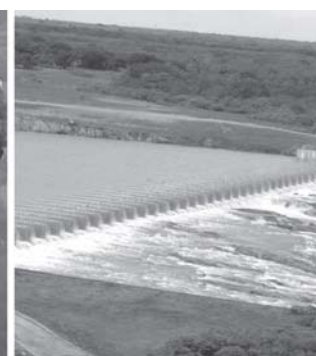
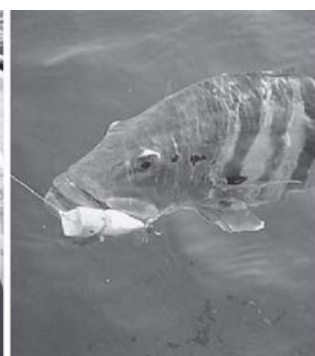
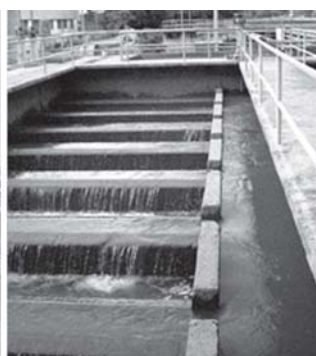


Avaliação Ambiental Integrada de Bacia Hidrográfica

CARLOS E. M. TUCCI
CARLOS ANDRÉ MENDES



República Federativa do Brasil

Presidente: Luiz Inácio Lula da Silva

Vice-Presidente: José de Alencar Gomes da Silva

Ministério do Meio Ambiente - MMA

Ministra: Marina Silva

Secretário-Executivo: Cláudio Roberto Langone

Secretaria de Qualidade Ambiental - SQA

Secretário: Victor Zular Zveibil

Programa de Proteção e Melhoria de Qualidade Ambiental - PQA

Diretor: Ruy de Góes Leite de Barros

Projeto de Instrumentos de Gestão Ambiental- Progestão

Gerente: Moema Pereira Rocha de Sá

Avaliação Ambiental Integrada de Bacia Hidrográfica

CARLOS E. M. TUCCI
CARLOS ANDRÉ MENDES

Esta publicação foi produzida no âmbito do Projeto de Instrumentos de Gestão Ambiental PROGESTÃO, vinculado ao Programa de Proteção e Melhoria da Qualidade Ambiental - PQA da Secretaria de Qualidade Ambiental do Ministério do Meio Ambiente (MMA).

COORDENAÇÃO: Moema Pereira Rocha de Sá.

COLABORAÇÃO: Elvira Maria Xavier Vieira e Maria Ceicilene Aragão Martins Rêgo

REVISÃO: Elvira Maria Xavier Vieira.

EQUIPE DO PROGESTÃO: Ana Elizabeth Medeiros Fernandes, Elvira Maria Xavier Vieira, Inês Caribé Nunes Marques, Luana das Chagas Silva, Marcelo Peres Facas, Marcia Catarina David, Marcus Bruno Malaquias Ferreira, Maria Ceicilene Aragão Martins Rego, Maria Mônica Guedes de Moraes e Rita Lima Almeida

PROJETO GRÁFICO E DIAGRAMAÇÃO: Qualitas Brasil Soluções em Marketing

Catálogo na Fonte
Instituto do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

A945 Avaliação ambiental integrada de bacia hidrográfica / Ministério do Meio Ambiente / SQA. – Brasília: MMA, 2006.

302 p. :

Bibliografia
ISBN 85-7738-047-5

1. Controle e qualidade ambiental. 2. Bacia hidrográfica. I. Ministério do Meio Ambiente. II. Secretaria de Qualidade Ambiental nos Assentamentos Humanos - SQA. III. Avaliação Ambiental Integrada de Bacia Hidrográfica.

CDU (2.ed.)556.51

P R E F Á C I O

A implementação de modelos de desenvolvimento sobre bases sustentáveis, no país, tem demandado abordagens integradoras para a gestão dos recursos ambientais que permitam avaliar os impactos cumulativos e sinérgicos das intervenções numa dada área, em detrimento de tratamentos tradicionais, individualizados, que impedem uma compreensão das interações e da dinâmica dos processos mais relevantes que definem ou constituem o meio ambiente.

É nesse contexto que surgem as proposições para realizar a avaliação ambiental integrada de bacias hidrográficas, como forma de subsidiar as decisões sobre a implantação de aproveitamentos hidrelétricos. Na matriz energética brasileira, os aproveitamentos hidrelétricos representam cerca de 80% da geração média de energia, mas a potência instalada não atende à demanda futura do país. Como o planejamento da expansão dessa potência está baseado principalmente em usinas hidrelétricas, tornou-se necessário orientar as articulações inter-setoriais para administrar os conflitos que se estabeleceram entre a abordagem do aproveitamento ótimo energético e a necessidade de implementação de ações que visam à conservação ambiental, básicas ao desenvolvimento sustentável.

Em 2003, o IBAMA começou a exigir, no âmbito do licenciamento ambiental de usinas hidrelétricas, que os estudos de impactos ambientais se reportassem à bacia hidrográfica, em conformidade com a Resolução CONAMA nº 001/86. Paralelamente, alguns estados da Federação como o Paraná, Goiás e o Rio Grande do Sul, já estavam incorporando aos seus instrumentos de planejamento, uma avaliação integrada de suas bacias hidrográficas, com vistas a subsidiar o licenciamento ambiental de empreendimentos hidrelétricos.

Diante desse quadro, pautando-se na sua política ambiental e contando com a profícua contribuição do IBAMA, dos órgãos ambientais do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina, e do setor elétrico, o Ministério do Meio Ambiente passou a trabalhar nesse novo instrumento de planejamento e de desenvolvimento de conhecimentos para a gestão ambiental, a metodologia da Avaliação Ambiental Integrada de Bacia – AAIB, que ora se encontra em fase de consolidação.

A estrutura dessa AAIB, que exige conhecimentos multi e interdisciplinares - com atuações de engenheiros, biólogos, geógrafos, geólogos, agrônomos, advogados, administradores, sociólogos, arquitetos etc - está condicionada:

(1) à identificação das diretrizes ambientais, numa ótica compatível com o desenvolvimento sustentável na bacia, visando reduzir riscos e incertezas para o desenvolvimento sócio-ambiental e para o planejamento energético da bacia;

(2) ao desenvolvimento de indicadores de sustentabilidade da bacia, com relação aos usos observados;

(3) ao desenvolvimento de conhecimento para a melhor gestão integrada dos usos e conservação dos recursos hídricos e do meio ambiente, visando compatibilizar a exploração da hidreletricidade com a preservação da biodiversidade e manutenção dos fluxos gênicos;

(4) a abordagens integradoras dos possíveis impactos ambientais gerados na bacia pela implementação de novos empreendimentos hidrelétricos, considerando os usos e a conservação dos recursos naturais;

(5) ao desenvolvimento de procedimentos que garantam a efetiva participação dos segmentos sociais envolvidos; e

(6) à integração da dimensão ambiental ao processo de planejamento energético, e à articulação desse processo com o licenciamento ambiental.

As etapas de procedimentos para o desenvolvimento da Avaliação Ambiental Integrada são, no mínimo: caracterização geral da bacia hidrográfica quanto aos principais ecossistemas; caracterização dos impactos de acordo com sua espacialidade, ou seja, como se distribuem e afetam as populações naturais e o meio físico no ambiente terrestre, no ambiente aquático ou no meio socio-econômico; identificação dos conflitos existentes na bacia hidrográfica; e aplicação de técnicas de integração das informações obtidas.

A participação pública, embora seja componente de acompanhamento para o desenvolvimento dos estudos, não deve ser vista como uma etapa, mas como a garantia de um princípio de transparência e de efetiva contribuição da sociedade no processo, desde a caracterização inicial, até às decisões associadas.

Finalmente, esse tipo de abordagem deve ser eficaz na geração de informações que,

Dados sobre os Autores

Carlos E. M. Tucci – PhD.

Engenheiro Civil, formado pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul em 1971; Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1975; Doctor of Philosophy, Civil Engineer Department, Colorado State University, USA, 1978. Professor do IPH-UFRGS

Carlos André Mendes – D.

Engenheiro Civil, formado pela Universidade Federal de Alagoas; Mestre em Recursos Hídricos e Geoprocessamento, IPH, UFRGS, 1990. Doutorado na University of Bristol, England, 1996; Pós-doutorado na University of California Davis, 2003. Professor do IPH-UFRGS.

Tucci, Carlos E.M.; Mendes, C.A.

Curso de Avaliação Ambiental Integrada de Bacia – Ministério do Meio Ambiente – Secretaria de Qualidade Ambiental – Rhama Consultoria Ambiental 2006.

I. Meio Ambiente – Recursos Hídricos – Integrado

APRESENTAÇÃO

Este texto é uma edição da apostila que elaborei para o curso de Avaliação Ambiental Integrada de Bacia Hidrográfica, com os ajustes e atualizações que se fizeram necessários à publicação. O curso foi contratado pelo Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento – PNUD/Ministério de Meio Ambiente – MMA/Secretaria de Qualidade Ambiental - SQA, com o objetivo de treinar técnicos do Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA e dos Órgãos de Meio Ambiente dos Estados e do Distrito Federal em novas ferramentas de gestão.

O treinamento proposto trata de desenvolver os conceitos essenciais sobre recursos hídricos, usos e impactos dos usos da água, integrados aos elementos fundamentais - dos ambientes naturais e antrópicos. Embora a abordagem seja abrangente, procura-se estabelecer as bases para o aprimoramento de conhecimentos mais detalhados dentro de vários componentes do conteúdo. Vários conceitos apresentados neste texto estão em evolução ao longo do tempo, em função do aprimoramento do conhecimento e da experiência adquirida com vários projetos e estudos de caso.

Neste sentido, e tratando-se de uma proposta de análise dos impactos na bacia hidrográfica dentro de uma visão integrada no espaço e dentro dos diferentes aspectos institucionais e sócio – econômicos, esta publicação deve ser vista como uma das contribuições ao desenvolvimento de conhecimentos para a gestão ambiental em bacias hidrográficas e não como uma norma metodológica.

Visando estabelecer um conhecimento comum de termos e conceitos utilizados ao longo do texto que segue, e proporcionar ao leitor informações preliminares sobre o tema, o primeiro capítulo apresenta-se uma revisão de conhecimento de vários conteúdos disciplinares dos processos hidrológicos e os efeitos antrópicos sobre esse sistema, considerando aspectos qualitativos e quantitativos da água.

No segundo capítulo, é apresentada uma visão sintética dos usos e impactos sobre a água em áreas urbanas e rurais, em desenvolvimento de infra-estrutura como energia e transporte, bem como são analisados impactos sobre a sociedade, tais como os eventos extremos de inundações e secas, e efeitos sobre a saúde humana, como resultados das combinações daqueles impactos em cenários extremos.

No terceiro capítulo descreve-se uma visão da gestão dos recursos hídricos, sua inter-relação com o meio ambiente e outros setores como saneamento urbano e energia. Este capítulo trata principalmente dos diferentes formas e cenários de gestão e sua relação com o ambiente como um dos caminhos para o desenvolvimento sustentável.

No quarto capítulo é apresentada a metodologia de Avaliação Ambiental Distribuída (AAD), caracterizada pela análise dos impactos que ocorrem no espaço, mas sem analisar necessariamente o efeito em cadeia que ocorrem nos sistemas ambientais.

Finalmente, o último capítulo é o que trata do objetivo principal desta publicação, ou seja, a Avaliação Ambiental Integrada (AAI). Inicialmente, são analisados os conceitos e terminologias que estão em evolução, apresentadas algumas inter-relações possíveis com outras formas de avaliação ambiental, e brevemente discutida a relação entre o planejamento de recursos hídricos e a área ambiental, buscando-se estabelecer uma referência para a avaliação ambiental integrada. A segunda e última parte do capítulo trata das ferramentas que podem ser utilizadas na avaliação, apresentando exemplos de problemas e avaliações globais que relacionam recursos hídricos e seus usos com meio ambiente.

Como o curso não tinha por finalidade esgotar o assunto, este texto restringiu-se a mostrar os principais conceitos e as diversas formas de abordagem, no contexto da AAI, que devem ser debatidos e aprimorados dentro das peculiaridades de cada caso.

Carlos Eduardo M. Tucci
Porto Alegre, setembro de 2006

ÍNDICE

1. PROCESSOS HIDROLÓGICOS NATURAIS E ANTRÓPICOS.....	15
1.1 Ciclo Hidrológico Global e seus Componentes	15
1.2 Descrição dos processos hidrológicos na bacia hidrográfica	15
1.3 Bacia hidrográfica, variáveis hidrológicas e terminologia	19
1.3.1 Bacia Hidrográfica	19
1.3.2 Terminologia	19
1.3.3 Escoamento	22
1.3.4 Comportamento do reservatório e regularização da vazão	24
1.4 Ações antrópicas sobre os sistemas hídricos	25
1.4.1 Desmatamento	25
1.4.2 Uso da Superfície	25
1.4.3 Método de Desmatamento	27
1.4.4 Métodos de avaliação do Impacto do desmatamento	27
1.4.5 Alterações da precipitação devido ao desmatamento	28
1.4.6 Impacto do desmatamento sobre o escoamento	29
1.4.7 Impactos devido a Urbanização	34
1.5 Escalas dos processos hidroclimáticos	38
1.5.1 A escala temporal	38
1.5.2 Variabilidade espacial	39
1.5.3 Análise do comportamento da transição da micro para a meso-escala	40
1.5.4 Extrapolação entre escalas	41
1.6 Mudança climática.	43
1.6.1 Terminologia	43
1.6.2 Efeito Estufa	44
1.6.3 Efeitos sobre o clima	44
1.6.4 Evidências de alterações do clima	47
1.6.5 Modelos Globais Climáticos e os prognósticos	49
1.6.6 Ações internacionais para mitigação dos impactos	52
1.7 Variabilidade climática e hidrológica	53
1.7.1 Indicadores de variabilidade climática	53
1.7.2 Variabilidade Hidrológica	54
1.8 Funções Hidrológicas	59
1.8.1 Curva de Probabilidade de vazões máximas	60
1.8.2 Curva de Probabilidade de Vazões Médias	65
1.8.3 Curva de Probabilidade de Vazões Mínimas	71
1.8.4 Curva de Permanência	74
1.8.5 Curva de Regularização	77
1.8.6 Indicadores	80
1.9 Qualidade da Água	84
1.9.1 Fontes de poluição	84
1.9.2 Tipos de Parâmetros	86
1.9.3 Estimativa das Cargas	88
1.9.4 Rios	89
1.9.5 Lagos e Reservatórios	91
2. USOS E IMPACTOS DOS RECURSOS HÍDRICOS	100
2.1 Características dos usos da água	100
2.1.1 Mananciais ou fontes de água	101
2.1.2 Abastecimento de água	103
2.1.3 Irrigação	106
2.1.4 Energia Elétrica	107
2.1.5 Navegação	109

2.1.6 Usos Múltiplos e Conflitos	110
2.2 Impactos dos Usos da Água	111
2.2.1 Impacto do desenvolvimento urbano	112
2.2.2 Impacto e sustentabilidade do desenvolvimento rural	113
2.2.3 Impacto da produção hidrelétrica: barragens	117
2.2.4 Potencial impacto da navegação	118
2.3 Impacto sobre a sociedade	118
2.3.1 Saúde.	119
2.3.2 Inundações	121
2.4 Impacto acumulativo e sinérgico	123
2.4.1 Conceitos	123
2.4.2 Exemplos descritivos	124
3. GESTÃO INTEGRADA DOS RECURSOS HÍDRICOS	134
3.1 Desenvolvimento sustentável	134
3.2 Gerenciamento Integrado dos Recursos Hídricos (GIRH)	136
3.3 Histórico	137
3.4 Metas do <i>Millenium</i>	139
3.5 Sistema Institucional dos Recursos Hídricos no Brasil	140
3.5.1 Legislação de recursos hídricos	140
3.5.2 Gerenciamentos Hídricos	142
3.5.3 Meio ambiente	143
3.5.4 Financiamento	145
3.5.5 Sínteses, fases e desafios	145
3.6 Planos de Recursos Hídricos	149
3.6.1 Características principais	149
3.6.2 Plano Nacional de Recursos Hídricos	149
3.6.3 Planos de Bacia	151
3.7 Gestão das águas urbanas: saneamento ambiental	151
3.7.1 Fases da gestão das águas urbanas	152
3.7.2 Visão integrada no ambiente urbano	153
3.7.3 Aspectos Institucionais	156
3.8 Gestão do setor de energia	162
3.8.1 Aspectos Institucionais e matriz energética	162
3.8.2 Condicionantes hídricos na produção de energia	164
3.8.3 Tendência de implantação dos empreendimentos e aspectos ambientais	165
3.8.4 Efeito dos Usos múltiplos	166
4. TÉCNICAS DE ANÁLISE AMBIENTAL	169
4.1 Indicadores ambientais espaciais	171
4.1.1 Classificação do indicador	173
4.1.2 Componentes ambientais consideradas	177
4.1.3 Exemplos: Balanços de massa, Resíduo sólido, Água, Ar, indicadores agregados e avaliação de desempenho	183
4.2 Vazão ambiental e indicadores no sistema hídrico	189
4.2.1 Ciclo Hidrológico: Ofertas e Demandas	189
4.2.2 Métodos para determinação da vazão ambiental	190
4.2.3 Sistema de indicadores de desempenho em serviços municipais de abastecimento de água	192
4.2.4 Indicador de estresse hídrico em culturas agrícolas	195
4.2.5 Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano	196
4.2.6 Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana	198
4.2.7 Indicadores qualitativos ou visuais do estado de bacias hidrográficas	205
4.3 Avaliação multi-objetiva dos indicadores	205
4.3.1 Elementos de Análise de Decisão Multi-Objetivo	207

4.3.2 Multi-Objetivo <i>versus</i> Multi-critério	211
4.3.3 Classificação de Problemas Multi-Objetivos	214
4.3.4 Arcabouço de um sistema de suporte a decisão (espacial e multi-objetivo)	215
4.4 Avaliação distribuída dos impactos ambientais na bacia hidrográfica e área de influência	217
4.4.1 Critérios de avaliação	217
4.4.2 Único objetivo / Multi critério	219
4.4.3 Multi objetivo / Multi critério	219
4.4.4 Exemplo de aplicação: Licenciamento de aproveitamentos hidroelétricos em bacias hidrográficas	220
5. AVALIAÇÃO AMBIENTAL INTEGRADA.....	235
5.1 Avaliação Ambiental Estratégica	235
5.2 Avaliação Ambiental Distribuída e Integrada	239
5.3 Política, Planos e Programas de Recursos Hídricos e AAE	239
5.3.1 Política, Planos e Programas	239
5.3.2 Plano de Bacia	240
5.3.3 Planejamento Energético	242
5.4 Estrutura da Avaliação Ambiental Integrada	244
5.4.1 Estrutura metodológica	244
5.4.2 Caracterização	245
5.4.3 Avaliação ambiental distribuída	248
5.4.4 Conflitos	250
5.4.5 Avaliação Ambiental Integrada (AAI)	251
5.4.6. Produtos	254
5.5 Relações Causa-Efeito Potenciais na bacia Hidrográfica	254
5.6 Modelos para simulação de cenários integrados	255
5.6.1 Conceitos	255
5.6.2 Modelos na Gestão dos recursos hídricos	256
5.6.3 Modelo de Qualidade da Água da bacia Hidrográfica	259
5.6.4 Uso do modelo	263
5.7 Estudos de Casos.....	267
5.7.1 Variações de longo prazo e seus impactos nos sistemas hídricos no Brasil	267
5.7.2 Bacia do rio Taquari: alternativas de hidrelétricas	274
5.7.3 Banhado do Taim	277
5.7.4 Conflitos de energia x inundação: Rio Iguaçu em União da Vitória x Foz de Areia	278
5.7.5 Uso do solo e variabilidade climática no rio Paraná	280
5.7.6 Sustentabilidade do Alto Paraguai e sua população	288
5.7.7 Casos variados de Impactos Ambientais	297

1. PROCESSOS HIDROLÓGICOS NATURAIS E ANTRÓPICOS

Carlos E. M. Tucci

1.1 Ciclo Hidrológico Global e seus Componentes

O ciclo da água no globo é acionado pela energia solar. Esse ciclo retira água dos oceanos através da evaporação¹ da superfície do mar e da superfície terrestre. Anualmente cerca de $5,5 \cdot 10^5 \text{ km}^3$ de água é evaporada, utilizando 36% de toda a energia solar absorvida pela Terra, cerca de $1,4 \cdot 10^{24}$ Joules por ano (IGBP, 1993). Essa água entra no sistema de circulação geral da atmosfera que depende das diferenças de absorção de energia (transformação em calor) e da refletância entre os trópicos e as regiões de maior latitude, como as áreas polares. Em média, cerca de $5 \cdot 10^9$ MW é transportado dos trópicos para as regiões polares em cada hemisfério.

O sistema de circulação da atmosfera é extremamente dinâmico e não-linear, dificultando sua previsão quantitativa. Esse sistema cria condições de precipitação pelo resfriamento do ar úmido que formam as nuvens gerando precipitação na forma de chuva e neve (entre outros) sobre os mares e superfície terrestre. A água evaporada se mantém na atmosfera, em média apenas 10 dias.

O fluxo sobre a superfície terrestre é positivo (precipitação menos evaporação), resultando nas vazões dos rios em direção aos oceanos. O fluxo vertical dos oceanos é negativo, com maior evaporação que precipitação. O volume evaporado adicional se desloca para os continentes pelo sistema de circulação da atmosfera e precipita, fechando o ciclo. Os valores médios aproximados de troca desse ciclo podem ser observados na figura 1.1. Em média, a água importada dos oceanos é reciclada cerca de 2,7 vezes sobre a terra através do processo precipitação-evaporação, antes de escoar de volta para os oceanos (IGBP, 1993).

Esse ciclo utiliza a dinâmica da atmosfera e os grandes reservatórios de água, que são os oceanos ($1.350 \cdot 10^5 \text{ m}^3$), as geleiras (25.) e os aquíferos (8,4). Os rios e lagos, biosfera e atmosfera possuem volumes insignificantes se comparados com os acima.

1.2 Descrição dos processos hidrológicos na bacia hidrográfica

Os processos hidrológicos na bacia hidrográfica possuem duas direções predominantes de fluxo na bacia: vertical e o longitudinal. O vertical é representado pelos processos de precipitação, evapotranspiração², umidade e fluxo no solo, enquanto que o longitudinal pelo escoamento na direção dos gradientes da superfície (escoamento superficial e rios) e do subsolo (escoamento subterrâneo), observe a figura 1.2.

O balanço de volumes na bacia depende inicialmente dos **processos verticais**. Na figura 1.3 pode-se observar que, da radiação solar que atinge a superfície da terra, parte é refletida e parte é absorvida. A proporção entre a energia refletida e a total é o albedo, que depende do tipo de superfície. Por exemplo, o albedo de uma superfície líquida é da ordem de 5-7%, enquanto que de uma superfície como uma floresta tropical é cerca de 12%, e para pasto e uso agrícola, está entre 15 e 20% (Bruijnzeel, 1990). O albedo também varia sazonalmente ao longo do ano e dentro do dia.

¹ Evapotranspiração é a transformação da água de estado líquido para gasoso do solo, plantas e superfícies livres devido a radiação, vento e outras características físicas.

² Evapotranspiração é a transformação da água de estado líquido para gasoso do solo, plantas e superfícies livres devido a radiação, vento e outras características físicas.

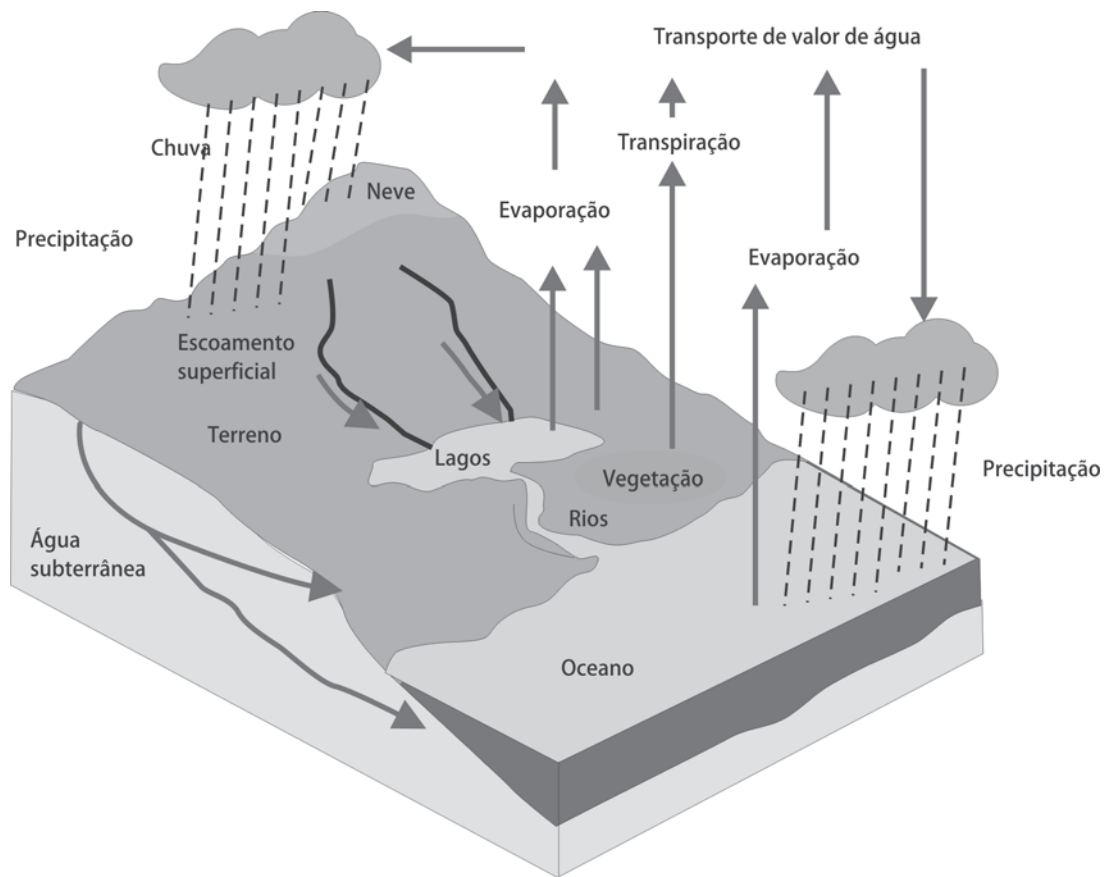


Figura 1.1 Ciclo Hidrológico Global

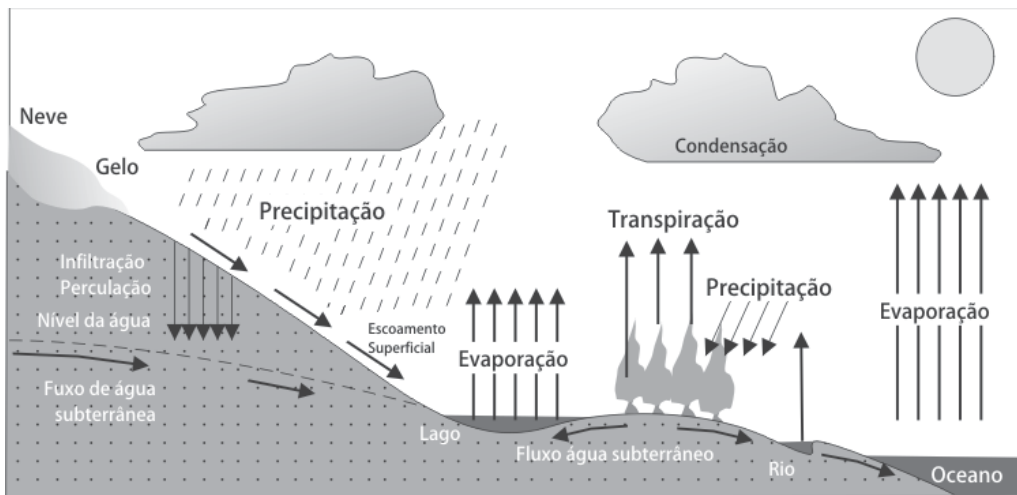


Figura 1.2 Ciclo hidrológico terrestre (IGBP, 1993)

A vegetação tem um papel fundamental no balanço de energia e no fluxo de volumes de água. A parcela inicial da precipitação é retida pela vegetação; quanto maior for a superfície de folhagem, maior a área de retenção da água durante a precipitação. Esse volume retido é evaporado assim que houver capacidade potencial de evaporação. Quando esse volume, retido pelas plantas, é totalmente evaporado, as plantas passam a perder umidade para o

ambiente por meio da transpiração. A planta retira essa umidade do solo através das suas raízes. A evapotranspiração de florestas tropicais, que raramente têm *deficit* de umidade do solo, é, em média, 1.415 mm (1.310-1500). Esse valor pode cair para 900 mm, se houver períodos de *deficit* hídrico (Bruijnzeel, 1990). A transpiração em florestas tropicais é da ordem de 70% desses valores.

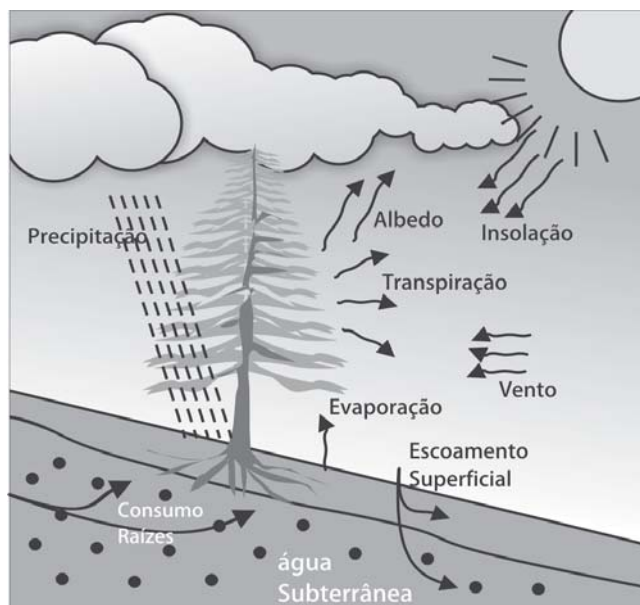


Figura 1.3 Processos na bacia (IGBP, 1993)

A precipitação atinge o solo (figura 1.4): (a) atravessando a vegetação da floresta (em média 85% da precipitação incidente); ou (b) por meio dos troncos (1 a 2% da precipitação). A diferença é a interceptação. Na Reserva Duke em Manaus 8,9% da precipitação é interceptada pela vegetação, enquanto que na Reserva Jarú a interceptação é de 12,4% e na Reserva da Vale do Rio Doce 13%, sendo 65% no período seco e 1% no período úmido. Esses valores podem variar muito de acordo com a magnitude da precipitação, pois existe uma capacidade máxima da vegetação. Os valores indicados geralmente se referem ao total anual.

Do volume de precipitação que atinge o solo uma parte pode infiltrar¹ ou escoar superficialmente dependendo da capacidade desse solo de infiltração, que depende de condições variáveis, umidade, das características químicas ou estruturais do solo e da cobertura vegetal. A água que infiltra, pode percolar² para o aquífero ou gerar um escoamento sub-superficial ao longo dos canais internos do solo, até a superfície ou um curso d'água. A água que percola até o aquífero é armazenada e transportada até os rios, criando condições para manter os rios perenes nos períodos de longa estiagem. Em bacias onde a capacidade da água subterrânea é pequena, com grandes afloramentos de rochas e alta evaporação, os rios não são perenes, como na região de cristalino do Nordeste.

A capacidade de infiltração depende do tipo e do uso do solo. A capacidade de infiltração³ do solo na floresta é alta (Pritchett, 1979), o que produz baixa quantidade de escoamento superficial. Em solos sem cobertura e compactação, a capacidade de infiltração pode diminuir drasticamente, com constantemente aumento do escoamento superficial. Por exemplo, estradas de terra ou caminhos percorridos pelo gado sofrem forte compactação, reduz a capacidade de infiltração, enquanto o uso de maquinário agrícola para revolver o solo durante o plantio pode aumentar a infiltração. A capacidade de infiltração varia também com as condições de umidade. Um solo argiloso pode ter uma alta capacidade de infiltração quando estiver seco, no entanto, após receber umidade pode se tornar quase que impermeável.

¹ Infiltração – penetração da água da superfície no solo.

² Percolação é o escoamento da água no solo.

³ Capacidade de infiltração é a capacidade de infiltrar água do solo, independentemente da precipitação.

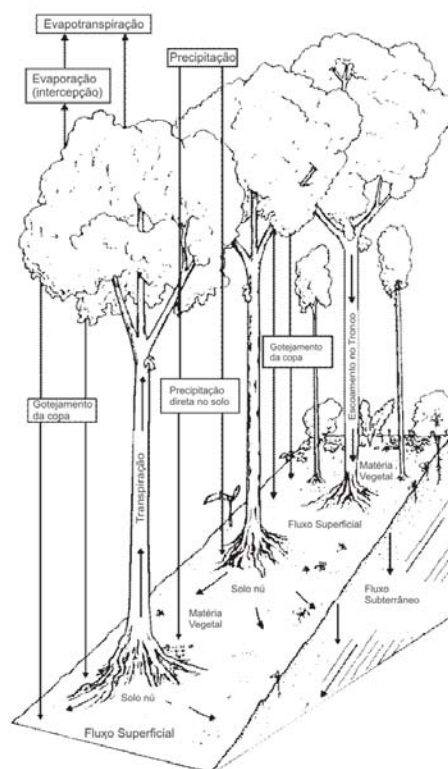


Figura 1.4 Processos de Interceptação vegetal na bacia (Bruijnzeel, 1990).

Como pode ser observado na figura 1.2, existe uma camada do solo não saturada, onde ocorre infiltração e percolação e outra saturada onde ocorre armazenamento e escoamento subterrâneo. Na camada não-saturada podem existir condições de escoamento que depende de vários fatores físicos. Na figura 1.5a pode-se observar o escoamento dito "Hortoniano", onde o escoamento superficial é gerado em toda superfície (para capacidade de infiltração menor que a precipitação) e o escoamento sub-superficial escoar até o rio. No entanto, existem áreas onde praticamente não ocorre escoamento superficial (figura 1.5b), toda a precipitação se infiltra, tendo um significativo escoamento sub-superficial que é transportado pelos macroporos, que pode aparecer na superfície por meio de fontes, produzindo escoamento superficial em conjunto com a precipitação local.

O escoamento superficial converge para os rios que formam a drenagem principal das bacias hidrográficas. O escoamento em rios depende de várias características físicas tais como a declividade, rugosidade, seção de escoamento do rio e obstruções ao fluxo. Os rios tendem a moldar dois leitos, o leito menor, onde escoar na maior parte do ano e o leito maior (utilizado quando o rio transborda), que o rio ocupa durante algumas enchentes. Quando o leito não é rochoso, as enchentes que ocorrem ao longo dos anos geralmente moldam um leito menor de acordo com a frequência das vazões. O tempo de retorno da cota correspondente a definição do leito menor está entre 1,5 e 2 anos. O valor médio dos postos fluviométricos no rio Alto Paraguai é de 1,87 anos (Tucci e Genz, 1995).

Como se observa dessa breve descrição, a interface entre solo-vegetação-atmosfera tem uma forte influência no ciclo hidrológico. Associado aos processos naturais, já complexos, existe também a interferência humana que age sobre esse sistema natural.

A maior dificuldade em melhor representar os processos hidrológicos, nas interfaces mencionadas é a grande heterogeneidade dos sistemas envolvidos, ou seja, a grande variabilidade do solo e cobertura vegetal, além da própria ação do homem.

