que fornece financiamento ou algum tipo de incentivo para os proprietários de terras adotarem práticas que possam contribuir para melhorar o provimento de serviços de bacias hidrográficas. O PWS pode ser considerado uma variação dos esquemas de PSA, porém direcionado para bacias hidrográficas.

A partir dessa perspectiva, a gestão de bacias hidrográficas não deveria ter como foco apenas a melhoria da qualidade dos recursos hídricos. Pois a qualidade hídrica está estreitamente vinculada à relativa estabilidade dos ecossistemas e da relação entre o sistema natural e antrópico. Na verdade, o objetivo da gestão de bacias hidrográficas deveria ser apenas a melhoria da qualidade do ecossistema como um todo e, não apenas suas partes. Neste sentido, a cobrança pelo direito de uso da água deveria ser ampliada para outros serviços ecossistêmicos e, quando possível amparada por esquemas de PSA's. Ainda, no caso específico do Paraná, incluindo a área do Coalhar, nenhum beneficiário ou usuário deveria estar isento de sua cota parte no financiamento dos custos de provimento dos serviços ecossistêmicos.

Além disso, a definição do “preço da água”, representado pelo preço unitário básico (PUB) e, de outros serviços ecossistêmicos deveria considerar na devida medida, além dos custos da prestação de serviços ambientais pelos provedores, a dimensão do sistema econômico (escala) e suas dimensões de valores. O custo de provimento deverá incluir ainda o custo de oportunidade, diretamente relacionado à escala física do ecossistema.

No entanto, **a prática brasileira na definição dos PUB's tem adotado como critério apenas os impactos na planilha de custos dos usuários**, critério que não reflete a importância da água para o bem-estar humano e, muito menos, estimulará o uso racional da água. A partir das informações geradas no processo de valoração do provimento de água pura, a substituição da “água natural” pela dessalinizada, por exemplo, implicaria um investimento de US\$ 400 milhões por unidade de produção, com capacidade para “produzir” 150 milhões de m³ por ano, além de um custo de US\$ 0,50 por m³ sem incluir o custo de transporte. Por outro lado, a recuperação da mata ciliar, adequação do uso da terra de acordo com sua aptidão agrícola e a adoção de práticas conservacionistas representaria um investimento da ordem de R\$ 1,5 bilhão mais o custo de oportunidade da terra, proporcionando um aumento na disponibilidade de água de 878 milhões de m³. No entanto, diferente do investimento em capital manufaturado, o investimento em capital natural geraria outros benefícios além do provimento de água conforme demonstrado na avaliação ecossistêmica.

Se o grau de degradação na área do Coaliar alcançasse um ponto em que não mais fosse capaz de manter o provimento de água para abastecimento público, no limite, a solução seria a busca por água em outras bacias, o que já está nos planos do Coaliar. No entanto, a busca por água em áreas distantes do centro de consumo elevaria de maneira demasiada o custo de captação e de transporte, embora ainda esse sistema continuasse a exigir investimentos em capital natural para a proteção dos novos mananciais. Desta maneira, não seria mais interessante investir na recuperação e manutenção do sistema de mananciais existente?

Caso contrário, para manter o provimento de água a sociedade poderia, por exemplo, buscar uma alternativa que não o investimento em capital natural, tal como a construção de usinas de dessalinização, considerando a proximidade com a zona costeira. Deste modo, o preço da água dessalinizada poderia ser tomado como ponto de partida para a definição dos PUB's de provimento da água. Significa que o PUB da água deveria ser definido, pelo menos, entre US\$ 0,5 a US\$ 1,5 por m³.

Na perspectiva econômico-ecológica a decisão sobre a alocação eficiente dos recursos naturais deve ser precedida pela definição da escala do ecossistema e do subsistema antrópico. Conforme destaca Tosto (2010), a escala representa a dimensão biofísica do subsistema antrópico analisado em relação ao ecossistema, este definido pelo solo e por sua aptidão agrícola (suporte). No caso da área do Coaliar, a escala representa a dimensão biofísica em termos da área ocupada pelo subsistema antrópico, caracterizado pela atividade agropecuária e silvícola.

Neste sentido, a aptidão do solo agropecuário permitiu identificar e quantificar a “escala aceitável” de uso das terras na área do Coaliar. As informações geradas podem fornecer subsídios para orientar a gestão de bacias hidrográficas em busca da “escala aceitável”, da alocação eficiente e da definição dos valores dos recursos naturais. A definição da escala biofísica contribui para manter o fluxo de serviços ecossistêmicos dentro de uma “escala aceitável” de ocupação das terras. Embora a aptidão agrícola não seja suficiente para determinar a escala sustentável da atividade humana. Ainda, a adoção da modelagem econômico-ecológica e dos

pressupostos da economia-ecológica é fundamental para que se identifique e se quantifique a “escala aceitável” do ecossistema.

O adequado uso das terras deve ser considerado o objetivo central da gestão de bacias hidrográficas, porque este pode indicar a direção a ser tomada pelos agentes para manter um fluxo aceitável de serviços ecossistêmicos. Além disso, o tamanho mínimo dos ecossistemas definirá o **custo de oportunidade** da gestão em determinada bacia hidrográfica. Em que o custo de oportunidade deverá ser o ponto de partida para o **processo de valoração dos benefícios providos pelo ecossistema, que subsidiará a implantação de esquemas de PSA's para internalizar no sistema antrópico os custos da degradação do ecossistema**.

Cabe destacar também que a gestão de bacias hidrográficas deve sobrepor-se aos limites político-administrativos da região. Isto significa que as políticas públicas em todas as esferas de governo devem ser construídas a partir do plano de gestão dos ecossistemas elaborado e deliberado pelo CBH.

A partir dessas considerações a estrutura de gestão das Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira¹⁸⁵ deveria ser construída a partir de alguns pressupostos. Em primeiro lugar, a gestão deveria reconhecer de maneira explícita a irreversibilidade da degradação dos ecossistemas. Em segundo lugar, não deveria ignorar a estreita interdependência entre os componentes do ecossistema e deste com o sistema antrópico, muito menos ignorar os benefícios providos pelos ecossistemas para o bem-estar humano, além da sua insubstituibilidade. A gestão deveria privilegiar o provimento natural de serviços ecossistêmicos em detrimento de serviços artificiais (substitutos), estimulando assim o investimento em capital natural.

No plano operacional, a gestão deveria empreender estudos para definir a “escala aceitável” de uso dos ecossistemas pelo sistema antrópico, informação esta que deveria ser anterior à alocação dos recursos naturais. Para isso, o Coalhar deveria realizar uma criteriosa avaliação ecossistêmica das bacias hidrográficas. As informações geradas na avaliação possibilitaria a realização de um processo de valoração econômico-ecológico para subsidiar a tomada de decisão a respeito da

¹⁸⁵ Essa proposta valeria para todas as bacias hidrográficas, evidentemente que deveria sofrer algumas adaptações em decorrência das particularidades de cada bacia hidrográfica.

definição da escala aceitável e da alocação dos recursos naturais. Além disso, a valoração também contribuiria para a implantação de esquemas de PSA's.

Neste contexto, não deveria haver nenhuma isenção de cobrança pelo uso dos recursos naturais, porque essa prática não estimulará o uso racional. O Coalier precisa reconhecer a importância dos esquemas de PSA's para racionalizar o uso dos recursos naturais e estimular a conservação de ecossistemas saudáveis através da ampliação do investimento em capital natural. Na implantação de esquemas de PSA's o Coalier deveria exercer plenamente seu papel de articulador e orientador dos agentes ou provedores, fornecendo suporte técnico, jurídico e administrativo.

Finalmente, os pagadores ou financiadores dos esquemas de PSA's deveriam ser os beneficiários ou usuários dos serviços ecossistêmicos proporcionados pelos provedores de serviços ambientais. Cabe destacar que os provedores também devem ser considerados beneficiários ou usuários dos serviços ecossistêmicos, que não necessariamente estarão restritos ao território agropecuário e silvícola e, nem mesmo a escala local.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A dinâmica ecossistêmica gera um amplo conjunto de bens e serviços ecossistêmicos que contribuem diretamente para o bem-estar humano. Entretanto, a maior parcela desses bens são públicos, dificultando a instalação de mercado privados. Logo, os custos e benefícios envolvidos na apropriação e uso desses bens e serviços na maioria das situações não se expressam em valores de mercado e, mesmo aqueles transacionados no mercado, tais como petróleo e *commodities* agrícolas, refletem apenas uma parcela de seus custos e benefícios. Essa distorção é explicada pelo fato de que existem externalidades que são difíceis de serem identificadas e mensuradas na métrica monetária apenas a partir da Teoria Neoclássica, sendo necessária uma abordagem transdisciplinar.

No entanto, o agravamento da qualidade dos ecossistemas está afetando o bem-estar humano e a manutenção do sistema econômico. Este novo cenário contribuiu para que surgisse um conjunto de métodos de valoração e instrumentos de gestão para internalizar no mercado as externalidades. Deste modo, o aumento da quantidade de informações sobre os benefícios providos pelos ecossistêmicos tem contribuído para a discussão de que interiorização das externalidades possa ser realizada através da adoção de Esquemas de PSA's. Nesta perspectiva, a gestão de bacias hidrográficas deveria incorporar a adoção desse instrumento ao maior número possível de serviços ecossistêmicos e, não somente a cobrança pelo direito de uso da água.

Na perspectiva Econômico-Ecológica a implantação de esquemas PSA's deve ser precedida por uma avaliação ecossistêmica, a qual permitirá a identificação e a mensuração biofísica dos serviços providos pela bacia hidrográfica. Por sua vez, as informações geradas contribuirão para a identificação dos provedores e beneficiários envolvidos, além de subsidiar o processo de valoração. Assim, esse esquema teórico-metodológico poderia subsidiar a institucionalização de mercados de serviços ambientais, tornando a recuperação e conservação da qualidade dos ecossistemas uma fonte de rendimento.

Ademais, os resultados da avaliação ecossistêmica na área do Coaliar mostraram que a adequação do manejo da terra seja em prol da qualidade hídrica afetará positivamente não apenas o provimento de água, mas de outros serviços ecossistêmicos, embora o custo de provimento seja o mesmo para qualquer serviço. As informações geradas pela avaliação ecossistêmica subsidiou o processo de valoração que traduziu as variações biofísicas no fluxo de serviços ecossistêmicos em termos dos benefícios econômicos apreendidos pela sociedade. No entanto, a valoração captou apenas uma pequena parcela dos benefícios proporcionados pela melhoria da qualidade dos ecossistemas para o bem-estar, seria interessante que no devido momento fosse ampliado o processo de valoração para a captura de outras parcelas do valor, em especial o valor sociocultural e ecológico dos recursos naturais. Nesta linha, a Economia Ecológica defende que abordagens ou processos de valoração coletivos sejam mais apropriados.

Para finalizar, diante da evidente interdependência entre os componentes do ecossistema e deste com o sistema antrópico, além do papel dos serviços ecossistêmicos no bem-estar humano, não há sentido ou justificativa plausível para que a gestão de bacias hidrográficas seja conduzida de maneira isolada, tomando como foco apenas a melhoria da qualidade dos recursos hídricos. Ao mesmo tempo em que não se justifica a ausência de esquemas de PSA's para internalizar no sistema antrópico a importância dos serviços ecossistêmicos, os custos associados ao provimento destes serviços e racionalizar e disciplinar o uso dos recursos naturais em bacias hidrográficas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA – ANA (2001). **Glossário de termos hidrológicos: Versão 1.1**. Disponível em: <www.ana.gov.br>. Acesso em: 05/01/2011.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA – ANA (2002). **Evolução da organização e implementação da gestão de bacias no Brasil**. Disponível em: <www.ana.gov.br>. Acesso em: 01/06/2010.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA – ANA (2009a). **Relatório 2008 – Cobrança pelo uso de recursos hídricos nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí**. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br/cobrancauso/>>. Acesso em: 14/09/2010.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA – ANA (2009b). **Programa Produtor de Água: Manual Operativo**. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br/produagua/>>. Acesso em: 05/10/2010.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA – ANA (2010a). **Relatório 2009 – Cobrança pelo uso de recursos hídricos nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí**. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br/cobrancauso/>>. Acesso em: 14/09/2010.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA – ANA (2010b). **Comitês e Agências de Bacias**. Disponível em: <<http://conjuntura.ana.gov.br/>>. Acesso em: 06/04/2010.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA – ANA (2010c). **Programa Produtor de Água**. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br/produagua/>>. Acesso em: 05/10/2010.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA – ANA (2011). **HidroWeb**. Disponível em: <www.ana.gov.br>. Acesso em: 05/07/2011.
- ALBUQUERQUE, P. E. P. **Requerimento de água das culturas para fins de manejo e dimensionamento de sistemas de irrigação localizada**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2000. Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/484882/1/circ1.pdf>>. Acesso em: 23/07/2011.
- ALCAMO, J. *et al.* (2003). **Ecosystems and human well-being: a framework for assessment**. Disponível em: <<http://www.maweb.org/documents/>>. Acesso em: 07/07/2010.
- ALKEMADE, R. *et al.* Globio3: a framework to investigate options for reducing global terrestrial biodiversity loss. **Ecosystems**, nº 12, p. 374-390, 2009. Disponível em: <www.globio.info/downloads>. Acesso em: 23/07/2011.
- ALMEIDA, A. C.; SOARES, J. V. Comparação entre uso de água em plantações de *Eucalyptus grandis* e floresta Ombrófila Densa (Mata Atlântica) na Costa Leste do Brasil. **Revista Árvore**. Viçosa-MG, v. 27, nº 2, p. 159-170, 2003. Disponível em: <http://www.aracruz.com.br/doc/pdf/pt_comparacao_agua_plantacao.pdf>. Acesso em: 23/07/2011.
- ALVES, J. S. *et al.* (2009). **Levantamento dos fatores da Equação Universal de Perdas de Solo (Eups) para o delineamento de áreas com potencial erosivo da Bacia do Rio Paranaíba (PN1 IGAM)**. In: VI Seminário de Iniciação Científica e

Tecnológica, 2009, Belo Horizonte. . VI Seminário de Iniciação Científica e Tecnológica, 2009. Disponível em: <www.epamig.br>. Acesso em: 06/07/2011.

AMAZONAS, M. Valor ambiental em uma perspectiva heterodoxa institucional-ecológica. **Economia e Sociedade**, Campinas, v. 18, nº 1 (35), abr./2009, p. 183-212.

ANDRADE, D. C. Economia do Meio Ambiente: Aspectos Teóricos e Metodológicos nas Visões Neoclássica e da Economia Ecológica. **Leituras de Economia Política** (IE/Unicamp). v. 14, p. 1 – 31, ago/dez 2008.

ANDRADE, D. C. **Modelagem e Valoração de Serviços Ecossistêmicos: Uma Contribuição da Economia Ecológica**. Campinas, 2010, 268 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Econômico Espaço e Meio Ambiente) – Programa de Doutorado do Instituto de Economia da Universidade Estadual de Campinas – Unicamp.

ANDRADE, R. G. *et al.* **Análise preliminar da variabilidade espacial da evapotranspiração de pastagens com o uso de imagens orbitais**. In: Congresso Brasileiro de Agroinformática, 7, 2009, Viçosa, MG. Disponível em: <<http://www.alice.cnptia.embrapa.br/handle/doc/661329>>. Acesso em: 23/07/2011.

ANTUNES, P. *et al.* Participation and evaluation for sustainable river basin governance. **Ecological Economics**, nº 68, 2009, p. 931-939.

BALBINOT, R. *et al.* (2007). Estoque de carbono em plantações de Pinus sp. em diferentes idades no sul do Estado do Paraná. **Floresta**, v. 38, nº 2, Curitiba, abr./jun. 2008, p. 317-324.

BARBI, F. **Capital social e ação coletiva na gestão das bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá: os desafios da gestão compartilhada do Sistema Cantareira – SP**. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental (Procam), Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, 2007.

BARRIOS, E. Soil biota, ecosystem services and land productivity. **Ecological Economics**, nº 64, 2007, p. 269-285. Disponível em: <www.elsevier.com/locate/ecolecon>. Acesso em: 10/05/2011.

BECCA, M. *et al.* (2010). **State of biodiversity markets report: offset and compensation program worldwide**. Disponível em: <www.ecosystemmarketplace.com/documents>. Acesso em: 12/12/2011.

BERGSTROM, J. C.; De Civita, P. Status of benefits transfer in the United States and Canada: a review. **Canadian Journal of Agricultural Economics**, nº 47, 1999. p. 79-87.

BERKES, F., FOLKE, C. **Investing in cultural capital for sustainable use of natural capital**. In: JANSSON, A.M.; HAMMER, M.; Folke, C.; COSTANZA, R. (eds.). Investing in Natural Capital: the Ecological Economics Approach to Sustainability. Washington DC: Island Press, 1994, p. 22-37.

BHERING, S. B. **Mapa de solos do Estado do Paraná: escala 1:250.000 – Legenda**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2007. Disponível em: <<http://www.cnps.embrapa.br/>>. Acesso em: 23/07/2011.

BINGHAM, G. *et al.* (1995). Analysis – Issues in ecosystem valuation: improving information for decision making. **Ecological Economics**, nº 14, 1995, p. 73-90.

BOCKSTAEL, N. *et al.* On measuring economic values for nature. **Environmental and Science Technology**, nº 34, 2000, p. 1384-1389.

BOCKSTAEL, N.; *et al.* Ecological economic modeling and valuation of ecosystems. Analysis, **Ecological Economics**, nº 14, 1995, p. 143-159.

BOUMANS, R. *et al.*. Modeling the dynamics of the integrated earth system and the value of global ecosystem services using the GUMBO model. Special Issue: The dynamics and value ecosystem services: integrating economic and ecological perspectives, **Ecological Economics**, nº 41, 2002, p. 529-560.

BOUMANS, R.; R. COSTANZA. **The multiscale integrated Earth Systems model (MIMES): the dynamics, modeling and valuation of ecosystem services**. In: Van Bers, C.; Petry, D.; Pahl-Wostl, C. (Editors) (2007): Global Assessments: Bridging Scales and Linking to Policy. Report on the joint TIAS-GWSP workshop held at the University of Maryland University College, Adelphi, USA, 10 and 11 May 2007. GWSP Issues in Global Water System Research, No. 2. GWSP IPO, Bonn. 2:102-106.

BRAGA, R. A. P. (2005). **Avaliação dos instrumentos de políticas públicas na conservação integrada de florestas e águas, com estudo de caso na bacia do Corumbataí – SP**. Tese de doutoramento (Escola de Engenharia de São Carlos – Hidráulica e Saneamento). Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses>>. Acesso em: 26/04/2011.

BRANCO, S. M. **Água: origem, uso e preservação**. 2ª edição – 17ª impressão. Moderna, São Paulo, 2003.

BRASIL (1934). **Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934, que instituiu o Código de Águas**. Disponível em: <www.planalto.gov.br>. Acesso em: 22/06/2010.

BRASIL (1965). **Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, que institui o novo Código Florestal**. Disponível em: <www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L4771.htm>. Acesso em: 02/08/2011.

BRASIL (1973). **Lei Federal Complementar nº 14, de 8 de junho de 1973, Estabelece as regiões metropolitanas de São Paulo, Belo Horizonte, Porto Alegre, Recife, Salvador, Curitiba, Belém e Fortaleza**. Disponível em: <www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/LCP/Lcp14.htm>. Acesso em: 29/11/2010.

BRASIL (1979). **Lei Federal nº 6.746, de 10 de dezembro de 1979, altera os dispostos nos artigos 49 e 50 da Lei nº 4.504, de 30 de novembro de 1964 – Estatuto da Terra, e dá outras providências**. Disponível em: <www.planalto.gov.br>. Acesso em: 22/12/2010.

BRASIL (1988). **Constituição Federal do Brasil de 1988**. Disponível em: <www.planalto.gov.br>. Acesso em: 06/04/2010.

BRASIL (1997). **Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989**. Disponível em: <http://www.saoluis.ma.gov.br/documentos/legislacaofederal/lei_9433_97_esse.pdf>. Acesso em 20/08/2007.

BRITZ, R. M. *et al.* **Estoque e incremento de carbono em florestas e povoamento de espécies arbóreas com ênfase na Floresta Atlântica do sul do Brasil**. Colombo: Embrapa Florestas, 2006.

BROWN, M. T.; HERENDEEN, R. A. embodied energy analysis and emergy analysis: a comparative view. Methods and Ideological Options. **Ecological Economics**, nº 19, 1996, p. 219-235.

BUARQUE DE HOLANDA, A. F. **Novo Dicionário Aurélio da Língua Portuguesa – versão 5.0**. 3ª edição, 1ª impressão, Editora Positivo, Curitiba, 2004.

BUDROCK, H. **Summary guide: to the terms of the Watershed Agreement**. The Catskill Center for Conservation & Development, Inc., 1997. Disponível em: <<http://www.cwconline.org/pubs/moa.html>>. Acesso em: 18/10/2010.

BUENO, R. I. (2010). **Aproveitamento da areia gerada em obra de desassoreamento – caso: Rio Paraibuna/SP**. Dissertação (Mestrado em Engenharia – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo). São Paulo, 2010. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3134/tde-18112010-124317/pt-br.php>>. Acesso em: 29/09/2011.

CÂMARA TÉCNICA DE COBRANÇA DO COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO IGUAÇU E AFLUENTES DO ALTO RIBEIRA – CT-COB/COALIAR (2007a). **Ata da 3ª Reunião: 08 de agosto de 2007**. Disponível em: <<http://www.rekursoshidricos.pr.gov.br>>. Acesso em: 28/12/2010.

CÂMARA TÉCNICA DE COBRANÇA DO COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO IGUAÇU E AFLUENTES DO ALTO RIBEIRA – CT-COB/COALIAR (2007b). **Ata da 8ª Reunião: 19 de outubro de 2007**. Disponível em: <<http://www.rekursoshidricos.pr.gov.br>>. Acesso em: 28/12/2010.

CÂMARA TÉCNICA DE COBRANÇA DO COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO IGUAÇU E AFLUENTES DO ALTO RIBEIRA – CT-COB/COALIAR (2007c). **Ata da 10ª Reunião: 13 de dezembro de 2007**. Disponível em: <<http://www.rekursoshidricos.pr.gov.br>>. Acesso em: 28/12/2010.

CARBONOBRAZIL (2011). **Mercado de carbono: mercado voluntário**. Disponível em: <<http://www.institutocarbonobrasil.org.br>>. Acesso em: 23/11/2011.

CAROLINO DE SÁ, M. A. *et al.* (2004). **Estimativa da erodibilidade pela desagregação por ultra-som e atributos de solos com horizontes B textural**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 39, nº 7, p. 691-699. julho 2004. Disponível em: <www.scielo.br/pdf/pab/v39n7/21312.pdf>. Acesso em: 06/07/2011.

CAVIGLIONE, J. H. *et al.* (2010). **Espaçamento entre terraços em plantio direto**. Londrina: IAPAR (Instituto Agrônomo do Paraná), 2010. Disponível em: <http://www.iapar.br/arquivos/File/zip_pdf/BT71.pdf>. Acesso em: 06/07/2011.

CECHIN, A. **A natureza como limite da economia: a contribuição de Nicholas Georgescu-Roegen**. São Paulo: Editora Senac São Paulo/Edusp, 2010.

CECHIN, A.; VEIGA, J. E. **Capítulo 2 – O fundamento central da economia ecológica**. In: MAY, P. (org.). **Economia do meio ambiente: teoria e prática**. 2ª edição, Rio de Janeiro: Elsevier, 2010.

CHAER, G. M. **Capítulo 4: Métodos de integração de indicadores para avaliação da qualidade do solo**. In: PRADO, R. B.; TURETTA, A. P.; ANDRADE, A. G. **Manejo e conservação do solo e da água no contexto das mudanças climáticas**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2010. Disponível em: <<http://www.cnps.embrapa.br/solosbr/publicacao2.html>>. Acesso em: 09/05/2011.

CHICHILNISKY, G. & HEAL, G. Economics returns from the biosphere (commentary). **Nature**, vol. 391, fev. 1998. p. 628-630.

CHIESURA, A.; DE GROOT, R. Critical natural capital: a socio-cultural perspective. **Methods. Ecological Economics**, nº 44, 2003, p. 219-231.