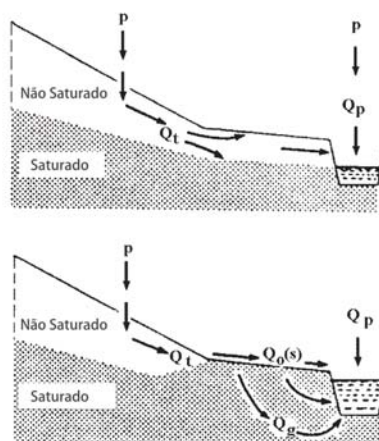


Figura 1.5 Escoamentos na bacia:
(a) escoamento hortoniano;
(b) áreas de saturação (Bruijnzeel, 1990).

1.3 Bacia hidrográfica, variáveis hidrológicas e terminologia

1.3.1 Bacia Hidrográfica

Para cada seção de um rio existirá uma bacia hidrográfica. Considerando esta seção, a bacia é toda a área que contribui por gravidade para os rios até chegar a seção que define a bacia. (figura 1.6). Esta área é definida pela topografia da superfície, no entanto, a geologia do sub-solo pode fazer com que parte do escoamento que infiltra no solo escoe para fora da área delimitada superficialmente. Esta diferença pode ser significativa para bacias pequenas e para formações geológicas específicas como o Karst.

As características principais da bacia hidrográfica são a área de drenagem, o comprimento do rio principal, declividade do rio e a declividade da bacia.

Em geral rios possuem um trecho superior (figura 1.7), onde a declividade não é muito grande, seguido e por um trecho médio de grande declividade e no seu trecho inferior a declividade é pequena onde o rio tende a meandar.

1.3.2 Terminologia

Probabilidade e Tempo de retorno: Utilizando os dados históricos de vazões ou níveis num determinado local é estimada a probabilidade de que um determinado nível ou vazão seja igualado ou superado num ano qualquer. O *tempo de retorno* é o inverso dessa probabilidade

$$T = 1/P \quad (1.1)$$

onde T é o tempo de retorno e P é probabilidade.

Para exemplificar, considere um *dado*, que tem seis faces (números 1 a 6). Numa jogada qualquer, a probabilidade de sair o número 4 é $P=1/6$ (1 chance em seis possibilidades). O tempo de retorno é, *em média*, o número de jogadas que o número desejado se repete. Neste caso, usando a equação acima fica $T = 1/(1/6)=6$. Portanto, **em média**, o número 4 se repete a cada seis jogadas. Sabe-se que esse número não ocorre exatamente a cada seis jogadas, mas se jogarmos milhares de vezes e tirarmos a média, certamente isso ocorrerá. Sendo assim, o 4 pode ocorrer duas vezes seguidas e passar muitas vezes sem ocorrer, mas na média se repetirá em seis jogadas.

Fazendo uma analogia, cada jogada do *dado* é um ano para as enchentes. O tempo de retorno de 10 anos significa que, **em média**, a cheia pode se repetir a cada 10 anos ou, em cada ano, tem 10% de chance de ocorrer.

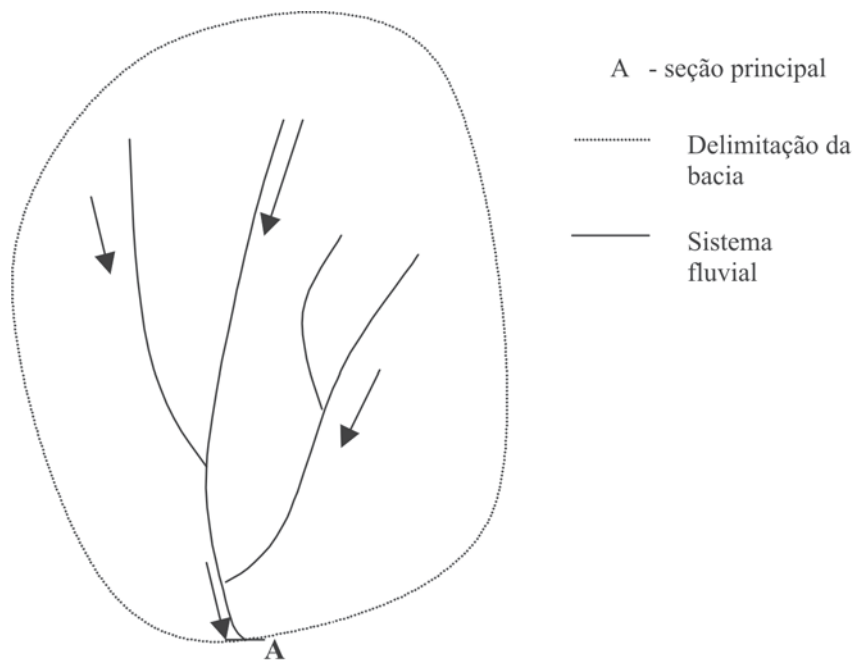


Figura 1.6 Bacia hidrográfica

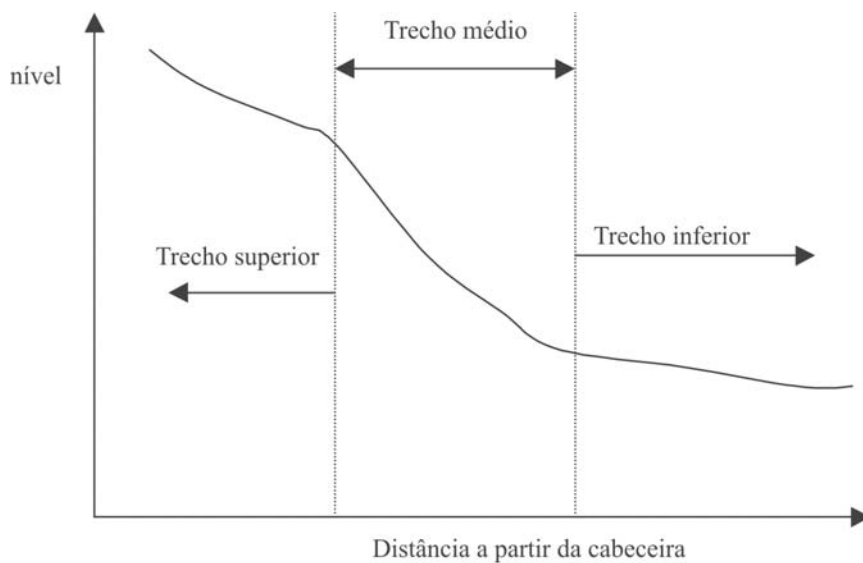


Figura 1.7 Declividade

A outra probabilidade utilizada é a seguinte: Qual a chance da cheia de 10 anos ocorrer nos próximos 5 anos? ou seja deseja-se conhecer qual a probabilidade de ocorrência para um período e não apenas para um ano qualquer. A equação para essa estimativa é a seguinte:

$$P_n = 1 - (1 - 1/T)^n \quad (1.2)$$

onde n é o número de anos onde se deseja a probabilidade; P_n é a probabilidade desejada. Para a pergunta acima fica:

$$P_n = 1 - (1 - 1/10)^5 = 0,41 \text{ ou } 41\% \quad (1.3)$$

Exemplo: A enscadeira de uma barragem deverá ser utilizada por 4 anos de constru-

ção. Estime qual deve ser o tempo de retorno da vazão de projeto, para que o risco no período citado seja de 10%.

A probabilidade aceita para os quatro anos de construção é de 10% ou $PR = 0,10$. Sendo $N = 4$, da equação 14.1, obtém-se T .

$$0,10 = 1 - (1 - 1/T)^4 \text{ e } T = 38,5 \text{ anos}$$

Série Histórica: A probabilidade ou o tempo de retorno é calculado com base na série histórica observada no local.

Para o cálculo da probabilidade, as séries devem ser representativas e homogêneas no tempo. Quando a série é **representativa**, os dados existentes permitem calcular corretamente a probabilidade.

A série é **homogênea** (ou estacionária), quando as alterações na bacia hidrográfica não produzem mudanças significativas no comportamento da mesma e, em consequência, nas estatísticas das vazões do rio. Nesse caso, para as maiores enchentes, se não sofrem efeito do reservatório. As alterações na bacia de montante não são suficientemente significativas para alterar as condições estatísticas dessas enchentes.

Montante e Jusante de uma seção de rio: se refere ao trecho de onde vem o escoamento (rio acima) e **jusante** é o trecho para onde o fluxo escoia (rio abaixo).

Tempo de concentração: é o tempo que uma gota de água leva para escoar superficialmente o ponto mais distante da bacia até a seção principal. É indicador da memória de resposta da bacia.

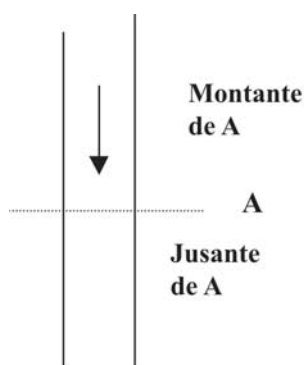


Figura 1.8 Montante e Jusante

Características do rio: As principais características do rio são o nível e a profundidade da água, a cota do fundo, os leitos maior e menor, a declividade do rio (veja acima), e a vazão.

Na figura 1.9 abaixo se pode observar que o nível de água se refere a altitude da água correspondente a um *datum*. A profundidade se refere a distância entre a superfície e o fundo do rio. A cota do fundo de uma seção é o seu ponto inferior na seção. O leito menor é a parte do rio onde o mesmo escoia na maioria do tempo ($> 95\%$ do tempo) e o leito maior é quando o rio escoia durante as enchentes mais raras. A cota do leito menor se refere ao risco da ordem de 1 a 2 anos de tempo de retorno e o limite do leito maior é definido para um risco da ordem de 100 anos.

A vazão é a quantidade de água que passa na seção por unidade de tempo; normalmente utiliza-se m^3/s ou l/s , para descrever esse parâmetro,

O nível é observado nos rios ao longo do tempo. Para determinar a vazão é, necessário estabelecer a relação entre a vazão e o nível. Esta relação é obtida com a medição da vazão e a leitura do nível. Para cada par de valores é obtido um valor na curva denominada de *curva-chave* (figura 1.10). Esta curva é obtida pelo ajuste dos pontos. Com base na leitura dos níveis é possível obter a vazão.

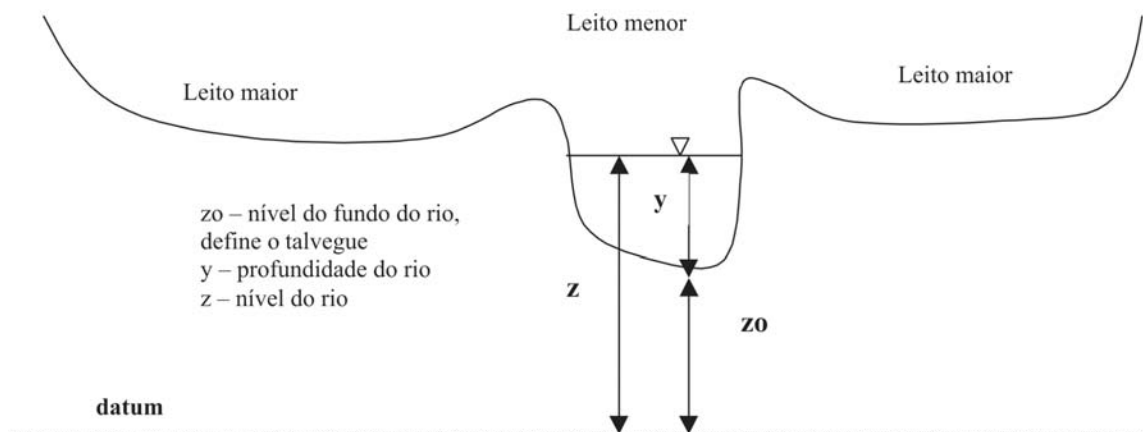


Figura 1.9 seção do rio

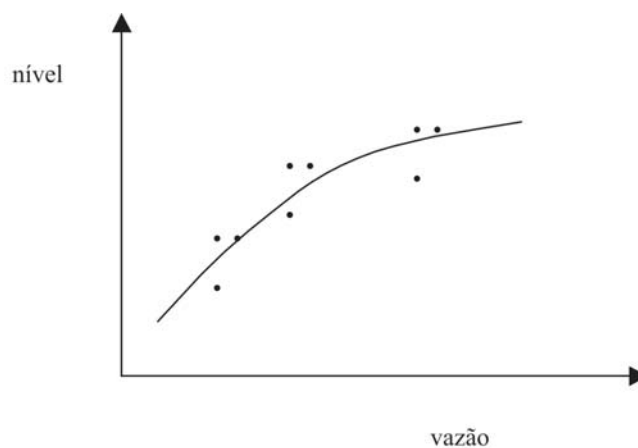


Figura 1.10 Curva - chave

1.3.3 Escoamento

Os processos de escoamento num rio, canal ou reservatório variam com tempo e o espaço (ao longo do seu comprimento). Para dimensionar ou conhecer uma situação limite, muitas vezes admite-se que o escoamento ocorre em regime *permanente*, ou seja, admite-se que não existe variação no tempo. O cálculo em regime *não-permanente* permite conhecer os níveis e vazões ao longo do rio e no tempo, representando a situação real.

O escoamento num rio depende de vários fatores que podem ser agregados em dois conjuntos:

- *Controles de jusante*: definem a declividade da linha de água. Os controles de jusante podem ser estrangulamentos do rio devido a pontes, aterros, mudança de seção, reservatórios, oceano. Esses controles reduzem a vazão de um rio independentemente da capacidade local de escoamento;
- *Controles locais*: definem a capacidade de cada seção do rio de transportar uma quantidade de água. A capacidade local de escoamento depende da área da seção, da largura, do perímetro e da rugosidade das paredes. Quanto maior a capacidade de escoamento, menor o nível de água.

Para ilustrar esse processo, pode-se usar uma analogia com o tráfego numa avenida: a capacidade de tráfego de automóveis de uma avenida, numa determinada velocidade, depende da sua largura e número de faixas que tem. Quando o número de automóveis é superior a sua capacidade, o tráfego torna-se lento e ocorrer congestionamento. Num rio, à medida que

chega um volume de água superior a sua vazão normal, o nível sobe e inunda as áreas ribeirinhas. Neste caso, o sistema está limitado a capacidade local de transporte de água (ou de automóveis).

Considere, por exemplo, o caso de uma avenida que tem uma largura com duas faixas num sentido, mas num dado ponto as duas faixas se transformam em apenas uma. Existe um trecho de transição, antes de chegar na mudança de faixa, que reduz a velocidade de todos os carros, criando um congestionamento, não pela capacidade da avenida naquele ponto, mas pelo que ocorre no trecho subsequente. Nesse caso, a capacidade está limitada pela transição de faixas (que ocorre a jusante) e não pela capacidade local da avenida. Da mesma forma, num rio, se existe uma ponte, aterro ou outra obstrução, a vazão de montante é reduzida pelo represamento de jusante e não pela sua capacidade local. Com a redução da vazão, ocorre aumento dos níveis. Esse efeito é muitas vezes denominado de **remanso**.

O trecho de transição, que sofre efeito de jusante depende de fatores que variam com o nível, declividade do escoamento e a capacidade do escoamento ao longo de todo o trecho.

Hidrograma: é a variação da vazão na seção de saída da bacia hidrográfica como resposta à precipitação no tempo e no espaço sobre a bacia hidrográfica. Na figura 1.11 podem ser observadas as características do hidrograma. O escoamento superficial representa a maior parte do escoamento durante o período chuvoso, esgotando-se a medida que se aproxima o final das precipitações. O escoamento subterrâneo é o que garante a vazão no rio durante o período de estiagem. O hidrograma representa a integração de todos os processos do ciclo hidrológico que ocorreu entre precipitação e vazão, na bacia hidrográfica.

Previsão da Vazão: A previsão das vazões num determinado local pode ser realizada em curto prazo (tempo real) ou em longo prazo.

A *previsão em curto prazo envolve o acompanhamento da enchente quando a precipitação é conhecida ou prevista*. Neste processo é utilizado um modelo matemático que calcula a vazão ou nível no rio com base na precipitação conhecida ou prevista.

A previsão da precipitação ainda apresenta grandes erros, mas pode ajudar na determinação da vazão. Essa previsão é realizada com poucas horas ou dias de antecedência, que dependendo do tempo que água a leva, depois de precipitada, para escoar pela bacia hidrográfica até a seção do rio, onde se deseja a informação.

Como a previsão meteorológica não permite uma determinação da precipitação e da vazão com muita antecedência, a previsão de longo prazo num determinado lugar é estatística, ou seja, é determinada a probabilidade de que ocorra um nível ou vazão com base em dados históricos registrados anteriormente naquele local.

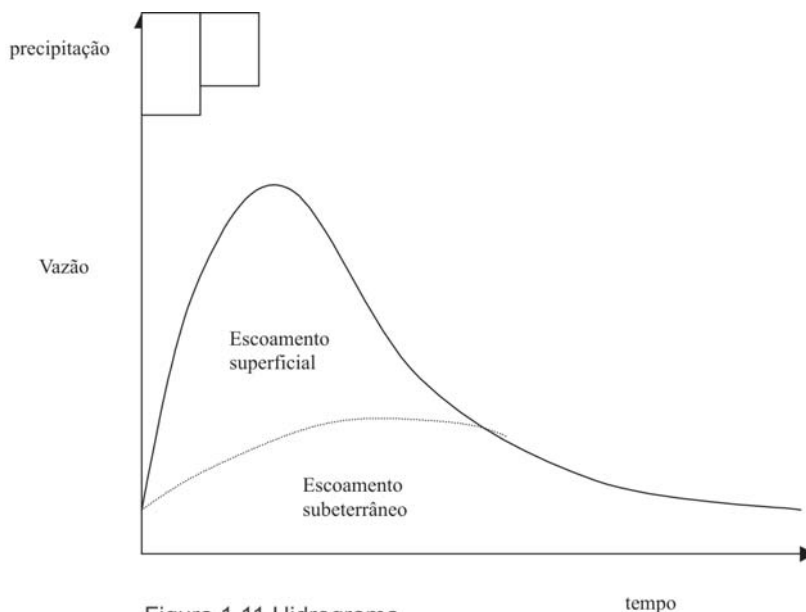


Figura 1.11 Hidrograma

1.3.4 Comportamento do reservatório e regularização da vazão

○ reservatório modifica o escoamento do rio por meio do:

- Aumento do nível do rio;
- Redução da declividade da linha de água;
- Redução da velocidade do escoamento;
- Aumento do volume de armazenamento no rio.

Na figura abaixo se pode observar o efeito do reservatório sobre o escoamento de um rio. O hidrograma é amortecido e o pico do hidrograma passa a cair sobre a recessão do hidrograma de entrada do reservatório (ou pré-existente). A área da figura existente entre os dois hidrogramas é o volume que o reservatório deve possuir para amortecer o hidrograma. Estas características do flogograma dependem também do seu dispositivo de saída.

Um reservatório geralmente dispõe de dois dispositivos: um de *retirada contínua*, que geralmente ocorre em cota inferior, como turbinas de produção de energia ou descarga de fundo para atendimento do abastecimento de água, irrigação, manutenção do escoamento a jusante. O outro é um dispositivo de segurança, que é o vertedor da barragem, utilizado para o escoamento das enchentes e para garantir que a barragem não será derrubada por níveis de escoamento superiores ao seu paramento.

○ vertedor é dimensionado para as maiores inundações prováveis de acordo com o rio e a bacia hidrográfica local. Na figura abaixo pode-se observar o perfil do reservatório e o volume útil e volume morto. O volume útil é o volume do reservatório que poderá ser utilizado para amortecimento e para atendimento do seu uso. O volume morto é aquele que será preenchido com sedimentos da bacia hidrográfica ao longo do tempo e não terá uso.

○ reservatório pode ser utilizado para:

- Regularização da vazão ao longo do tempo para atendimento do abastecimento de água para a população e para irrigação de áreas agrícolas, que são usos consuntivos da água;
 - Regularização do nível de água para navegação de um rio;
 - Para regularização da vazão para produção de energia elétrica;
 - Regularização da vazão para diluição de poluentes e conservação ambiental de um rio
- Para o controle de inundações de um rio, reduzindo as inundações.

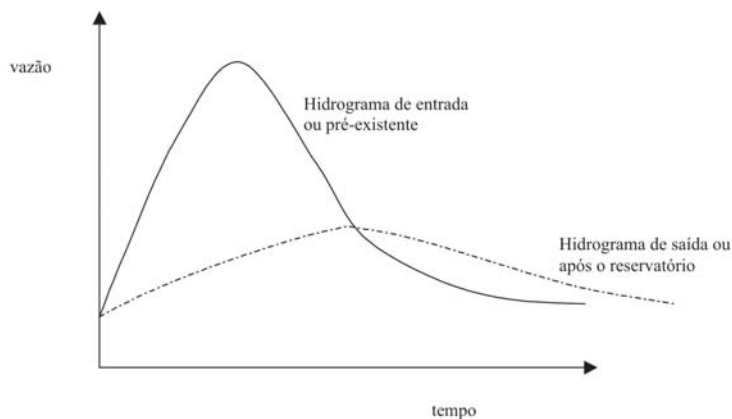


Figura 1.12 Hidrogramas do reservatório

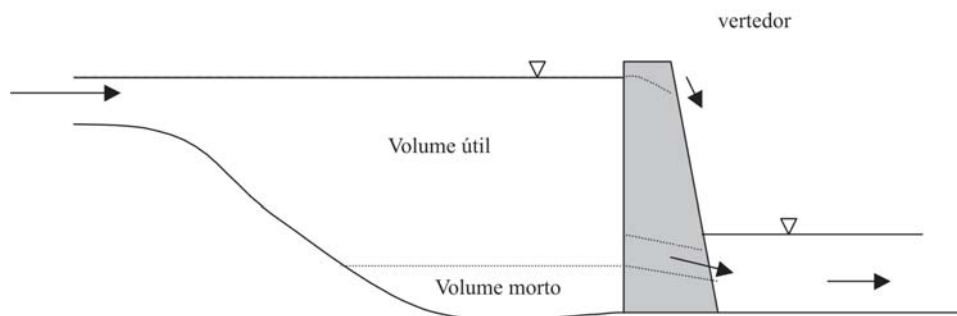


Figura 1.13 Características do reservatório

○ controle de inundações geralmente é conflitante com relação aos outros usos porque necessita que o reservatório fique num nível o mais baixo possível, enquanto que os outros usos devem procurar manter o nível o mais alto possível para garantir o atendimento da demanda.

○ uso múltiplo de um reservatório para enchentes e para outros usos envolve a definição de um volume de espera. ○ volume de espera é o volume rebaixado do reservatório para atendimento do amortecimento das enchentes. ○ restante do volume é utilizado para atendimento de outros usos (abastecimento, energia, etc).

1.4 Ações antrópicas sobre os sistemas hídricos

A alteração da superfície da bacia tem impactos significativos sobre o escoamento. Este impacto normalmente é caracterizado quanto ao efeito que provoca no comportamento das enchentes, nas vazões mínimas e na vazão média, além das condições ambientais locais e a jusante. Esta análise se baseia em que não ocorram alterações na distribuição da precipitação e as alterações do solo possuam abrangência local.

As alterações sobre o uso e manejo do solo da bacia podem ser classificadas quanto ao tipo de mudança ao uso da superfície e à forma que provoca a alteração da superfície (tabela 1.1) ○ desmatamento geralmente tende a aumentar a vazão média em função da diminuição da evapotranspiração, com aumento das vazões máximas e diminuição das mínimas (mas é possível ocorrer) situações singulares distintas destas. ○ reflorestamento tende a recuperar as condições atuais existente (na superfície) ao passo que a impermeabilização que está associada à urbanização, além de retirar a camada superficial altera a capacidade de infiltração da bacia.

1.4.1 Desmatamento

○ desmatamento é um termo geral para diferentes mudanças de cobertura. Segundo Bruijnzeel (1990), é necessário definir o desmatamento de acordo com o nível de alteração que ocorre na área. Jordan (1985) classificou em pequeno, intermediário e alto, de acordo com o impacto que produz na mata natural. Os principais elementos do desmatamento são: o tipo de cobertura pelo qual a floresta é substituída e o procedimento utilizado para o desmatamento.

Tabela 1.1 Classificação sobre a mudança e uso do solo

Classificação	Tipo
Mudança da superfície	<ul style="list-style-type: none"> • Desmatamento • Reflorestamento • Impermeabilização
○ uso da superfície	<ul style="list-style-type: none"> • Urbanização • Reflorestamento para exploração sistemática • Desmatamento: extração de madeira, cultura de subsistência; culturas anuais; culturas permanentes.
Método de alteração	<ul style="list-style-type: none"> • Queimada • Manual • Equipamentos

1.4.2 Uso da Superfície

Quando ocorre o desmatamento sobre uma determinada área, que tende a recuperar a sua cobertura, em seguida, o impacto sobre o balanço hídrico da área apresenta um comportamento como o apresentado na figura 1.14. Num primeiro estágio, depois do desmatamento, ocorre aumento na vazão média, com redução da evapotranspiração. Com o crescimento da vegetação, em cerca de 20 anos o balanço tende a voltar às condições iniciais devido as recuperação das suas condições anteriores.

Os princípios usos da superfície e seu manejo são discutidos a seguir:

Extração seletiva de madeira: A extração de madeira envolve a construção de estrada e a retirada, por equipamentos, de árvores ao longo da floresta natural ou reflorestada. O maior impacto sobre esse sistema envolve a construção de estradas, devido à área envolvida e a capacidade erosiva gerada pela superfície desprotegida.

O plantio de subsistência (*Shifting Cultivation*): este tipo de uso do solo representa cerca de 35 % de todo o desmatamento de floresta na América Latina (Bruijnzeel, 1990). O desmatamento é realizado manualmente seguido por queimada, antes do período chuvoso e depois o plantio é realizado sobre as cinzas. Após alguns anos, a produtividade diminui, a área é abandonada e o agricultor se desloca para outra área.

Culturas permanentes: As culturas permanentes são plantações que não sofrem alterações freqüentes na sua estrutura principal, como o café, a fruticultura e o pasto, entre outro.

Durante o processo de transformação da cobertura, o impacto sobre o escoamento pode ser importante. Após o seu desenvolvimento o balanço hídrico depende do comportamento da cultura e o balanço hídrico tende a se estabelecer num outro patamar como mostra a figura 1.14.

Os desmatamentos mencionados podem ser considerados de intensidade pequena ou intermediária, de acordo com as condições de alteração em cada caso. No entanto, o impacto é grande quando o desmatamento dá origem a culturas anuais. De acordo, com a figura 1.14 pode-se esperar que o impacto do desmatamento seja reduzido, voltando com o tempo para as condições pré-existentis, num cenário de cultura de subsistência, o que não é o caso da alteração para culturas anuais (Bruijnzeel, 1990).

Tabela 1.14 Valores de Q_{95}/Q_m

Rio	Área Km ²	$Q_{7,10}/Q_m$	$Q_{7,10}/Q_{95}$	Q_{95}/Q_m
Rio Pelotas				
Despraiado	527			0,103
Invernada Velha	2813	0,05	0,57	0,096
Passo do Socorro	8365	0,05	0,53	0,085
Rio Canoas				
Rio Bonito	1972	0,09	0,57	0,158
Encruzilhada	2980	0,11	0,67	0,164
P.Alta do Sul	4783	0,12	0,65	0,183
Passo Caru	10071	0,12	0,68	0,174
Rio Ijuí				
Passo Faxinal	1951	0,13	0,71	0,185
Santo Angelo	5050	0,14	0,79	0,177
Ponte Mistica	9030	0,09	0,66	0,144

Culturas anuais: As culturas anuais envolvem a mudança da cobertura anualmente, ou sazonalmente, com diferentes plantios. Este processo envolve a preparação do solo (aração) em determinadas épocas do ano, resultando na falta de proteção do solo em épocas que podem ser chuvosas. Normalmente o preparo do solo é realizado antes do período chuvoso, no entanto devido a falta de sazonalidade em algumas regiões, a precipitação pode ocorrer na fase de plantio. O solo fica sujeito a energia do impacto de chuvas intensas que tendem a produzir erosão e modificar as condições de infiltração do solo.

O uso do solo para plantio anual, após o desmatamento, depende muito do preparo do solo e dos cuidados com o escoamento gerado. O plantio sem nenhum cuidado com a conservação do solo tende a aumentar consideravelmente a erosão, com grande aumento no

escoamento devido às condições prévias de floresta. Adicionalmente, as estradas e as divisas de propriedades são geradores de alterações do solo devido à erosão e a compactação que se forma.

Atualmente, as práticas geralmente recomendadas para plantio são:

Conservacionista, que utiliza o terraceamento, ou acompanhamento das curvas de nível, para direcionar o escoamento (reduzindo a declividade) e evitar a erosão e o dano nas culturas. Esse tipo de plantio tende a criar melhores condições para a infiltração, nas chuvas de baixa ou média intensidade, mas quando ocorre o rompimento do terraço nas cheias maiores a água pode provocar ravinamento na direção da maior declividade do escoamento. Essa prática tem sido acompanhada pelo planejamento de micro-bacia, que retira as divisas das propriedades, organizando o uso do solo de acordo com micro-bacias e planeja as estradas vicinais.

○ **plantio direto** não revolve a terra e é realizado diretamente sobre os remanescentes do plantio anterior. A tendência é de que praticamente toda a água se infiltre, e o escoamento ocorre predominantemente na camada sub-superficial por comprimentos (que dependem das características de relevo) até chegar ao sistema de drenagem natural. Este tipo de plantio pode gerar problemas em áreas com grande declividade, pois o escoamento sub-superficial, ao brotar na superfície, pode gerar erosão regressiva (como o *piping*). Em declividades mais suaves a erosão é reduzida, já que o escoamento superficial é mínimo.

○ plantio direto produz uma maior regularização sobre o fluxo de estiagem e tende a apresentar também aumento de escoamento médio, se comparado com a floresta, devido à redução da evapotranspiração e à interceptação. A tendência é que a substituição da floresta por plantio com práticas conservacionistas, também apresente aumento do escoamento médio, mas podendo reduzir o escoamento durante as estiagens, dependendo das características do solo e aquífero. Silva (2001) mostra que o efeito do plantio direto depende da dimensão da bacia. Em bacias de 12 ha a 1 km² o escoamento superficial diminuiu, mas para um bacia de 19 km² o escoamento superficial aumentou (vazão média de cheia) numa seqüência de bacias embutidas no rio Potiribu, afluente do rio Uruguai. Nas bacias menores o escoamento ocorre como sub-superficial na maior parte da sua extensão, enquanto que na bacia maior o conjunto da contribuição sub-superficial já encontrou a rede de drenagem natural e escoou superficialmente.

1.4.3 Método de Desmatamento

A forma como o desmatamento é realizado influencia as condições de escoamento futuros da bacia. Dias e Nortcliff (1985) encontraram uma importante correlação entre o número de tratores utilizados no desmatamento e o grau de compactação do solo após o desmatamento.

○ desmatamento manual é o procedimento mais dispendioso, mas provoca o menor impacto. Lal (1981) mostrou que o aumento do escoamento superficial, utilizando desmatamento manual, uso de tratores de arraste e tratores com lâminas para arado representam, respectivamente, 1%, 6,5% e 12% da precipitação. O efeito da compactação do solo limita-se a profundidades de cerca de 20 cm (Dias e Nortcliff, 1985). A tendência é de que em áreas planas utilize-se maior quantidade de equipamentos e, portanto revolve-se mais o solo produzindo maior alterações para o escoamento. Em áreas de maior declividade, como os equipamentos são menos utilizados, este efeito pode ser atenuado.

1.4.4 Métodos de avaliação do Impacto do desmatamento

Segundo McCulloch e Robinson (1993) os estudos experimentais em bacias, utilizados para avaliar o impacto das suas modificações físicas, podem ser classificados em três grupos principais:

Estudos de correlação: análise de correlação entre bacias de diferentes características de clima, cobertura, solo e morfologia. Este tipo de procedimento nem sempre permite uma clara estimativa dos processos envolvidos;

Estudos de uma única bacia: para uma bacia experimental busca-se estabelecer as condições prévias da relação entre a climatologia e o comportamento da bacia. Após a alteração da cobertura e uso do solo, são examinadas nas relações hidrológicas. A maior dificuldade deste procedimento reside na variabilidade climática entre os dois períodos (antes e depois da alteração da cobertura). Um período pode ser seco e o outro úmido, o que dificulta a comparação. No entanto, é possível planejar experimentos sobre os efeitos de desmatamento de modo a eliminar estas diferenças, mas a complexidade aumenta muito;

Estudos experimentais com pares de bacias: Selecionando duas bacias de características similares. Uma é submetida a alteração do uso do solo, denominada de *experimental* e outra é mantida preservada denominada de bacia de *controle*.

Os primeiros estudos experimentais sobre alteração do uso do solo ocorreram nos Estados Unidos na década de 1910. As medidas começaram em 1911 e se desenvolveram por 15 anos, numa bacia onde a maioria da precipitação era devido à neve (Bates e Henry, 1928, apud McCulloch e Robinson, 1993). Depois desse período foram elaborados vários experimentos em diferentes partes do mundo e existem algumas publicações que os reuniram de forma sistemática. Uma das primeiras atribuiu-se a Hibbert (1967) (apud Bosch e Hewlett, 1982), complementado por Bosch e Hewlett (1982). Mais recentemente, Bruijnzeel (1990) e Sahin e Hall (1996) atualizaram os artigos anteriores. Estes resultados englobam o efeito dos diferentes tipos de alteração e seus resultados. No entanto, como os objetivos desse trabalho são fazer avaliações do impacto sobre o escoamento, os elementos aqui descritos se resumem a esse aspecto.

1.4.5 Alterações da precipitação devido ao desmatamento

Com a retirada da floresta, os fluxos envolvidos no ciclo hidrológico se alteram, ocorrendo o seguinte:

- Aumento do albedo. A floresta absorve maior radiação de onda curta e reflete menos;
- Maiores flutuações da temperatura e déficit de tensão de vapor das superfícies das áreas desmatadas,
- O volume evaporado é menor devido a redução da interceptação vegetal pela retirada da vegetação das árvores;
- Menor variabilidade da umidade das camadas profundas do solo, já que a floresta pode retirar umidade de profundidades superiores a 3,6 m, enquanto que a vegetação rasteira como pasto age sobre profundidades de cerca de 20 cm.

Com a redução da evaporação, pode-se esperar um efeito sobre a precipitação, mas o sistema climatológico local depende muito pouco da evaporação da superfície da área. Quando a precipitação local é dependente principalmente dos movimentos de massas de ar globais, o efeito da alteração da cobertura é mínimo. Mooley e Parthasarathy (1983) examinaram a tendência de valores acima ou abaixo da precipitação média, entre os anos 1871 e 1980, em 306 estações na Índia, e não encontraram nenhuma evidência estatística de alteração de tendência, apesar das áreas cobertas pelos postos, terem sofrido grandes desmatamentos ao longo dos anos mencionados.

Vários ensaios com modelos GCM (Global Climate Models) têm sido realizados sobre o comportamento da Amazônia. Estes modelos têm estudado a hipótese de retirada total da floresta e substituição por pasto. Os resultados com esses modelos têm previsto reduções de até 50% na evapotranspiração e 20% na precipitação. Isso se deve à grande dependência que a região pode ter dos ciclos internos de evaporação e precipitação (Dickinson e Henderson-Sellers, 1988) e também devido às grandes incertezas na modelagem. Segundo Shuttleworth et al (1990) estes resultados devem ser vistos com muito cuidado, ou seja, são especulações sobre o comportamento daquela região.

Bruijnzeel (1996) cita a revisão realizada por Meher-Homji (1989), na qual menciona vários artigos que buscam mostrar evidências circunstanciais de redução de precipitação associada ao desmatamento. No entanto o autor afirma que nesses estudos não foram realizados estudos estatísticos consistentes. Segundo McCulloch e Robinson (1993) não existem evidências de que o plantio ou a retirada de uma floresta afetem a precipitação.