CHUQUIPIONDO, I. G. V. (2007). **Avaliação da estimativa do potencial de erodibilidade de solos nas margens de cursos d'água: estudo de caso trecho de vazão reduzida Capim Branco I Araguari Minas Gerais**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007. Disponível em: <http://dspace.lcc.ufmg.br/dspace/bitstream/1843/BUDB-8AUNNY/1/avalia_o_de_m_todos_para_a_estimativa.pdf>. Acesso em: 06/07/2011.

COLETO, L. **Lixo da Grande Curitiba tem novo endereço**. In: Paraná Online, publicada em 02 de novembro de 2010. Disponível em: <<http://www.parana-online.com.br/editoria/cidades/news/488171/?noticia=LIXO+DA+GRANDE+CURITIBA+TEM+NOVO+ENDERECO>>. Acesso em: 23/07/2011.

COMITÊ DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DO ALTO IGUAÇU E AFLUENTES DO ALTO RIBEIRA – COALIAR (2007). **Resolução do Coaliar nº 1/2007, que cria a Câmara Técnica Permanente de cobrança pelo uso de recursos hídricos**. Disponível em: <www.recursoshidricos.pr.gov.br>. Acesso em: 22/12/2010.

COMITÊ PCJ (1994). **Relatório de situação dos recursos hídricos: 1993**. Disponível em: <<http://www.comitepcj.sp.gov.br>>. Acesso em: 13/09/2010.

COMITÊ PCJ (1995). **Relatório de situação dos recursos hídricos: 1994**. Disponível em: <<http://www.comitepcj.sp.gov.br>>. Acesso em: 13/09/2010.

COMITÊ PCJ (2002). **Relatório de situação dos recursos hídricos: 2000/2001**. Disponível em: <<http://www.comitepcj.sp.gov.br>>. Acesso em: 13/09/2010.

COMITÊ PCJ (2004). **Relatório de situação dos recursos hídricos: 2002-2003**. Disponível em: <<http://www.comitepcj.sp.gov.br>>. Acesso em: 13/09/2010.

COMITÊ PCJ (2007). **Plano das bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá: 2008 – 2011**. Disponível em: <<http://www.comitepcj.sp.gov.br>>. Acesso em: 13/09/2010.

COMITÊ PCJ (2010). **Relatório de situação dos recursos hídricos: 2009**. Disponível em: <<http://www.comitepcj.sp.gov.br>>. Acesso em: 13/09/2010.

COMITÊ PCJ (2011). **Relatórios de situação elaborados na área das Bacias PCJ – Mapa Formato (DWG)**. Disponível em: <www.comitepcj.sp.gov.br>. Acesso em: 10/01/2011.

COMMON, M.; STAGL, S. **Ecological economics: an introduction**. Cambridge University Press, New York, 2005.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB (2010). **Variáveis de qualidade das águas**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua>>. Acesso em: 27/12/2010.

CONNOR, R. & RAST, W. (2009). **Part 1 – Understanding what drives the pressures on water**. In: ONU (2009). **The 3rd United Nations World Water Development Report: Water in a Changing World – 2009**. Disponível em: <www.unesco.org/water>. Acesso em: 27/05/2010.

CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS – CERH (2006). **Resolução nº 49 do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH) do Estado do Paraná, de 20 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a instituição de Regiões Hidrográficas, Bacias Hidrográficas e Unidades Hidrográficas de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado do Paraná.** Disponível em: <<http://www.rekursoshidricos.pr.gov.br>>. Acesso em: 29/10/2010.

CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DO PARANÁ – CERH/PR (2005). **Resolução nº 44, de 12 de dezembro de 2005, institui a Câmara Técnica Permanente de Cobrança pelo uso de recursos hídricos.** Disponível em: <<http://www.rekursoshidricos.pr.gov.br>>. Acesso em: 27/12/2010.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE – CONAMA (2005). **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.** Disponível em: <www.mma.gov.br>. Acesso em: 05/01/2011.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS – CNRH (2003). **Resolução nº 32, de 15 de outubro de 2003.** Disponível em: <www.cnrh.gov.br>. Acesso em: 02/08/2011.

COSTA, R. C. **Pagamento por serviços ambientais: limites e oportunidades para o desenvolvimento sustentável da agricultura familiar na Amazônia Brasileira.** Tese (Doutorado em Ciência Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Ciência Ambiental, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/90/90131/tde-23122008-160116/pt-br.php>>. Acesso em: 15/08/2010.

COSTANZA, R. **Economia ecológica: uma agenda de pesquisa.** In: MAY, P.H., MOTTA, R.S. (org). *Valorando a natureza: a análise econômica para o desenvolvimento sustentável.* Rio de Janeiro: Campus, 1994.

COSTANZA, R. *et al.* (1997). **The value of the world's ecosystem services and natural capital.** *Nature*, vol. 387, maio/1997.

COSTANZA, R. *et al.* Integrated ecological economic modeling of the Patuxent River Watershed, Maryland. **Ecological Monographs**, vol. 72, nº 2, maio / 2002, p. 203-231.

COSTANZA, R. Social Goals and the Valuation of Ecosystem Services. **Ecosystems**, 3, 2000, p. 4-10.

COSTANZA, R. Value theory and energy. **Encyclopedia of Energy**, vol. 6, Elsevier, 2004, p. 337-346.

COSTANZA, R., DALY, H. E. Natural Capital and Sustainable Development. **Conservation Biology**, 6, 1992, p. 37-46.

COSTANZA, R; *et al.* Valuation and management of wetland ecosystems. **Ecological Economics**, nº 1, 1989. p. 335-361.

COUTO, L.; SANS, L. M. A. **Requerimento de água das culturas.** Sete Lagoas: Embrapa, 2002. Disponível em: <ag20.cnptia.embrapa.br/Repositorio/circul20ID-UoAGww7j62.pdf>. Acesso em: 23/07/2011.

DAILY, G. C. *et al.* The value of nature and the nature of value. *Policy Forum: Ecology, Science's Compass*, vol. 289, jul. 2000. p. 395-396.

DAILY, G. C.; MATSON, P. A.; VITOUSEK, P. M. **Chapter 7: Ecosystem services supplied by soil**. In: Daily, G. C. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington DC, 1997.

DALY, H.; FARLEY, J. **Ecological Economics: Principles and Applications**. Island Press, Washington, 2004.

DE GROOT, R. S. *et al.* A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, Special Issue: The Dynamics and Value of Ecosystem Services: Integrating Economic and Ecological Perspectives, nº 41, 2002, p. 393-408.

DEPARTMENT FOR ENVIRONMENT FOOD AND RURAL AFFAIRS – DEFRA (2007). **An introductory guide to valuing ecosystems services**. Disponível em: <www.defra.gov.uk>. Acesso em: 22/07/2010.

DIAZ, D. *et al.* (2011). **State of the forest carbono markets 2011: from canopy to currency**. Disponível em: <www.ecosystemmarketplace.com/documents>. Acesso em: 12/12/2011.

DICIONÁRIO HISTÓRICO E GEOGRÁFICO DOS CAMPOS GERAIS (2010). **Escarpa Devoniana**. Disponível em: <<http://www.uepg.br/dicion/verbetes/a-m/escarpa.htm>>. Acesso em: 01/12/2010.

ECOSYSTEM MARKETPLACE (2010). **Overview**. Disponível em: <<http://www.ecosystemmarketplace.com>>. Acesso em: 05/10/2010.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA SOLOS. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2ª edição, Rio de Janeiro: Embrapa-SPI, 1999.

EMPRESA DE ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL – EMATER-DF (2011). **Administração Rural: Custos de Produção**. Disponível em: <http://www.emater.df.gov.br/005/00502001.asp?ttCD_CHAVE=4768>. Acesso em: 10/10/2011.

ENGEL, S. *et al.* Designing payments for environmental services in theory and practice: an overview of the issues. **Ecological Economics**, nº 65, 2008, p. 663-674.

ENRÍQUEZ, M. A. **Economia dos Recursos Naturais**. In: MAY, P. (org.). *Economia do meio ambiente: teoria e prática*. 2ª edição, Rio de Janeiro: Elsevier, 2010.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA (1986). **President signs Safe Drinking Water Act Amendments**. EPA press release – June 20, 1986. Disponível em: <<http://www.epa.gov/history/topics/sdwa/04.htm>>. Acesso em: 19/10/2010.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA (2009). **Valuing the protection of ecological systems and services: a report of the EPA science advisory board**. Washington DC, 29 Maio 2009. Disponível em: <www.epa.gov>. Acesso em: 23/09/2010.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE – ESRI (2011). **ArcGis Desktop 9.3 Help**. Disponível em: <<http://webhelp.esri.com>>. Acesso em: 09/01/2011.

EXTREMA (2009). **Lei Municipal nº 2.482, de 11 de fevereiro de 2009, que institui o Fundo Municipal para Pagamentos por Serviços Ambientais e dá outras providências**. Disponível em: <www.camaraextrema.mg.gov.br>. Acesso em: 16/10/2010.

EXTREMA (2009a). **Informativo: 300 dias de governo**. Disponível em: <<http://www.prefeituradeextrema.com.br/informativo/Default.html>>. Acesso em: 06/10/2010.

EXTREMA (2010). **Projeto de Lei Orçamentária – 2010**. Disponível em: <www.camaraextrema.mg.gov.br>. Acesso em: 16/10/2010.

FARBER, C. S. *et al.* Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. In: Special Issue – The dynamics and value ecosystem services: integrating economic and ecological perspectives. **Ecological Economics**, nº 41, 2002. p. 375-392.

FARBER, S. R. *et al.* Linking ecology and economics for ecosystem management. **Bioscience**, nº 56, 2006, p. 121-133.

FERRAZ, J. M. G. **Agroecologia**. Agência de Informação Embrapa: Agricultura e Meio Ambiente. Disponível em: <www.agencia.cnptia.embrapa.br> Acesso em: 06/05/2011.

FERRAZ, R. P. D. *et al.* **Capítulo 2 – Fundamentos de morfologia, pedologia, física e químicos do solo de interesse no processo de recuperação de área degradada**. In: TAVARES, S. R. L. *et al.* Curso de Recuperação de Áreas Degradadas: A visão da ciência do solo no contexto do diagnóstico, manejo, indicadores de monitoramento e estratégias de recuperação. Centro de Treinamento da Petrobras, Rio de Janeiro, RJ, 22 a 26 de setembro de 2008. Embrapa Solos, Documento 103, novembro/2008.

FERRETTI, A. R.; BRITEZ, R. M. Ecological restoration, carbon sequestration and biodiversity conservation: the experience of the Society for Wildlife Research and Environmental Education (SPVS) in the Atlantic Rain Forest of Southern Brazil. **Journal for Nature Conservation**, 14, p. 249-256, 2006.

FINNEGAN, M. C. **New York City's Watershed Agreement: A lesson in sharing responsibility**. Pace Environmental Law Review, School of Law, 1997. Disponível em: <digitalcommons.pace.edu>. Acesso em: 19/10/2010.

FOLEY, J. A. *et al.* Global consequences of land use. **Science**, Vol. 309, julho/2005, p. 570-574.

FREITAS, L. F. *et al.* (2007). **Determinação do potencial de erosão a partir da utilização da EUPS na Bacia do Rio Preto**. Espaço & Geografia, v. 10, nº 2, p. 431-452, 2007. Disponível em: <<http://www.red.unb.br/index.php/geografia/article/viewFile/2856/2467>>. Acesso em: 06/07/2011.

GABBIATTI, R. L. **Efeito do turno de rega no dimensionamento e custo do sistema de irrigação de pastagem à bovinocultura leiteira na região Noroeste do Paraná**. Trabalho de Conclusão (Graduação em Engenharia Agrícola), Universidade Estadual de Maringá – UEM, 2009. Disponível em: <<http://www.dea.uem.br/tcc/2009/tcc7.pdf>>. Acesso em: 23/07/2011.

GEORGESCU-ROEGEN, N. Energy and Economic Myths. **Southern Economic Journal**, vol. 41, nº 3, jan. 1975, p. 347-381. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/1056148>>. Acesso em: 07/07/2010.

GIANINI, T. (2008). **Tão valiosa quanto o petróleo: a falta de água no mundo está criando um mercado bilionário que atrai grandes empresas, como GE, Siemens e Dow**. Disponível em: <<http://planetasustentavel.abril.com.br>>. Acesso em: 21/11/2011.

GLOBAL WATER PARTNERSHIP – GWB (2004). **Catalyzing Change: A Handbook for Developing Integrated Water Resources Management (IWRM) and Water Efficiency Strategies**. Stockholm, GWP Technical Committee. Disponível em: <www.un.org/esa/sustdev/csd/csd13/documents/bground_5.pdf>. Acesso em: 30/06/2010.

GOULDER, L. H.; KENNEDY, D. **Chapter 3 – Valuing ecosystem services: philosophical bases and empirical methods**. In: DAILY, G. C. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington DC, 1997.

GRANIZO, T. *et al.* **Manual de planejamento para a conservação de áreas, PCA**. The Nature Conservancy, Quito, 2006. Disponível em: <www.conservationgateway.org>. Acesso em: 23/07/2011.

GREEN, G. M. *et al.* **Integrando disciplinas no espaço e no tempo: conceitos e abordagens úteis para estudos de mudanças de cobertura da terra**. In: MORAN, E. F.; OSTROM, E. (orgs) *Ecosistemas florestais: interação homem-ambiente*. Editora Senac / Edusp, São Paulo, 2009.

GROOTHUIS, P. A. Benefit transfer: a comparison of approaches. **Growth and Change**, vol. 36, nº 4, Fall / 2005. p. 551-564.

HALL, L. S. *et al.* (1997). **The habitat concept and a plea for standard terminology**. *Wildlife Society Bulletin*, 25 (1), 1997, p. 173-182. Disponível em: <http://www.cnr.uidaho.edu/wlf314/lecture_notes/PDF/Halletal1997.pdf>. Acesso em: 01/07/2011.

HEAL, G. M. Valuing ecosystem services. Paine Webber, **Working Paper Series in Money, Economics and Finance**, Columbia Business School, January, 1999.

HILU, A. **Erosão hídrica na Bacia Hidrográfica do Rio Marumbi no Estado do Paraná**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná. Disponível em: <www.ppgerha.ufpr.br/dissertacoes/files/073-Andrey_Hilu.pdf>. Acesso em: 05/07/2011.

HUSSEN, A. **Principles of environmental economics**. 2ª edição, Routledge, New York, 2004.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ – IAPAR. **Evapotranspiração Anual**. Disponível em: <www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=619>. Acesso em: 23/07/2011.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ – IAP (2004). **Monitoramento da qualidade das águas dos reservatórios do Estado do Paraná, no período de 1999 a 2004**. Disponível em: <www.iap.pr.gov.br>. Acesso em: 05/01/2011.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ – IAP (2005a). **Monitoramento da qualidade das águas dos rios da Região Metropolitana de Curitiba, no período de 1992 a 2005**. Disponível em: <www.iap.pr.gov.br>. Acesso em: 05/01/2011.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ – IAP (2009a). **Relatório da qualidade das águas dos rios da RMC: 2005 a 2009**. Disponível em: <www.iap.pr.gov.br>. Acesso em: 05/01/2011.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ – IAP (2009b). **Qualidade das águas: reservatórios do Estado do Paraná – 2005 a 2008**. Disponível em: <www.iap.pr.gov.br>. Acesso em: 05/01/2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE (2006). **Censo Agropecuário – 2006**. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 05/10/2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE (2007). **Manual Técnico de Pedologia**. 2ª edição, Rio de Janeiro: IBGE, 2007. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 23/07/2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE (2009a). **Pesquisa Pecuária Municipal: 2009**. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 23/11/2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE (2009b). **Produção Agrícola Municipal: 2009**. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 23/11/2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE (2009c). **Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura: 2009**. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 23/11/2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE (2010a). **Cidades@**. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 05/10/2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE (2010b). **Estados@**. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 05/10/2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE (2010c). **Geociências**. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 05/10/2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE (2010d). **Censo Demográfico – 2010: Resultados Preliminares**. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 30/11/2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE (2010e). **Contas Regionais**. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 30/11/2010.

INSTITUTO DAS ÁGUAS DO PARANÁ – ÁGUAS PARANÁ (2007). **Plano da Bacia do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira – Relatório de Diagnóstico**. Disponível em: <http://www.recursoshidricos.pr.gov.br>. Acesso em: 27/10/2010.

INSTITUTO DAS ÁGUAS DO PARANÁ – ÁGUAS PARANÁ (2010a). **Base Cartográfica – Atlas de Recursos Hídricos do Estado do Paraná**. Arquivos digitais fornecidos pela Coordenadora ATIG, Jaqueline Dorneles de Souza, do Instituto das Águas do Paraná por e-mail em 18 de novembro de 2010.

INSTITUTO DAS ÁGUAS DO PARANÁ – ÁGUAS PARANÁ (2010b). **Gerências de Bacias Hidrográficas**. Disponível em: <http://www.aguasparana.pr.gov.br>. Acesso em: 16/12/2010.

INSTITUTO DAS ÁGUAS DO PARANÁ – ÁGUAS PARANÁ (2010c). **Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos**. Disponível em: <http://www.aguasparana.pr.gov.br>. Acesso em: 22/12/2010.

INSTITUTO DAS ÁGUAS DO PARANÁ – ÁGUAS PARANÁ (2010d). **Câmara Técnica de Cobrança pelo Uso dos Recursos Hídricos – Coalizar**. Disponível em: <www.recursoshidricos.pr.gov.br>. Acesso em: 23/12/2010.

INSTITUTO DAS ÁGUAS DO PARANÁ – ÁGUAS PARANÁ (2011). **Governo abre concorrência para limpeza e desassoreamento de rios na RMC e Litoral**. Disponível em: <www.aguasparana.pr.gov.br>. Acesso em: 27/10/2011.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA – IPEA (2010). **Relatório de Pesquisa sobre Pagamento por Serviços Ambientais Urbanos para Gestão de Resíduos Sólidos**. Brasília, 2010. Disponível em: <www.portalodm.com.br>. Acesso em: 24/06/2011.

INSTITUTO DE TERRAS CARTOGRAFIA E GEOCIÊNCIAS – ITCG. **Produtos cartográficos**. Disponível em: <www.itcg.pr.gov.br>. Acesso em: 23/07/2011.

INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL – IPARDES (2010a). **Indicadores ambientais por bacias hidrográficas do Estado do Paraná**. Curitiba, IparDES, 2010. Disponível em: <http://www.ipardes.gov.br>. Acesso em: 10/11/2010.

INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL – IPARDES (2010b). **Base de Dados do Estado – BDEweb**. Disponível em: <www.ipardes.gov.br>. Acesso em: 29/11/2010.

INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL – ISA (2010). **De olho nos mananciais: uma campanha pela preservação das fontes de água de São Paulo**. Documentos: Mapas. Disponível em: <http://www.mananciais.org.br/site/documentos/mapas#>. Acesso em: 31/12/2010.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE – IPCC. **Agriculture, Forestry and Other Land Use**. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Vol. 4, 2006. Disponível em: <www.ipcc.ch/meetings/session25>. Acesso em: 23/07/2011.

JARDIM, M. H. **Pagamentos por serviços ambientais na gestão de recursos hídricos: o caso de Extrema-MG**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Sustentável), Centro de Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília, Brasília-DF, 2010, 195 fls.

JARVIS, A. *et al.* Case study: assessment of threats to biodiversity in South America at a continental scale. **Project Report-TNC Threats Assessment Version 1.1**. Disponível em: <conserveonline.org/workspaces/cbdgateway/era>. Acesso em: 23/07/2011.

JORGENSEN, S. E.; VOLLENWEIDER, R. A. (1989). **Guidelines of Lake Management**, vol. 1, Principles of Lake Management. Disponível em: <www.ilec.or.jp/eg/pubs/guideline/index.html>. Acesso em: 09/01/2011.

KEMKES, R. J. *et al.* Determining when payments are an effective policy approach to ecosystem service provision. **Ecological Economics**, 69, September/2010, p. 2069-2074.

KLEIN, A. M. *et al.* (2007). **Importance of pollinators in changing landscapes for world crops**. Proceedings of the Royal Society, 274, 2007, p. 303-313. Disponível em: <www.ars.usda.gov/research/publications/publications.htm>. Acesso em: 01/07/2011.

KUMAR, M.; KUMAR, P. Valuation of the ecosystem services: a psycho-cultural perspective. **Ecological Economics**, nº 64, 2008, p. 808-819.

LANNA, E. (1999). **Capítulo 1 – Aspectos conceituais da gestão das águas**. In: LANNA, E. (1999). **Gestão das Águas – Apostila**. Disponível em: <www.iph.ufrgs.br/posgrad/disciplinas>. Acesso em: 01/06/2010.

LAVELLE, P. *et al.* Soil invertebrates and ecosystem services. **European Journal of Soil Biology**, nº 42, October/2006, p. S3-S15. Disponível em: <http://france.elsevier.com/direct/ejsobi>. Acesso em: 10/05/2011.

LAWRENCE, A.; AMBROSE-OJI, B., (2001). **Participatory assessment, monitoring and evaluation of biodiversity: the art and the science**. A background paper for the ETFRN Workshop on Participatory Monitoring and Evaluation of Biodiversity. Disponível em: <<http://www.bio-nica.info/biblioteca/Lawrence2001EvaluationBiodiversity.pdf>>. Acesso em: 22/09/2010.

LEPSCH, I. F. *et al.* **Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. 4ª aproximação. Campinas: SBCS, 1991, 175p.

LIMA, J. A. de S. L. **Estimativas da biomassa acima do solo de florestas secundárias da área de proteção ambiental Rio Macacu/RJ**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2010.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. **Capítulo 3 – Hidrologia de matas ciliares**. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2ª edição, São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, Fapesp, 2009.

LIU, S. *et al.* Valuing ecosystem services: theory, practice, and the need for a transdisciplinary synthesis. **Annals of the New York Academy of Sciences**, nº 1185, Jan/2010, p. 54-78.

LUSTOSA, M. C. *et al.* **Capítulo 7 – Política Ambiental**. In: MAY, P. (org.). **Economia do meio ambiente: teoria e prática**. 2ª edição, Rio de Janeiro: Elsevier, 2010.

MACEDO, J. R.; CAPECHE, C. L.; MELO, A. S. (2009). **Recomendações de manejo e conservação de solo e água**. Manual Técnico 20, Programa Rio Rural, Niterói, Rio de Janeiro, 2009. Disponível em: <<http://www.pesagro.rj.gov.br>>. Acesso em: 30/09/2011.

MACHADO, P. L. O.; WADT, P. G. (2011). **Sistema de cultivo arroz de terras altas terraceamento**. Disponível em: <<http://www.agencia.cnptia.embrapa.br>>. Acesso em: 30/09/2011.

MAGOSSI, L. R.; BONACELLA, P. H. **Poluição das Águas**. São Paulo: Moderna, 2003.

MAIA, A.G. *et al.* (2004). **Valoração de recursos ambientais – metodologias e recomendações**. Texto para Discussão, Instituto de Economia/UNICAMP, nº 116, março.

MANNIGEL, A. R. *et al.* (2002). **Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo**. *Acta Scientiarum*, Maringá, v. 24, nº 5, p. 1335-1340, 2002. Disponível em: <<http://periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciAgron/article/viewFile/2374/1787>>. Acesso em: 06/07/2011.

MARGULIS, S. *et al.* (2002). **Brasil: a gestão da qualidade da água – inserção de temas ambientais na agenda do setor hídrico**. Trabalho para discussão pública, Banco Mundial, World Bank Technical Paper nº 532. Disponível em: <www.wds.worldbank.org>. Acesso em: 27/10/2010.

MARONI, J. R. **APA do Passaúna na rota dos condomínios**. Projeto Águas do Amanhã. Publicado em 03 de janeiro de 2011. Disponível em: <<http://www2.rpc.com.br/aguasdoamanha/?p=737>>. Acesso em: 12/01/2011.

MARQUES, J. F.; PAZZIANOTTO, C. B. (2004). **Custos econômicos da erosão do solo: estimativa pelo método do custo de reposição de nutrientes**. Simulação do custo econômico da erosão do solo. Comunicado Técnico, nº 23, Jaguariúna, SP,

Novembro/2004. Disponível em: <http://www.cnpma.embrapa.br/analise_econ/>. Acesso em: 28/10/2011.