1.4.6 Impacto do desmatamento sobre o escoamento

O efeito do desmatamento sobre o escoamento deve ser separado em efeito sobre: (a) vazão média; (b) vazão mínimo, e (c) vazões máximas. Antes de analisar o impacto em cada um das estatísticas do escoamento, é necessário caracterizar os principais aspectos que influenciam as alterações no escoamento, que são os seguintes:

Diferenças de estado de umidade do solo: na condição em que a bacia tem cobertura florestal, a disponibilidade de atendimento da evapotranspiração depende essencialmente da umidade do solo. Hodnett et al (1995) mostraram que, na Amazônia, a variação sazonal da umidade do solo em profundidades superiores a 2 m é mais acentuada na floresta porque as árvores retiram umidade a profundidades superiores a 3,6 m. Na figura 1.15, são apresentadas variabilidades de uma idade do solo para uma área coberta de floresta e para uma área desmatada, coberta por vegetação rasteira. Pode-se observar que a umidade do solo depleciona muito mais quando existe floresta, devido à capacidade da mesma em retirar umidade do solo em profundidades maiores e devida à transpiração das plantas.

Climatologia sazonal: a distribuição da precipitação ao longo do ano e sua intensidade permitem estabelecer se existirá disponibilidade de água para evapotranspiração. Numa região com precipitações concentradas numa parte do ano, por exemplo, no período mais frio, tende a ocorrer taxas mais baixas de evapotranspiração porque a evapotranspiração potencial é menor e as diferenças de desmatamento serão menos acentuadas. No entanto, numa região com precipitações distribuídas ao longo do ano e concentradas no verão, a retirada da floresta tende a produzir maior impacto no escoamento, já que no período de maior evapotranspiração potencial, existe disponibilidade de água tanto na interceptação da vegetação como no solo, que é o caso na bacia incremental do rio Paraná, no estado do Paraná.

Diferenças de elevação: a elevação afeta a evaporação pelas características de incidência solar e velocidade do vento;

Profundidade do solo e declividade do solo: solos com pequena profundidade influenciam menos no processo devido a sua pequena capacidade. A declividade maior produz maior drenagem da água, fazendo com que a umidade do solo seja pouco utilizada na regulação dos volumes de evapotranspiração da vegetação. Quando a profundidade do solo é pequena e a declividade grande, a tendência é de que, as diferenças entre um estágio e outro, da cobertura, seja menor.

Grau de alteração devido ao método de desmatamento: o grau de alteração do solo devido ao método de desmatamento afeta as condições do solo, resultando em maior ou menor escoamento superficial (veja comentários no item 1.3.1).

O grau de desmatamento da bacia: a área de desmatamento com relação à seção principal e a porcentagem de desmatamento, são fatores que obviamente influenciam o escoamento. Quanto mais próximo estiver da seção principal, maior é o efeito observado no escoamento.

A cobertura que substitui a floresta ou a vegetação natural: quando a vegetação se recupera, após vários anos o escoamento tende a retornar às condições anteriores, no entanto, se as mudanças são permanentes para, por exemplo, culturas anuais, o efeito do desmatamento se mantém.

Vazões médias

Hibbert (1967), apud Bosch e Hewlett (1982) avaliou os resultados das vazões em 39 bacias experimentais existentes no mundo e concluíram o seguinte:

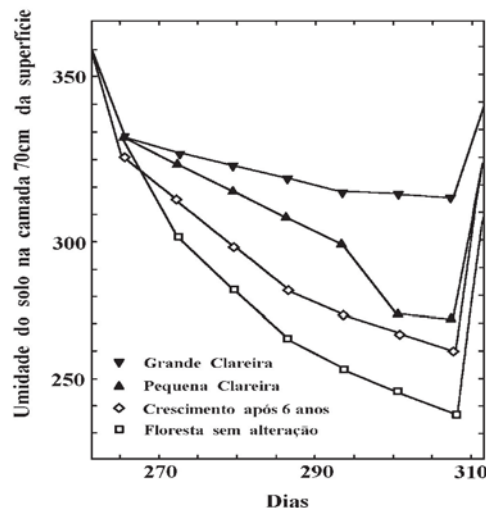


Figura 1.15 Umidade do solo (mm/70cm) numa floresta sem alterações, com crescimento de 6 anos em clareiras estreitas ou largas durante a temporada seca na Costa Rica (Parker, 1985, apud Bruijnzeel, 1996).

- A redução da cobertura de floresta aumenta a vazão média;
- O estabelecimento de cobertura florestal em áreas de vegetação esparsa diminui a vazão média;
- A resposta à mudança é muito variável e, na maioria das vezes, não é possível prever.

Bosch e Hewlett (1982) atualizaram o estudo anterior utilizando 94 bacias, adicionando dados de 55 bacias experimentais. O tamanho médio das bacias experimentais utilizadas para verificar a alteração da vazão média foi de 80 ha, variando entre 1 ha e 2.500 ha. Os autores classificaram os dados em:

- Bacias experimentais tratadas em pares como os que podem produzir melhores resultados já que tem o mesmo tipo de clima na comparação e;
- Grupo onde as bacias que não possuem o controle climático, ou seja, a comparação não é realizada sobre o mesmo período hidrológico; bacias em que foi observado desmatamento e analisado o seu impacto ou; bacias grandes com experimentos pouco controlados.

Os resultados da análise principalmente do primeiro grupo de dados são resumidos:

- Foram confirmadas as duas primeiras conclusões de Hibbert, mas os elementos existentes permitem estimar somente a ordem de magnitude das alterações com base no tipo de vegetação e na precipitação (figura 1.15);
- Não é possível detectar influência na vazão média quando o desmatamento é menor que 20%;
- A retirada de cobertura de coníferas ou eucaliptos causa aumento de cerca de 40 mm na vazão anual para cada 10% de alteração de cobertura, enquanto que a retirada da rasteira produz aumento de 25 e 10 mm na vazão média, respectivamente, para cada 10% de alteração de cobertura. Esses valores são aproximados e devem ser utilizados como indicadores.

Bruijnzeel (1990) atualizou o estudo de Busch e Hewlett, acrescentando os dados gerados até a data da publicação. As principais conclusões do autor foram as seguintes:

- Confirmam-se as conclusões de Bosch e Hewlett de que a retirada da floresta natural resulta em considerável aumento inicial de vazão média (até 800 mm/ano), função da precipitação;
- A vazão média, após o crescimento da nova vegetação, pode ficar acima das condições de pré-desmatamento no caso de culturas anuais, vegetação rasteira e plantação de chá retornar as condições naturais no caso de pinos e reduzir a vazão tratando-se para eucaliptos.

O autor comenta o pequeno número de experimentos que mostrem a conversão de floresta em culturas anuais, que é o fator de maior impacto quanto à substituição da cobertura natural. Esse também é o caso mais freqüente da bacia incremental de Itaipu.

Edwards (1979) apresenta os resultados de duas pequenas bacias na Tanzânia, uma com floresta e outra convertida para agricultura tradicional um pouco antes do início das observações. O autor observou um consistente aumento de 400 mm/ano durante os dez anos de observações. As principais características do experimento são: iniciado em 1958;

floresta de montanha a 2.500 m; 1 metro de profundidade de solo vulcânico; precipitação de 1.925 mm, 6 meses com precipitação menor que 60 mm; a bacia com floresta tem 16,3 ha de área de drenagem e a bacia agrícola tem 20,2 ha; essa última é uma bacia agrícola com 50% de cultivo e 50% de vegetação rasteira.

Lal (1981) e Lawson et al (1981) apresentaram o resultado de duas bacias experimentais, uma delas subdividida em 12 áreas com diferentes tipos de desmatamento e a outra mantida sem modificação. Estas bacias estão localizadas em Ibadan na Nigéria. Na tabela 1.2 são apresentadas as características das precipitações e as condições de interceptação da bacia florestada. Antes do desmatamento, a bacia produziu, durante 1974 a 1978 apenas 2,5% de escoamento, com relação a precipitação total. Em 1979, com os desmatamentos ocorridos na bacia de 34 ha, o escoamento passou para 23% da precipitação (deve-se considerar a diferença de precipitação entre os anos, que não foi informado no artigo). Lal (1983) atualizou os resultados apresentados anteriormente, incluindo os dados de 1979 a 1981. Na tabela 1.3 são apresentados os resultados do ano de 1979 e para o período 1979-1981 para as pequenas áreas com diferentes tipos de tratamento do uso do solo, dentro da referida bacia. Pode-se observar que, na área que foi mantida com floresta, praticamente não foi registrado escoamento. No entanto, de acordo com o sistema de desmatamento e preparo do solo, a produção de escoamento foi muito maior.

Tabela 1.2 Variáveis da área florestada para 1979 em Ibadan Nigéria (Lawson et al, 1981)

Variáveis	Resultados
Número de cheias	30
Total precipitado (mm)	645,1
Precipitação que atravessou a floresta (mm)	473,0
Água pelos troncos (stemflow) (mm)	64,4
Interceptação (mm)	107,7

Hsia e Koh (1983) apresentaram os resultados da comparação entre duas bacias experimentais no Taiwan. A bacia mantida desmatada tem 5,86 ha e a bacia mantida nas condições naturais tem 8,39 ha. As mesmas têm cerca de 40% de declividade, com precipitação anual de 2.100 mm (1.100 a 3.400mm). As bacias foram calibradas durante 7 anos. Na figura 1.16 é apresentada a relação de dupla massa entre os valores de escoamento das duas bacias, mostrando claramente o aumento de escoamento e mudança de tendência após o desmatamento. Os autores analisaram o aumento da vazão média sobre dois anos após o desmatamento.

No primeiro ano a precipitação foi de 2.070 mm e no segundo, foi um ano seco com cerca de 1.500 mm. Os aumentos de vazão foram de 450 mm (58%) e 200 mm (51%) respectivamente para os dois anos. Considerando os períodos secos e úmidos o aumento foi de 108% e 193% para a estiagem dos dois anos, enquanto que no período úmido os aumentos foram de 55% e 47%. Na figura 1.17 pode-se observar a comparação entre as duas bacias para os períodos úmido e seco.

Tabela 1.3 Comparação de escoamento anual para diferentes tipos de práticas agrícolas (adaptado de Lal, 1981)

Tipo de desmatamento	Preparo ou tipo de plantio	Área das bacias ha	Escoamento anual mm/ano	
			1979	1979-1981
floresta sem alteração		16	0	
Desmatamento tradicional	plantio direto	2,6	3,0	6,6
limpeza manual	sem preparo do solo	3,1	16,0	16,1
limpeza manual	preparo convencional	3,2	54,0	79,7
trator com lâminas	sem preparo	2,7	86,0	104,8
trator tree-pusher	sem preparo	3,2	153,0	170,0
trator tree-pusher	preparo convencional	4,0	250,0	330,6

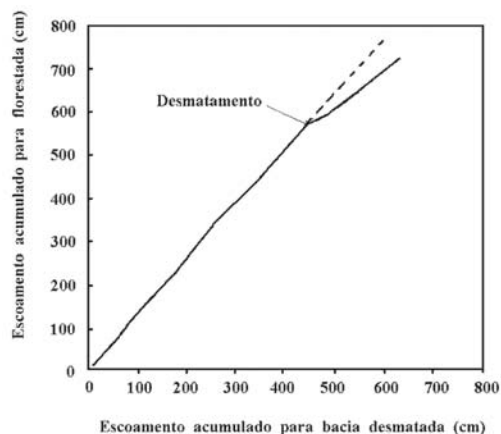


Figura 1.16 Identificação do desmatamento na relação de dupla massa (Hsia e Koh, 1983).

Cornish(1993) apresentou o resultado de aumento da vazão média de 150 a 250 mm no primeiro ano após o desmatamento de eucaliptos de algumas bacias da Austrália. Hombeck et al (1993) apresentou os resultados de onze bacias no oeste americano, onde o desmatamento de florestas resultou em aumento de 110-250 mm no escoamento no primeiro ano após o desmatamento. Bruijnzeel (1996) agregou os dados desses experimentos e de outros em diferentes partes do mundo e os relacionou com a percentagem de desmatamento (figuras 1.18 e 1.19). A dispersão encontrada indica que outros fatores devem ser levados em conta, além da percentagem de desmatamento, no entanto, os resultados são unânimes em mostrar que sempre ocorre aumento da vazão.

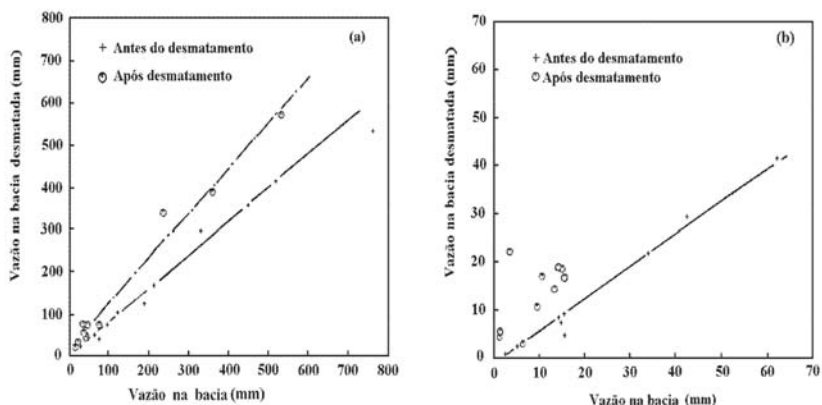


Figura 1.17 Relações entre as vazões na bacia desmatada e na bacia preservada em Taiwan (Hsia e Koh, 1983)

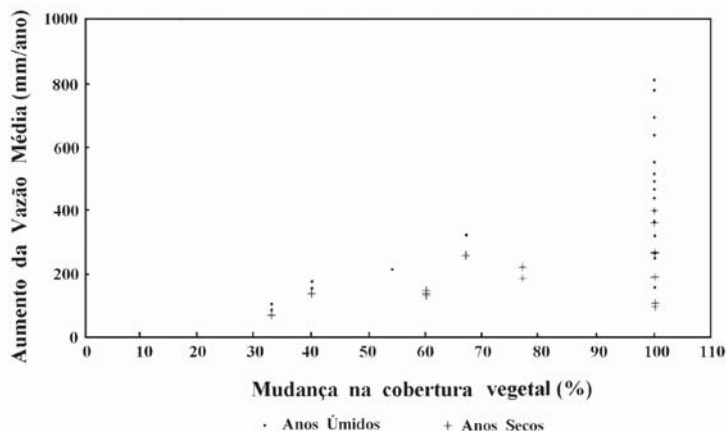


Figura 1.18 Aumento da vazão média (mm/ano) durante os primeiros três anos após o desmatamento versus a percentagem da área desmatada (Bruijnzeel, 1996).

O artigo de Sahin e Hall (1996) analisaram estatisticamente todos os experimentos disponíveis e resumiu os principais elementos, reproduzidos na tabela 1.4. Dos resultados médios, pode-se observar que o desmatamento de florestas com precipitação menor que 1.500 mm tem como conseqüência um aumento médio de 169 mm para retirada de 100% da área, enquanto que, para valores maiores que 1.500 mm de precipitação, o efeito é de 201 mm.

Na tabela 1.5 são apresentados os aumentos de escoamento permanentes, após o desmatamento de florestas tropicais, de acordo com a cultura mantida.

Bruijnzeel (1996) cita que praticamente todos os resultados existentes se referem a bacias pequenas, o que dificulta o prognóstico sobre bacias grandes. Isto se deve a grande variabilidade temporal e espacial da: precipitação, solo, cobertura, tipo de tratamento do solo e prática agrícola, entre outros. No entanto, o autor cita que Madduma et al (1988) identificaram grande aumento na vazão de uma bacia de 1.108 km² no Sri Lanka no período de 1944-1981, apesar da precipitação apresentar tendência de redução no período. Esse aumento, segundo o autor, foi devido a conversão de plantações de chá para culturas anuais e jardins residenciais sem o uso de medidas de conservação do solo.

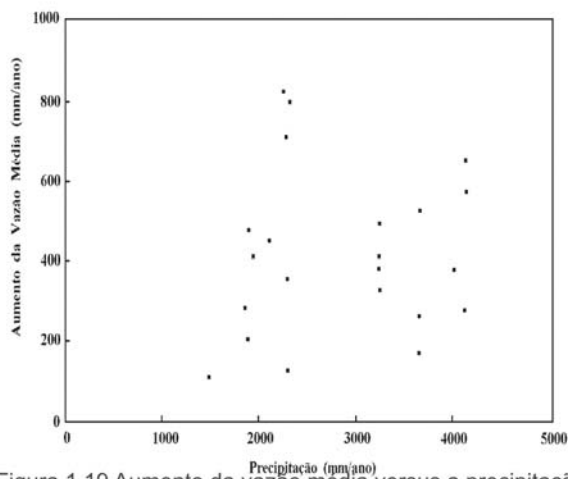


Figura 1.19 Aumento da vazão média versus a precipitação anual (Bruijnzeel, 1996)

Tabela 1.4 Alterações no escoamento devido ao desmatamento (Sahin e Hall, 1996)

Tipo de cobertura	Mudança para 100% de remoção mm	Mudança para cada 10% de retirada mm
Conífera	330	23
Eucaliptos	178	6
Hardwood- conifer	201	22
Floresta tropical	213	10
Hardwood (< 1500mm)	201	19
Hardwood (> 1500 mm)	169	17
Savana	92	9

Tabela 1.5 Valores médios de alteração da vazão de florestas tropicais, devido ao desmatamento em função da nova cobertura (Bruijnzeel, 1996).

Cultura mantida após o desmatamento	Aumento da vazão média mm/ano
Cultura anual	300-450
Vegetação rateira	200-400
Plantações de chá, borracha, cacau	200-300

Vazão Mínima

É possível encontrar na literatura experimentos que mostram aumento ou diminuição da vazão mínima depois do desmatamento. O que pode caracterizar um caso ou outro depende das características do solo após o desmatamento. Quando as condições de infiltração após o desmatamento ficam deterioradas, por exemplo, o solo fica compactado pela energia da chuva, a capacidade de infiltração pode ficar reduzida e aumentar o escoamento superficial, com redução da alimentação do aquífero. De outro lado, se a água que não é perdida

pela floresta atinge o solo e infiltra, o aquífero tem uma maior recarga, aumentando as vazões mínimas (veja figura 1.20).

Comportamento dos hidrogramas

Burch et al (1987) apresentaram os resultados da comparação entre duas pequenas bacias de 5 ha e 7,8 ha com floresta e vegetação rasteira (grassland), respectivamente, localizadas na Austrália. Nas figuras 1.20 e 1.21 são apresentados dois hidrogramas comparativos das duas áreas. Na primeira, um evento rápido com baixa umidade inicial e o outro, uma seqüência de três eventos durante um período maior. Na primeira (figura 1.20), o escoamento da bacia florestada foi de 0,02 mm e da bacia com vegetação rasteira foi de 16,8 mm. Na segunda (figura 1.21), as diferenças relativas foram menores 21,8 mm para 63,6 mm.

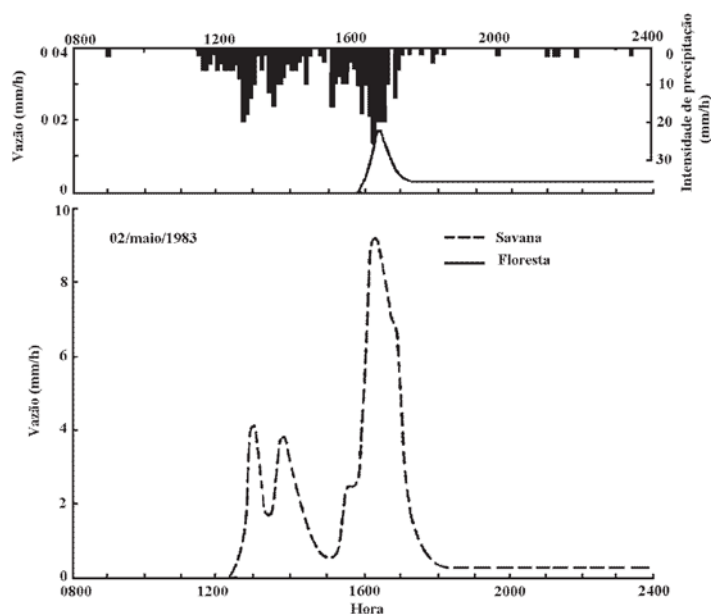


Figura 1.20 Evento num período de estiagem em duas bacias experimentais na Austrália (Burch et al, 1987).

Isso demonstra que o efeito da cobertura vegetal foi muito maior no período mais seco, com eventos de pequena e média intensidades de precipitação. No período de chuvas seqüenciais de grande intensidade a diferença diminuiu.

Em bacias com florestas e vegetação fechada, as precipitações de baixa intensidade normalmente não geram escoamento. No entanto, após um período chuvoso de grande intensidade, quando a capacidade de interceptação da bacia é atingida, o escoamento aparece e as diferenças com relação ao volume escoado em bacias desmatadas são menores. Portanto, a cheia de pequeno e médio tempo de retorno tende a aumentar, quando ocorre o desmatamento, enquanto que nas cheias de maior magnitude, as diferenças diminuem.

1.4.7 Impactos devido a Urbanização

À medida que a cidade se urbaniza ocorrem, em geral, os seguintes impactos:

Aumento das vazões médias de cheia (em até 7 vezes, Leopold, 1968) devido ao aumento da capacidade de escoamento por meio de condutos e canais e impermeabilização das superfícies;

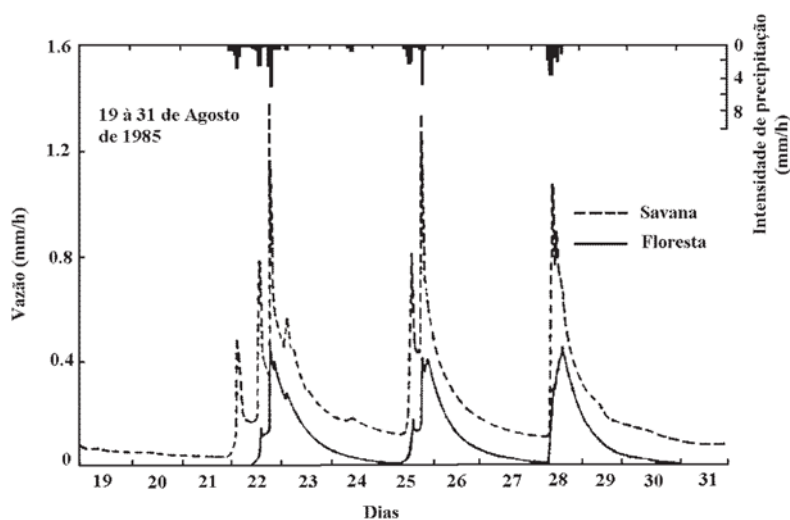


Figura 1.21 Hidrogramas de duas bacias experimentais na Austrália durante o período chuvoso (Burch et al 1987).

- Aumento da erosão do solo e produção de sedimento devido à falta de proteção das superfícies e à produção de resíduos sólidos (lixo);
- Deterioração da qualidade da água superficial e subterrânea, devido à lavagem das ruas, ao transporte de material sólido, às ligações clandestinas de esgoto cloacal e pluvial e à contaminação direta de aquíferos;
- Pela forma desorganizada como a infra-estrutura urbana é implantada como: (a) pontes e taludes de estradas que obstruem o escoamento; (b) redução de seção do escoamento aterros; (c) deposição e obstrução de rios, canais e condutos de lixos e sedimentos; (d) projetos e execução inadequados de obras de drenagem.

A seguir são apresentados os principais impactos da urbanização sobre o escoamento pluvial na bacia urbana, como forma de entendimento dos processos envolvidos.

Impacto do desenvolvimento urbano no ciclo hidrológico: O desenvolvimento urbano altera a cobertura vegetal provocando vários efeitos que alteram os componentes do ciclo hidrológico natural (figura 1.22). Com a urbanização, a cobertura da bacia é em grande parte impermeabilizada com edificações e pavimentos e são introduzidos condutos para escoamento pluvial, gerando as seguintes alterações:

- *Redução da infiltração* no solo;
- O volume que deixa de infiltrar fica na superfície, *aumentando o escoamento superficial*. Além disso, como foram construídos condutos pluviais para o escoamento superficial, tornando-o mais rápido, ocorre redução do tempo de deslocamento. Desta forma as vazões máximas também aumentam por isso, antecipando seus picos no tempo (figura 1.23);
- Com a redução da infiltração, o aquífero tende a diminuir o nível do lençol freático por falta de alimentação (principalmente quando a área urbana é muito extensa), *reduzindo o escoamento subterrâneo*. As redes de abastecimento, pluvial e cloacal possuem vazamentos que podem alimentar os aquíferos, tendo efeito inverso do mencionado;
- Devido à substituição da cobertura natural ocorre uma *redução da evapotranspiração*, já que a superfície urbana não retém água como a cobertura vegetal com redução também das taxas de evapotranspiração;

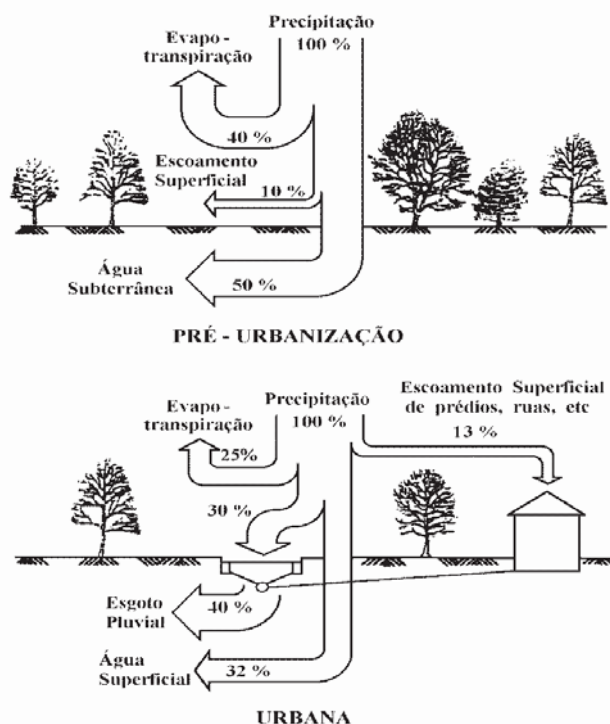


Figura 1.22 Características do balanço hídrico numa bacia urbana (OECD, 1986)

Na figura 1.23 são caracterizadas as alterações no uso do solo devidos à urbanização e seu efeito sobre o hidrograma e os níveis de inundação.

Impacto ambiental sobre o ecossistema hídrico: Alguns dos principais impactos ambientais produzidos pela urbanização são destacados a seguir:

Aumento da Temperatura: As superfícies impermeáveis absorvem parte da energia solar aumentando a temperatura ambiente, produzindo *ilhas de calor* na parte central dos centros urbanos, onde predomina o concreto e o asfalto. O asfalto, devido a sua cor, absorve mais energia devido a radiação solar do que as superfícies naturais e o concreto, à medida que a sua superfície envelhece tende a escurecer e aumentar a absorção de radiação solar.

O aumento da absorção de radiação solar por parte da superfície aumenta a emissão de radiação térmica de volta para o ambiente, gerando calor. O aumento de temperatura também cria condições de movimento de ar ascendente que pode redundar em aumento de precipitação. Silveira (1997) mostra que a parte central de Porto Alegre apresenta maior índice pluviométrico que a sua periferia, atribuindo essa característica à urbanização. Como na área urbana as precipitações críticas são as mais intensas e de baixa duração, estas condições contribuem para agravar as enchentes urbanas.

Aumento de Sedimentos e Material Sólido: Durante o desenvolvimento urbano, o aumento dos sedimentos produzidos pela bacia hidrográfica é significativo, devido às construções, limpeza de terrenos para novos loteamentos, construção de ruas, avenidas e rodovias entre outras causas. Na figura 1.24 pode-se observar a tendência de produção de sedimentos de uma bacia nos seus diferentes estágios de desenvolvimento.

As principais conseqüências ambientais da produção de sedimentos são as seguintes: (a) assoreamento das seções da drenagem, com redução da capacidade de escoamento de condutos, rios e lagos urbanos. A lagoa da Pampulha em Belo Horizonte é um exemplo de um lago urbano que tem sido assoreado. O arroio Dilúvio em Porto Alegre, devido à sua largura e pequena profundidade, durante as estiagens, tem depositado no canal a produção de sedimentos da bacia e acumulando vegetação, reduzindo a capacidade de escoamento durante as enchentes; (b) transporte de poluente agregado ao sedimento, que contaminam as águas pluviais.

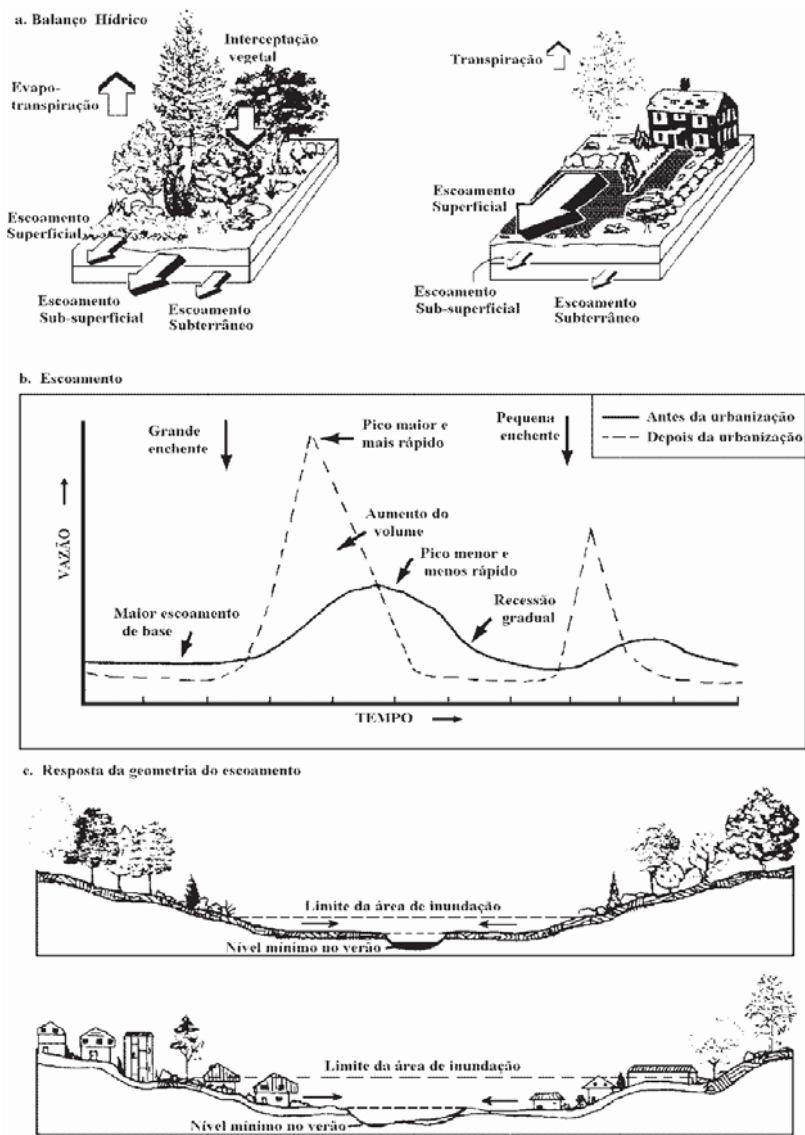


Figura 1.23 Características das alterações de uma área rural para urbana (Schueler, 1987).

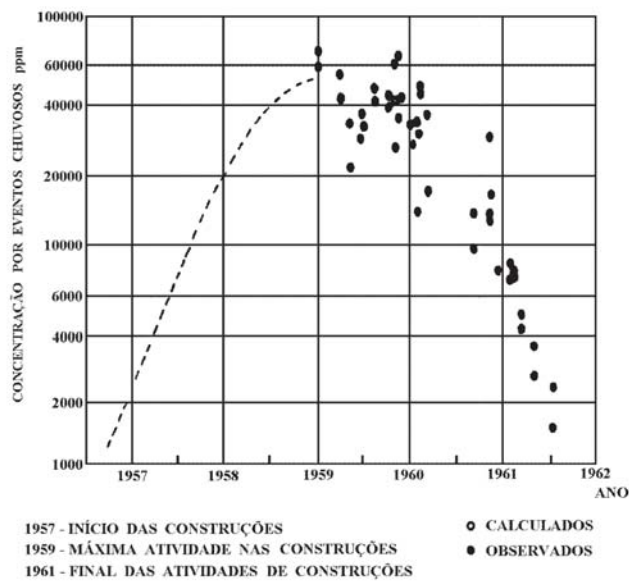


Figura 1.24 Variação da produção de sedimentos em decorrência do desenvolvimento urbano (Dawdy, 1967)

À medida que a bacia é urbanizada, e a densificação é consolidada, a produção de sedimentos pode reduzir (figura 1.24), mas um outro problema aparece, que é a produção de lixo. O lixo obstrui ainda mais a drenagem e cria condições ambientais ainda piores. Esse problema somente é minimizado com adequada frequência da coleta, educação da população e penalidades para depósito e lançamento de lixo irregular.

Qualidade da Água Pluvial: A qualidade da água pluvial é resultado da lavagem das superfícies urbanas. A quantidade de material suspenso na drenagem pluvial é superior à encontrada no esgoto cloacal *in natura*. Este volume é mais significativo no início das enchentes.

Os esgotos podem ser combinados (sanitário e pluvial num mesmo conduto) ou separados (rede pluvial e rede sanitária). No Brasil, a maioria das redes é do segundo tipo; somente em áreas antigas de algumas cidades existem sistemas combinados. Atualmente, devido à falta de investimentos para ampliação da rede sanitária, utiliza-se a rede pluvial para transporte do esgoto sanitário, o que pode ser uma solução inadequada na medida em que esse esgoto não é tratado, além de inviabilizar algumas soluções de controle quantitativo do pluvial.

A qualidade da água da rede pluvial depende de vários fatores: da limpeza urbana e sua frequência, da intensidade da precipitação e sua distribuição temporal e espacial, da época do ano e do tipo de uso da área urbana. Os principais indicadores da qualidade da água são os parâmetros que caracterizam a poluição orgânica e a quantidade de metais.

Contaminação de aquíferos: As principais condições de contaminação dos aquíferos urbanos são devidas ao seguinte:

- Aterros sanitários contaminam as águas subterrâneas pelo processo natural de precipitação e infiltração. Deve-se evitar que sejam construídos aterros sanitários em áreas de recarga e deve-se procurar escolher as áreas com baixa permeabilidade. Os efeitos da contaminação nas águas subterrâneas devem ser examinados quando da escolha do local do aterro;
- Grande parte das cidades brasileiras utiliza fossas sépticas como destino final do esgoto. As fossas tendem a contaminar a parte superior do aquífero. Esta contaminação pode comprometer o abastecimento de água urbana quando existe comunicação entre diferentes camadas dos aquíferos por meio de percolação e de perfuração inadequada dos poços artesianos;
- A rede de condutos de pluviais pode contaminar o solo por perdas de volume no seu transporte e até por entupimento de trechos da rede que pressionam a água contaminada para fora do sistema de condutos.

1.5 Escalas dos processos hidroclimáticos

Os diferentes processos que atuam sobre o meio natural envolvem escalas relacionadas com o tempo e o espaço. Estas duas escalas estão de alguma forma integradas. Na figura 1.25 podem-se observar as escalas e os principais processos relacionados com o meio ambiente natural e antrópico.

1.5.1 A escala temporal

A escala temporal depende da ação antrópica e das condições de variabilidade climática. Estes efeitos podem ser observados dentro de uma escala de percepção humana ou apenas com base em medidas de sua ocorrência. Enquanto que a maioria dos processos dinâmicos que a nossa percepção tem capacidade de observar ocorre dentro da escala de tempo inferior a poucos anos, existem vários processos que atuam sobre as condições ambientais e desenvolvimento econômico que atuam dentro de uma escala de tempo maior.

As variabilidades ditas aqui de *curto prazo* são aquelas que ocorrem num *evento chuvoso* de minutos, horas ou poucos dias, que caracterizam as inundações que afetam a população e os sistemas hídricos (como os reservatórios). A variabilidade temporal *sazonal* (dentro do ano) define o ciclo de ocorrência dos períodos úmidos e secos no qual a população e os usuários da água procuram conviver. Dentro deste âmbito, está o ciclo de culturas agrícolas, alteração da paisagem e vegetação, pela disponibilidade da umidade, entre outros. Geralmente o controle deste processo envolve volume pequeno quando apenas a sazonalidade está em jogo.

A variabilidade interanual de curto prazo (2-3 anos) pode ser a condição crítica de vários sistemas hídricos sujeitos à disponibilidade hídrica como o semi-árido brasileiro. Geralmente este tipo de período ainda está dentro da capacidade de percepção da população.

A variabilidade decadal (dezenas de anos), que atua fortemente sobre as condições climáticas do globo e outros períodos mais longos, assume uma grande importância relacionada à capacidade que os sistemas hídricos têm para se alterar e, em consequência, como a sociedade e seu desenvolvimento

podem suportar estas variações. Quando ocorre falta de água há fortes restrições para o abastecimento, agricultura, produção de energia, entre outros. A adaptação da sociedade a estes novos cenários pode exigir tecnologia, ou como no passado, o deslocamento para regiões onde as restrições não ocorrem. Em algumas regiões do semi-árido brasileiro é surpreendente como podem ser encontradas pessoas habitando regiões com precipitação anual da ordem de 250 mm e evapotranspiração potencial acima de 2000 mm. Esta ocupação provavelmente ocorreu num período úmido em que o homem podia cultivar a terra; com a variabilidade de longo prazo a sustentabilidade desta atividade tornou-se inviável. Para superar este tipo de cenário, é necessário desenvolver tecnologia para racionalizar o uso e a conservação da água.

Tucci (1998) mostrou que, na bacia do rio Uruguai e em grande parte do Rio Grande do Sul, o período entre 1942 e 1948 foi o mais seco da série de 60 anos. Utilizando a série de 1950-2000, que são 51 anos, um reservatório estimará um volume de regularização 50% inferior ao obtido com a série a partir de 1942. Portanto, o planejamento da disponibilidade hídrica para aproveitamentos dos recursos hídricos na região pode estar severamente sub-dimensionado.

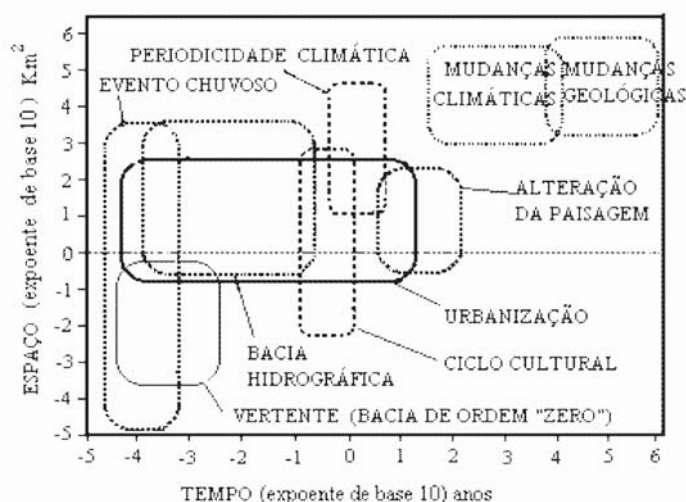


Figura 1.25 Escala dos processos hidroclimáticos (Mediondo e Tucci, 1997)

Geralmente o planejamento das atividades econômicas e dos recursos hídricos é realizado com base estacionariedade das variáveis hidrológicas (as estatísticas não variam com o tempo) obtidas com base em séries curtas (10 a 30 anos) que muitas vezes não são representativas do comportamento hidrológico da bacia hidrográfica. No entanto, será que o período da década de 40 é anômalo e não irá mais se repetir? É natural que venha a se repetir, considerando que as condições de variabilidade climática de médio prazo se mantenham. Este tópico será discutido no capítulo seguinte.

Dentro do âmbito das alterações antrópicas o impacto de modificações como o desmatamento produz efeito imediato, mas a evolução do desmatamento sobre uma grande área ocorre mais lentamente e seu efeito na bacia de médio e grande porte é observado após um tempo maior, geralmente de alguns anos. Esta situação ocorre da mesma forma na urbanização de uma cidade a medida que a mesma cresce ao longo dos anos.

1.5.2 Variabilidade espacial

A variabilidade espacial dos efeitos é uma dos grandes desafios do conhecimento hidrológico atual. Neste processo é necessário entender as escalas caracterizadas na literatura (Becker, 1992) e descrita na tabela 1.6

Tabela 1.6 Escalas dos processos hidrológicos (Becker, 1992)

Escala	Dimensão km ²
Macro	> 10 ⁴
Transição	10 ³ e 10 ⁴
Meso	10 - 10 ³
Transição	10 ⁻⁴ - 10
Micro	< 10 ⁻⁴

Na micro-escala e sua transição geralmente ocorrem os processos de escoamento de vertente. Nesta escala praticamente não existem dados hidrológicos no Brasil e os processos geralmente estão dentro da percepção da população. A meso-escala representa a faixa de bacias onde se iniciam os usos da água como abastecimento de água e irrigação. Neste âmbito de dimensão de bacias há um reduzido número de informações hidrológicas que, quando existem não são confiáveis ou não medem adequadamente a ocorrência dos eventos. A outorga do uso da água para os referidos usos depende muito de dados e da extrapolação do comportamento para bacias deste tamanho.

A grande maioria das informações hidrológicas no Brasil encontra-se na faixa de transição entre meso e macro-escala ou na própria macro-escala. Esta situação é decorrente do principal uso priorizado no passado que é o aproveitamento hidrelétrico. Esses aproveitamentos se viabilizam a partir dessas escalas. O conhecimento atual do comportamento hidrológico geralmente está associado a essa dimensão de bacia.

1.5.3 Análise do comportamento da transição da micro para a meso-escala

O comportamento hidrológico depende das intervenções sobre a superfície, como descrito nos vários elementos dos itens anteriores. As alterações de superfície nesta escala mostram:

- Aumento de escoamento com o desmatamento;
- Aumento do escoamento com a impermeabilização (veja item anterior);
- Variação dos efeitos com a escala dos processos de acordo com o tipo de plantio para culturas anuais.

Este último caso mostra que a alteração das condições de escoamento na bacia pode produzir resultados variados de acordo com a escala da bacia.

Silva Jr (2001) utilizou dados da bacia representativa do Poritibu, afluente do Ijuí e do Uruguai no Oeste do Rio Grande do Sul. As bacias possuem dados de 1989 a 1999, sendo que no período de 1989 a 1994 as bacias tinham plantio convencional com terraceamento, enquanto que no período subsequente toda a região alterou o tipo de plantio para direto. Este tipo de plantio altera o escoamento superficial fazendo com praticamente toda a precipitação gere preponderantemente escoamento sub-superficial. As bacias possuem as seguintes dimensões: Anfiteatro 0,125 km², Donato 1,1 km² e Turcato 19,5 km². As duas primeiras bacias possuem escala de transição e a última bacia escala dentro da meso-escala. A vazão média de inundação reduziu para o plantio direto em 31 e 22,5 % respectivamente, mas para a bacia de meso-escala a vazão média de cheia aumentou de 39% (figura 1.26).

Este resultado inicialmente surpreendente pode ser explicado pelo seguinte: a precipitação se infiltra na camada superior do solo, e predominantemente escoar pelos caminhos preferenciais dentro do solo. O escoamento alcança distâncias limitadas, em função da declividade, saindo no ravinamento ou nos canais naturais de escoamento. O lençol freático, nessas condições, possui constante alimentação. Para as bacias menores o escoamento é predominantemente através do sub-solo, reduzindo o escoamento superficial, no entanto, à medida que a bacia aumenta, o escoamento sub-superficial já entrou nos canais e passa a ser considerado escoamento superficial mantendo-se sempre com fluxo maior que no cenário anterior.

Cenários como esses ocorrem na meso-escala que é um integrador dos processos de vertente. No entanto, a percepção humana de observação dos processos ocorre na micro-escala o que pode resultar em comportamento diferente. Somente a ampliação da coleta de dados em diferentes escalas pode permitir entender os diferentes efeitos hidrológicos e ambientes (eco-hidrologia) que estão fortemente integrados dentro da visão da teoria caótica, onde micro não explica o comportamento macro.

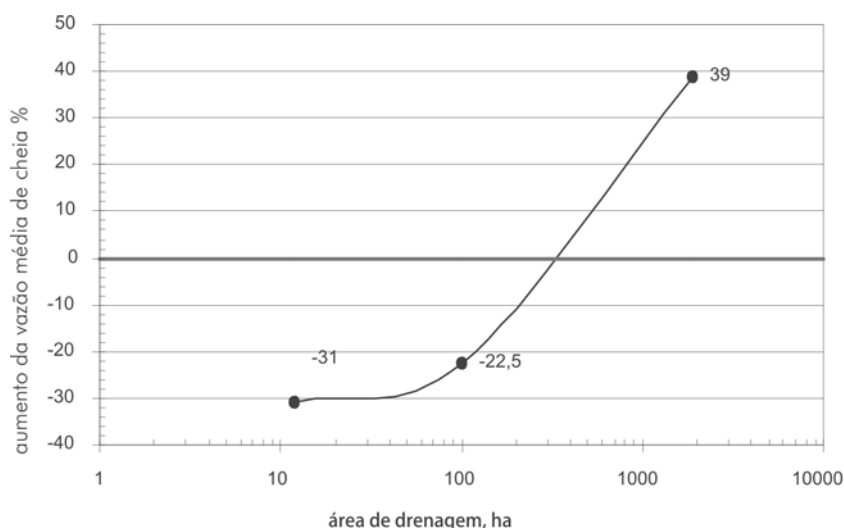


Figura 1.26 Variabilidade da vazão média de cheia com a mudança de plantio convencional para plantio direto.

1.5.4 Extrapolação entre escalas

A maioria dos dados disponíveis são de bacias acima da meso-escala. Neste sentido, no gerenciamento dos recursos hídricos a tendência dos agentes é de extrapolar para as escalas menores e, em algumas situações para escalas maiores. A grande questão deste tipo de cenário se reflete na identificação das incertezas resultantes.

Silva Jr. et al (2002) utilizaram a mesma bacia na região do Uruguai para analisar a extrapolação das variáveis adequadas ao planejamento de recursos hídricos. Foram utilizados dados de bacias na meso – escala e sua transição para regionalizar as vazões e extrapolar para escalas superiores e inferiores. Na tabela 1.7 são apresentadas as bacias e suas dimensões.

Relacionando a vazão média de cheia com a área da bacia e ajustando-a a uma função para as bacias da meso – escala e sua transição, observa-se na figura 1.27 que para as bacias maiores o erro não é menor que 7%. No entanto, a extrapolação inferior mostra claramente que os valores são sub-dimensionados de 40 a 92 %. Este é um resultado esperado, já que à medida que a bacia diminui as vazões específicas máximas aumentam.

Para a vazão média de longo período os resultados foram opostos ao verificado quanto à diferença da extrapolação, como mostra a figura 1.28. Os resultados são aceitáveis até a dimensão de 1,1 km², e sub-dimensionados para a bacia menor. No entanto, isso deve ser visto com cuidado, pois a diferença pode ser devido à incapacidade de definição de uma vertente para medir toda a vazão de saída da bacia.

Para Q95, vazão de 95 % da curva de permanência, representativa das condições de escoamento de vazão de estiagem não regularizada, o efeito da extrapolação pode ser observado na figura 1.29. Para as vazões de bacias na micro – escala, observa-se que o erro é significativo. Com base na extrapolação seriam estimadas vazões superiores às verdadeiras para as pequenas bacias. Na outorga do uso da água, isso representaria aprovar um volume que não existe, gerando um potencial conflito.

Para as bacias maiores observa-se que contrariamente, a extrapolação tende a subestimar as vazões. Este comportamento seria esperado, à medida que a bacia cresce e a sua capacidade de regularização também aumenta.

Estes resultados mostram a necessidade de:

- Aumentar a disponibilidade de dados de pequenas bacias;
- Avaliar a variabilidade de comportamento nas escalas espaciais;
- Aumentar o entendimento destes processos nos diferentes biomas que caracterizam o Brasil.

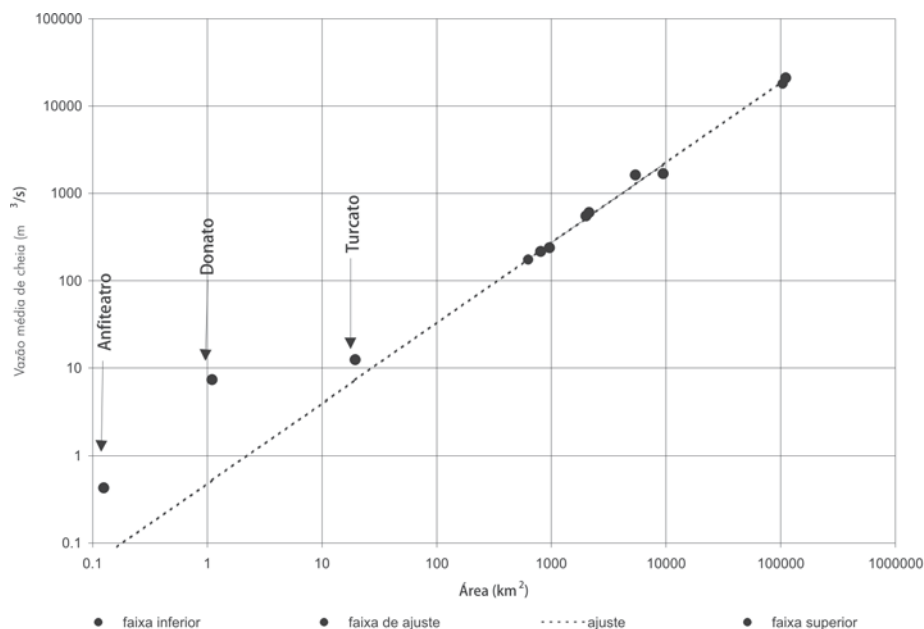


Figura 1.27 Vazões máximas de cheias na bacia do rio Ijuí e Uruguai. O ajuste da curva pontilhada foi realizado com onde a linha é cheia (Silva Jr. et al. 2002).

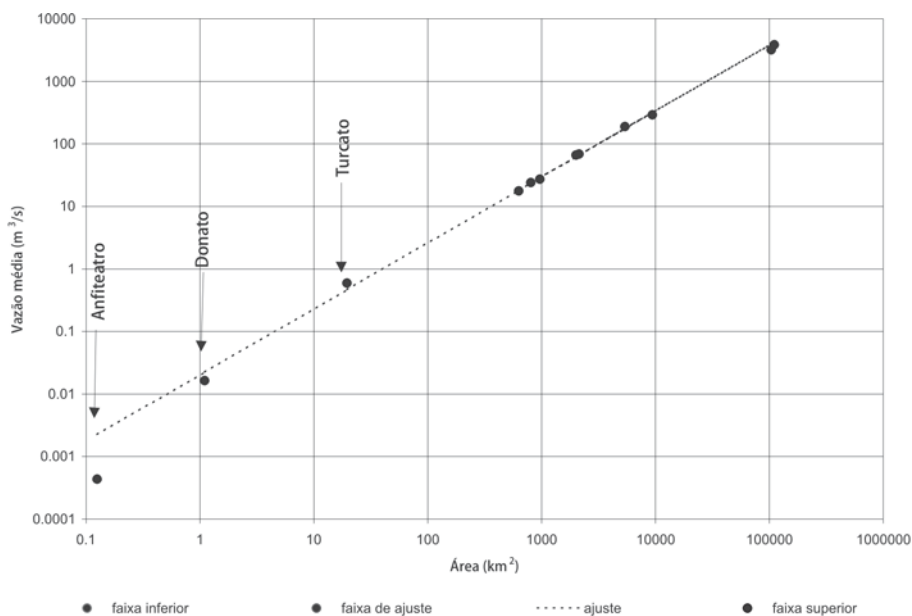


Figura 1.28 Vazões médias de longo período na bacia do rio Ijuí e Uruguai. O ajuste da curva pontilhada foi realizado onde a linha é cheia (Silva Jr. et al. 2002).

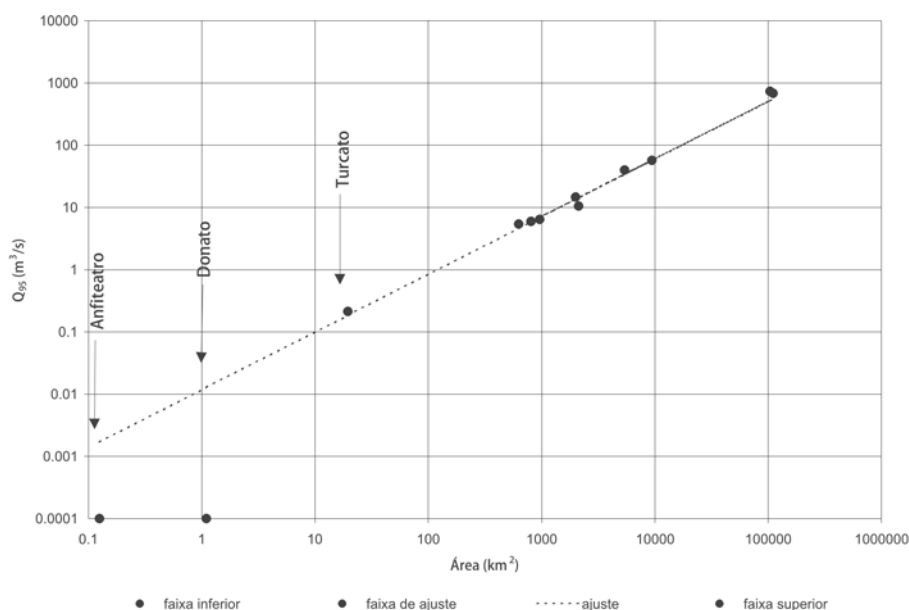


Figura 1.29 Vazões de 95% da curva de permanência na bacia do rio Ijuí e Uruguai. O ajuste da curva pontilhada foi realizado onde a linha é cheia (Silva Jr. et al. 2002).

Tabela 1.7 Rede fluviométrica no rio Uruguai e sub-bacia do Ijuí (Silva Jr. et al, 2002)

Uso	RIO	ESTAÇÃO	ÁREA (km ²)
Postos usados na verificação inferior	Anfiteatro	Vertente	0,125
	Donato	Vertente	1,1
	Turcato	Potiribu	19,5
Postos usados na ajuste da Regionalização	Potiribu	Pte. Nova do Potiribu	628
	Conceição	Conceição	805
	Conceição	Pte. Nova Conceição	966
	Ijuí	Passo Faxinal	2.003
	Ijuizinho	Colônia Mousquer	2.131
	Ijuí	São. Ângelo	5.414
	Ijuí	Pte. Mística	9.420
Postos usados na verificação Superior	Uruguai	Garruchos	104.162
	Uruguai	Passo São Borja	110.898

A regionalização de vazões não deve ser vista como uma solução para a extrapolação de escalas, mas como um auxiliar para entendimento do comportamento, melhoria dos dados e interpolação de resultados em regiões hidrológicas de comportamento similar. O uso deste tipo de técnica de forma indiscriminada pode gerar conflitos e prejuízos aos usuários da água.

1.6 Mudança climática

1.6.1 Terminologia

IPCC (2001b) define Modificação Climática (*Climate Change*) como as mudanças de clima no tempo devido à variabilidade natural e/ou resultado das atividades humanas (ações

antrópicas). Já o *Framework Convention on Climate Change* adota para o mesmo termo a definição de mudanças associadas direta ou indiretamente à atividade humana que alterem a variabilidade climática natural observada num determinado período.

Estas definições refletem a dificuldade existente de separar o efeito das atividades humanas sobre a variabilidade climática natural. Neste texto adota-se a seguinte terminologia para efeito de análise:

Variabilidade climática: terminologia utilizada para as variações de clima em função dos condicionantes naturais do globo terrestre e suas interações;

Modificação climática: são as alterações climáticas devido às atividades humanas.

A avaliação dos processos hidrológicos em diferentes estudos de recursos hídricos baseia-se na homogeneidade das séries hidrológicas, ou seja, as estatísticas da série hidrológica não se alteram com o tempo. Não é esta a dinâmica observada na realidade, qual a não-homogeneidade das séries tem aparecido devido a causas isoladas e combinadas como:

- Modificação climática, como definido acima;
- Falta de representatividade das séries históricas para identificar a variabilidade natural dos processos climáticos;
- Alterações nas características físicas/químicas e biológicas da bacia hidrográfica devido a efeitos naturais e antrópicos, discutido no capítulo anterior.

1.6.2 Efeito Estufa

A radiação solar de onda curta penetra a atmosfera, aquecendo a superfície da terra. Parte desta radiação é absorvida e parte é refletida de volta para a atmosfera (albedo). A parcela absorvida produz aquecimento na superfície que emite radiação de onda longa (radiação térmica) que pode ser absorvida pelos gases encontrados na atmosfera, como o vapor d'água e o dióxido de carbono (CO_2). A absorção desta radiação de onda longa aquece a atmosfera, aumentando a temperatura da superfície. Este é o denominado *efeito estufa*.

O efeito estufa é um processo natural no globo produzido principalmente pelo vapor de água, além de outros gases. Se não houvesse esse efeito na atmosfera da Terra, a temperatura da superfície resultante do balanço de energia seria 33°C mais fria.

A potencial modificação climática é resultante do aquecimento adicional da atmosfera devido ao aumento da emissão de gases produzido pelas atividades humana e animal na Terra, além dos processos naturais já existentes. Os principais gases que contribuem são: o dióxido de carbono CO_2 , metano (CH_4), óxido de nitrogênio e CFC (clorofluor-carbono). O CO_2 é produzido pela queima de combustíveis fósseis e produção de biomassa. Existem registros que indicam aumento da concentração de CO_2 de 315 ppm para 342 na atmosfera, entre 1958 e 1983.

1.6.3 Efeitos sobre o clima

As modificações no clima podem ocorrer devido à variabilidade natural ou antropogênica interna ou externa ao sistema climático. A variabilidade natural é expressa pela radiação solar ou atividades vulcânicas, enquanto que as ações antropogênicas são principalmente devido à emissão de gases do efeito estufa.

Para avaliar o efeito específico de cada componente desse sistema tem sido utilizado o conceito de forças radiativas (*radiative forcing*: poderia ser traduzido por impulso radiativo ou fatores radiativos, já que não são efetivamente forças). É definido como uma medida de influência do fator para a alteração do balanço de entrada e saída da energia do sistema Terra-atmosfera. Este é um indicador importante para avaliar o mecanismo de mudança climática, medido em Watts/m^2 .

Na figura 1.30 é apresentado o efeito potencial positivo e negativo desses vários componentes sobre o clima. Pode-se observar que os gases devido ao efeito estufa representam a

grande parte dos impactos positivos, se comparados com os demais elementos. As forças radiativas devido aos gases do efeito estufa, de 1750 a 2000, foram estimadas em 2,42 W/m², sendo 60% devido ao CO₂, 20% devido ao Metano 14% devido ao N₂O, entre outros. As forças devido a mudança da radiação solar para o período, desde 1750, é estimada em 0,3 W/m², apenas 12% do total dos gases do efeito estufa. Esta mudança ocorreu mais na primeira parte do século 20. As forças radiativas da combinação da mudança da radiação solar e atividade vulcânica nas duas últimas décadas foram estimadas como negativas.

Na figura 1.31 é apresentada a variabilidade dos gases do efeito estufa, CO₂, CH₄ e N₂O, onde observa-se um alto gradiente no último século, representado pela era industrial. Os resultados apresentados pelo IPCC(2001b) mostram que o dióxido de carbono cresceu 31% desde 1750 e o valor atual é *provavelmente* (ver tabela 1.8) o maior dos últimos 420.000 anos. Nos últimos 20 anos, três quartos das emissões de origem antropogênicas são devido ao dióxido de carbono por queima de combustível fóssil. O restante é devido a mudança do solo como desmatamento, por exemplo.

Do total de CO₂ emitido para a atmosfera, o oceano e a superfície da terra absorvem cerca de 50%. Na terra a absorção de CO₂ é superior à emissão devido ao desmatamento.

Média global das forças radiativas do sistema climatológico do ano 2000, relativo a 1750.

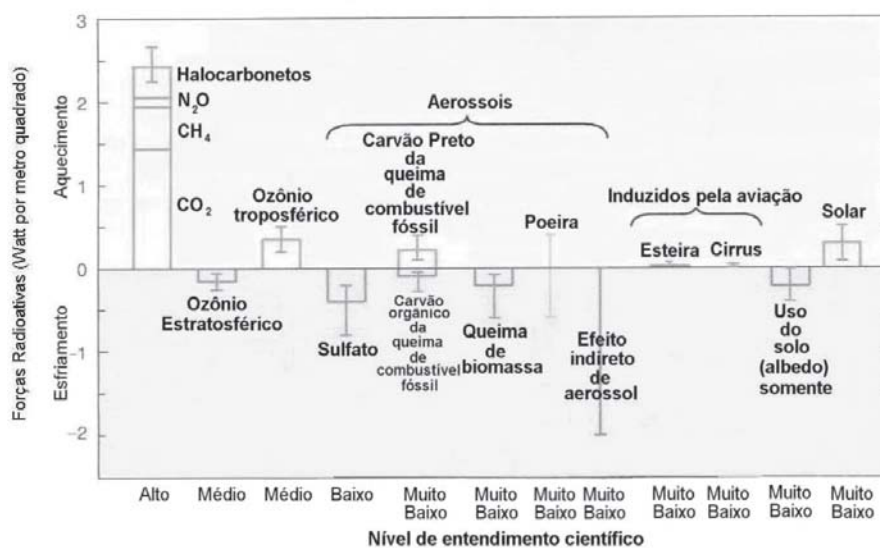


Figura 1.30 Efeito das forças radiativas sobre o clima para o ano 2000, relativo a 1750 (IPCC,2001b)

Tabela 1.8 IPCC nomenclatura (IPCC, 2001b)

Termo	% de chance que a afirmação é verdadeira
Virtualmente certo	> 99
Muito provável	90 – 99
Provável	66 – 90
Possibilidade Média	33- 60
Improvável	10-33
Muito improvável	1 – 10
Excepcionalmente improvável	< 1

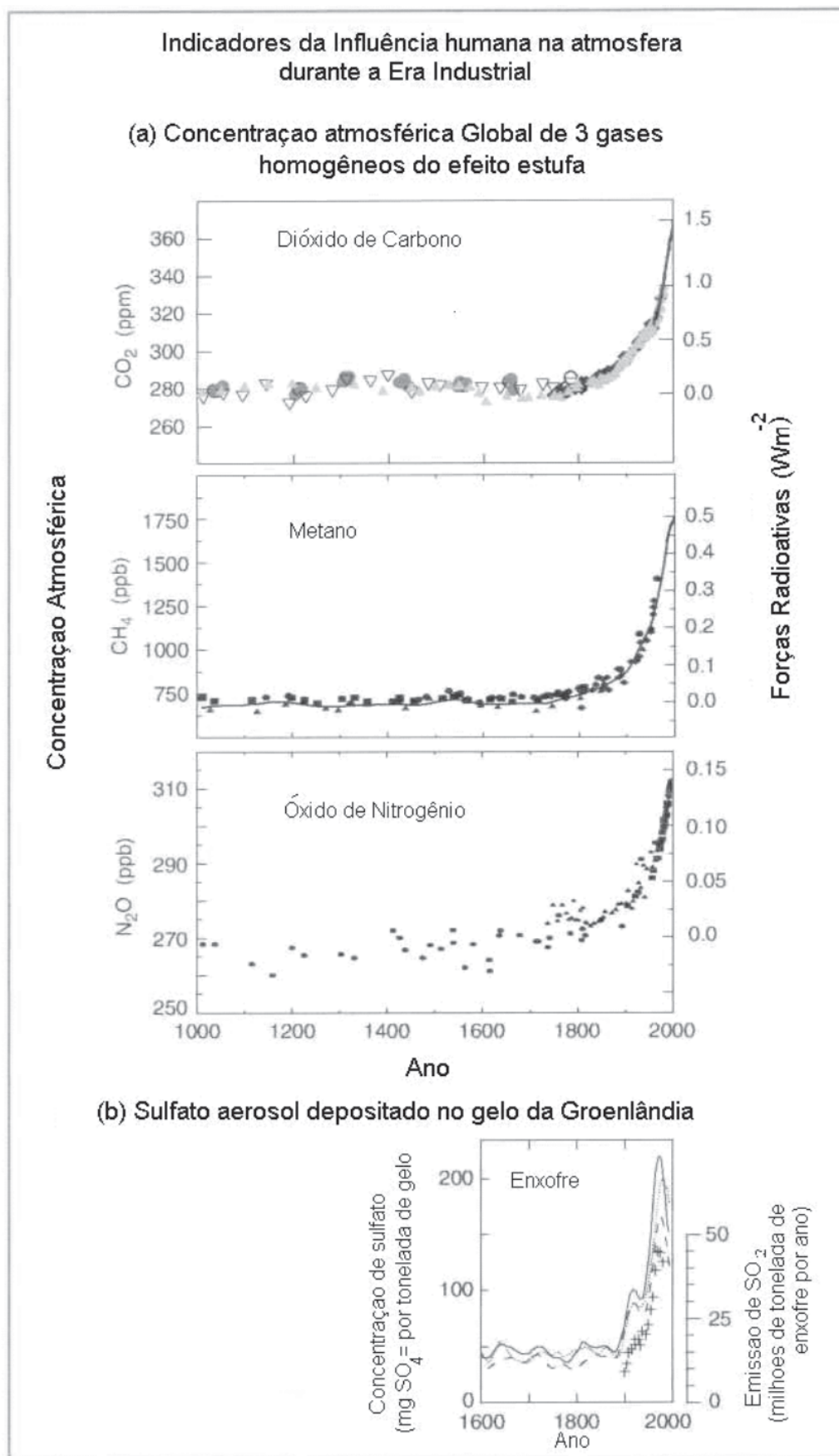


Figura 1.31 Variabilidade dos gases do efeito estufa (IPCC,2001b)

1.6.4 Evidências de alterações do clima

A modificação climática devido ao efeito estufa causado pela emissão de gases provocada pelas atividades humanas pode criar efeitos ambientais adversos (para a população). Uma das principais evidências do aumento do efeito estufa citada na literatura é a forte correlação entre o CO_2 na atmosfera e a temperatura média do globo (figura 1.32). Estes valores foram obtidos a partir do ar captado em amostras de gelo. Na figura 1.33, é apresentada a evolução da temperatura do globo neste século, onde se observa uma tendência sistemática crescente.

O painel IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (IPCC, 2001b), grupo de apoio das Nações Unidas sobre assuntos da atmosfera apresentou um relatório elaborado por um grupo de economistas, cientistas políticos e cientistas de diferentes áreas, concluindo sobre o seguinte (veja na tabela 1.8 a terminologia usada pelo IPCC):

Quanto à Temperatura:

- A temperatura média do mar em nível global tem aumentado desde 1861. No século vinte o aumento ficou entre $0,6 \pm 0,2^\circ \text{C}$. O aquecimento ocorreu principalmente em dois períodos 1910 – 1945 e 1976 – 2000;

- Globalmente é *muito provável* que 1990 tenha sido a década mais quente e 1998 o ano mais quente da série observada desde 1861;

- Na análise de dados indiretos, é *provável* que o aumento da temperatura do hemisfério Norte no século vinte tenha sido o maior de 1.000 anos. Da mesma forma é provável que a década 90 e o ano de 1998 tenham sido os mais quentes deste período;

- Entre 1950 e 1993 a temperatura mínima noturna na terra aumentou cerca de $0,2^\circ \text{C}$ por década. Este é duas vezes maior que a proporção do aumento da temperatura do dia. O aumento da temperatura da superfície do mar sobre o período é cerca de metade da temperatura média do ar na terra;

De acordo com os cenários previstos pelo painel, a temperatura média do globo poderá aumentar de 1,4 a $5,8^\circ \text{C}$ para 2100 com relação a 1990 e globalmente o nível do mar poderá aumentar de 0,09 a 0,88 m para a mesma data.

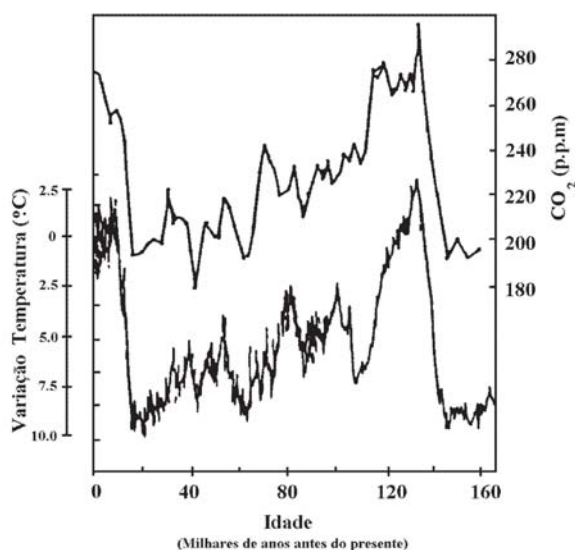


Figura 1.32 Variação da temperatura e do nível de CO_2 dos últimos 160.000 anos na Antártida (Barnola et al. 1987)

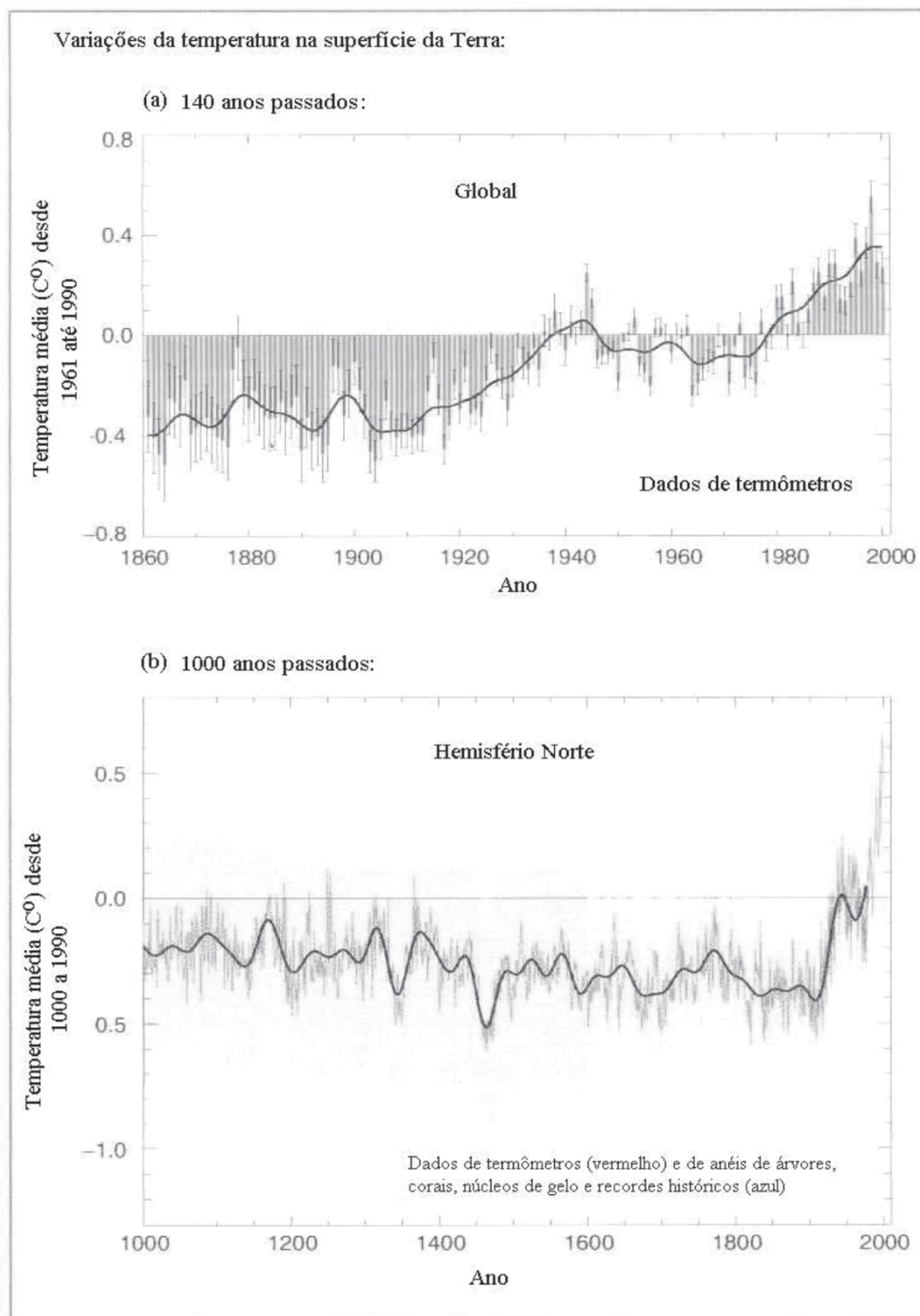


Figura 1.33 Variação da temperatura média do globo e do hemisfério Norte (IPCC,2001b)

Quanto ao nível do mar:

- Dados de maré têm mostrado que a média global do nível do mar aumentou cerca de 0,1 a 0,2 m durante o século vinte;
- Houve aumento de calor nos oceanos desde o final dos anos 50;

Quanto à precipitação:

- É muito provável que a precipitação tenha aumentado de 0,5 a 1% por década no século vinte para a maioria das latitudes médias e altas do Hemisfério Norte e é provável que

a precipitação tenha aumentado de 0,2 a 0,3% por década na região tropical entre 10° N e 10° S;

- É provável que a precipitação tenha diminuído 0,3%, por década, na maioria dos Hemisférios Norte sub-tropical entre latitudes de 10° e 30°;
- Nas médias e altas altitudes do hemisfério Norte, para a última metade do século vinte, é provável que tenha ocorrido um aumento de 2 a 4% de aumento na frequência de ocorrência de precipitações intensas.