MARTINEZ-ALIER, J.; MUNDA, G.; O'NEIL, J. Weak comparability of values as a foundation for ecological economics. Analysis. **Ecological Economics**, nº 26, 1998. p. 277-286.

MATA, C. L. *et al.* (2007). **Avaliação multitemporal da susceptibilidade erosiva na Bacia do Rio Urucuia (MG) por meio da Equação Universal de Perda de Solos**. Revista Brasileira de Geomorfologia, Ano 8, nº 2, 2007. Disponível em: <www.ugb.org.br/home/artigos/RBG_8_2/RGB_SF06.pdf>. Acesso em: 05/07/2011.

MATTOS, L. *et al.* **Capítulo 3: Economia do meio ambiente**. In: NOVION, H.; VALLE, R. (orgs.). É pagando que se preserva?: Subsídios para políticas públicas de compensação por serviços ambientais. Instituto Socioambiental (ISA), São Paulo, 2009, p. 43-86.

MAY, P. **Apresentação da segunda edição**. In: MAY, P. (org.). Economia do meio ambiente: teoria e prática. 2ª edição, Rio de Janeiro: Elsevier, 2010.

MAY, P. **Iniciativas de PSA de carbono florestal na Mata Atlântica**. In: GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. (orgs.). Pagamentos por serviços ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios. Brasília: Ministério do Meio Ambiente – MMA, 2011.

MEHL, H. U. **Modelagem da exposição da superfície do solo decorrente do escoamento superficial em sistema de plantio direto**. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa, Minas Gerais, 2003. Disponível em: <[ftp://ftp.ufv.br/dea/GPRH/teses/](http://ftp.ufv.br/dea/GPRH/teses/)>. Acesso em: 30/09/2011.

MERICO, L. F. K. **Introdução à Economia Ecológica**. 2ª edição, edifurb, Blumenau, Santa Catarina, 2002.

MINAS GERAIS (2001). **Decreto nº 41.578, de 08 de março de 2001, que regulamenta a Lei Estadual nº 13.199, de 29 de janeiro de 1999, que dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos**. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br/cobrancauso/Legislacao.asp>>. Acesso em: 09/09/2010.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO – MAPA (2011). **Programa Agricultura de Baixo Carbono**. Disponível em: <www.agricultura.gov.br/desenvolvimento-sustentavel/programa-abc>. Acesso em: 02/08/2011.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA (2010a). **Projeto Corredores Ecológicos**. Disponível em: <www.mma.gov.br>. Acesso em: 07/10/2010.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA (2010b). **Mapas e Geoprocessamento**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso em: 14/10/2010.

MIRANDA, E. E. (coord.). **Brasil em relevo**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: <<http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>>. Acesso em: 05/07/2011.

MOBERG, F. & FOLKE, C. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. **Ecological Economics**, nº 29, 1999, p. 215-233.

MOREIRA, C. S. **Estoques de carbono do solo em áreas de reflorestamento: bases para projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo**. Tese (Doutorado em

Ciências), Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

MOTA, J. A. et al. Capítulo 12 – A valoração da biodiversidade: conceitos e concepções metodológicas. In: MAY, P. (org.). *Economia do meio ambiente: teoria e prática*. 2ª edição, Rio de Janeiro: Elsevier, 2010.

MULLER, C. C. **Os economistas e as relações entre o sistema econômico e o meio ambiente**. Editora UNB/Finatec. Brasília, 2007.

MULLER, F. B. (2010). **Valor do mercado voluntário de CO2 cai 47% em 2009**. Reportagens CarbonoBrasil. Disponível em: <www.institutocarbonobrasil.org.br>. Acesso em: 23/11/2011.

MUNDA, G. Social multi-criteria evaluation: methodological foundations and operational consequences. *Decision Aiding. European Journal of Operational Research*, nº 158, 2004. p. 662-677.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL – NRC (2000). **Watershed management for potable water supply: assessing the New York City Strategy**. Committee to review the New York City watershed management strategy, National Research Council, National Academies Press, Washington-DC, 2000.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL – NRC (2004). **Valuing ecosystem services: toward better environmental decision-making**. Committee on Assessing and Valuing the Services of Aquatic and Related Terrestrial Ecosystems, National Research Council, National Academies Press, Washington-DC, 2004.

NATURAL CAPITAL PROJECT (2010). **INVEST Practice: A guidance series on Applying INVEST to policy and planning**. Issue nº 3, janeiro/2010. Disponível em: <www.naturalcapitalproject.org>. Acesso em: 12/12/2011.

NELLEMANN, C. et al. Globio – global methodology for mapping human impacts on the biosphere. **Environment Information and Assessment Technical Report 3**. Disponível em: <<http://www.grida.no/geo/GEO/Geo-4-003.htm>>. Acesso em: 23/07/2011.

NELSON, E. et al. (2009). **Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales**. *Frontiers in Ecology and the Environment*, nº 7, p. 4-11. Disponível em: <<http://www.esajournals.org/doi/abs/10.1890/080023>>. Acesso em: 12/12/2011.

NOGUEIRA, J. D.; AMARAL, R. F. Comparação entre os métodos de interpolação (Krigagem e Topo to Raster) na elaboração da batimetria na área da folha Touros – RN. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, XIV, 2009, Natal, Rio Grande do Norte. **Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Natal: INPE, 2009. 4117-4123.

NORBERG, J. Linking nature's services to ecosystems: some general ecological concepts. **Ecological Economics**, nº 29, 1999, p. 183-202.

O'CONNOR, M. **Natural Capital**. Environmental Valuation in Europe – The Valuation of Natural Capital” (Workshop) Policy Research Brief, nº 3, Paris, 1999. Disponível em: <<http://www.macauley.ac.uk/serp/research/eve/publ.htm>>. Acesso em: 12/07/2010.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS – ONU (2003). **Water for people water for life**. The United Nations World Water Development Report. Disponível em: <www.unesco.org/water>. Acesso em: 27/05/2010.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS – ONU (2006). **Water: a shared responsibility**. The United Nations World Water Development Report. Disponível em: <www.unesco.org/water>. Acesso em: 27/05/2010.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A AGRICULTURA E ALIMENTAÇÃO – FAO (2004). **Global forest resources assessment updat 2005: terms and definitions (final version)**. Disponível em: <<http://www.fao.org/forestry/media/7797/1/0/>>. Acesso em: 18/04/2011.

ORGANIZAÇÃO PARA A COOPERAÇÃO E DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO – OCDE (2008). **OECD Environment Outlook to 2030**. Disponível em: <www.oecd.org>. Acesso em: 28/05/2010.

ORTIZ, R. A. **Valoração econômica ambiental**. In: MAY, P. H.; LUSTOSA, M. C.; VINHA, V. (Orgs.). **Economia do Meio Ambiente: Teoria e Prática**. 1ª edição, 6ª tiragem, Campus, Rio de Janeiro, 2003.

PAGANO, S. N.; DURIGAN, G. **Aspectos da ciclagem de nutrientes em matas ciliares do oeste do estado de São Paulo, Brasil**. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

PALANIAPPAN, M. *et al.* (2010). **Clearing the Waters: a focus on water quality solutions**. United Nations Environment Programme – UNEP. Nairobi, Kenya, March, 2010. Disponível em: <www.unep.org>. Acesso em: 13/04/2011.

PALMER, M. *et al.* Ecology for a crowded planet. **Science**, vol. 304, Issue 5675, maio/2004, p. 1251-1252.

PARANÁ (1999). **Lei Estadual nº 12.726, de 26 de novembro de 1999, institui a Política Estadual de Recursos Hídricos e adota outras providências**. Disponível em: <<http://www.meioambiente.pr.gov.br>>. Acesso em: 09/09/2010.

PARANÁ (2000). **Decreto Estadual nº 2.315, de 17 de julho de 2000, Súmula: Os Comitês de Bacia Hidrográfica – CBH, integrantes do Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SEGRH/Pr)**. Disponível em: <<http://www.aguasparana.pr.gov.br>>. Acesso em: 13/12/2010.

PARANÁ (2001). **Decreto Estadual nº 4.647, de 31 de agosto de 2001, que aprova o regulamento do Fundo Estadual de Recursos Hídricos (FERH/Pr)**. Disponível em: <<http://www.aguasparana.pr.gov.br>>. Acesso em: 13/12/2010.

PARANÁ (2002a). **Decreto Estadual nº 5.304, de 05 de fevereiro de 2002, que institui o Comitê das Bacias do Alto Iguaçu/Alto Ribeira, através da designação de representantes do Poder Público, Setores Usuários de Recursos Hídricos, Sociedade Civil Organizada – Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMA)**. Disponível em: <<http://www.aguasparana.pr.gov.br>>. Acesso em: 13/12/2010.

PARANÁ (2002b). **Decreto Estadual nº 5.361, de 26 de fevereiro de 2002, que regulamenta a cobrança pelo direito de uso de recursos hídricos e dá outras providências**. Disponível em: <<http://www.aguasparana.pr.gov.br>>. Acesso em: 13/12/2010.

PARANÁ (2009). **Lei Estadual nº 16.242, de 13 de outubro de 2009, que cria o Instituto das Águas do Paraná**. Disponível em: <<http://www.legislacao.pr.gov.br>>. Acesso em: 16/12/2010.

PATTERSON, M. G. Ecological production based pricing of biosphere processes. **Ecological Economics**, nº 41, 2002, p. 457-478.

PATTERSON, M.G. Commensuration and theories of value in ecological economics. **Ecological Economics**, 25, 1998, p. 105-125.

PEARCE, D. W.; TURNER, R. K. **Economics of natural resources and the environment**. London: Harvester Wheatsheaf, 1990.

PEREIRA JR., J. S. (2005). **Dessalinização de água do mar no litoral nordestino e influência da transposição de água na vazão do rio São Francisco**. Disponível em: <<http://bd.camara.gov.br>>. Acesso em: 21/11/2011.

PETERSON, G. D.; CUMMING, G. S.; CARPENTER, S. R. Scenario planning: a tool for conservation in an uncertain World. **Conservation Biology**, vol. 17, nº 2, abril/2003, p. 358-366.

PINHATTI, A. L. **Aspectos conceituais da gestão de recursos hídricos e sua aplicação no caso das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá, S.P.** Dissertação (Mestre em Geociências), Instituto de Geociências da Universidade Estadual de Campinas, Campinas: São Paulo, 155 f., 1998. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.unicamp.br>>. Acesso em: 02/08/2011.

PIRES, M. Watershed protection for a world city: the case of New York. **Land Use Policy**, nº 21, 2004, p. 161-175.

PORTELA, R. G. **Integrated ecological economic modeling of ecosystem services from the Brazilian Amazon Rainforest**. Dissertation (Faculty of the Graduate School of the University of the Maryland, College Park, Doctor of Philosophy), Maryland, 2004, p. 462.

PRESS, V. S. (2011). **Huge desalination plant to open**. Israel21c. Disponível em: <www.israel21c.org/briefs/huge-desalination-plant-to-open>. Acesso em: 21/11/2011.

PROJETO PIPIRIPAU (2010). **Relatório de diagnóstico socioambiental da Bacia do Ribeirão Pipiripau**. Projeto Pipiripau, Programa Produtor de Água. Janeiro/2010. Disponível em: <<http://www.emater.df.gov.br/sites/200/229/00002297.pdf>>. Acesso em: 10/10/2011.

RANDOLPH, J. C. *et al.*. **Ecosystemas florestais e as dimensões humanas**. In: MORAN, E. F.; OSTROM, E. (orgs) **Ecosystemas florestais: interação homem-ambiente**. Editora Senac / Edusp, São Paulo, 2009.

RAPPORT, D. J.; COSTANZA, R.; MCMICHAEL, A. J. Assessing ecosystem health. **Tree**, vol. 13, nº 10, October, 1998, p. 397-402.

REZENDE, S. C. (coord.). **Panorama do Saneamento Básico no Brasil – investimentos em saneamento básico: análise histórica e estimativa de necessidades** (versão preliminar). Volume V. Brasília: Ministério das Cidades, 2011. Disponível em: <www.saneamentoweb.com.br/informacoes/indicadores>. Acesso em: 04/08/2011.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. 3ª edição, Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, 1996.

RIO DE JANEIRO (2003). **Resolução do Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CERHI nº 06, de 29 de maio de 2003, que dispõe sobre a cobrança pelo uso dos recursos hídricos nos corpos hídricos de domínio do Estado do Rio de Janeiro**

integrantes da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. <<http://www.ana.gov.br/cobrancauso/Legislacao.asp>>. Acesso em: 09/09/2010.

RIVA, A. L. *et al.* **Instrumentos econômicos e financeiros para a conservação ambiental no Brasil: uma análise do estado da arte no Brasil e no Mato Grosso desafios e perspectivas.** Instituto Socioambiental (ISA). Disponível em: <http://www.socioambiental.org/banco_imagens/pdfs/InstEconomicos.pdf>. Acesso em: 02/08/2011.

RODRIGUES, R. R. **Capítulo 6 – Florestas ciliares? 6.1 Uma discussão nomenclatural das formações ciliares.** In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação.** 2ª edição, São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, Fapesp, 2009.

ROEHL, J. W. Sediment source areas, delivery ratios and influencing morphological factors. **International Association of Hydrological Sciences, Public.** 59, p. 202-213, 1962. Disponível em: <<http://iahs.info/redbooks/a059/059023.pdf>>. Acesso em: 28/11/2011.

ROMEIRO, A. R. E MAIA, A. G. **Apostila – Avaliação de Custos e Benefícios Ambientais.** Enap – Cursos: Programa de Avaliação Socioeconômica de Projetos, Brasília, junho de 2010.

ROMEIRO, A. R.; ANDRADE, D. C. (2010). **Avaliação Econômico-Ecológica de Impactos Ambientais.** (Desenvolvimento de material didático ou instrucional - Boletim Informativo). Disponível em: <www.cisdaiv.unal.edu>. Acesso em: 23/07/2011.

ROPKE, I. The early history of modern ecological economics. **Ecological Economics**, 50, 2004, p. 293-314.

ROSSI, C. Q.; POLIDORO, J. C. **Capítulo 3 – Ciclos dos nutrientes e sua relação com a nutrição de plantas.** In: TAVARES, S. R. L. *et al.* **Curso de Recuperação de Áreas Degradadas: A visão da ciência do solo no contexto do diagnóstico, manejo, indicadores de monitoramento e estratégias de recuperação.** Centro de Treinamento da Petrobras, Rio de Janeiro, RJ, 22 a 26 de setembro de 2008. Embrapa Solos, Documento 103, novembro/2008.

SÁ JUNIOR, A. **Aplicação da classificação de Köppen para o zoneamento climático do Estado de Minas Gerais.** Dissertação (Mestrado em Engenharia de Água e Solo), Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Lavras (UFL), Lavras, Minas Gerais, 2009, fls. 113.

SALAFSKY, N. *et al.* A standard lexicon for biodiversity conservation: unified classifications of threats and actions. Contributed Paper. **Conservation Biology.** Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org/documents>>. Acesso em: 23/07/2011.

SANEPAR (2010). **Relatório anual da qualidade da água 2010 – Sistema de Abastecimento de São José dos Pinhais.** Disponível em: <<http://www.sanepar.com.br>>. Acesso em: 27/11/2011.

SÃO PAULO (2005). **Lei nº 12.183, de 29 de dezembro de 2005, que dispõe sobre a cobrança pela utilização dos recursos hídricos do domínio do Estado de São Paulo, os procedimentos para fixação dos seus limites, condicionantes e valores e dá outras providências.** Disponível em: <<http://www.ana.gov.br/cobrancauso/Legislacao.asp>>. Acesso em: 09/09/2010.

SARTORI, A. **Avaliação da classificação hidrológica do solo para a determinação do excesso de chuva do método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Estadual de Campinas – Unicamp, Campinas, São Paulo, 2004.

SAXTON, K. E. **SPAW – Soil-Plant-Atmosphere-Water Field & Pond Hydrology**. Disponível em: <<http://hydrolab.arsusda.gov/SPAW/Index.htm>>. Acesso em: 23/07/2011.

SCOPEL, I. (1988). **Avaliação da erosão com auxílio de técnicas de sensoriamento remoto e da equação universal de perdas de solo a Nordeste de Cornélio Procopio (PR)**. Tese de Doutorado (Engenharia Florestal do Setor de Ciências Agrárias), Universidade Federal do Paraná - UFPR, Curitiba, 1988. Disponível em: <<http://dspace.c3sl.ufpr.br/dspace/handle/1884/25390>>. Acesso em: 06/07/2011.

SEEHUSEN, S. E.; PREM, I. **Por que pagamentos por serviços ambientais?** In: GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. (orgs.). Pagamentos por serviços ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios. Brasília: Ministério do Meio Ambiente – MMA, 2011.

SEROA DA MOTTA, R. **Economia Ambiental**. Rio de Janeiro: Editora FGV, 2006.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO – SFB (2009). **Florestas do Brasil: em resumo**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 2009. Disponível em: <www.mma.gov.br>. Acesso em: 18/04/2011.

SETTI, A. A. *et al.* (2001). **Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos**. 2ª edição, Edição Multimídia, Brasília, novembro de 2001. Disponível em: <www.ana.gov.br>. Acesso em: 20/04/2010.

SILVA, A. M.; ALVARES, C. A. (2005). **Levantamento de informações e estruturação de um banco de dados sobre erodibilidade de classes de solos no Estado de São Paulo**. Unesp, Geociências, v. 24, nº 1, São Paulo, p. 33-41, 2005. Disponível em: <www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br>. Acesso em: 06/07/2011.

SILVA, J. A. A. *et al.* (2011). **O Código Florestal e a Ciência: contribuições para o diálogo**. Produzido pela Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência – SBPC; Academia Brasileira de Ciências – ABC. Disponível em: <www.sbpnet.org.br/site/arquivos/codigo_florestal_e_a_ciencia.pdf>. Acesso em: 27/04/2011.

SILVA, M. L. N. *et al.* (2000). **Avaliação de métodos indiretos de determinação da erodibilidade de latossolos brasileiros**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 35, nº 6, p. 1207-1220. junho 2000. Disponível em: <www.scielo.br/pdf/pab/v35n6/4677.pdf>. Acesso em: 06/07/2011.

SILVA, V. C. (2004). **Estimativa da erosão atual da Bacia do Rio Paracatu (MG/GO/DF)**. Pesquisa Agropecuária Tropical, 34 (3), p. 147-159, 2004. Disponível em: <<http://revistas.ufg.br/index.php/pat/article/view/2308>>. Acesso em: 06/07/2011.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto – 2008**. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br>>. Acesso em: 30/07/2011.

SMITH, A. **A riqueza das nações, investigação sobre sua natureza e suas causas**. São Paulo: Nova Cultural, 1996.

SOARES FILHO, B. *et al.* **Modelagem de dinâmica ambiental com Dinamica-EGO**. Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais (CSR/UFGM), Belo Horizonte – MG, 2009. Disponível em: <<http://www.csr.ufmg.br/dinamica/>>. Acesso em: 28/07/2011.

SOS MATA ATLÂNTICA (2009). **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2005-2008 (relatório parcial)**. Disponível em: <www.sosmatatlantica.org.br>. Acesso em: 16/11/2010.

SOS MATA ATLÂNTICA (2010). **Informações do Atlas dos Remanescentes Florestais**. Disponível em: <<http://mapas.sosma.org.br/dados/>>. Acesso em: 14/10/2010.

SOUZA JR., W. C. (2010). **Pagamento por serviços ecossistêmicos: mata ciliar, erosão, turbidez e qualidade de água**. Projeto de Recuperação de Matas Ciliares – Produtos Técnicos, nº 01, junho/2010. Disponível em: <www.ambiente.sp.gov.br/mataciliar>. Acesso em: 29/09/2011.

SOUZA JUNIOR, W. C., **Participação social e aspectos econômicos da gestão de recursos hídricos no Brasil**. Campinas, 2003. 221 f. Tese (Doutorado em Economia Aplicada) – Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas.

SPASH, C. L. **Deliberative Monetary Valuation**. Presented at 5th Nordic Environmental Research Conference, Aarhus, Denmark, 14th - 16th June, 2001. Disponível em: <<http://www.clivespash.org/2001acp.pdf>>. Acesso em: 02/08/2011.

SPERA, S. T. *et al.* **Levantamento de reconhecimento de alta intensidade dos solos e avaliação da aptidão agrícola das terras da borda oeste do Pantanal: Maciço do Urucum e adjacências**, MS. Corumbá: EMBRAPA CPAP/Rio de Janeiro: EMBRAPA - CNPS, 1977. 171p. 2 mapas anexos. (EMBRAPA_CPAP. Boletim de Pesquisa, 9).

STACZUK CONSULTORIA (2010). **Metro quadrado tem variação de quase 300% em Curitiba**. Disponível em: <<http://investimoveiscuritiba.com.br/metro-quadrado-tem-variacao-de-quase-300-em-curitiba/>>. Acesso em: 18/12/2010.

STAGL, S. **Emerging methods for sustainability valuation and appraisal: A report to the sustainable development research network (SDRN)**. Final Report. January, 2007. Disponível em: <<http://www.sd-research.org.uk/post.php?p=129>>. Acesso em: 22/09/2010.

STANTON, T. *et al.* (2010). **State of watershed payments: an emerging marketplace**. Disponível em: <www.forest-trends.org>. Acesso em: 12/12/2011.

SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO – SUDERHSA (2006a). **Águas Subterrâneas. Bacias Hidrográficas do Paraná: Uma Série Histórica**. Vol. 10. Disponível em: <<http://www.aguasparana.pr.gov.br>>. Acesso em: 24/11/2010.

SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO – SUDERHSA (2006b). **Bacia do Rio Iguaçu. Bacias Hidrográficas do Paraná: Uma Série Histórica**. Vol. 1. Disponível em: <<http://www.aguasparana.pr.gov.br>>. Acesso em: 24/11/2010.

SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO – SUDERHSA (2006c). **Bacia do Rio Ribeira. Bacias Hidrográficas**

do Paraná: Uma Série Histórica. Vol. 7. Disponível em: <<http://www.aguasparana.pr.gov.br>>. Acesso em: 24/11/2010.

SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO – SUDERHSA (2010b). **Recursos Hídricos no Estado do Paraná: Água Subterrânea.** Disponível em: <<http://www.aguasparana.pr.gov.br>>. Acesso em: 24/11/2010.

SUPERINTENDÊNCIA DOS RECURSOS HÍDRICOS E MEIO AMBIENTE – SUREHMA (1992). **Portaria nº 20, de 12 de maio de 1992, enquadrar os cursos de água da Bacia do Rio Iguaçu, de domínio do Estado do Paraná.** Disponível em: <celepar7.pr.gov.br>. Acesso em: 05/01/2011.

TALLIS, H. T. *et al.* (2011). **InVEST 2.1 Beta User's Guide: Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs.** Disponível em: <www.naturalcapitalproject.org>. Acesso em: 29/06/2011.

TANSLEY, A. G. (1935). The use and abuse of vegetational concepts and terms. **Ecology**, v. 16, nº 3, Oxford University, Inglaterra, jul/1935, p. 284-307.

TATTO, N.; GAZETTA, C. A. **Recuperando as matas ciliares do Vale do Ribeira.** São Paulo: Instituto Socioambiental, Eldorado: SP, Instituto Vivágua, 2009. Disponível em: <<http://www.ciliosdoribeira.org.br/files/cartilha.pdf>>. Acesso em: 02/08/2011.

TAVARES, S. R. L. **Capítulo 1 – Áreas degradadas: conceitos e caracterização do problema.** In: Tavares, S. R. L. *et al.*. Curso de Recuperação de Áreas Degradadas: A visão da ciência do solo no contexto do diagnóstico, manejo, indicadores de monitoramento e estratégias de recuperação. Centro de Treinamento da Petrobras, Rio de Janeiro, RJ, 22 a 26 de setembro de 2008. Embrapa Solos, Documento 103, novembro/2008.

TAVARES, S. R. L. *et al.*. **Curso de Recuperação de Áreas Degradadas: A visão da ciência do solo no contexto do diagnóstico, manejo, indicadores de monitoramento e estratégias de recuperação.** Centro de Treinamento da Petrobras, Rio de Janeiro, RJ, 22 a 26 de setembro de 2008. Embrapa Solos, Documento 103, novembro/2008.