El Niño

- Episódios quentes de ENSO (El Niño-Southern Oscillation), fenômeno que afeta o clima regional em diferentes partes do globo, têm sido mais frequentes, intensos e persistentes desde a metade de 1970 com relação ao período anterior de 100 anos;
- Em grande parte da América do Sul, principalmente na bacia do rio da Prata as vazões e as precipitações aumentaram depois de 1970.

1.6.5 Modelos Globais Climáticos e os prognósticos

Para avaliar quais seriam as alterações climáticas devido ao efeito estufa foram desenvolvidos modelos globais climáticos (GCM).

Os modelos GCM (Modelos Globais Climáticos) são tridimensionais no espaço e consideram os principais processos e suas interações. Estes modelos buscam representar os diferentes processos na atmosfera e sua interação com a superfície da terra e água usando equações matemáticas. Os modelos discretizam o globo em elementos de 100 a 1000 km de lado e de 1 a 5 km de altura (nos últimos anos têm diminuído sensivelmente estes valores de discretização em função de maior capacidade computacional). A topografia e os processos físicos do sistema em cada elemento são valores médios.

As principais limitações destes modelos são as seguintes:

- A discretização é suficiente apenas para retratar os processos atmosféricos de macro-escala na superfície da Terra;
- Existem vários parâmetros e processos que apresentam fortes limitações na representação dos modelos. Por exemplo, os processos físicos hidrológicos na bacia variam na micro-escala. A transferência deste problema para a macro-escala é um processo ainda pouco conhecido na hidrologia. Isso tem dificultado a integração entre os modelos climáticos e os hidrológicos. Atualmente, existem vários projetos no globo que buscam estimar melhor os parâmetros para tornar estes modelos mais confiáveis (IGBP,1993);
- Recentemente alguns modelos estão considerando a modificação ambiente provocada na superfície terrestre que pode alterar a umidade do solo e, em consequência os próprios prognósticos. O sistema natural é extremamente não-linear e fechado nas suas interações, o que o modelo tem dificuldade de representar;
- A quantidade de informações existente em algumas partes do globo produz incertezas, como a temperatura do oceano Atlântico Sul;
- Os resultados dos modelos produzem especulações sobre o clima do globo, mas alterações dos seus parâmetros (que em geral não são conhecidos) podem produzir modificações substanciais nos prognósticos.

Para melhorar as estimativas e a discretização têm sido utilizados modelos de meso-escala. Estes modelos discretizam uma região específica com malha espacial mais fina, permitindo uma melhor representatividade espacial. Os modelos GCM são utilizados para estimar as condições de contorno dos modelos de meso-escala. A evolução da discretização para malhas mais finas e representatividade dos processos depende da evolução da capacidade de processamento dos supercomputadores.

Nos últimos anos, segundo IPCC(2001b), tem apresentado melhora nos seguintes aspectos:

- Os modelos atuais reproduzem satisfatoriamente o clima atual sem a necessidade parametrização empírica para o fluxo de água e calor da interface oceano-atmosfera;
- Na figura 1.34a são apresentadas simulações com o modelo considerando somente as condições naturais e o modelo tende a subestimar a variabilidade de temperatura deste século. Quando o modelo considera somente os efeitos antropogênicos a simulação tende a

superestimar a temperatura (Figura 1.34b). No entanto, quando os dois efeitos são considerados, ou modelo tende a apresentar o melhor resultado (figura 1.34c).

Os modelos globais climáticos tem sido utilizados para analisar os componentes dos efeitos observados nos últimos anos e para o prognóstico de impactos futuros em função da tendência de emissão de gases pela atmosfera.

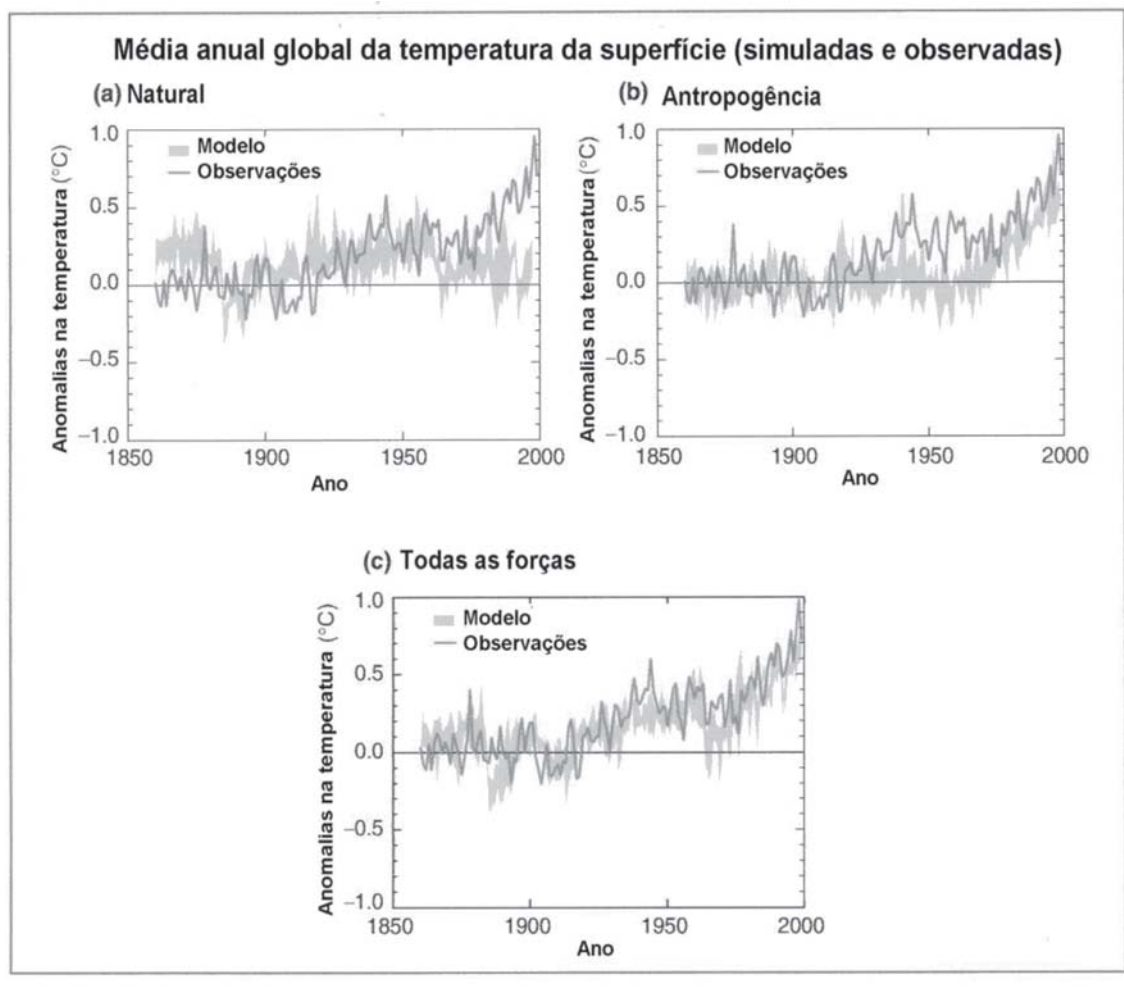


Figura 1.34 Resultados do efeito das condições naturais e antropogênicas simulados pelos modelos GCM (IPCC, 2001b)

Cenário observado:

As principais avaliações obtidas através dos modelos climáticos para a variabilidade do passado são as seguintes (IPCC, 2001b):

- O aquecimento ocorrido nos últimos 100 anos é *muito improvável* que seja devido apenas à variabilidade climática de origem natural;
- As simulações mostraram que a variabilidade natural não explica o aquecimento ocorrido na última metade do século 20. O melhor resultado foi obtido quando também foram considerados os efeitos antropogênicos nas simulações (figura 1.34c).
- *É muito provável* que no século 20 o aquecimento tenha contribuído para o aumento do nível do mar através da expansão térmica da água do mar e da perda de gelo da terra;
- Considerando as incertezas, o aumento de temperatura dos últimos 50 anos é *provável* que seja devido ao aumento dos gases do efeito estufa.

Prognósticos da influência humana

A emissão de gases CO_2 pela queima de combustíveis fósseis é *virtualmente certa* como o efeito dominante, na tendência de variação da concentração de CO_2 na atmosfera para o

século 21. Atualmente os oceanos e a terra absorvem 50% de CO₂, com o aumento da concentração de CO₂ na atmosfera existe a tendência de redução da proporção com que os sistemas absorvem dióxido de carbono, aumentando de forma mais significativa a quantidade de CO₂ na atmosfera.

IPCC apresentou um relatório especial sobre emissão de gases (SRES), onde desenvolveu vários cenários futuros. Estes cenários não consideram os objetivos do protocolo de Quioto, mas tendências atuais dos condicionantes econômicos e sociais dos países. Um resumo das projeções obtidas são as seguintes:

- A projeção para o CO₂ na atmosfera para 2100 pelos modelos é entre 540 e 970 ppm (diferentes cenários), aumento de 90 a 250% sobre a concentração de 1750 e 59 a 158% com relação a concentração de 1983.
- Caso o carbono emitido por alterações no uso do solo pudesse ser recuperado por meio de reflorestamento, a concentração de dióxido de carbono na atmosfera poderia se reduzir de 40 a 70 ppm;
- Para estabilizar a concentração de CO₂ em 450, 650 e 1000 ppm, dentro de poucas décadas, cerca de um século e cerca de dois séculos, respectivamente, é necessário reduzir a emissão aos níveis de 1990;
- A temperatura média das superfícies é projetada para aumentar entre 1,4 a 5,8° C entre 1990 e 2100. Este é o resultado de 35 cenários baseados em vários modelos climáticos;
- Com base nas simulações é *muito provável* que praticamente todas as áreas terrestres aquecerão mais rapidamente que a média, principalmente no hemisfério norte com altas latitudes e clima frio, enquanto que no hemisfério sul ocorrerá o contrário.

Na tabela 1.9 é apresentado um resumo das condições previstas para climas extremos e eventos climáticos. O documento estima o impacto sobre diferentes partes do globo. Especificamente sobre o Brasil, observa-se redução da precipitação na Amazônia da ordem de 200 mm, o que representa cerca de 8 a 10% das precipitações da região; no Sul do Brasil a redução prevista é da ordem de 100 mm, o que representa 8% da precipitação média regional. Em parte do Centro-Oeste e Norte as reduções são pequenas, próximas de zero. No Nordeste (costa e Centro variam entre 15 mm e 100 mm. A única área de acréscimo aparece em parte do Sudeste, na cabeceira dos grandes rios Paraná e São Francisco com valores da ordem de entre 15 mm a 100 mm. Estas estimativas podem estar sujeitas a importantes incertezas.

O relatório aponta também para a América do Sul, entre outras áreas do mundo os seguintes aspectos quanto a capacidade de adaptação, vulnerabilidade e principais aspectos (veja definições na tabela 1.10):

- A capacidade adaptativa humana na América Latina é pequena, particularmente com relação aos eventos de clima extremos e a vulnerabilidade é muito alta;
- Perdas e redução de glaciais terá impacto adverso no escoamento e no suprimento de água em áreas onde o degelo dos glaciais é uma importante fonte de disponibilidade (*alta confiabilidade*⁹);

⁹ Qualificação do níveis de avaliação: muito alto (95% ou mais); alto (67-95%); médio(33-67%); baixo (5-33%) e muito baixo (> 5%)

Tabela 1.9 Estimativas das observadas e projetadas mudanças de climas extremos (IPCC,2001b)

Mudanças do fenômeno	Avaliação de mudanças para a Segunda metade do século 20 ¹	Avaliação em mudanças projetadas para o século 21
Altas temperaturas máximas e mais dias quentes sobre quase todas as áreas	Provável	Muito provável
Altas temperaturas mínimas, poucos dias frios e dias com geada em quase todas as áreas	Muito provável	Muito provável
Reduzido intervalo para a temperatura diária em quase todas as áreas	Muito provável	Muito provável
Aumento do índice de calor: é uma combinação de temperatura, umidade e efeitos medidos no conforto humano	Provável em muitas áreas	Muito provável em muitas áreas
Eventos de precipitação mais intensos	Provável sobre muitas áreas do hemisfério norte de meia e alta latitude	Muito provável sobre muitas áreas
Aumento do verão continental seco e associado ao risco de estiagem	Provável em muitas áreas	Provável para muitas regiões de latitude média no interior dos continentes
Aumento em picos de intensidade de ventos de ciclones tropicais	Não foi observado e poucos análises	Provável sobre algumas áreas
Aumento da média ciclones tropicais e intensidade de precipitação	Dados insuficientes	Provável sobre muitas áreas

¹ - veja classificação na tabela 1.8

Tabela 1.10 Definições utilizadas (IPCC(2001 a)

Termo	Definição
Sensibilidade	O grau no qual o sistema é afetado, seja de forma adversa ou benéfica, por alterações climáticas de todo o tipo
Capacidade de adaptação	É a habilidade do sistema de se ajustar a mudança climática (incluindo a variabilidade e extremos) para

- Inundações e secas poderão se tornar freqüentes; com inundações o aumento da carga de sedimentos e da a degradação da qualidade da água em algumas áreas (*alta confiabilidade*);
- Aumento em intensidade dos ciclones tropicais poderá alterar o risco de vidas, propriedades e ecossistemas, devido a chuvas intensas, inundações, ondas de mar devido a tempestades e prejuízos devido ao vento (*alta confiabilidade*);
- Redução da produção agrícola foi estimada em muitos locais da América Latina, mesmo quando os efeitos positivos do CO₂ são considerados; cultivos de subsistência podem ficar sujeitos a limitações (*alta confiabilidade*);
- A distribuição geográfica das doenças veiculadas pela água deve se expandir em direção aos pólos; a exposição da população a doenças como malária, febre amarela, cólera, dengue deverá aumentar (*média confiabilidade*);
- O ambiente costeiro e a população deverão ser afetados pelo aumento do nível do mar (*média confiabilidade*);
- Aumento da taxa de perda de variedades de biodiversidade (*alta confiabilidade*);

1.6.6 Ações internacionais para mitigação dos impactos

Acordos

A preocupação com o comportamento climático do globo devido a efeitos antrópicos iniciou-se na década de 80, com o questionamento sobre o desmatamento das florestas, redução da camada de ozônio e o efeito estufa. O acidente de Chernobyl na metade da década foi um grande divisor deste processo, quando se observou que ações em qualquer parte da Terra poderiam afetar as pessoas em qualquer região, mostrando que as manifestações de cientistas não eram uma mera ficção.

Em 1990, a Assembléia Geral das Nações Unidas criou o Comitê Intergovernamental de Negociação para uma Convenção – Quadro sobre Mudança do Clima (INC). O INC

preparou um texto chamado de *Convenção sobre Mudança Climática*. Este documento foi assinado em maio de 1992 nas Nações Unidas e está aberto para assinaturas dos países em junho de 1992, na Cúpula sobre Meio Ambiente no Rio de Janeiro. Esta convenção foi ratificada ou aderida e assinada por 175 países até 1999, comprometendo-se com seus termos (Nações Unidas, 1999). A Convenção estabeleceu que os países desenvolvidos deveriam reduzir suas emissões de gases do efeito Estufa (GEE) para o ano 2000, em níveis anteriores a 1990. A Conferência das Partes (COP), órgão supremo da Convenção, reuniu-se inicialmente em 1995, em Berlim, e concluiu que os compromissos eram inadequados elaborando o chamado Mandato de Berlim, que abriu a discussão por dois anos para definição dos compromissos para a primeira década do novo milênio. Esta fase concluiu com a terceira Conferência das Partes em Quioto no Japão em 1997, onde foi definido que os países desenvolvidos deveriam reduzir em pelo menos 5% (com relação aos níveis de 1990) a emissão dos gases do efeito estufa, até o período de 2008 a 2012.

Os gases do efeito estufa, como já mencionado nos itens anteriores, foram considerados no protocolo de Quioto como sendo: Dióxido de Carbono, Metano, óxido nitroso, hexafluoreto de enxofre e as famílias perfluorcarbonos. A redução da emissão envolve na realidade a diminuição da variação líquida de emissões, que é resultado da diferença entre a emissão e a absorção ou remoções como a absorção de CO₂ pelas plantas na fotossíntese.

Os compromissos assumidos na época pelos países europeus foram de reduzir em 8% os níveis de 90, enquanto os Estados Unidos mencionavam 7%, Japão, Canadá, Polônia e Croácia 6%. Outros países acordaram em manter os níveis de 90, como a Rússia e Ucrânia. O acordo de Quioto entraria em vigor 90 dias após a sua ratificação por pelo menos 55 países, incluindo países desenvolvidos responsáveis por 55% do total das emissões. Em 1997, o Senado americano definiu que o país não deveria ratificar o protocolo se os países em desenvolvimento como Brasil, China, México e Índia (que ficaram fora dos compromisso) não tivessem o mesmo compromisso para o mesmo período.

Mecanismos

Em face das dificuldades de implementação do protocolo e o impacto econômico que estas medidas podem produzir nos países foram discutidos em várias conferências depois de Quioto três mecanismos para atuar no processo de redução das emissões:

- Implementação conjunta de projetos;
- Comércio de emissões;
- Mecanismos de desenvolvimento limpo (CDM ou MDL).

Os dois primeiros seriam implementados principalmente nos países desenvolvidos, onde existem as restrições ao crescimento das emissões. A implementação de projetos conjuntos (Joint Implementation) é a transferência e aquisição de unidades de redução de emissões resultante de projeto de mitigação de mudanças climáticas. O comércio de emissões (Emissions trading) o objetivo, da mitigação das mudanças climáticas. O terceiro, que partiu de idéia brasileira, visa promover o desenvolvimento sustentável em países fora da classificação adotada (que possuem compromissos de redução de emissão). O desenvolvimento de projetos MDL em países em desenvolvimento pode gerar uma certificação de emissão reduzida (CER) que pode ser negociada com os países desenvolvidos.

As conferências internacionais e os estudos em desenvolvimento têm buscado mecanismos técnicos para a implementação destes elementos no cenário internacional. No entanto, após a posse do governo Bush, existe uma mudança muito forte dos rumos da política americana no sentido de atendimento do protocolo de Quioto, apresentando recentemente uma alternativa ao cumprimento das metas anteriores.

1.7.1 Indicadores de variabilidade climática

Para analisar o comportamento do clima são utilizadas várias técnicas estatísticas e determinísticas. A paleoclimatologia é uma área recente que tem utilizado elementos de física

e biologia para entender a variabilidade climática. O clima apresenta variabilidade do espaço e no tempo sazonal e interanual. A escala temporal pode variar de horas até milênios, e os estudos em recursos hídricos geralmente estudam o comportamento dos sistemas hídricos dentro da sazonalidade anual e para períodos de dados geralmente da ordem de 15 a 80 anos. O estudo do comportamento climático na escala decadal ou tempos maiores permite analisar a influência do comportamento climático sobre o sistema global e, em específico os recursos hídricos.

Os processos geralmente analisados se referem a tendências de variabilidade solar, efeitos do El Niño – Southern Oscillation (ENSO), mudanças na atmosfera, mudanças na variabilidade da extensão e volume da terra e gelo e a variabilidade da biosfera. São estudos que permitem analisar a variabilidade do clima. A variabilidade solar pode contribuir para explicar as oscilações de temperatura de 9 a 10 anos, mas apenas somente este efeito não explica o comportamento da variabilidade. O ENSO mostra a inter-relação entre o aquecimento da temperatura do leste do oceano Pacífico Sul com a Southern Oscillation e influencia o clima de grande parte do globo. Estes processos apresentam uma certa ciclicidade. A grande dúvida sobre os mesmos é se o aquecimento global pode estar ampliando o seu efeito.

El Niño foi utilizado por pescadores peruanos no século 19 para descrever o aquecimento da temperatura do mar na costa do Peru no período do Natal. Atualmente o termo descreve a fase de aquecimento natural que ocorre da oscilação da temperatura do mar na área tropical do Oceano Pacífico. A variação ou a oscilação da temperatura do mar está associada ao comportamento da atmosfera. O ENSO é o componente da atmosfera deste processo e indica a variação de pressão do ar entre Darwin na Austrália e o Sul do Pacífico, na ilha de Tahiti. Quando a pressão está alta em Darwin em Tahiti está baixa e vice-versa. El Niño e La Niña são as fases extremas da Oscilação do Sul (Southern Oscillation), sendo o El Niño a fase quente no leste do Pacífico e La Niña a fase fria.

Amostras de gelo, registros biológicos, registros geológicos, observações de superfícies do clima, variações do gelo e dos oceanos são elementos estudados para procurar separar os efeitos do aquecimento global e a variabilidade natural do clima. Existem ainda incertezas, apesar dos resultados apresentados nos itens anteriores quanto às alterações do clima já que todos os resultados obtidos para justificar o impacto do efeito estufa se baseiam em resultados dos modelos GCMs, apesar de algumas evidências observadas. A incerteza existente na parametrização e na quantificação de alguns processos pode transferir erros para as estimativas.

1.7.2 Variabilidade Hidrológica

As alterações climáticas se refletem nas modificações das variáveis: precipitação, temperatura, vento, radiação, umidade, ou seja, variáveis representativas do clima. No ciclo hidrológico a distribuição temporal e espacial da precipitação e evapotranspiração são variáveis de entrada na bacia, que podem produzir alterações nas estatísticas das séries de vazões líquida e sólida entre outras variáveis de resposta da bacia.

Estas mudanças não alteram somente as vazões para uma bacia existente, mas também alteram os condicionantes naturais que dão sustentabilidade ao meio natural como a fauna e flora. Ao longo do tempo a modificação climática gera outros ambientes em função da ocorrência de maior ou menor precipitação, temperatura, umidade, etc. Com a alteração destes condicionantes o escoamento proveniente das bacias também se alteram. É importante observar que o efeito da modificação climática (e mesmo a variabilidade climática de longo prazo) produz alterações do ambiente da bacia que resulta em modificações desta parte do ciclo hidrológico, além das alterações dos valores absolutos de entrada na bacia hidrográfica.

Em recursos hídricos geralmente admite-se que a variabilidade climática natural apresenta um comportamento estacionário que depende da representatividade da série histórica de observação. Como as séries históricas geralmente não são suficientemente longas, as mesmas podem apresentar variabilidade de estatísticas de acordo com amostra obtida ao longo do tempo.

A variabilidade hidrológica é entendida com as alterações que possam ocorrer na entrada e saídas dos sistemas hidrológicos. As principais entradas são a precipitação e a evapotranspiração (que depende de outras variáveis climáticas), enquanto que as principais variáveis de saída são o nível e a vazão de um rio.

Os principais efeitos da variabilidade hidrológica estão relacionados com:

- Variabilidade natural dos processos climáticos;
- Impacto da modificação climática;
- Efeitos do uso da terra e alteração dos sistemas hídricos.

Relação entre variáveis hidrológicas

A relação entre as variáveis de entrada e saída dos sistemas hidrológicos tem um comportamento não-linear (figura 1.35), em função dos diferentes sub-sistemas e características do sistema físico. Geralmente a precipitação, observada sua distribuição temporal e espacial, é a principal variável de entrada. Na figura 1.36, é apresentada a variabilidade de precipitação, evaporação e vazão onde se observa que as anomalias (variação com relação a média) variam de acordo com o tipo da variável e suas características.

A alteração da precipitação apresenta impacto relativo diferenciado sobre a vazão da bacia hidrográfica (figuras 1.35 e 1.36). Observam-se nos dados que, nos anos com valores extremos (inundações e secas), a resposta da bacia se amplifica com relação a sua variação adimensional da precipitação. Esta condição ocorre devido à proporcionalidade existente com os valores de precipitação e os de vazão. Nos anos mais úmidos o aumento de precipitação produz maior aumento da vazão já que a infiltração aumenta pouco e a evapotranspiração potencial diminui pelo aumento da chuva, o que aumenta mais o escoamento. No sentido contrário, nos anos secos, a redução de precipitação, aumento da evapotranspiração reduz em maior magnitude a vazão. Portanto, a anomalia da vazão (resposta da bacia hidrográfica) amplifica os efeitos na precipitação, se considerarmos apenas o efeito da anomalia da precipitação (figura 1.37 e figura 1.38).

Em climas semi-áridos, o efeito combinado da diminuição da precipitação com o aumento da evapotranspiração potencial é significativo e o escoamento deve ser analisado através da combinação de efeitos dessas variáveis climáticas.

Nos climas úmidos como os da região Sudeste do Brasil, como a evapotranspiração varia pouco, utiliza-se muito mais a precipitação para caracterizar a vazão, já que na relação do coeficiente de escoamento está embutida a perda para a evapotranspiração. Num clima semi-árido, o efeito combinado é mais significativo.

Na figura 1.39 são apresentadas as anomalias de precipitação e evapotranspiração potencial, na região de Estreito, no Sul da Bahia. Na figura 1.40 é apresentada a anomalia de E/P para o mesmo período junto com a sua média móvel de três anos. Observa-se na segunda figura o aumento sistemático de E/P de 1991 a 1999, o que agrava a disponibilidade hídrica. Na figura 1.41 é apresentada a relação entre E/P e a vazão, mostrando uma tendência com pequena variabilidade, mas deve-se considerar que as vazões foram obtidas com modelo precipitação-vazão.

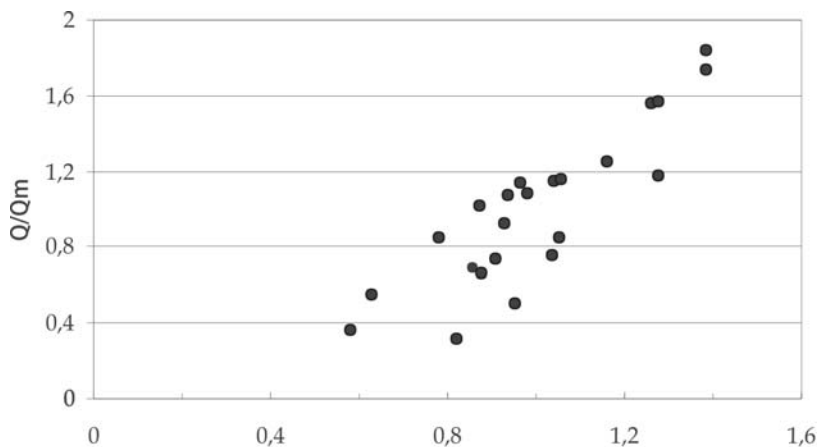


Figura 1.35 Relação entre as anomalias de vazão e precipitação na bacia do rio Faxinal.

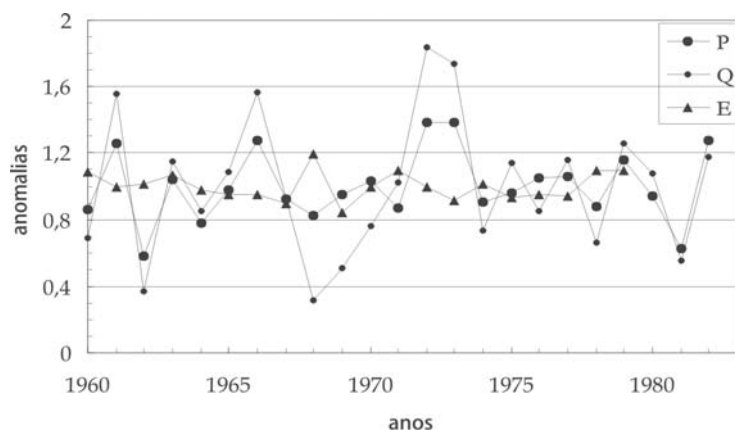


Figura 1.36 Variabilidade de anomalias de precipitação (P/Pm), Evaporação (E/Em) e Vazão (Q/Qm) de um afluente do rio Uruguai (rio Faxinal)

Esta análise procura destacar que na relação entre precipitação e vazão (dentro de uma visão macro) os seguintes aspectos devem ser destacados:

- Existe uma natural amplificação das anomalias da vazão (resposta da bacia) em função das anomalias da precipitação e da evapotranspiração potencial;
- A relação não-linear entre precipitação e vazão depende do armazenamento, de acordo com o tamanho da bacia e da evapotranspiração principalmente em regiões semi-áridas;
- O coeficiente de escoamento ($C = Q/P$) se altera em função das relações citadas.

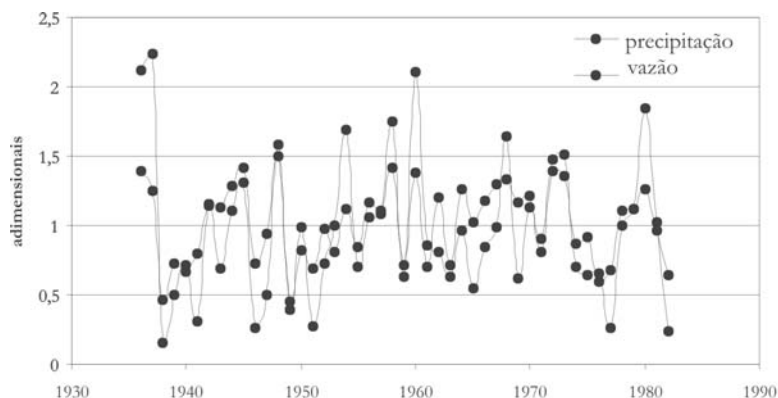


Figura 1.37 Precipitações e vazões adimensionais (divididas pela sua média) no rio Verde Pequeno. As vazões foram obtidas por modelo hidrológico

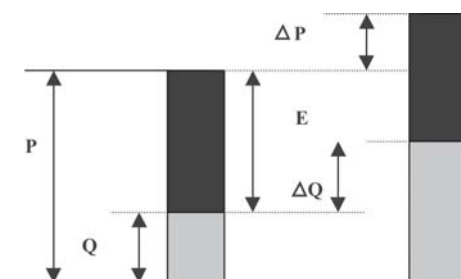


Figura 1.38 Caracterização do aumento da precipitação, redução da evapotranspiração e aumento da vazão.

Efeito das variáveis climáticas e uso do solo sobre o escoamento

No item anterior foram descritos os efeitos que poderiam ser produzidos no escoamento pela variabilidade das variáveis climáticas. Pequenas variações de precipitações devido a variabilidade ou modificação climática podem produzir significativo aumento no escoamento (veja item anterior). Com base na equação do coeficiente de escoamento e de suas variações entre dois estágios pode-se obter (1.4)

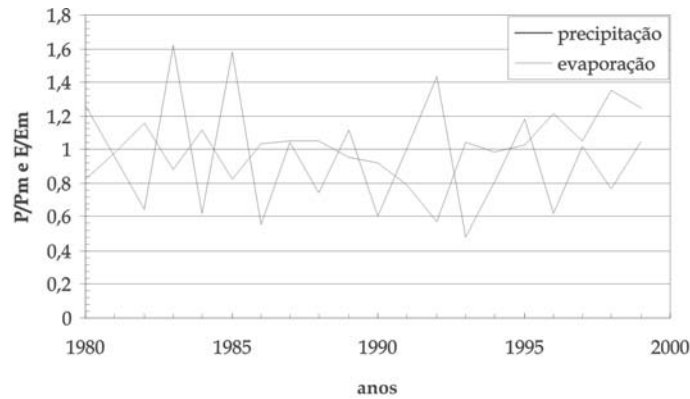


Figura 1.39 Variação de precipitação e evaporação potencial em Estreito

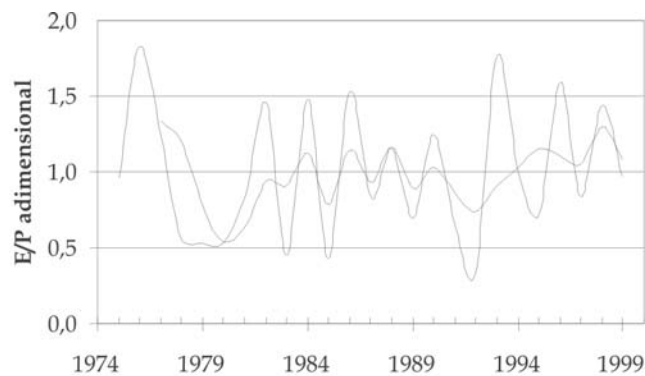


Figura 1.40 Variação da relação de E/P e sua média móvel de três anos.

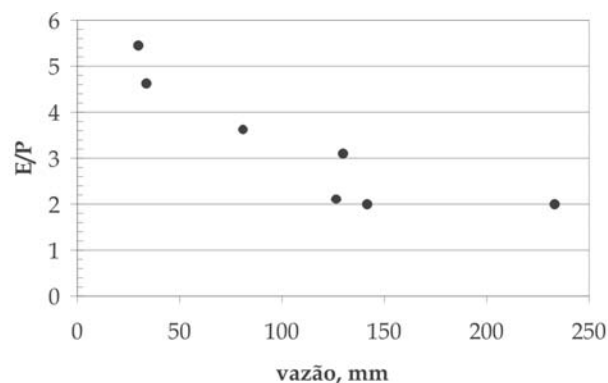


Figura 1.41 Relação de E/P com a vazão (obtida de modelo hidrológico) para bacia do rio Verde Pequeno, próximo a Estreito.

onde DQ é a variação de vazão com relação a uma vazão Q ; C_2 é o coeficiente de escoamento resultante da variação; C_1 é o coeficiente de escoamento $= Q/P$; DP é variação de precipitação acima da precipitação P . Considere a relação entre $C = f(P)$ como obtido para a bacia

da figura 1.42. Pela tendência média é possível estimar o coeficiente de escoamento em função da variação de P. Utilizando esta função média e a equação 1.4 é possível estimar a variação da vazão em função da precipitação e de sua variação percentual (figura 1.43).