TEIXEIRA, M. L. C. **Estoque de carbono em pastagens com diferentes sistemas de uso e manejo.** Dissertação (Mestrado em Produção Animal Sustentável), Instituto de Zootecnia, Agência Paulista de Tecnologia do Agronegócio – APTA/SAA, Nova Odessa-SP, 2010.

THOMAS, P. (2010). **Cobrança pelo uso da água: histórico e perspectivas.** Trabalho apresentado na Pré-conferência Nacional das Águas, Brasília, 25 de março de 2010. Disponível em: <<http://www.cnrh.gov.br/preconferencia/index>>. Acesso em: 07/04/2010.

TIEPOLO, G.; CALMON, M.; FERRETTI, A. R. **Measuring and monitoring carbon stocks at the Guaraqueçaba climate action project, Paraná, Brazil.** In: International symposium on forest carbon sequestration and monitoring (pp. 98 – 115), November, Taiwan Forestry Research Institute, Taipei, Taiwan, 2002.

TUCCI, C. E. M. *et al.* **Gestão da Água no Brasil.** Brasília, Unesco, 2001. Disponível em: <www.crmariocovas.sp.gov.br/pdf/pol/gestao_agua.pdf>. Acesso em: 01/06/2010.

TUCKER, C. M. E OSTROM, E. **Pesquisa multidisciplinar relacionando instituições e transformações florestais.** In: MORAN, E. F.; OSTROM, E. (orgs) **Ecossistemas florestais: interação homem-ambiente.** Editora Senac / Edusp, São Paulo, 2009.

UDA, P. K. **Análise da evapotranspiração potencial distribuída por meio de imagens NDVI, na Bacia do Rio Negrinho-SC**. Trabalho de Conclusão (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental), Centro Tecnológico – Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC. Florianópolis-SC, 2010. Disponível em: <www.labhidro.ufsc.br>. Acesso em: 23/07/2011.

UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAMME – UNDP (2010). **About UNDP-GEF**. Disponível em: <<http://www.undp.org/gef/about/gefsec.html>> Acesso em 13 outubro 2010.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ - UFPR; UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO - USP. **Projeto Bacias Críticas**. Curitiba, 2007. CD-Rom obtido diretamente do Águas Paraná.

UNNASCH, R. S. *et al.* The ecological integrity assessment framework: a framework for assessing the ecological integrity of biological and ecological resources of the national park system. **Report to the National Park Service**. Disponível em: <www.natureserve.org>. Acesso em: 23/07/2011.

VALENTIN, D. F. E. (2008). **Modelagem dinâmica de perdas de solo: o caso do Alto Curso da Bacia Hidrográfica do Rio Descoberto-DF/GO**. 199f. Tese (Doutorado em Geologia – Área de Concentração Processamento de Dados em Geologia e Análise Ambiental) – Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, 2008. Disponível em: <<http://repositorio.bce.unb.br/handle/10482/6468>>. Acesso em: 06/07/2011.

VEIGA NETO, F. C. **A construção dos mercados de serviços ambientais e suas implicações para o desenvolvimento sustentável no Brasil**. Tese (Doutorado em Ciências) do Curso de Pós-graduação em Desenvolvimento, Agricultura e Sociedade do Instituto de Ciências Humanas e Sociais da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008, fls. 298.

VERBURG, P. H.; ROUNSEVELL, M. D.; VELDKAMP, A. Scenario-based studies of future land use in Europe. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, vol. 114, nº 1, May/2006, p. 1-6.

VIEIRA, S. A. **Estoque de carbono e nitrogênio acima e abaixo do solo em florestas de Mata Atlântica**. In: Anais do III Congresso Latino Americano de Ecologia, 10 a 13 de setembro de 2009, São Lourenço-MG.

VOINOV, A. *et al.* Patuxent Landscape Model: integrated ecological economic modeling of a watershed. **Environmental Modelling & Software**, nº 14, 1999, p. 473-491.

VÖRÖSMARTY, C. J. *et al.* **Chapter 7: Fresh Water**. In: HASSAN, R.; SCHOLLES, R.; ASH, N. (orgs.). **Ecosystems and human well-being: current state and trends**. Island Press, Washington DC, 2005.

WILSON, M. A.; HOWARTH, R. B. Discoursed-based valuation of ecosystem services: establishing fair outcomes through group deliberation In: Special Issue – The dynamics and value ecosystem services: integrating economic and ecological perspectives. **Ecological Economics**, nº 41, 2002. p. 431-443.

WINGE, M. *et al.* (2010). **Glossário geológico ilustrado: atualizado em 2010** (Instituto de Geociências da Universidade de Brasília). Disponível em: <<http://www.unb.br/ig/glossario>>. Acesso em: 18/12/2010.

WINK, C. **Estoque de carbono em plantações de Eucalyptus sp. implantados em campo nativo**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal), Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, 2009, f. 130.

WINKLER, R. Valuation ecosystem goods and services – Part 1: An integrated dynamic approach. **Ecological Economics**, nº 59, 2006. p. 82-93.

WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT – WCED. **Report: Our common future**. United Nations, 4 agosto 1987. Disponível em: <www.un-documents.net/wced-ocf.htm>. Acesso em: 20/05/2010.

WORLD RESOURCES INSTITUTE – WRI (2000). **The weight of nations: material outflows from industrial economies**. World Resources Institute, Washington, DC. Disponível em: <http://pdf.wri.org/weight_of_nations.pdf> Acesso em 06 julho 2010.

WUNDER, S. **Payments for environmental services: some nuts and bolts**. Disponível em: <www.fao.org/fileadmin/user_upload/kagera/resource/Wunder.pdf>. Acesso em: 02/08/2011.

WÜNSCHER, T; ENGEL, S.; WUNDER, S. Spatial targeting of payments for environmental services: a tool for boosting conservation benefits. **Ecological Economics**, nº 65, 2008, p. 822-833.

ANEXOS

ANEXO 1 – E-MAIL DE ENÉAS SOUZA MACHADO COM A MINUTA DA CT-COB, VERSÃO 20 DE MAIO DE 2008

Eneas Souza Machado 3/3/10

to me

Prezado Junior:

A Câmara Técnica do Comitê do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira (COALIAR) fez várias reuniões ao longo de 2008, onde se avançou numa minuta (inconclusa) de critérios de cobrança. Estou enviando em anexo; se te interessar e quiser entrar em detalhes, por favor entre em contato novamente.

Um abraço,

Enéas Machado
Gerente da Agência do COALIAR

Em 03/03/2010 às 10:06 horas, "Junior Garcia" <jrgarcia1989@gmail.com> escreveu:

 **Minuta Resolução sobre cobrança AI_AR 20_05_08.doc**
41K [View](#) [Download](#)

ANEXO 2 – E-MAIL DE ENÉAS SOUZA MACHADO INFORMANDO SOBRE OS CRITÉRIOS PARA DEFINIÇÃO DOS PUB'S

Eneas Souza Machado 12/29/10

to me

Junior:

Os preços unitários foram (e serão) decididos politicamente, certamente não maiores que aqueles já praticados em outras bacias.

Temos uma metodologia que detalha os aspectos da cobrança, mas não posso divulgá-la ainda.

Um abraço,

Enéas

Em 29/12/2010 às 10:18 horas, "Junior Garcia" <jrgarcia1989@gmail.com> escreveu:

Junior Garcia 12/29/10

to Eneas

Em 29/12/2010 10:28, Eneas Souza Machado escreveu:

Eneas,

Posso utilizar a informação deste e-mail?

"Os preços unitários foram (e serão) decididos politicamente [...]".

Porque este é o foco central da minha tese, que somente a valoração dos recursos naturais segundo a abordagem econômico-ecológica seria capaz de incorporar as três dimensões dos valores dos recursos naturais: social, ecológico e econômico. Desta maneira, os valores (preços unitários) atenderiam os preceitos da sustentabilidade no uso dos recursos naturais (hídricos).

Abraço,

Junior

Eneas Souza Machado 12/29/10

to me

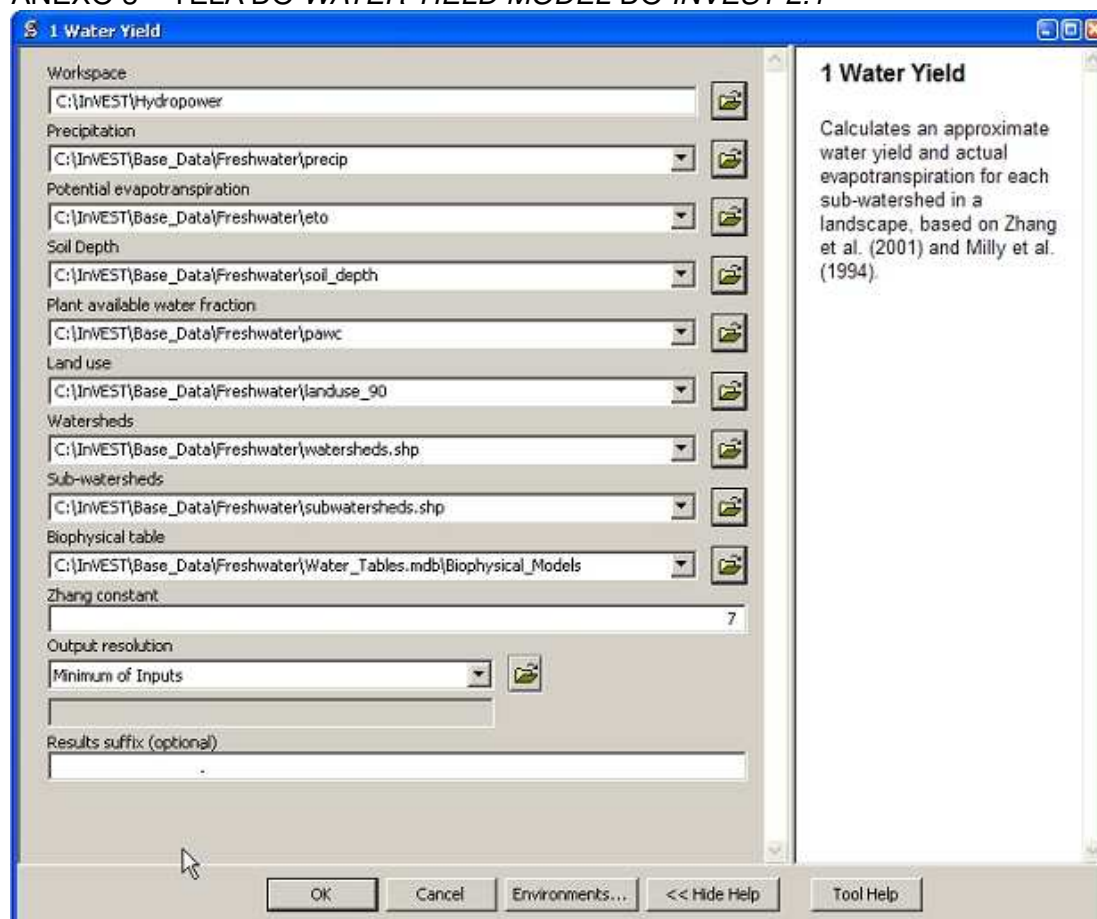
Junior:

Acho que pode sim. Todos os Comitês fizeram assim, após extensos estudos técnicos que depois foram engavetados!!

Enéas

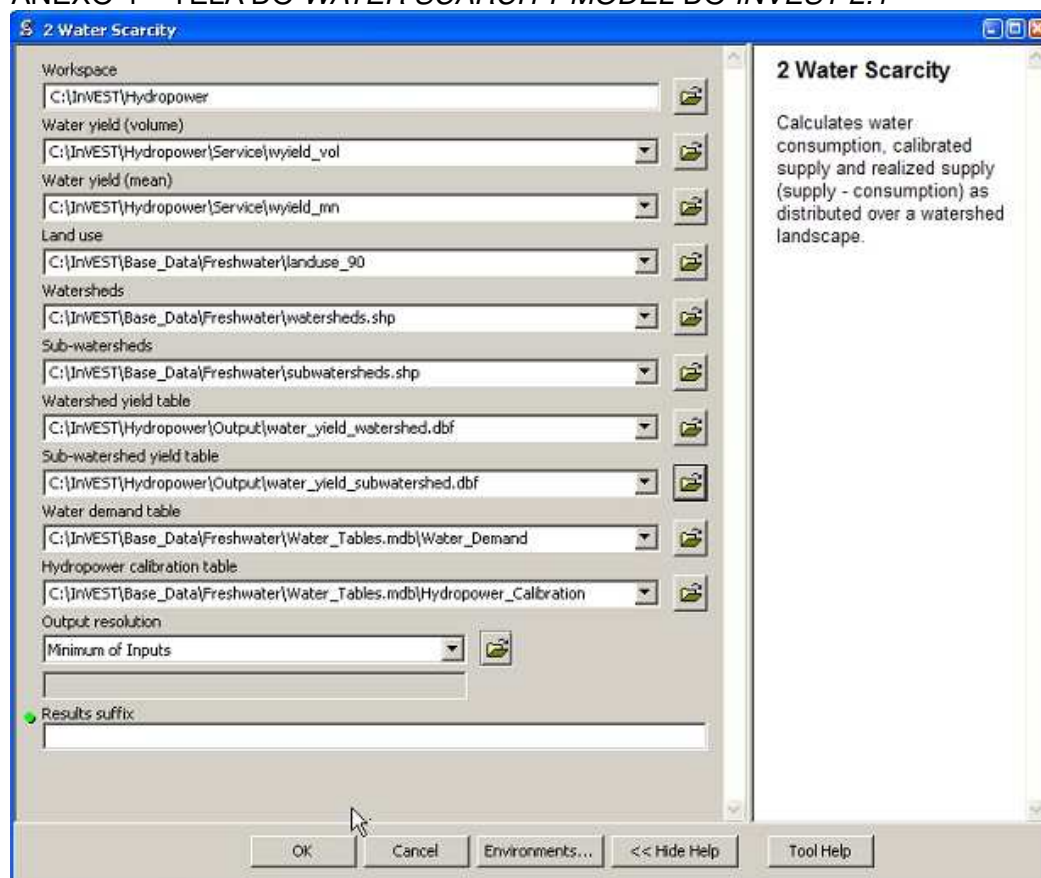
Em 29/12/2010 às 12:28 horas, "Junior Garcia" <jrgarcia1989@gmail.com> escreveu:

ANEXO 3 – TELA DO WATER YIELD MODEL DO INVEST 2.1



FONTE: Tallis et al., 2011, p. 180.

ANEXO 4 – TELA DO WATER SCARCITY MODEL DO INVEST 2.1



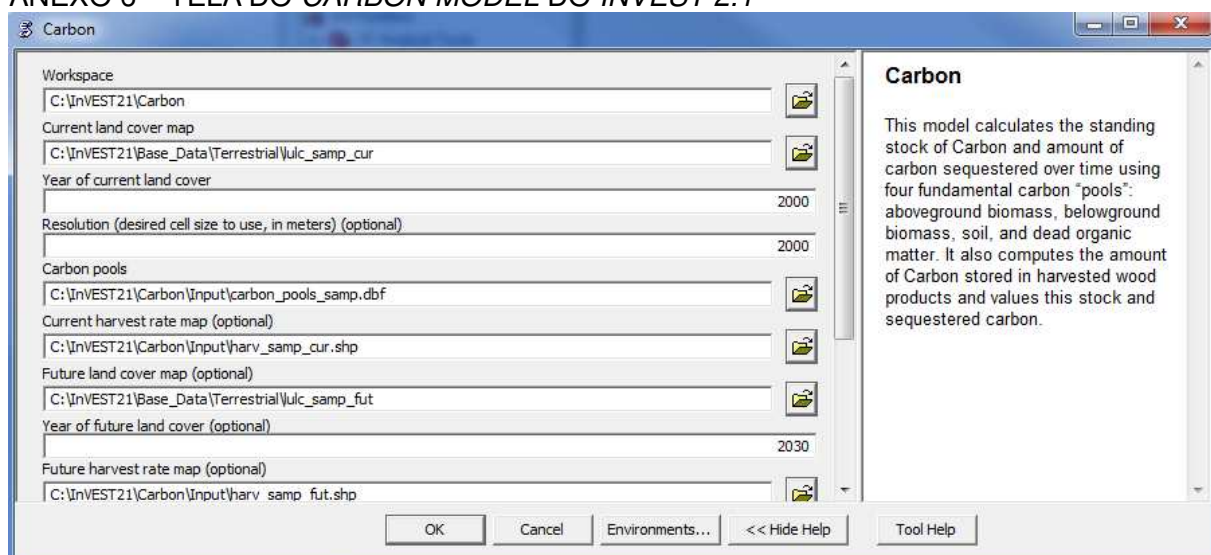
FONTE: Tallis *et al.*, 2011, p. 180.

ANEXO 5 – TELA DO SOIL LOSS MODEL DO INVEST 2.1



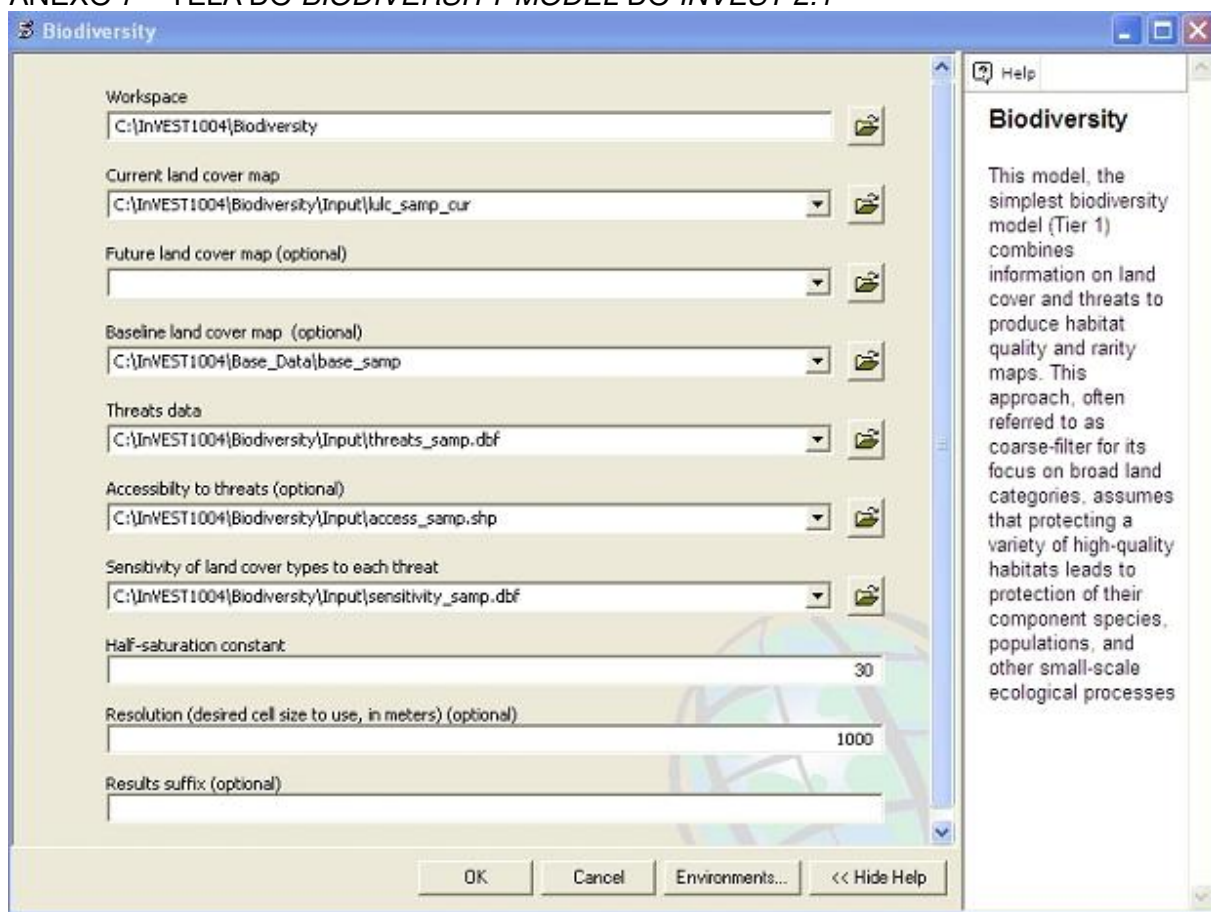
FONTE: Preparado pelo autor a partir do *InVEST 2.1*.

ANEXO 6 – TELA DO CARBON MODEL DO INVEST 2.1



FONTE: Preparado pelo autor a partir do *InVEST 2.1*.

ANEXO 7 – TELA DO BIODIVERSITY MODEL DO INVEST 2.1



FONTE: Tallis *et al.*, 2011, p. 143.

ANEXO 8 – TABELA DE SENSIBILIDADE DOS HÁBITATS EM RELAÇÃO ÀS AMEAÇAS

lul c	Lulc_desc	habita t	L_agri	L_pas t	L_urb	L_ro d	L_fer	L_ate r	L_oc_i r	L_s_es t	L_lin_t r	L_term o
1	Agricultura	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2	Floresta	1.00	1.00	1.00	1.00	0.50	0.30	1.00	1.00	1.00	0.30	1.00
3	Água	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
4	Pastagem	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
5	Reflorestamento	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
6	Urbano	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
lul c	Lulc_desc	habita t	L_aero p	L_ete	L_refl o	L_res	L_loca l	L_ud h	L_cgh	L_pch	L_r_tri	
1	Agricultura	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
2	Floresta	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	
3	Água	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
4	Pastagem	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
5	Reflorestamento	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
6	Urbano	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	

FONTE: Elaborado pelo autor com base em Hall *et al.* (1997), Nellemann *et al.* (2001), Granizo *et al.* (2006), Águas Paraná (2007), Salafsky *et al.* (2007), Jarvis *et al.* (2007), Alkemade *et al.* (2009), Unnasch *et al.* (2009).

NOTA: Somente o uso florestal é considerado hábitat (indicado pelo número 1).

ANEXO 9 – COMPARATIVO ENTRE CUSTOS DE PRODUÇÃO PARA O CULTIVO DE 1 HECTARE SEGUNDO SISTEMAS DE CULTIVO SELECIONADOS: MAIO/2009

Cultura	Sistema de Produção							
	Tradicional / Convencional				Orgânico			
	Insumos	Serviços	Total	Rendimento (kg)	Insumos	Serviços	Total	Rendimento (kg)
Alface	4.124,07	5.285,00	9.409,07	15.000	3.508,14	6.045,00	9.553,14	12.500
Batata Doce	3.999,35	2.860,00	6.859,35	16.000	2.740,43	2.450,00	5.190,43	16.000
Beterraba	5.390,90	3.560,00	8.950,90	20.000	4.133,40	3.610,00	7.743,40	16.000
Cenoura	4.413,00	3.895,00	8.308,00	24.000	4.831,10	4.470,00	9.301,10	20.000
Mandioquinha Salsa	5.663,70	5.125,00	10.788,70	15.000	6.880,20	4.350,00	11.230,20	13.000

Cultura	Sistema de Produção							
	Tradicional / Convencional				Plantio Direto			
	Insumos	Serviços	Total	Rendimento (kg)	Insumos	Serviços	Total	Rendimento (kg)
Feijão	1.461,89	976,00	2.437,89	2.700	1.465,44	871,00	2.336,44	2.700
Milho	1.250,42	755,00	2.005,42	6.000	1.300,76	720,00	2.020,76	7.200
Soja	1.185,66	696,00	1.881,66	3.300	1.260,66	381,00	1.641,66	3.300

FONTE: Elaborado pelo autor com base em Emater-DF (2011).

ANEXO 10 – E-MAIL DA SANEPAR COM AS INFORMAÇÕES DAS ETA'S E ETE'S DA ÁREA DO COALIAR

ETAS e ETEs COALIAR

Edgard Faust Filho edgardff@sanepar.com.br May 25

to me

Segue planilhas com os dados solicitados.

Desculpe o atraso, a demora ocorreu nos sistemas de esgoto, tivemos que "garimpar" alguns dados.

Atenciosamente.

Edgard Faust Filho

Companhia de Saneamento do Paraná

USES/GPDO/DO

[\(41\)33307164](tel:(41)33307164)



Planilhas Jr Garcia.zip

91K [View](#) [Download](#)