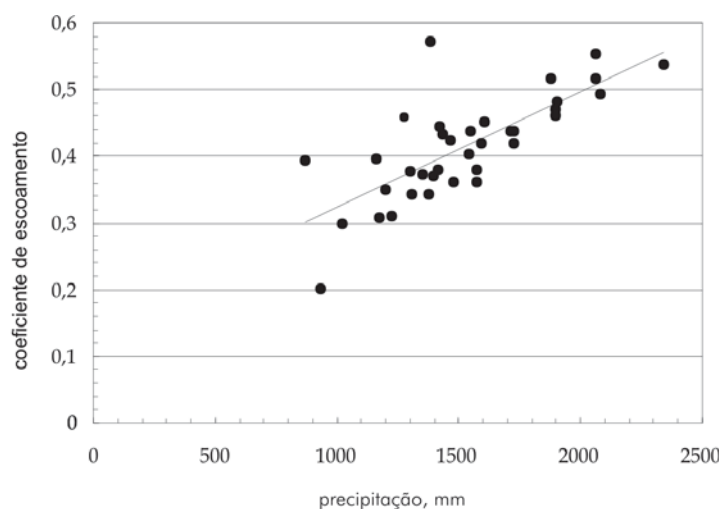


Figura 1.42 Coeficiente de Escoamento em função da precipitação anual na bacia do Butuí

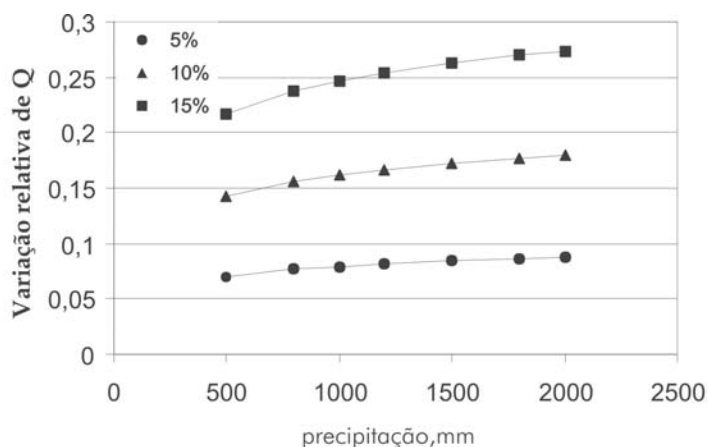


Figura 1.43 - Variação da vazão em função da precipitação e do seu do aumento relativo (%) na bacia do Butuí.

O efeito do uso do solo na relação entre o escoamento e a precipitação faz com que a relação entre o coeficiente de escoamento e a precipitação se desloque como se observa na figura 1.44 (impermeabilização), já que a relação entre a precipitação e vazão se altera. Com o desmatamento ocorre aumento do escoamento pela redução da evaporação real, aumentando o coeficiente de escoamento. Este aumento é maior de acordo com a substituição da cobertura como foi destacado no capítulo 1. A figura 1.44 apresenta a variação do coeficiente de escoamento para dois cenários de urbanização de uma bacia urbana em Porto Alegre, mostrando claramente o efeito da alteração da cobertura e da drenagem sobre a relação entre precipitação e escoamento na bacia.

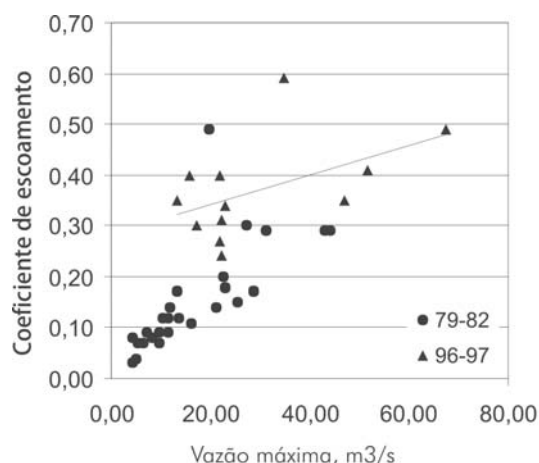


Figura 1.44 Coeficiente do escoamento em função da vazão para a bacia do arroio Dilúvio em Porto Alegre

1.8 Funções Hidrológicas

A quantificação destes processos depende da observação das variáveis hidrológicas que descrevem os mesmos ao longo do tempo. Estas variáveis possuem comportamento estocástico e necessitam de amostras confiáveis e representativas para sua estimativa. O melhor entendimento do comportamento estocástico¹ de uma ou mais variáveis, que representam um sistema hídrico, depende em última análise de informações observadas deste sistema. Nenhum modelo, técnica matemática ou estatística é capaz de criar informações, esta técnica pode melhor explorar as informações existentes. A falta de informações é crucial no adequado entendimento do comportamento de um sistema hídrico.

Os dados hidrológicos são medidos em locais definidos, como um pluviômetro numa bacia e um posto fluviométrico numa seção de um rio. O primeiro observa a ocorrência da precipitação, como uma amostra pontual de um processo espacial *de entrada do sistema*, enquanto que o segundo observa a integração espacial *da saída, representada pelo escoamento na bacia hidrográfica*.

Uma rede hidrométrica destes postos dificilmente cobre todos os locais de interesse necessário ao gerenciamento dos recursos hídricos de uma região. Sempre existirão lacunas temporais e espaciais que necessitam ser preenchidas com base em metodologias robustas.

O termo *regionalização* tem sido utilizado em hidrologia para denominar a *transferência de informações de um local para outro dentro de uma área com comportamento hidrológico semelhante*. Esta informação pode ser na forma de uma variável, função ou parâmetro.

A *variável* é entendida aqui como uma expressão que identifica o comportamento de um processo ou fenômeno, como por exemplo: a vazão instantânea de uma seção de um rio; a precipitação num ponto da bacia durante 24 horas.

A *função hidrologia* representa uma relação entre uma variável hidrológica e uma ou mais variáveis explicativas ou estatística (probabilidade), como a curva de permanência, curva de probabilidade de vazões mínima; a relação entre áreas impermeáveis e densidade habitacional.

O *parâmetro* é interpretado como uma característica de um sistema hídrico, como por exemplo, a área da bacia, coeficiente de rugosidade, CN do modelo Soil Conservation Service, tempo de concentração da bacia.

A regionalização é estabelecida com o objetivo de se obter a informação hidrológica em locais sem dados ou com poucos dados. O princípio da regionalização se baseia na *similaridade espacial* de algumas funções, variáveis e parâmetros que permitem esta transferência.

Um benefício adicional da análise regional da informação é o de permitir o aprimoramento da rede de coleta de dados hidrológicos à medida que a metodologia explora melhor a informação disponível e identifica lacunas. Um dos exemplos mais simples da regionalização é

o mapa de isoietas de uma bacia. Na construção do mapa são utilizados os valores de precipitação em cada posto pluviométrico. Quando estes dados são confiáveis é de se esperar que os valores intermediários possam ser obtidos pela interpolação das isoietas. Esta presunção básica se baseia na pequena variação da precipitação no espaço, quando não existem efeitos orográficos e convectivos.

A variabilidade das condições hidrológicas é um processo estocástico no tempo e no espaço. Esta variação é decorrência da combinação de vários fatores como: *condições climáticas de precipitação, evapotranspiração, radiação solar, entre outros; relevo; geologia, geomorfologia e solos; cobertura vegetal e uso do solo; ações antrópicas sobre o sistema fluvial.*

Este conjunto de fatores influencia as variáveis hidrológicas, transformam a estimativa de seus valores num problema complexo dependente das estatísticas de valores conhecidos. Algumas das principais funções hidrológicas utilizadas em recursos hídricos são:

Curva de probabilidade de vazões máximas: retratam a probabilidade de ocorrência dos eventos extremos superiores, importantes para avaliar a inundação e o risco de obras hidráulicas;

Curva de probabilidade de vazões média: retrata a distribuição das vazões médias de uma bacia, indicando as disponibilidades hídricas, anuais, mensais ou de outro período;

Curva de probabilidade de vazões mínimas: trata de identificar o risco de ocorrência dos extremos inferiores e sua duração, importante para avaliar o risco das estiagens;

Curva permanência: retrata a variação da vazão ou nível e sua permanência no tempo, representando o período do tempo que ficam acima de um determinado valor. Estas curvas são utilizadas para avaliar a produção de energia, período de navegação, disponibilidade de água para abastecimento entre outros;

Curva de regularização: relaciona o volume e vazão que pode ser regulariza num determinado local.

1.8.1 Curva de Probabilidade de vazões máximas

A vazão máxima é entendida como a maior vazão que ocorre numa seção de um rio num período definido. Esta vazão representa as condições de inundação do local.

A vazão máxima pode ser estimada com base: (a) no ajuste de uma distribuição estatística; (b) na regionalização de vazões; e (c) na precipitação.

Um vale de inundação é definido principalmente por dois leitos. O leito menor é a seção de rio onde o rio escoar na maioria do tempo e o leito maior onde o rio escoar durante as inundações. O leito menor é claramente definido pelas margens dos rios e o leito maior é delimitado pelo vale onde o rio meandra (veja item 1.3.1).

A vazão média de enchente é a média das vazões máximas anuais. Este é um valor característico das inundações do local, pois representa, em média, uma ocorrência de cerca de 2 anos. O nível correspondente a esta a esta vazão é um pouco acima do nível correspondente ao leito menor do rio. A cota correspondente ao leito menor do rio geralmente se encontra entre 1,5 e 2 anos de tempo de retorno. Tucci e Genz (1991) determinaram a cota correspondente ao leito menor dos postos da bacia do rio Paraguai e verificaram que na média o tempo de retorno deste nível é de 1,87 anos. A vazão que delimita o leito maior ou o vale de inundação corresponde geralmente a um risco da ordem de 100 anos, variando em função dos condicionantes geológicos.

Estes indicadores são importantes para o entendimento da ocorrência das inundações e a sua convivência, já que a população tende a ocupar o leito maior durante anos de pequenas inundações, sofrendo grandes perdas quando as mesmas retornam.

Entre o leito menor e o leito maior o rio tende a criar diques naturais. O material é depositado nesta parte da seção devido à redução de velocidade que ocorre na interface entre os dois leitos. Com a redução de velocidade ocorre deposição de sedimentos e ao longo de

milhares de anos se formam os diques naturais, que durante inundações maiores são rompidos criando novos condicionantes de meandros.

Estimativa das vazões num determinado local pode ser realizada por previsão em *curto prazo* (tempo real) ou em *longo prazo*. A previsão em curto prazo envolve o acompanhamento da enchente quando a precipitação é conhecida ou prevista. Nesse processo é utilizado um modelo matemático que calcula a vazão ou nível no rio com base na precipitação conhecida ou prevista. A previsão em longo prazo utiliza previsão de previsão com modelos meteorológicos e prevê (com maior erro) juntamente com modelo hidrológico as vazões com alguns meses na frente (sazonal). A predição da vazão é *estatística*, pois os modelos não têm condições de prever com muita antecedência. É determinada a probabilidade de que ocorra um nível ou vazão com base em dados históricos registrados anteriormente naquele local.

A previsão estatística das vazões máximas é realizada pelo ajuste de uma distribuição aos valores máximos anuais ou de eventos selecionados em cada ano (séries parciais). Quando existem dados históricos de vazão no local de interesse e as condições da bacia hidrográfica não se modificaram, pode ser ajustada uma distribuição estatística. A mesma é utilizada para a estimativa da vazão máxima para um risco escolhido. Quando não existem dados ou a série é pequena, pode se utilizar a regionalização de vazões máximas ou as precipitações. A regionalização permite estimar a vazão máxima em locais sem dados com base em postos da região. As precipitações máximas são transformadas em vazões pelos modelos matemáticos. Este método é útil quando a bacia sofre modificações. Somente o primeiro tipo é apresentado a seguir.

O objetivo da curva de probabilidade de vazões máximas é o de obter a relação entre a vazão extrema e a probabilidade de ocorrerem valores maiores ou iguais a esta vazão. Assim

$$P(Q \geq Q^*) = G(Q, \theta_j) \quad (1.4)$$

onde $G(\cdot)$ é a função de distribuição de probabilidade; $j=1,2,\dots,n$; q_j são os parâmetros da distribuição e Q^* a vazão para a qual se deseja conhecer a probabilidade de ser excedida. Os dados utilizados nesta análise normalmente são de séries de vazões máximas anuais (existe a análise de séries parciais para séries curtas), que são os maiores valores de cada ano.

As séries utilizadas devem ser independentes, representativas e homogêneas. Os valores são independentes quando não existe correlação serial entre seus valores. Representativas quando a amostra tem pouca incerteza e as estatísticas da amostra pouco diferem das estatísticas da população. As referidas séries são homogêneas (estacionárias) quando as estatísticas da série não mudam com o tempo, ou seja, não ocorreram alterações na bacia, clima ou outras que alterem a tendência aleatória dos valores.

Na seleção das vazões máximas para regionalização procure seguir as seguintes recomendações:

- Para cada ano hidrológico com período completo, selecione a vazão máxima instantânea;
- Em muitos postos não existe linígrafo, sendo necessário obter a máxima vazão diária ou a maior vazão das leituras diárias;
- Quando o posto dispõe de linígrafo, procure obter o valor máximo. Isto é mais importante para as bacias menores;
- Quando houver um ano de dados incompleto, verifique se o período que falta é nos meses secos, comparando com postos vizinhos.

A maioria dos postos do Brasil possui dados de duas medidas diárias, mesmo os postos com linígrafos, as séries do passado geralmente não incluíam dados de linígrafo. Os valores máximos publicados são da vazão maior de duas leituras (Q_{md}) do dia em que ocorreu o pico da cheia, desta forma, a série disponível de vazões máximas não é homogênea nas suas características básicas.

Para bacias com tempo de pico ou de concentração pequeno, a diferença entre o valor instantâneo (Q_{mi}) e o máximo de duas leituras é maior. A influência da velocidade do escoamento na bacia (ou tempo de deslocamento do escoamento), pode ser observada na figura 1.45.

¹ estocástico é estatística no tempo, ou seja as séries possuem comportamento aleatório ao longo do tempo.

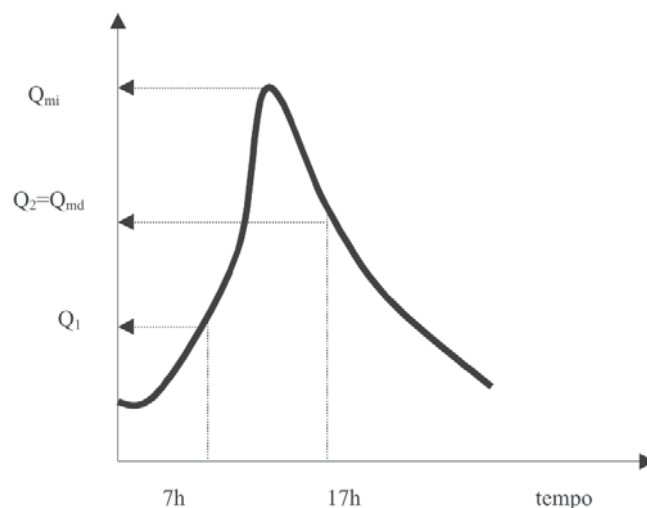


Figura 1.45 Vazão máxima diária e vazão máxima instantânea.

As principais distribuições estatísticas utilizadas em hidrologia para ajuste de vazões máximas são: Empírica, Log Normal, Gumbel e Log Pearson III.

Distribuição Gumbel As principais relações utilizadas no ajuste da distribuição Gumbel pelo método analítico são as seguintes:

$$P(Q \geq Q_0) = 1 - e^{-e^{-y}}$$

onde $P(Q \geq Q_0)$ é a probabilidade da vazão Q ser maior ou igual a Q_0 , e

$$y = (Q - \mu)/\alpha$$

chamada de variável reduzida, sendo μ e α parâmetros da distribuição e estimados com base na média e desvio padrão dos valores da série

$$\alpha = 0,78 s$$

$$\mu = \bar{x} - 0,5772 \alpha$$

onde \bar{x} e s são a média e o desvio padrão das vazões.

A equação de posição de plotagem utilizada na verificação do ajuste dos valores da amostra para esta distribuição é a seguinte

$$P(Q \geq Q_0) = \frac{i - 0,44}{N + 0,12}$$

onde i = é a posição das vazões (ordem decrescente); N = tamanho da amostra.

Distribuição Log Pearson III A distribuição log Pearson III possui três parâmetros: média, desvio padrão e coeficiente de assimetria dos logaritmos das vazões. A estimativa destes parâmetros é obtida por:

$$\bar{x} = \frac{\sum \log Q_i}{N}$$

$$s' = \sqrt{\frac{\sum (\log(Q_i - \bar{x}))^2}{N-1}}$$

$$G = \frac{N \sum (\log Q - \bar{x})^3}{(N-1)(N-2) s'^3}$$

A estimativa da vazão para um tempo de retorno T é obtida por

$$\log QT = \bar{x} + K(T,G) s$$

onde K(T,G) é obtido com base na tabela abaixo. Para valores de G entre -1 e 1 o valor de K pode ser estimado por

$$K = \frac{2}{G} \left\{ \left[\left(K_n \frac{G}{6} \right) \frac{G}{6} + 1 \right]^3 - 1 \right\}$$

onde K_n é o coeficiente para $G = 0$ da tabela abaixo.

A equação de posição de plotagem recomendada para a distribuição log Pearson III é a seguinte:

$$P = \frac{i - 0,4}{N + 0,1}$$

Limites de Confiança A incerteza de uma estimativa depende da diferença entre os parâmetros da população e da amostra usada. Os limites de confiança procuram medir o grau de incerteza. Para cada estimativa da vazão, com um determinado tempo de retorno (risco) pode se estimar os limites superior e inferior, entre os quais a vazão estimada se manterá, aceito um grau de confiabilidade denominado nível de significância. Neste capítulo são utilizados os limites de confiança da distribuição log Pearson III, que são calculados por

$$(\text{Log}Q)_a = \bar{x} + K_x s$$

onde $(\text{Log}Q)_a$ é o logaritmo da vazão no limite de confiança com nível de significância α ; K_a é o parâmetro para o limite de confiança de nível de significância α . Este parâmetro é calculado com base no tempo de retorno

$$K_\alpha = \frac{Z_p + \sqrt{Z_p^2 - ab}}{a} \quad \text{limite superior}$$

$$K_{(1-\alpha)} = \frac{Z_p - \sqrt{Z_p^2 - ab}}{a} \quad \text{limite inferior}$$

onde $a = 1 - \frac{Z_\alpha^2}{2(N-1)}$; $b = Z_p^2 - \frac{Z_\alpha^2}{N}$; e $p =$ probabilidade; $Z_p =$ valor de K para a probabilidade p ; $Z_\alpha =$ é o valor de K para o nível de significância α e $G = 0$; $N =$ o tamanho da amostra.

Tabela 1.11. Valor de K para a distribuição Log-Pearson Tipo III

G	PROBABILIDADES					
	0,50	0,20	0,10	0,04	0,02	0,01
3,0	-0,396	0,420	1,180	2,278	3,152	4,051
2,6	-0,368	0,499	1,238	2,267	3,071	3,889
2,2	-0,330	0,574	1,284	2,240	2,970	3,705
1,8	-0,282	0,643	1,318	2,193	2,848	3,499
1,4	-0,225	0,705	1,337	2,128	2,706	3,271
1,0	-0,164	0,758	1,340	2,043	2,542	3,022
0,6	-0,099	0,800	1,328	1,939	2,359	2,755
0,2	-0,333	0,830	1,301	1,818	2,159	2,472
0,0	0,0	0,842	1,282	1,751	2,054	2,326
-0,2	0,033	0,850	1,258	1,680	1,945	2,178
-0,6	0,099	0,857	1,200	1,528	1,720	1,880
-1,0	0,164	0,852	1,128	1,366	1,492	1,588
-1,4	0,225	0,832	1,041	1,198	1,270	1,318
-1,8	0,282	0,799	0,945	1,035	1,069	1,087
-2,2	0,330	0,752	0,844	0,888	0,900	0,905
-2,6	0,368	0,696	0,747	0,764	0,768	0,769
-3,0	0,396	0,636	0,660	0,666	0,666	0,667

Exemplo: Ajuste as distribuições Gumbel e Log Pearson III aos dados do posto Rio do Sul no rio Itajaí Açu, apresentados na tabela 1.12.

Solução: Ajuste da distribuição Gumbel: A média, o desvio padrão e os parâmetros da distribuição ficam: $\bar{x} = 813 \text{ m}^3/\text{s}$, $s = 370,9 \text{ m}^3/\text{s}$ e $a = 289,3$ e $m = 646,1$. A equação da distribuição fica $y = (Q - 646,1)/289,3$.

A reta teórica é traçada com base nesta última equação e apresentada na figura 1.46. Os pontos plotados nesta figura foram obtidos colocando as vazões em ordem decrescente e calculada as probabilidades com a equação acima.

Ajuste da distribuição Log Pearson III: Utilizando as equações acima para cálculo da média, desvio padrão e coeficiente de assimetria dos logaritmos das vazões do posto referido obtém-se: $\bar{x} = 2,866$; $s = 0,199357$ e; $G = 0,010874$

A equação da vazão fica $\log QT = 2,866 + 0,199357 \cdot KT$. Neste caso como $1,0 \leq G \leq 1,0$ pode se utilizar a equação acima para KT, função do tempo de retorno. As vazões de alguns tempos de retorno foram calculadas por esta equação e traçada a curva teórica de probabilidade desta distribuição, como apresentado na figura 1.47. Por exemplo, para o tempo de retorno de 10 anos, $KT = 1,283$ e $QT = 1324 \text{ m}^3/\text{s}$.

Os intervalos de confiança foram estabelecidos para um nível de 95%. Foram calculados os limites da figura 1.47. Para exemplificar, a seguir é apresentado o cálculo para o tempo de retorno de 10 anos. $Z_{\alpha} = Z_{0,05} = 1,645$; $Z_p = Z_{0,1} = 1,282$. Os coeficientes ficam

$$a = 1 - \frac{1,645^2}{2(40 - 1)} = 0,965 ; b = \frac{1,282^2 \cdot 1,645^2}{40} = 1,576$$

$$e$$

$$K_a = \frac{1,282 + \sqrt{1,282^2 - 1,576 \cdot 0,965}}{0,965} = 1,6915$$

Utilizando o valor de K_a na equação acima, resulta $Q_{LS} = 1597 \text{ m}^3/\text{s}$. Para o limite inferior $K_{1-\alpha} = 0,966$ e $Q_{LI} = 1144 \text{ m}^3/\text{s}$.

Tabela 1.12. Vazões máximas de Rio do Sul

Ano	Vazão m ³ /s	Ano	Vazão m ³ /s	Ano	Vazão m ³ /s
1942	465	1943	1090	1944	324
1945	270	1946	801	1947	645
1948	1080	1949	338	1950	922
1951	476	1952	518	1953	780
1954	1470	1955	846	1956	605
1957	1190	1958	666	1959	535
1960	682	1961	1020	1962	801
1960	-	1962	-	1963	720
1966	-	1967	441	1968	364
1969	823	1970	623	1971	1000
1972	1210	1973	1120	1974	458
1975	1050	1976	735	1977	969
1978	750	1979	668	1980	871
1981	460	1982	701	1983	2130
1984	1905				

1.8.2 Curva de Probabilidade de Vazões Médias

A vazão média pode ser interpretada de acordo com os valores utilizados no seu cálculo. Por exemplo, a vazão média do mês de janeiro é obtida com base nos valores observados somente em janeiro dos diferentes anos. A vazão média de enchente representa a média das enchentes anuais.

Neste texto a vazão média é denominada de *vazão média de longo período* e definida como a média das vazões da série disponível num local. Este valor é obtido por

$$Q_m = \frac{\sum_{t=1}^N Q_t}{N}$$

onde Q_t é vazão do intervalo de tempo t ; N é o número de intervalos t .

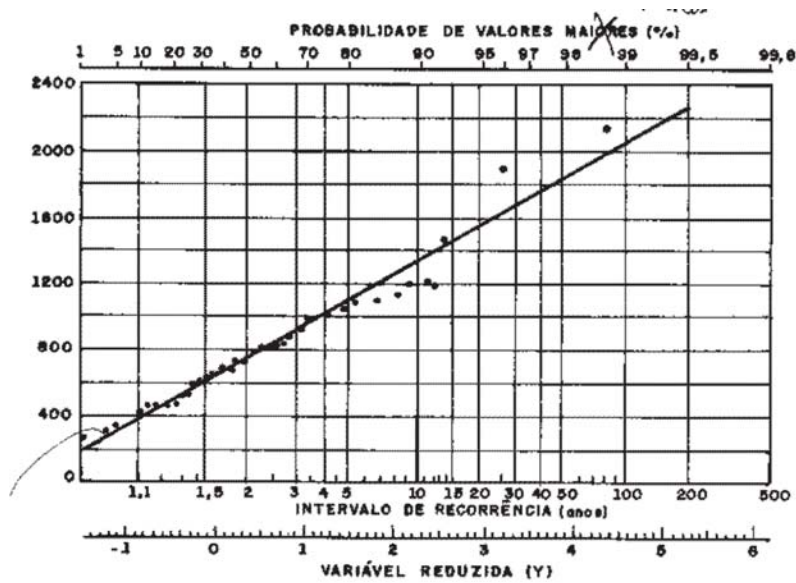


Figura 1.46 Ajuste da Distribuição Gumbel aos dados de Rio do Sul

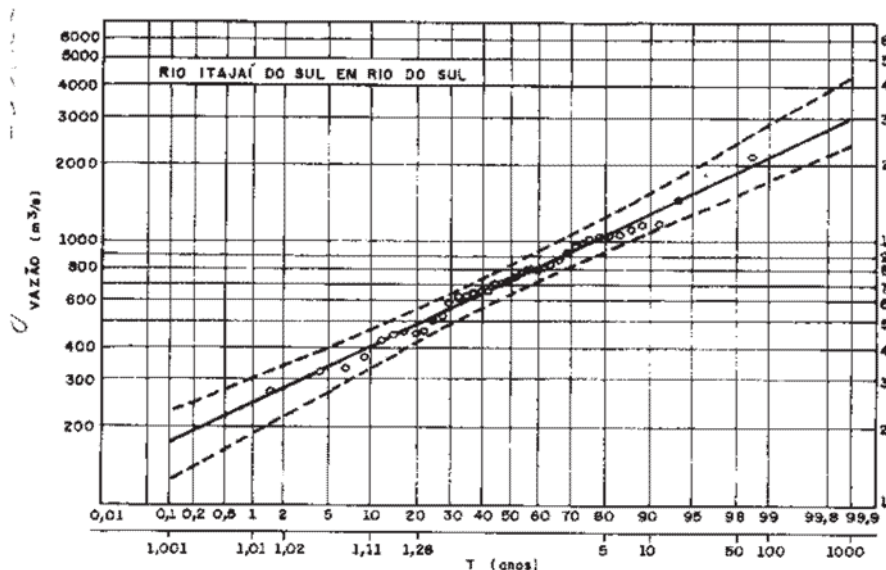


Figura 1.47 Ajuste da Distribuição Log-Pearson III aos dados de Rio do Sul

Na figura 1.48 é apresentado de forma esquemática uma série hidrológica e a vazão média. A vazão média pode ser expressa em m^3/s , que é a unidade usual ou em mm, para relaciona-la nas mesmas unidades que a precipitação. O fator de conversão para a vazão média anual de m^3/s para mm é

$$Q_m \text{ (mm)} = \frac{1000 \times 365 \times 86.400}{A \times 10^6} = \frac{31536}{A} Q \text{ (m}^3/\text{s)}$$

Sendo a área da bacia em km^2 .

A vazão específica é vazão dividida pela área da bacia. Esta variável é constante para uma região desde que a vazão média varie linearmente com a área da bacia. Para uma variação de magnitude da área muito grande, esta proporção pode ser não-linear devido ao fatores que influenciam o balanço de uma bacia.

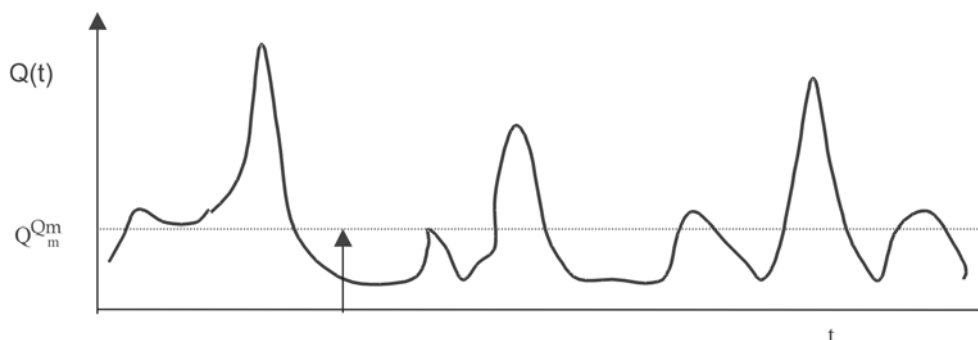


Figura 1.48 Série de vazões e sua média.

O intervalo de tempo usual para a definição de um hidrograma de vazão média é 1 dia, pois está relacionado com a sua utilização em abastecimento de água, geração de energia, irrigação, navegação, entre outros usos. Os dados são apresentados na forma de valores médios mensais, anuais e de longo de período. O primeiro é a média de um mês específico e de um determinado ano. O segundo é o valor médio do ano e o terceiro é o valor médio de toda a série. É comum, também, utilizar-se da média de todos os valores de um determinado mês, sendo que a variabilidade dos meses ao longo do ano é um indicador das características do ano hidrológico da bacia ou da sazonalidade da bacia hidrográfica.

Exemplo: A precipitação média do rio Taquari em Muçum, bacia de 15.000 km², é de 1563 mm; a vazão média de longo período deste posto é de 331 m³/s.

A vazão média em mm fica

$$Q \text{ (mm)} = (331/15000)31536 = 696 \text{ mm}$$

O coeficiente de escoamento da bacia é de 0,445 e a evaporação média real pode ser estimada por

$$E = P - E = 1563 - 696 = 867 \text{ mm}$$

A vazão média também pode ser expressa em valores específicos de área, ou seja dividindo a vazão pela área fica

$$Q = (331/15000) \times 1000 = 22 \text{ l/(s.km}^2\text{)}$$

Exemplo: Na figura 1.49 pode-se observar as média mensais e a média anual do posto do ribeirão do Torto em Brasília. Este gráfico permite a visualização da sazonalidade no escoamento médio da bacia.

Usualmente as observações de nível, utilizadas para cálculo da vazão pela curva de descarga, são realizadas duas ou três vezes ao dia. A vazão média é obtida pela simples média dos valores ou ponderada de acordo com o horário de medição. Na figura 1.50a pode-se observar que durante a estiagem este tipo de cálculo não gera erros maiores devido a pequena variabilidade dentro do dia. No entanto, durante as enchentes (figura 1.50b) em bacias com resposta rápida, tempo de concentração inferior a 24 horas, o erro da estimativa da vazão média diária pode ser grande. Na figura é apresentada uma situação desfavorável, já que a inundação não escolhe o horário para ocorrer.

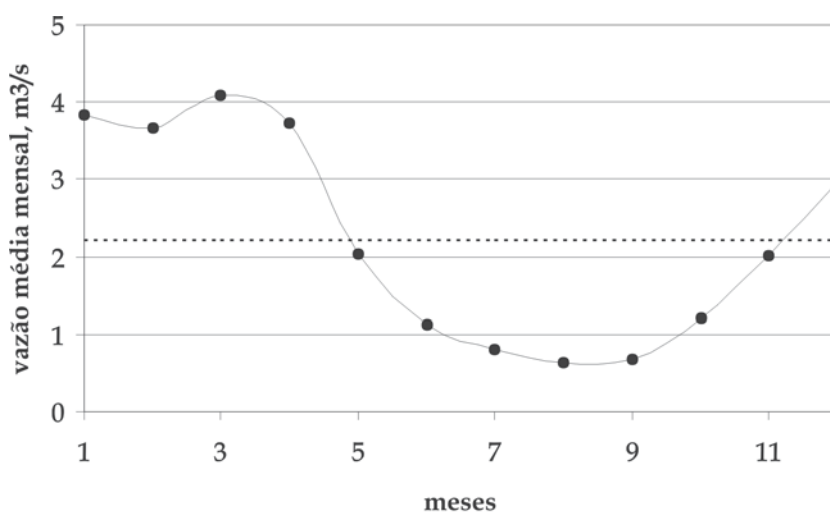


Figura 1.49 Vazão média mensal no ribeirão do Torto em Torto Lago em Brasília. A linha tracejada é a vazão média anual

Quando existe registrador (linígrafo), a vazão média diária é estimada com um intervalo de tempo de pelo menos um terço do tempo de pico da bacia. O erro na vazão média devido a representatividade dos valores de 7h e 17h geralmente se reduz a medida que a série é longa e as enchentes ocorrem aleatoriamente ao longo do dia e a bacia aumenta de tamanho. A figura 1.50b mostra um valor subestimado, mas em outros eventos poderá ocorrer o contrário, considerando que as precipitações ocorram de forma aleatória no tempo, para uma série muito longa os erros podem ser menores que o figurado.

A variabilidade da vazão média diária ao longo dos meses e ao longo anos são indicadores da disponibilidade hídrica e de enchentes de uma bacia e são tratados por diferentes funções hidrológicas tais como: curva de permanência, curva de probabilidade de vazões mínimas, curva de probabilidade de vazões máximas diárias. Estas estatísticas serão tratadas em outros capítulos.

A vazão média não é representativa das ocorrências das vazões ao longo do tempo. A variabilidade ao longo do tempo pode ser muito grande. A principal estatística utilizada para representar esta variabilidade é o desvio padrão, calculado por

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (Q_t - Q_m)^2}{N-1}} \quad (1.6)$$

onde N é o número de valores.

Este cálculo do desvio padrão pode ser realizado para todas as vazões do ano, neste caso seu valor será a partir das vazões diárias de um determinado ano. Este mesmo estimador poderá ser utilizado com as vazões médias anuais, representando o desvio padrão com relação as médias anuais.

O coeficiente de variação sintetiza a relação entre a média e o desvio padrão num resultado adimensional

$$C_v = \frac{Q_m}{\sigma} \quad (1.7)$$

Quanto maior o desvio padrão das vazões médias diárias, maior será a variabilidade das mesmas ao longo do ano. A tendência é de que bacias com menor tempo de concentração e de capacidade de regularização natural ou artificial tenha um desvio padrão de vazões diárias maior. O desvio padrão dos vazões anuais é um indicador da variabilidade ao longo dos anos, ou seja, representa características temporais de longo prazo de períodos chuvosos e secos da série histórica.

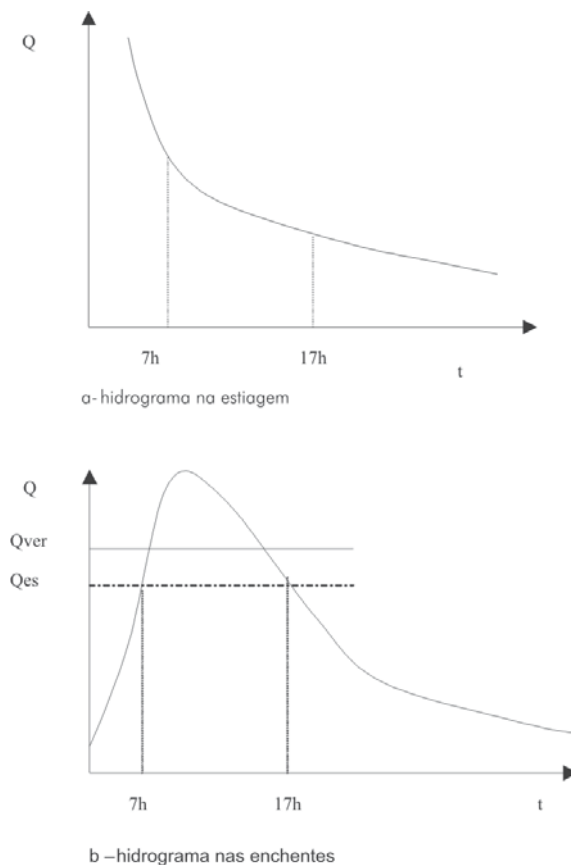


Figura 1.50 Estimativa da vazão média Q_{es} = vazão estimada com base nos dados de 7h e 17 h e Q_{ver} = vazão verdadeira

Na figura 1.51 são apresentadas as relações entre a vazão média e a área da bacia para alguns postos do Alto Uruguai para séries com cerca de 45 anos (longas) e para séries de 33 anos (consideradas curtas). Não se observa significativas diferenças nos valores médios, mas na figura 1.52, o coeficiente de variação mostra que:

- valor de C_v apresenta menor variabilidade para postos de séries mais longa e maior para séries curtas;
- o C_v diminui com o aumento da área da bacia, o que pode indicar uma maior capacidade de regularização das bacias maiores.

A representatividade de um período pode ser analisada pelas médias móveis das vazões anuais. Na figura 1.53 são apresentadas as vazões médias adimensionais de três anos do posto Passo Ligeiro no rio Colombeli, afluente do rio Canoas e este do rio Uruguai. Pode-se verificar que existe um período, na década de 40, em que as vazões ficam abaixo da média de longo período. Caso a vazão média fosse estimada com dados deste período estaria subestimando a média real. Para analisar a representatividade do número de anos de dados foram determinadas as médias móveis anuais para 2, 3, 5, 7 e 10 anos. O número de anos consecutivos indica que, se existissem somente esses dados, a sua média seria obtida com essa série. O desvio padrão das médias móveis ou seu coeficiente de variação representa a diferença média entre períodos desse tamanho e o da série completa.

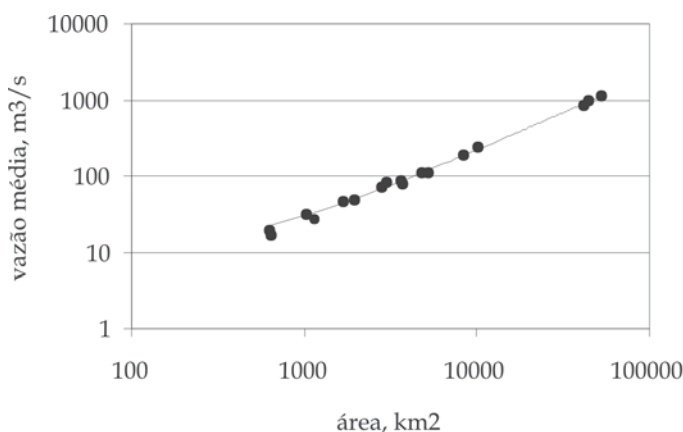


Figura 1.51 Vazão média em função da área da bacia para postos com série longa (1940-1984) e curta (1952-1984) do Alto Uruguai

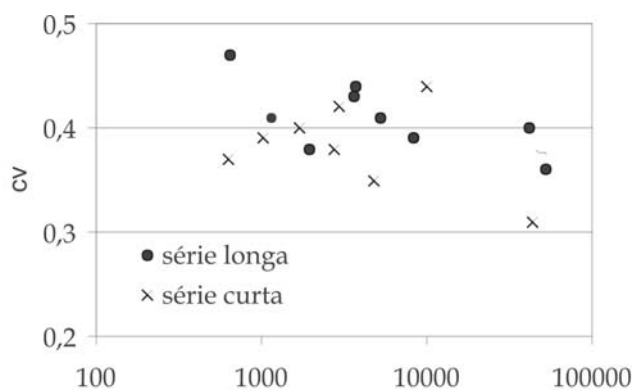


Figura 1.52 Coeficiente de Variação em função da área da bacia para postos com série longa e curta no Alto Uruguai. A tendência apresentada se refere aos dados de série longa.

Curva de Probabilidade

A probabilidade de ocorrência das vazões médias é pouco utilizada em projetos hidrológicos, mas pode ser utilizada para indicar os limites de variação dentro de determinados riscos, caracterizando a variabilidade anual.

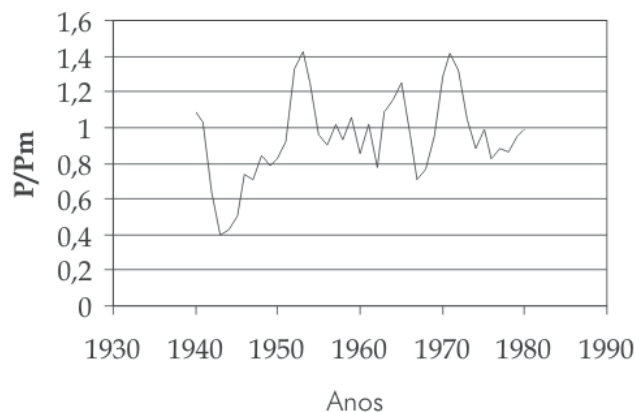


Figura 1.53 Vazões médias adimensionais com média móvel de 3 anos no rio Ligeiro em Passo Colombelli, afluente do rio Canoas e este último do rio Uruguai

Usualmente a vazão média tende a se ajustar a uma distribuição normal ou log-normal. Considere as vazões do posto Passo Colombelli no rio Ligeiro, citado anteriormente. A plotagem dos valores observados é obtida com base na equação:

$$P(q \geq Q_m) = \frac{m}{n+1}$$

onde n é o tamanho da série e m é ordem dos valores de vazões colocados em decrescente.

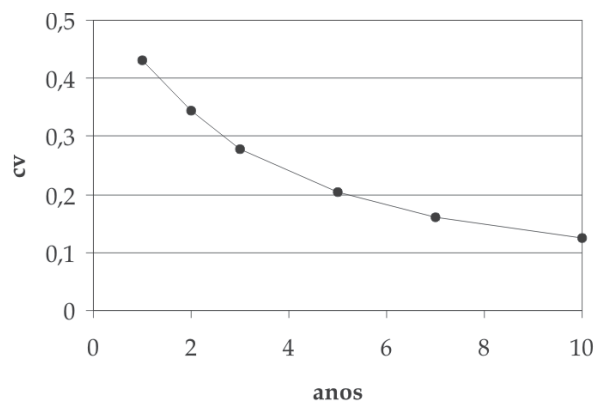


Figura 1.54 Coeficiente de Variação da vazão média em função do número de anos da média móvel.

Na figura 1.55 é apresentada a plotagem dos valores e uma linha de tendência das vazões observadas. A distribuição normal também pode ser utilizada, e usualmente, apresenta bom ajuste aos valores. Neste caso a média é de $Q_m = 88,04 \text{ m}^3/\text{s}$ e $s = 37,93 \text{ m}^3/\text{s}$. Portanto, a vazão média tem 67% de probabilidade de variar entre $50,11$ e $125,97 \text{ m}^3/\text{s}$.

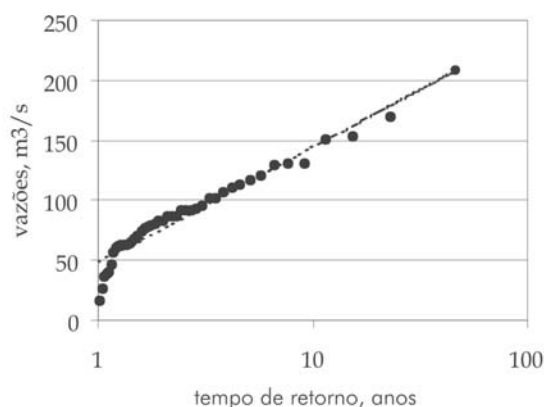


Figura 1.55 Distribuição log-normal de probabilidade das vazões médias.

1.8.3 Curva de Probabilidade de Vazões Mínimas

Dentro da série histórica de vazões, os menores valores da série, ou as vazões que não atendem as necessidades das demandas são ditas mínimas ou de estiagem. Esta é uma definição muito subjetiva, já que a vazão de estiagem não é caracterizada a partir de um valor da série histórica. Um rio mesmo em cheia pode não atender às necessidades da região que o cerca.

As áreas sujeitas a freqüentes secas são aquelas em que a média anual de precipitação é baixa e a variação da precipitação no ano é grande. Regiões com o mesmo total de precipitação média anual podem ter escoamentos com características completamente diferentes, pois a precipitação pode se concentrar dentro de alguns meses do ano, com eventos de alta intensidade gerando vazões altas e pouca infiltração. Isso pode ser observado em alguns locais do Nordeste do Brasil.

A distribuição temporal das vazões de estiagem é importante para projetos como abastecimento de água, irrigação e energia elétrica. As vazões mínimas que ocorrem em época de estiagem são utilizadas nestes estudos dentro de uma das seguintes finalidades: análise, projeto, estimativa, regulamentação legal, operação e planejamento.

Características da vazão mínima

A vazão mínima é caracterizada por dois fatores, a quantidade de água e a duração d . Por exemplo, a vazão mínima de um ano qualquer com duração de 30 dias indica que é o menor valor do ano da vazão média de 30 dias consecutivos (figura 1.56 e 1.57). Na prática pouca utilidade têm as vazões mínimas instantânea, que devem ser muito próximas da vazão mínima diária. Normalmente durações maiores como 7 dias ou 30 dias apresentam maior interesse ao usuário já que a seqüência de vazões baixas é que representa uma situação desfavorável para a demanda ou para as condições de conservação ambiental. Por exemplo, a vazão de 7 dias de duração e 10 anos de tempo de retorno é utilizada para estudos de qualidade da água em rios e na vazão mínima a ser mantida nos rios após o uso da água no processo de outorga.

As características da vazão mínima podem ser estabelecidas pela análise de freqüência, curvas de duração ou permanência e depleção. A curva de freqüência, obtida a partir da amostra de vazões observadas, procura inferir a função cumulativa de probabilidades da população da qual a amostra foi retirada. Isto permitirá estimar níveis de freqüência e, reciprocamente, o risco de ocorrência de valores maiores ou menores que um dado nível de vazão.

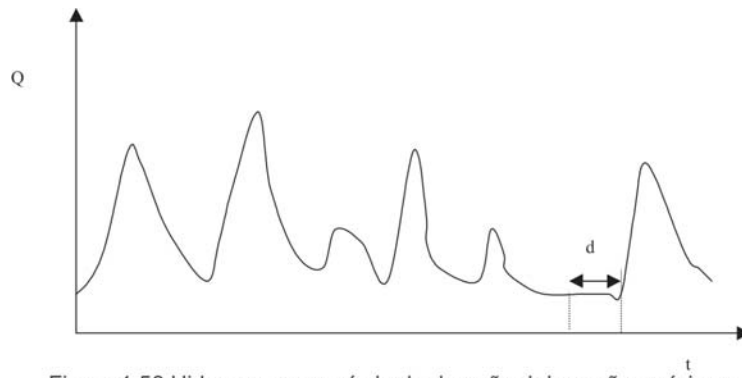


Figura 1.56 Hidrograma e período de duração d de vazões mínimas

A curva de permanência de vazões relaciona valores das vazões observadas às porcentagens com que os mesmos foram superados durante um período de observações. Esta curva destaca a frequência de ocorrência de um valor ao longo de todo o período, enquanto que a curva de probabilidade de valores mínimos caracteriza os extremos anuais. Considere, por exemplo, a vazão de 95% da curva de permanência, a qual foi obtida dos valores diários de vazão de N anos do posto em estudo. A vazão mínima média com duração de 1 dia é obtida pela média dos menores valores de 1 dia dos n anos. A tendência é de que os valores da curva de permanência sejam maiores, dependendo da duração e probabilidade usadas.

A série de vazões mínimas para uma duração d é determinada com base na série de vazões diárias de um posto. Alguns cuidados especiais com a série devem ser observados:

- Na falta de um período de dados completo dentro da série anual, não abandone automaticamente o ano, verifique com base em postos vizinhos se o período de falha foi chuvoso. Se isto ocorrer, é possível escolher as vazões mínimas do ano com o restante da série;
- Quando existem falhas no posto em estudo, pode-se preencher a série com critérios apresentados no capítulo 2, mas em algumas situações a vazão mínima pode ser estimada pela soma ou proporção de outros postos com o qual o posto de interesse tenha boa regressão;
- Depois de um período muito chuvoso existe a chance da seção alterar (leito móvel) e as vazões mínimas subseqüentes, estimadas pela mesma curva-chave estejam erradas. Verifique se não existe este tipo erro que pode mascarar os resultados.

As durações mais freqüentemente utilizadas são 1, 3, 7, 15, 30, 60, 90 e 180 dias. A determinação desses valores é realizada pela pesquisa do mínimo através do uso de médias móveis.

A análise de probabilidade de vazões mínimas é estabelecida para os menores valores médios de um período de d dias. A série amostral de mínimos pode ser formada por duas abordagens: séries anuais, baseada no evento mínimo em cada ano hidrológico com durações variando de 1 a 365 dias; séries parciais utilizadas para analisar períodos com duração maior que 12 meses.

Além das distribuições empíricas, várias são as distribuições utilizadas para ajustar uma distribuição de probabilidade de vazões mínimas. Algumas delas são: Tipo I de extremos; Tipo III (Weibull); distribuição Gama; Tipo II e III de extremos mais recentes.

○ importante na análise de probabilidade de vazões mínimas é entender, que quem comanda o escoamento durante a estiagem é o aquífero no qual a bacia está assentada. Normalmente a distribuição de vazões mínimas tem uma tendência como a apresentada na figura 1.58, com o forte gradiente para vazões maiores e uma variação menor para valores menores criando um patamar inferior. Esta tendência inferior pode-se alterar quando o aquífero, a partir de determinadas vazões mínimas atinge outro tipo de formação rochosa. Por exemplo, uma bacia onde na camada superior exista basalto sobreposto a um arenito (certas partes da bacia do rio da Prata), quando a área do arenito é atingida existe a tendência de maior regularização da vazão de saída.

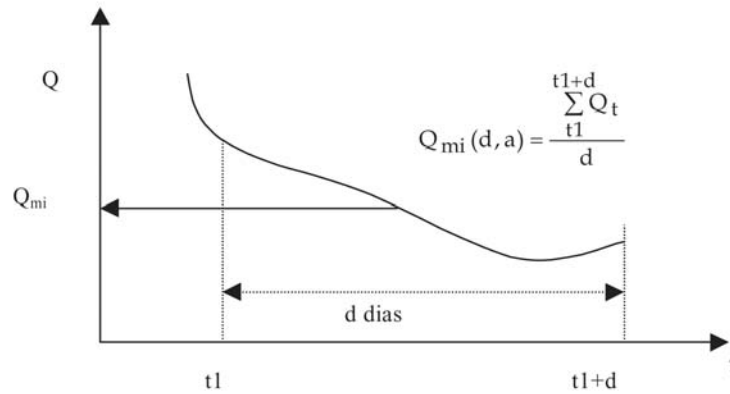


Figura 1.57 Vazão mínima média da duração do ano a, obtida do hidrograma anual.

Quando a série de vazões é pequena e o período úmido, somente a parte superior da curva de probabilidade é caracterizada, levando à extrapolação para vazões próximas da vazão nula para probabilidades altas de ocorrência.

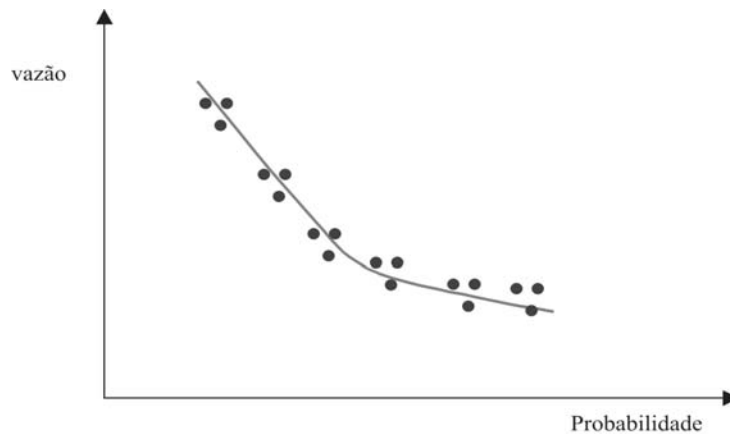


Figura 1.58 Distribuição estatística de vazões mínimas para uma determinada duração

Metodologia

A metodologia consiste nas seguintes etapas: (a) Escolha das m durações que serão utilizadas; (b) determine os valores da série diária do posto; (c) ajuste a distribuição estatística para cada duração. Os dois primeiros itens foram discutidos acima.

Com base nos valores de vazão selecionados pode ser ajustada uma distribuição como a de Weibull, mas considerando que geralmente existem muitas bacias e não existe garantia que todas tenderão a se ajustar bem para uma mesma distribuição, utiliza-se o cálculo da probabilidade por uma equação de posição de locação, como a seguinte

$$P = \frac{i - 0,4}{N + 0,2} \quad (7.1)$$

onde N é o tamanho da amostra e i a ordem dos valores, que no caso de vazões mínimas deve ser decrescente. Em cada posto existirão m curvas de probabilidades em função do número de durações escolhidas (figura 1.59). As curvas podem ser adimensionalizadas pela média de cada duração como mostra o exemplo da figura 1.60.

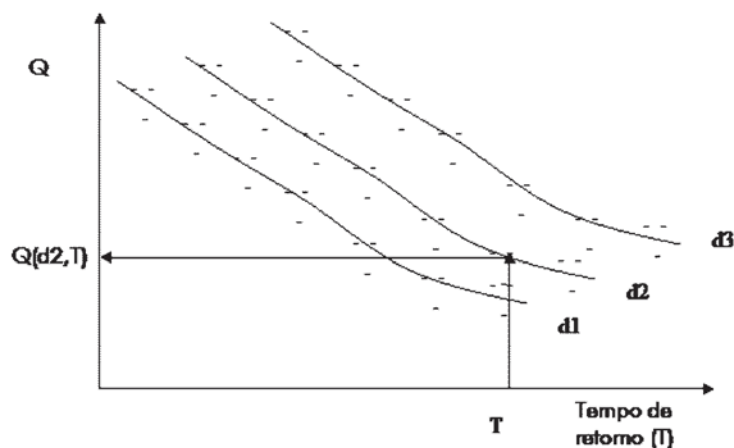


Figura 1.59 Curvas de probabilidade de vazões mínimas

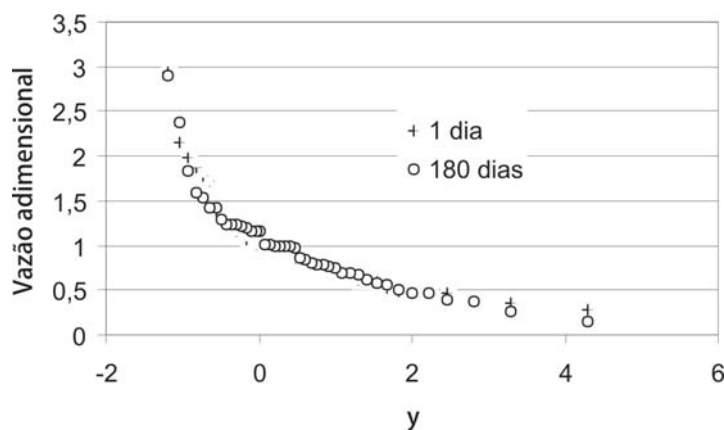


Figura 1.60 Curvas adimensionais para durações de 1 e 180 dias no rio Marombas em Passo do Marombas

1.8.4 Curva de Permanência

A curva de permanência ou de duração é obtida da frequência da ocorrência das vazões ou níveis de uma determinada bacia. Esta curva retrata a parcela do tempo em que uma determinada vazão é igualada ou superada durante o período analisado.

A curva de permanência é utilizada quando se deseja conhecer a permanência no tempo de determinados valores. Exemplificando:

- A parcela do tempo em que é possível navegar num rio. Existirá uma cota limite para a navegação, na qual acima da mesma é possível navegar. A probabilidade que corresponde a esta cota, na curva permanência, é a parcela do tempo amostrado, em que poderá existir navegação. Esta análise pode ser realizada para os meses de tráfego;

- A ocorrência de vazões e sua probabilidade permitem estimar a rentabilidade econômica de uma PCH-Pequena Central Hidrelétrica sem regularização e a potência ótima de dimensionamento.

Algumas definições são necessárias na definição da curva de permanência: (a) o tipo de variável, vazão ou nível; (b) o intervalo de tempo da variável; (c) o período dos dados em que a curva representa. Usualmente os níveis de água são utilizados para navegação, enquanto que as vazões são usadas quando se deseja conhecer a disponibilidade hídrica. O intervalo de tempo usual é o diário e o período da amostra geralmente é o dos anos disponíveis.

Séries

As séries de vazões utilizadas na regionalização podem ser de valores diários, semanais, mensais ou outros. No entanto, geralmente as séries de valores são de valores de vazões diárias.

O tamanho das séries de vazões deve ser de pelo menos 5 anos. Existindo falhas na série é preferível não preenchê-la por regressão, porque podem ser introduzidas tendências na mesma. Caso as falhas ocorram sempre num determinado período do ano, onde existem vazões baixas, o posto não deverá ser utilizado. Da mesma forma, o posto não deve ser utilizado quando não houver períodos representativos de pelo menos 5 anos. Caso as falhas ocorram principalmente nos períodos chuvosos, com vazões mais altas, os dados podem ser utilizados, porque o intervalo de vazões altas geralmente não é utilizado associado a curva de permanência. Mesmo assim, deve-se verificar se as falhas não geram tendências no cálculo das probabilidades.

Deve-se verificar se os períodos disponíveis de vazão, para algumas sub-regiões, não ficam tendenciosos em função do tamanho e representatividade das séries. Por exemplo, se é conhecido que ocorreu um período seco importante e as séries de postos de uma região não têm dados neste período, deve-se verificar se os resultados da regionalização não ficarão tendenciosos em função da falta do referido período. Isto pode ser observado, determinando-se para os postos com dados de períodos completo, a curva de permanência para o período sem os anos críticos e a mesma com o período crítico.

Determinação da curva

A metodologia para determinação da curva de permanência utiliza as seguintes etapas:

1. Definição de intervalos de classificação das vazões ou níveis. Devido à variabilidade total das vazões, os intervalos de classificação não devem ser iguais. Utilizando uma escala logarítmica os intervalos podem ser iguais. O intervalo pode ser calculado pela seguinte equação:

$$\Delta x = \frac{(\ln Q_{mx} - \ln Q_{mi})}{N}$$

onde: Q_{mx} é a vazão máxima encontrada nos dados históricos; Q_{mi} é a vazão mínima da série; N é o número de intervalos escolhido. Os limites dos intervalos são calculados a partir de Q_{mi} , adicionando o intervalo calculado acima, resultando para a vazão do limite superior do intervalo i o seguinte:

$$Q_{i+1} = \exp[\ln(Q_i) + \Delta x]$$

2. Utilizando as vazões do período de análise, determine o número de vazões que é classificada em cada intervalo. A frequência de cada intervalo é obtida por

$$f_i (\%) = \frac{Nq_i}{NT} \cdot 100$$

onde Nq_i é o número de vazões do intervalo i ; NT é o número total de vazões;

3. As ordenadas da curva de permanência são obtidas acumulando as frequências no sentido da maior vazões para a menor. A abscissa da curva deve ser o valor de vazão do limite inferior do intervalo. A curva obtida relaciona a vazão e a probabilidade no qual os valores são maiores ou iguais ao valor da ordenada ao longo do tempo.

A curva de permanência também pode ser determinada através da equação de probabilidade de posição de locação, ordenando-se os valores de forma decrescente. Neste caso, o limite inferior da curva de permanência não fica definido com 100% .

Comportamento da Curva de Permanência

Esta curva retrata a variabilidade da vazão ao longo do tempo e depende muito das características de regularização natural do rio. Este tipo de curva geralmente possui três partes: (a) extremo superior; (b) trecho médio; (c) extremo inferior.

Geralmente nos extremos da curva existem inflexões marcantes, que retratam o comportamento da vazão máxima e das estiagens extremas, enquanto que o trecho médio representa a faixa dominante de vazões no rio (figura 1.61). Na referida figura não é possível observar claramente o extremo inferior onde estão as vazões de estiagem. Na figura 1.62 é apresentada a curva de um posto no rio Uruguai.

Na figura 1.61 são apresentados os pontos que definem os trechos das curvas. Como a curva de permanência retrata a frequência das vazões, algumas estatísticas das vazões se relacionam com a sua duração o longo do tempo. Por exemplo, a frequência no tempo em que as vazões são maiores que a média de longo período ou as vazões médias de cheia, que tende a formar o leito menor do rio. Na tabela 1.13 são apresentadas as probabilidades da vazão média de longo período para os postos com série de 1940 a 1983 na parte superior do rio Uruguai. Pode-se observar que este valor varia muito pouco entre os postos, sendo cerca de 28,7 %.

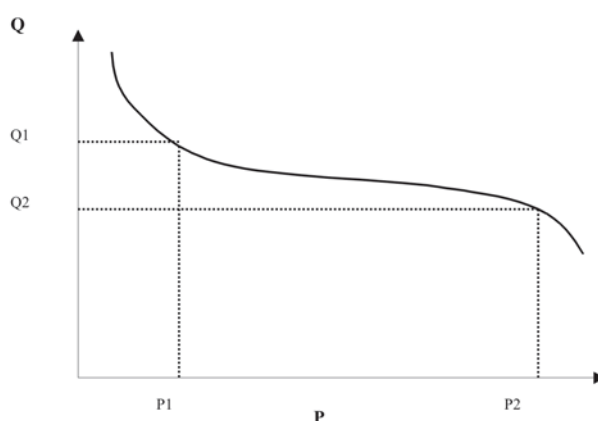


Figura 1.61 Curva de permanência e pontos característicos: (a) $P > P_2$ para vazões de anos com grande estiagem, geralmente $P_2 > 95\%$; (b) $P < P_1$ período correspondente ao escoamento superficial geralmente $P_1 < 20\%$; (c) $P_1 < P < P_2$ período regularização natural

Tabela 1.13 Probabilidade da vazão média de longo período na curva de permanência

Bacia	Área Km ²	Probabilidade %
Rio Bonito	1972	29
P. Marombas	3722	27,4
Passo Colombelli	3627	27,1
R. Peixe	2058	26
M Ramos	41267	29,2
Ita	43900	30,9
P. Caxambu	52671	30,7
Irai	62199	30,5
Burica	2201	26,9
Tucunduva	1113	30,9
São João	822	26,9
P. Faxinal	1951	28,9
Conceição	609	29,2
S. Ângelo	5050	28,5
Média		28,7
Desv.pad		1,65

O valor de vazão correspondente a $P1$, na curva de permanência da figura 1.59 fica da ordem de 1,2 a 2 vezes a vazão média de longo período e a probabilidade $P1$ menor que 20%. O valor de $P2$ é próximo de 95%, que representa geralmente 0,6 da vazão média. O período de dados utilizados é aproximadamente o mesmo, já que a o período da série pode influenciar a tendência das curvas, principalmente nos seus extremos. Um período de anos secos deve mudar parte do extremo inferior da curva.

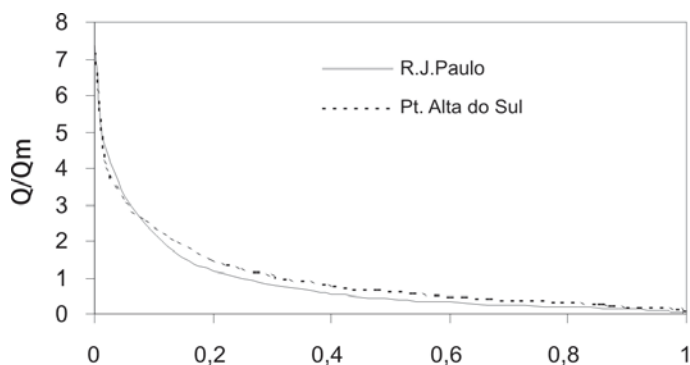


Figura 1.62 Comparação entre curvas de permanências adimensionais para as bacias do rio João Paulo em Ponte do rio J. Paulo e no rio Canoas em Ponte Alta do Sul.

1.8.5 Curva de Regularização

O escoamento em rios apresenta uma variação sazonal que freqüentemente impede seu uso ao longo de todo o ano. A regularização de vazão por meio de reservatórios é uma prática utilizada para diferentes usos como: abastecimento de água, irrigação, produção de energia elétrica, navegação e diluição de despejos.

A regularização de vazão depende de como a demanda será solicitada ao sistema fluvial. Na irrigação a demanda somente é necessária em alguns meses do ano. No abastecimento de água a vazão é solicitada durante todo o ano, aumentando no verão.

Para estabelecer o volume de um reservatório é necessários conhecer a demanda e sua distribuição no tempo e a disponibilidade hídrica da bacia hidrográfica. Numa avaliação preliminar das condições de regularização de um rio, algumas premissas podem ser estabelecidas, tais como: demanda constante, desprezar a evaporação e utilizar uma série de uma bacia próxima.

Uma das principais dificuldades que geralmente o hidrólogo encontra é não dispor de dados no local de interesse. Para obter a série no local desejado, são utilizadas diferentes práticas, desde o uso da vazão específica até a aplicação de modelos precipitação – vazão.

A curva de regularização relaciona a vazão garantida, com uma determinada probabilidade, e o volume de regularização necessário para garantir a vazão.

Relação Volume x demanda

Na figura 1.63, onde é apresentada uma série de vazões, pode-se observar que, se a vazão q é necessária ao longo do tempo, existirão períodos em que esta vazão será atendida e outros em que as condições naturais do rio produzirão uma vazão menor. Para manter uma vazão pelo menos igual a q , deverá ser reservado um volume V do período chuvoso para ser liberado durante a estiagem, que atenda a diferença entre a vazão natural e a necessária durante o período seco.

Para determinar o Volume V em função da demanda total q , é necessário estabelecer um balanço do reservatório ao longo de uma série de vazões naturais $Q(t)$, produzida pela bacia hidrográfica. Utilizando a série histórica do passado, admite-se que a mesma é repre-

sentativa das ocorrências no futuro no mesmo local. Esta é a denominada *amostra histórica* afluyente ao local da demanda.

Os modelos estocásticos de geração de vazão são utilizados para gerar *séries de vazões igualmente prováveis* com as mesmas estatísticas existentes na série histórica. Considerando que n séries de vazões são geradas, para cada série e para cada demanda q existirão n valores de V . Ajustado estes valores a uma distribuição de probabilidade é possível estimar um volume V relacionado com uma probabilidade p de atendimento. De forma geral, para cada vazão q existirá um volume V que atenderá a vazão com um nível de probabilidade p de atendimento. A curva de regularização relaciona a demanda q , o volume V e a probabilidade p . A relação fica

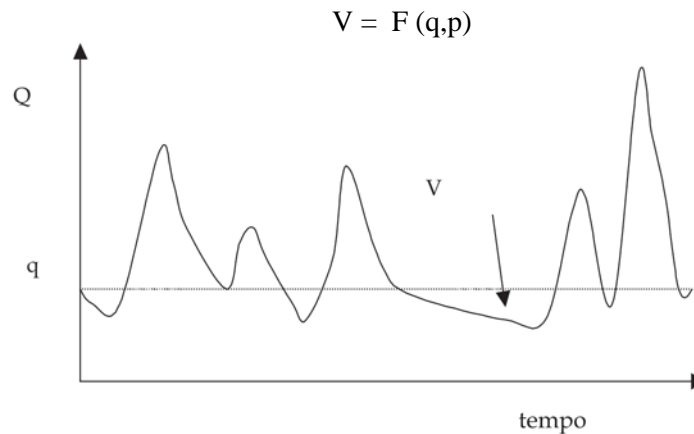


Figura 1.63 Hidrograma e a regularização

Quando é utilizada uma série histórica e o volume obtido garante a vazão q ao longo de toda a série histórica e a probabilidade p desaparece da relação obtendo-se

$$V = G(q)$$

Esta relação representa a curva de regularização para a probabilidade de 100% da série histórica. A maior vazão que pode ser regularizada é a vazão média da bacia.

Os métodos utilizados para a determinação do volume V que atende a uma determinada demanda q podem ser: Métodos indiretos, Métodos gráficos e Simulação. Os métodos baseados na simulação descrevem o balanço de volumes do reservatório, verificando o volume necessário para atender a demanda. É o método mais preciso e somente este será descrito aqui.

Simulação

A simulação é a metodologia direta de cálculo do volume necessário para regularizar uma vazão q . Para determinar este volume existem procedimentos gráficos como o método de Rippl e métodos computacionais, mais utilizados. O balanço de volumes de um reservatório é obtido pela seguinte equação

$$S_{t+1} = S_t + (Q_t - q_t)\Delta t + (P_t - E_t).A.k$$

onde S_{t+1} e S_t são os armazenamentos do reservatório nos tempos $t+1$ e t ; Q_t é a vazão total de entrada; P_t é precipitação do período; E_t é a evaporação; A é a área de inundação do reservatório que depende do estado de armazenamento S ; k é um fator de conversão de unidades; a vazão q é

$$q_t = q_{\text{cons}} + q_i$$

onde q_{cons} é a demanda consuntiva do rio; q_i é a que escoia para jusante. Incluindo o termo de evaporação como uma demanda

$$q_t = q_{\text{cons}} + q_i + (P_t - E_t)A.k$$

O armazenamento S_t varia entre S_{min} e S_{max} ; S_{min} = capacidade mínima do reservatório, a partir do qual não é possível atender a demanda. Este volume é o *volume morto* do reservatório; $V = S_{\text{max}} - S_{\text{min}}$, que é o volume útil do reservatório, S_{max} representa o volume máximo do reservatório. Quando o mesmo atinge este volume, toda a vazão restante é transferida para jusante.

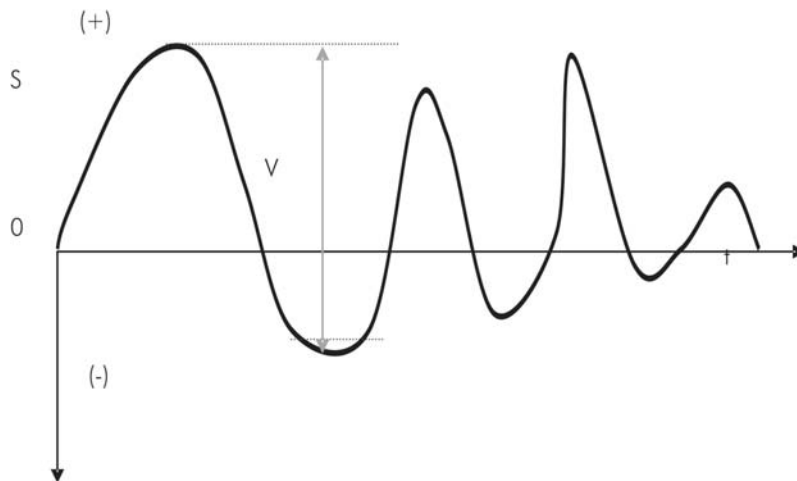


Figura 1.64 Variação do volume S ao longo do tempo sujeito a uma demanda

Iniciando com $S_0 = 0$, o armazenamento mínimo (menor valor da série de valores de S_t) da equação acima, é possível estimar o volume que atenda a demanda q . A função de S com o tempo é apresentada na figura 1.64, o volume V é o armazenamento necessário para garantir a demanda q pelo período da série histórica.

Simulando a equação 1.8 para várias demandas, pode-se obter a relação entre volume V e demanda q . Esta função também pode ser expressa por uma função de potência:

$$q = aV^b$$

onde a e b são parâmetros ajustados aos pontos. Nem sempre a mesma consegue ajustar bem toda a curva. Esta expressão considera o atendimento de 100% da demanda durante a série histórica (figura 1.65).

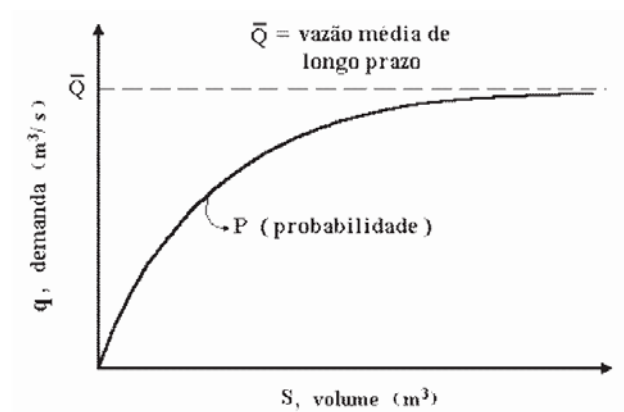


Figura 1.65 Curva de regularização onde Q_m é a vazão média de longo período.

1.8.6 Indicadores

A estimativa de valores hidrológicos característicos está sujeita as mais variadas incertezas dos dados hidrológicos e nas indefinições dos locais sem dados. Alguns destes valores são: *vazão média de longo período*, *vazão máxima média* ou para outros tempos de retorno, *vazão mínima de 7 dias e 10 anos*, *a vazão de 95 % da curva de permanência*.

O uso de valores médios regionais de variáveis como indicadores não é um procedimento preciso, mas é útil para o seguinte:

- Verificar se resultados estudos específicos estão dentro da ordem de grandeza de uma determinada região;
- Permitir uma primeira estimativa dos usos e controles dos recursos hídricos em locais sem dados.

Um indicador regional é um valor médio de uma variável ou proporção entre variáveis hidrológicas. As variáveis dependem da magnitude da bacia e variam dentro da mesma. Desta forma, a relação entre os mesmos, de forma adimensional caracteriza um indicador que possui menor variabilidade e permite o seu uso com maior abrangência. Estas relações são alguns dos índices sugeridos neste texto.

A vazão específica média

A vazão específica é definida pela vazão por unidade de área

onde q é a vazão específica em $l/(s.km^2)$; Q_m é a vazão média de longo período em m^3/s ; A é a área da bacia km^2 . Esta variável apresenta pequena variação numa região quando as isoietas de precipitação têm pequeno gradiente espacial, admitindo-se os outros condicionantes uniformes.

Exemplo: No Alto Uruguai a vazão específica média dos postos com série de 45 anos é de $22,8 l/(s.km^2)$ com desvio padrão de $2,0 l/(s.km^2)$. A regressão da vazão média com a área é

$$Q_m = 33 A^{0,958}$$

com $R^2 = 0,998$. Como o expoente da área é próximo de 1, a vazão específica praticamente não varia com a área da bacia. Utilizando-se a vazão específica média, o erro depende da área da bacia analisada e é estimado por

$$E = (1 - A^{-0,042}) \cdot 100 \text{ (\%)}$$

Por exemplo, para uma bacia de $1000 km^2$, o valor médio subestima em $8,4 \%$. A vazão específica média é um estimador aceitável para uma primeira análise da vazão média regional em locais sem dados. Examinando esta mesma região com dados de postos com série de 33 anos (sem o período crítico de estiagem de 1942-1951), observa-se que a vazão específica média é de $26,3 l/s.km^2$, que é $15,3\%$ superior aos postos com série maior. Portanto, neste caso o erro da magnitude da área da bacia pode ser menor que o erro da representatividade temporal das séries hidrológicas.

Exemplo: Considerando a região do problema anterior é possível avaliar rapidamente se a disponibilidade hídrica de uma bacia pode atender à demanda. Considere uma propriedade rural que deseja irrigar uma área de $500 ha$ com demanda de $8.000 m^3.ha^{-1}.ano^{-1}$. A demanda total será de

$$D = 500 \times 8.000 = 4.000.000 m^3.ha^{-1} = \frac{4.000.000}{86.400 \times 365} \times 1000 = 126,8 l/s$$

Para uma bacia junto à propriedade de 10 km², a vazão média pode ser obtida utilizando a vazão específica média

$$Q_m = 22,8 \times 10 = 228,0 \text{ l/s}$$

Neste caso, a demanda é 55,6 % da vazão média. Considerando que um reservatório possa regularizar cerca de 60% da vazão média, a disponibilidade hídrica da bacia tem potencial para atender à demanda. A capacidade de 60% da vazão geralmente fica limitada devido ao seguinte: (a) evaporação do lago formado que aumenta as perdas; (b) aumento excessivo da área de inundação para obtenção de volumes maiores, que torna antieconômico o empreendimento devido à desapropriação e pelo custo da própria obra.

Relações da vazão da curva de permanência

Relação $r_{cp_{95}}$ e $r_{cp_{50}}$

A primeira relação é definida por

$$r_{cp_{95}} = \frac{Q_{95}}{Q_m}$$

onde Q_{95} é a vazão de 95% da curva de permanência em m³.s⁻¹. A segunda relação é definida por

$$r_{cp_{50}} = \frac{Q_{50}}{Q_m}$$

onde Q_{50} é a vazão com 50% da curva de permanência.

A relação entre a vazão de 95% da curva de permanência e a vazão média de longo período, permite estimar a primeira em função da vazão média, a medida que este índice é conhecido. Este índice pode apresentar pequena variação numa região, a medida que as características que determinam a sua proporcionalidade tenham pequena variabilidade de um local para outro.

A vazão de 95% é um valor característico do comportamento em estiagem de uma bacia e a vazão média é síntese de todas as vazões ao longo do tempo. Esta relação representa a relação entre a vazão natural e a máxima potencialmente regularizável. Além disso, a Q_{95} é utilizada na definição de energia firme de aproveitamentos hidrelétricos.

Exemplo: Na figura 1.66 pode-se observar a variação da relação Q_{95}/Q_m ao longo do eixo do rio Uruguai. Esta mesma tendência pode ser observada em afluentes do rio Uruguai como os rios Canoas, Pelotas e Ijuí. O ponto mais à direita corresponde do posto de Uruguaiana. Desprezando este ponto, observa-se que para um grupo de postos entre 40.000 e 60.000 km² este fator é aproximadamente constante. Os valores mostram que para os rios Canoas, Ijuí e o próprio Uruguai a vazão de Q_{95} varia entre 14 e 19% da vazão média, enquanto que no rio Pelotas este valor se reduz na vizinhança de 10%. Considerando que a vazão média que pode ser regularizada com reservatório seja da ordem de 60% da média, a relação entre uma vazão natural e regularizada num rio nesta região pode variar entre 0,23 e 0,32.

Este índice depende da capacidade de regularização natural do rio, ou seja, quanto menor este índice maior variação de vazão durante os períodos de estiagem, com baixa capacidade de regularização natural. As bacias maiores tendem a apresentar uma redução da vazão específica média e mínima com a área da bacia, considerando os seguintes aspectos:

(a) nas cabeceiras das bacias existe a tendência das isoietas apresentarem maior precipitação; (b) nas bacias maiores, apesar da maior regularização, a água fica mais tempo na bacia e cria maiores oportunidades para ser evaporada. Estes condicionantes variam quando as isoietas e outros condicionantes do escoamento não apresentam os padrões citados.

Tabela 1.14 Valores de Q_{95}/Q_m

Rio	Área Km ²	$Q_{7,10}/Q_m$	$Q_{7,10}/Q_{95}$	Q_{95}/Q_m
Rio Pelotas				
Despraiado	527			0,103
Invernada Velha	2813	0,05	0,57	0,096
Passo do Socorro	8365	0,05	0,53	0,085
Rio Canoas				
Rio Bonito	1972	0,09	0,57	0,158
Encruzilhada	2980	0,11	0,67	0,164
P.Alta do Sul	4783	0,12	0,65	0,183
Passo Caru	10071	0,12	0,68	0,174
Rio Ijuí				
Passo Faxinal	1951	0,13	0,71	0,185
Santo Angelo	5050	0,14	0,79	0,177
Ponte Mística	9030	0,09	0,66	0,144

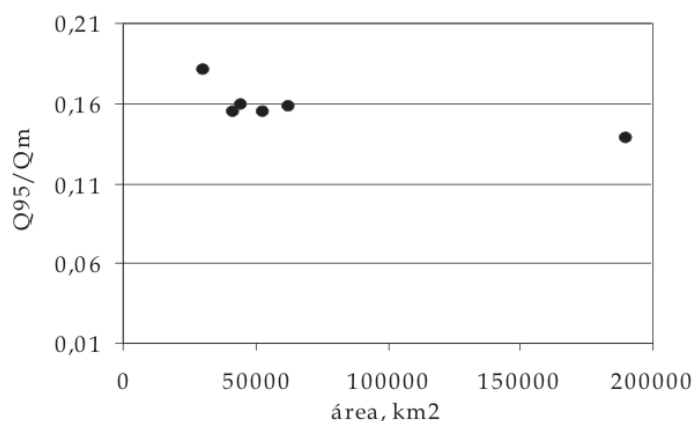


Figura 1.64 Variação do índice Q_{95}/Q_m com área da bacia no eixo do rio Uruguai

Índices de enchente

Relações r_{mc} e r_{100}

A vazão média de enchente Q_{mc} é um indicador das enchentes, pois representa o tempo de retorno da ordem de 2 anos, que corresponde aproximadamente à cota limite do leito menor de rios aluvionares. Geralmente esta cota encontra-se entre os tempos de retorno de 1,5 e 2 anos. No Alto rio Paraguai, o valor médio para todos os postos é de 1,87 anos (Tucci e Genz, 1996). A vazão média de enchente ou a cota correspondente são indicativos do início da faixa de inundação ribeirinha de um rio.

O fator

$$r_{mc} = \frac{Q_{mc}}{Q_m}$$

relaciona a vazão média de enchente e a vazão média de longo período num determinado local. Este fator permite analisar a amplitude das enchentes com relação às condições médias de um rio.

A vazão Q_{100} que corresponde ao tempo de retorno de 100 anos geralmente representa o limite superior da faixa de inundação ribeirinha. Relacionando esta vazão com a vazão média de longo período por meio de um índice, este indica a relação de vazões entre a capacidade de escoamento do leito menor do rio e a capacidade de escoamento do leito limite de inundação do vale. Este índice é

$$r_{100} = \frac{Q_{100}}{Q_{mc}}$$

Este fator indica a variação de vazão que delimita a várzea do rio no local em estudo. Quando este fator se mantém constante, indica, aproximadamente a proporção da vazão que atinge as margens e a topografia local deve delimitar espacialmente a cota que será atingida.

Os fatores de inundação devem variar principalmente em função do seguinte:

- Características das precipitações máximas da bacia: intensidade, distribuição temporal e espacial, que dependem dos tipos predominantes das precipitações;
- Características geomorfológicas dos rios: leito menor e leito maior (planície de inundação).

A primeira relação geralmente apresenta grande variabilidade, enquanto que a vazão média de enchente tende a se correlacionar com a área da bacia para um determinado local. O segundo fator tende a apresentar menor variabilidade.

Exemplo: Na bacia do rio Uruguai, para os postos com séries longas (43 anos) foram determinadas as relações citadas. Na tabela 4.3 são apresentadas as relações e a área das bacias. Pode-se observar que os valores da primeira relação (r_{mc}) apresentam grande variação e dificilmente poderia ser utilizado um valor médio, enquanto que o segundo apresenta menor variação e poderia ser aceitável a utilização de um valor médio.

No caso da vazão média de enchente pode-se obter uma boa correlação com a área da bacia, quando a variabilidade da precipitação não é significativa. A equação resultante do ajuste foi $Q_{mc} = 0,2587 A^{0,974}$ para $R^2 = 0,92$. O expoente desta expressão indica que a vazão específica é expressa por

$$q_{mc} = Q_{mc}/A = 0,2587.A^{0,026}$$

e apresenta uma pequena redução com a área da bacia, representando o amortecimento da vazão ao longo do seu percurso. Em outras bacias este índice pode ser maior, em função das condições morfológicas. Da mesma forma, esta variável pode variar em função da precipitação devido a sua variabilidade dentro da área pesquisada. Nesse caso, as isoietas de precipitação não apresentaram gradientes suficientemente grandes que influenciassem a função.

O fator entre a vazão máxima de 100 anos e a correspondente à média de cheia mostram que, na média, a relação é de 2,62. Este valor pode variar com a área da bacia devido às condições diferentes de amortecimento que, neste caso, observa-se principalmente no posto de Uruguiana. Na bacia menor, Rio Bonito, o valor é reduzido devido ao erro na estimativa da vazão máxima instantânea, que nesse porte de bacia é maior, já que a vazão máxima utilizada é a maior de duas leituras diárias e não a vazão máxima instantânea. Sem estes dois valores a média seria 2,73.

Utilizando estes dados pode-se estimar a vazão de 100 anos compondo as equações anteriores por $Q_{100} = 0,678 A^{0,974}$. A vazão específica média de cheia seria 25,87 l/s.km² e a vazão específica média de 100 anos seria 67,8 l/s.km², desprezando-se o erro da variação da área, que é pequeno. Portanto, no planejamento desta área, esses índices poderão ser utilizados para estimativas rápidas das enchentes e mapeamento dos limites das áreas de inundação.

Tabela 1.15 Valores das relações

Nome dos posto	Área de drenagem km ²	Q_{mc}/Q_m	Q_{100}/Q_{mc}
Passo do Socorro	8.365	10,78	2,66
Rio Bonito	1.972	4,40	2,19
Passo Marombas	3.722	8,37	3,08
Passo Colombelli	3.627	11,81	2,42
Rio Uruguai	5.239	16,59	3,42
Marcelino Ramos	41.267	8,88	2,82
Itá	43.901	8,79	2,35
Passo Caxambu	52.671	8,02	2,63
Iraí	62.199	7,47	2,46
Uruguiana	189.300	3,62	2,20
Média		8,87	2,62
Desvio padrão		3,69	0,39

Índices de vazões mínimas

O indicador da vazão da curva de permanência para 95% do tempo e a vazão média rcp_{95} é um índice relativo a estiagem, já que a vazão corresponde aos períodos de seca. Outra vazão utilizada na prática para estimativa das condições de vazão mínima é a vazão de duração de 7 dias com risco de 10 anos ($Q_{7,10}$). Neste caso, dois índices podem ser analisados

$$r_{7,10} = \frac{Q_{7,10}}{Q_m}$$

$$r_m = \frac{Q_{95}}{Q_{7,10}}$$

O primeiro identifica a variabilidade entre a vazão média e uma vazão mínima característica e permite obter uma idéia da vazão mínima com relação à média. O segundo permite identificar a relação entre as duas condições usualmente utilizadas de vazão mínima. A vazão mínima Q_{95} caracteriza uma situação de permanência, enquanto que a $Q_{7,10}$ indica uma situação de estado mínimo.

Exemplo Na tabela 1.15 são apresentados os fatores das equações acima, onde pode-se observar que os mesmos variam pouco dentro de cada rio e mesmo se considerarmos o conjunto dos rios. Os valores de $r_{7,10}$ aumentam a medida que o rio possui maior regularização. Observa-se que os valores de $Q_{7,10}$ variam na faixa de 5 a 11% da vazão média enquanto que este valor representa cerca de 50 a 60% da Q_{95} nestas bacias.

Exemplo Numa bacia de 800 km² na bacia do rio Canoas é lançado um efluente. Para analisar a capacidade de diluição do rio em condições de estiagens utiliza-se a vazão $Q_{7,10}$. A vazão média da bacia é obtida com base na vazão específica de 22,8 l/(s.km²) (exemplo 4.1), ou seja $Q_m = 22,8/1000 \times 800 = 18,24 \text{ m}^3/\text{s}$. Utilizando um fator médio para $r_{7,10}$ de 0,11, resulta para a vazão mínima de 7 dias 10 anos o seguinte

$$Q_{7,10} = 18,24 \times 0,11 = 2 \text{ m}^3/\text{s}$$

1.9 Qualidade da Água

1.9.1 Fontes de poluição

A qualidade da água de sistemas hídricos é avaliada com base em indicadores que

retratam o efeito de fontes de poluição, tipo de contaminação, a sustentabilidade ambiental dos sistemas hídricos e os usos da água.

As fontes de poluição caracterizam o tipo de impacto no qual está sujeito o sistema hídrico e geralmente são classificados em difusos ou pontuais. As fontes difusas são as que se distribuem no espaço e não têm um local definido de contaminação e de entrada no sistema de escoamento. Por exemplo, a contaminação agrícola por pesticidas, a contaminação das águas pluviais urbanas, a erosão de áreas agrícolas e urbanas, entre outros. A contaminação pontual é aquela em que é possível identificar a fonte e sua carga, além da sua entrada no sistema de escoamento, como um efluente de esgoto doméstico ou industrial.

Os indicadores de qualidade da água são denominados parâmetros ou substâncias, que retratam os tipos de contaminação. As contaminações de origem orgânica como esgoto doméstico utiliza parâmetros como DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio, OD - Oxigênio Dissolvido e Coliforme. Os primeiros identificam, respectivamente, a demanda por oxigênio e sua concentração na água, básica para a vida aquática e o último é indicativo bacteriológico de transmissão de doenças. O Nitrogênio e Fósforo nas suas diferentes composições são indicadores de nutrientes que potencializam a eutrofização do corpo aquático, com diferentes conseqüências em termos de alterações ambientais.

A sustentabilidade ambiental dos sistemas hídricos depende da interação entre as fontes de contaminação e os condicionantes físicos, químicos e biológicos desses sistemas para a fauna e flora.

A qualidade da água é um condicionante ao seu uso, de acordo com as exigências do uso. A Resolução n. 357 de 17/03/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) classifica as águas doces, salobras e salinas do país. A classificação se baseia fundamentalmente no uso da água. Na tabela 1.16 são apresentadas as classes e usos e os condições quanto aos parâmetros de qualidade da água da classe 2 são apresentados na tabela 1.17.

Tabela 1.16 Classificação das Águas Doces, segundo Normas do CONAMA, quanto ao seu uso.

Classe	Uso
Especial	<ul style="list-style-type: none"> · abastecimento para consumo humano, com desinfecção · preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; · à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção ambiental.
Classe 1	<ul style="list-style-type: none"> · abastecimento doméstico após tratamento simplificado · proteção das comunidades aquáticas; · recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho); · irrigação de hortaliças que são consumidas cruas ou de frutas que se desenvolvem rente ao solo ou que sejam ingeridas cruas sem remoção de películas · proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas
Classe 2	<ul style="list-style-type: none"> · abastecimento para o consumo humano, após tratamento convencional; · proteção das comunidades aquáticas; · recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho); · irrigação de hortaliças e plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e · aqüicultura e atividade de pesca
Classe 3	<ul style="list-style-type: none"> · abastecimento doméstico após tratamento convencional ou avançado; · irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; · pesca amadora; · recreação de contato secundário; e · dessedentação de animais.
Classe 4	<ul style="list-style-type: none"> · navegação; e · harmonia paisagística,

1.9.2 Tipos de Parâmetros

A qualidade da água apresenta características físicas, químicas e biológicas. Os *parâmetros físicos* da água são aqueles que afetam os sentidos humanos. Existem critérios e medições padrões. Dentro desta classificação estão parâmetros como a temperatura da água, densidade, turbidez, odor e cor. Os *parâmetros químicos e biológicos* descrevem as modificações químicas e biológicas na água, função da interação destes componentes.

Alguns parâmetros físicos são:

Temperatura da água: a temperatura da água afeta os processos biológicos. A proporção na qual a matéria orgânica se decompõe e na qual os microorganismos morrem, aumenta pela elevação da temperatura. Para cada organismo, existe uma faixa ideal de temperatura para o crescimento e morte.

Densidade: a diferença de densidade num rio é função da diferença da temperatura ao longo da vertical ou devido a diferença em material suspenso.

Turbidez: A turbidez é função da quantidade de luz que pode penetrar dentro da água. Quando a água possui alta concentração de material suspenso, torna mais difícil a penetração da luz. Isto pode ser provocado por microorganismos, sílica, manganês, entre outros. A turbidez indica uma medida da capacidade da luz penetrar na água.

Alguns dos *parâmetros químicos* são resultados de ciclos e processos que ocorrem na água. Alguns dos principais indicadores são os seguintes:

Tabela 1.17 Padrões de alguns parâmetros de qualidade da água para classe 2¹

Parâmetro de Qualidade da água	Características limites
Clorofila a	30 µg/l
Densidade de cianobactérias	50.000cel/ml ou 5 mm ³ /l
Sólidos dissolvidos totais	500 mg/l
DBO ₅ a 20°C	5 mg/l
OD	≥ 5 mg/l O ₂
Turbidez	Até 100UNT
Ph	6 a 9
Arsênio total	≤0,01 mg/l As
Benzeno	≤ 0,005 mg/l
Cádmio total	≤0,001 mg/l Cd
Chumbo total	≤ 0,01 mg/l Pb
Cloretos total	≤250 mg/l Cl
Cobre dissolvido	≤0,009 mg/l Cu
Fósforo Total (ambiente lântico)	≤0,030 mg/l P
Ferro Dissolvido	≤0,3 mg/l Fe
Mercúrio total	≤0,0002mg/l Hg
Nitrato	≤10mg/l N
Sulfato total	≤250 mg/l SO ₄
coliformes termotolerantes	≤ 1000 / 100 ml em 80% ou mais. De pelo menos 6 amostras, coletadas no período de um ano, com frequência bimestral

¹ Para a lista completa consulte a Resolução CONAMA 357

Oxigênio dissolvido (OD): este é um parâmetro importante na análise da poluição de um rio. O oxigênio é necessário para manter as condições de vida de alguns organismos na água e para a decomposição aeróbica do despejo poluidor. Quando o despejo é grande e o oxigênio se esgota, inicia-se o processo de decomposição anaeróbica.

O oxigênio usado na diluição de matéria orgânica é repostado pelo processo de reaeração. A reaeração é produzida pela atmosfera, a turbulência do rio e a fotossíntese de plantas aquáticas.

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO): este parâmetro mede a quantidade de oxigênio usado pela água, na decomposição de material orgânico. Este parâmetro tem rela-

ção direta com o anterior, sendo representado matematicamente por uma equação de decaimento de primeira ordem.

Nitrogênio: o nitrogênio, na matéria orgânica, transforma-se em nitrito e nitrato. O nitrato ocorre depois da estabilização aeróbica do nitrogênio orgânico. A amônia, o nitrato, e o nitrito na água, são indicadores de poluição. Alta concentração de nitrogênio contribui para eutrofização do sistema aquático e provoca um excessivo crescimento de plantas aquáticas.

Fósforo: o fósforo junto com o nitrogênio, são indicadores das condições de eutrofização de um corpo de água. Na maioria dos lagos o fósforo é o fator predominante, como indicador de eutrofização. O fósforo total é dividido em fósforo particular (ou insolúvel), também referenciado como fósforo suspenso e fósforo solúvel, também mencionado como fósforo dissolvido.

Os **parâmetros biológicos** podem ser classificados como organismos patogênicos, que são produtos do dejetos de animais. Nesta classe estão o grupo coliforme e outros microorganismos. Os indicadores biológicos são:

Indicador bacteriológico: testa o número de bactérias. Alguns destes indicadores são o coliforme e o estreptococo;

Indicador aquático: são utilizados habitantes aquáticos como peixe e plâncton para verificar o grau de poluição por meio de sua resistência a condições anormais.

As condições de qualidade da água num corpo d'água envolvem dois fatores fundamentais:

Condições hidrológicas: representam o estado do corpo de água quanto a quantidade de água. Num rio esta condição é retratada pela vazão, enquanto que no reservatório é representado pelo seu nível, condições operacionais (vazão de saída) e vazão de entrada.

Qualidade da água: a concentração de um parâmetro de qualidade da água, associada a vazão é a carga existente no sistema. A concentração isoladamente não tem representatividade temporal e espacial já que a mesma se altera com a vazão envolvida.

As condições hidrológicas definem a representatividade da concentração, obtida em função do estado do rio ou reservatório. A concentração ao longo do ano pode variar, devido à temperatura e a vazão existente num rio. Quando se utiliza somente a concentração para definir as condições ambientais de um rio pode-se incorrer numa tendenciosidade, pois bastaria medir as concentrações no trecho nos dias chuvosos, quando a vazão é maior e a capacidade de diluição maior, resultando em concentração de OD maior. Usualmente estas concentrações são estabelecidas em período chuvoso ou seco, mas num determinado ano com vazões acima da média no período seco pode-se chegar a conclusões indevidas.

Exemplo: Num trecho de rio é despejada a carga de um esgoto doméstico, com DBO = 200 mg/l e vazão de 1 m³/s. O rio a montante do despejo em condições naturais tem as seguintes vazões: (i) média das enchentes igual a 120 m³/s e DBO de 8 mg/l; (ii) estiagem (tempo de retorno de 10 anos e duração de 7 dias) 3 m³/s e 6 mg/l. Determine a concentração resultante, após a seção de despejo da carga mencionada acima, para as duas situações e para as estiagens de um ano médio onde Q = 15 m³/s (vazão média mínima de 7 dias).

Solução: A concentração pode ser obtida considerando mistura completa, ou seja: (a) condição de cheia

$$\bar{C} = \frac{C_m \cdot Q_m + C_c \cdot Q_c}{Q_m + Q_c} = \frac{8 \times 120 + 200 \times 1}{121} = 9,6 \text{ mg/l}$$

(b) condição de estiagem

$$\bar{C} = \frac{6 \times 3 + 200 \times 1}{4} = 54,5 \text{ mg/l}$$

Como se observa, os resultados são muito diferentes, mostrando que a condição crítica ocorre durante o período de estiagem.

A vazão mínima de 7 dias e 10 anos é um valor baixo que tem 10% de chance de ocorrer em qualquer ano. Muitas vezes o valor médio mínimo, ou seja, que ocorre quase todos os anos, é várias vezes superior a este valor (5 vezes neste caso).

$$\bar{C} = \frac{6 \times 15 + 200 \times 1}{16} = 18,1 \text{ mg/l}$$

Como se observa, um ano de estiagem meia não permite dar uma idéia real do impacto ambiental que ocorrerá num ano crítico. Portanto, torna-se necessário conhecer melhor as condições críticas hidrológicas para melhor avaliar o impacto devido as cargas num sistema aquático.

1.9.3 Estimativa das Cargas

Os rios, lagos e reservatórios recebem cargas pontuais e não-pontuais. As cargas pontuais são as entradas em locais específicos destes sistemas devido a despejos de afluentes, efluentes domésticos ou industriais entre outros. As cargas não-pontuais são decorrentes da contribuição distribuída em trechos de rio, lagos ou reservatórios. A característica das cargas pontuais é contribuição num local específico no sistema aquático.

Cargas pontuais: As principais cargas pontuais são devido a contribuição de esgotos domésticos, industriais ou pluviais. Nas tabelas 1.18 e 1.19 são apresentadas as concentrações de alguns parâmetros devido a esgotos

Cargas não-pontuais: As cargas não-pontuais dependem do tipo de uso do solo. Na tabela 1.20 são apresentados valores típicos médios para nitrogênio e fósforo total.

Omenik (1977) sintetizou o estudo de 928 bacias americanas na proporção da existência de áreas agrícolas e urbanas de cada bacia com a carga de fósforo e nitrogênio total. Os valores médios são apresentados na tabela 1.21.

Determinação da carga afluente

A estimativa de uma carga depende da variabilidade temporal e espacial. A variação da concentração no tempo, de uma determinada área, é realizada para o período de análise. A carga é estimada por

$$\bar{C}_m(t) = \frac{\sum_{i=1}^n Q_i C_i}{n}$$

Tabela 1.18 Valores de coliforme em efluentes

Parâmetro de qualidade da água	esgoto combinado ⁽¹⁾			escoamento pluvial urbano ⁽²⁾		
	10%	50%	90%	10%	50%	90%
	10 ⁶ num/100 ml			10 ³ número/100ml		
Coliforme total	1,4	9,4	65	70	1200	20000
Coliforme fecal	0,55	2,7	10,3	7	82	1000
Streptococo fecal	0,26	0,58	1,2	25	140	770

(1) % do tempo que a concentração é igual ou menor que o valor indicado, Valores de Detroit ;
(2) Valores médios de vários eventos de Ann Arbor. Fonte dos dados Benzie e Courchaine (1966)

Tabela 1.19 Valores de alguns parâmetros típicos de efluentes

Parâmetro	Efluente municipal	Esgoto combinado	Esgoto pluvial
DBO ₅ (mg/l) (carbonáceo)	180	170	27
NDBO (mg/l) (nitrogênio)	220	290	
Nitrogênio total (mg-N/l)	50	9	2,3
Fósforo total (mg-P/l)	10	3	0,5
Cadmium (mg/l)	1,2	10	13
Chumbo (mg/l)	22	190	280
Cromo (mg/l)	42	190	22
Zinco (mg/l)	241	660	500

Tabela 1.20 Valores típicos de fósforo e nitrogênio total em kg/ha.ano

Tipo	Fósforo total		Nitrogênio total	
	média	intervalo	média	intervalo
floresta natural	0,4	0,01- 0,9	3,0	1,3 - 10,2
precipitação	0,2	0,08- 1,0	8,0	
área urbana	1,0	0,1 - 10	5,0	1 - 20
área agrícola	0,5	0,1 - 5	5,0	0,5- 50

fonte IJC (1978) e Rast e Lee (1978)

onde \bar{C}_m é carga média no intervalo de tempo; n é o número de ordenadas no intervalo de tempo; Q_i e C_i são as vazões e concentrações observadas.

A maior dificuldade reside na estimativa do somatório da carga para um intervalo de tempo, já que o monitoramento é realizado em intervalos discretos prolongados, espaçados por períodos que englobam eventos chuvosos e secos.

Como o monitoramento da vazão é realizado de forma contínua no tempo, deve-se buscar a relação entre a concentração e a vazão, para que seja possível estabelecer a estimativa da carga num período de tempo determinado. No entanto, nem sempre a vazão é um indicador adequado da concentração de um determinado parâmetro. Além disso, quando a contribuição é difusa a vazão também é desconhecida.

Tabela 1.21 Concentração de fósforo e nitrogênio total médios para os Estados Unidos.

Parcela da bacia com uso agrícola+urbano %	Fósforo (mg/l)		Nitrogênio (mg/l)	
	média	limites (67%)	Média	limites (67%)
0	0,020	(0,01 - 0,042)	0,57	(0,35 - 0,92)
25	0,033	(0,016 - 0,067)	0,90	(0,56 - 1,46)
50	0,052	(0,025 - 0,106)	1,45	(0,89 - 2,34)
75	0,083	(0,041 - 0,170)	2,31	(1,43 - 3,74)
100	0,133	(0,065 - 0,272)	3,69	(2,28 - 5,97)

1.9.4 Rios

O transporte de poluentes num sistema fluvial depende da advecção, difusão e dispersão. O primeiro depende da variação da velocidade do rio, o segundo da diferença de concentrações do poluente e o terceiro da combinação dos anteriores ao longo da seção do rio. A qualidade da água em rios depende essencialmente dos processos de advecção, os outros dois processos geralmente são pequenos quando a velocidade é normal ($> 0,3$ m/s).

A concentração de sedimentos ou de um parâmetro de qualidade da água de um rio na massa de água depende essencialmente da vazão e é um retrato do estado do rio num dado instante. No fundo do rio existe um depósito de sedimentos, geralmente associado a matéria orgânica e poluentes que nas suas diferentes camadas representam o histórico do rio ao longo do tempo. O transporte ocorre por suspensão em intervalos de tempo curtos (horas ou dias) e no fundo, pelo movimento dos sedimentos ao longo de meses e anos. Por exemplo, a contaminação resultante da mineração, mesmo depois de fechado o efluente, desloca-se para jusante pelo fundo do rio ao longo do tempo. De certa forma, o fundo dos rios conta a história das alterações na bacia e guarda a memória por um certo tempo.

A capacidade de diluição de um poluente num rio depende da sua vazão e da concentração no mesmo (veja acima). No entanto, não é uma garantia de condições adequadas. Por exemplo, considere um rio com DBO de 2 mg/l e vazão de 100 m³/s e uma cidade despejando uma carga com concentração de DBO de 200 mg/l e uma vazão de 1 m³/s. Pela equação acima, a concentração média de DBO depois da entrada da poluição continua baixa [$C = (2 \times 100 + 1 \times 200) / 101 = 3,96$ mg/l] e a diluição média é alta. No entanto, se o efluente entrar nas margens, a poluição será alta e a diluição somente se dará depois de muitos quilômetros a jusante, mantendo a vizinhança da entrada poluída. Os modelos geralmente representam condições médias e não retratam necessariamente as variações transversais e verticais.

Para o exame das condições de qualidade da água de um rio é essencial a utilização de vazões de referências para as concentrações obtidas. Numa mesma seção de um rio, as condições de qualidade da água podem se alterar de forma significativa em função da vazão e das condições de diluição do escoamento. É possível estabelecer uma relação entre concentração em vazão para alguns parâmetros de qualidade da água.

Os principais cenários de qualidade da água examinados estão relacionados com a vazão: (a) cenário de regime não-permanente: representado pelos eventos chuvosos, têm como principal carga às fontes difusas que são a contaminação das áreas agrícolas e das cidades em função da lavagem das superfícies, erosão, etc durante os eventos chuvosos. Portanto neste caso, é necessário simular o comportamento de escoamento não-permanente; (b) o cenário de regime permanente geralmente está relacionado as cargas pontuais de efluentes industriais e domésticos (apesar da intermitência dos mesmos durante o dia, o entre dias), pois a condição mais crítica ocorre nas estiagens quando a vazão do rio é baixa e tem baixa capacidade de diluição do poluente. Durante a estiagem é possível aceitar que o escoamento é permanente (pequena variação da vazão).

Geralmente os dados de qualidade da água são monitorados sem a medição de vazão, o que limita muito seu uso, pois é apenas um retrato daquele momento. Para analisar o cenário de qualidade da água e sua relação com a vazão, pode-se utilizar o seguinte procedimento:

1. selecionar e estudar em cada seção do rio as medidas de concentração e sua respectiva data;
2. identificar ao longo do rio, um ou mais postos de medição de vazão (não é necessário ser na mesma seção). Veja o banco de dados Hidroweb da ANA;
3. Para a mesma data das medidas de concentração identificar nos registros a vazão do posto e obter a vazão do local da medição de concentração por proporção de área;
4. Classificar em cada seção as concentrações por intervalo de vazões e traçar o perfil longitudinal de concentrações para cada intervalo de vazão, como observado na figura 1.67. Nessa mesma figura foi desenhado o perfil de concentração obtido pelo modelo Qual2E, ajustado aos dados. Neste caso, assumiu-se que o regime do escoamento é permanente.

As condições de qualidade da água em regime não-permanente; ou seiche, também podem ocorrer num rio, quando existe efeito de maré ou seiche a jusante do trecho em estudo. Nesse caso, deve ser considerados estes efeitos para que as avaliações da qualidade da água e da mitigação sejam adequadas. Para o rio dos Sinos, como citado acima, quando a vazão diminui abaixo de $16 \text{ m}^3/\text{s}$ o efeito de jusante devido a oscilação do Guaíba e Lagoa de Patos (seiche), inverte o escoamento e não é possível avaliar a qualidade da água em regime permanente, como mostra a figura 1.68. A vazão varia ao longo do dia, e o fluxo de jusante contribui para a diluição no rio dos Sinos e não apenas o de montante, como prevê a simulação em regime permanente.

Da mesma forma a avaliação da qualidade da água a jusante das cidades proporciona dois cenários críticos: (a) estiagem: quando a carga de esgoto é alta e a vazão para diluição é baixa, na estiagem se retratam o cenário comum de qualidade da água de rios devido aos efeitos dos esgotos doméstico e industrial; (b) inundação: quando a água no início da chuva, carrega grande quantidade de poluentes devido a lavagem das ruas, lixo e sedimentos. Mesmo com vazão maior, a carga é grande, resultando num cenário crítico e de regime não-permanente. As outras diferenças entre estes cenários são: as cargas do período de estiagem são orgânicas, mas no período de cheia existem muitos metais na água devido à contaminação química dos poluentes aéreos das cidades, que se misturam na água.

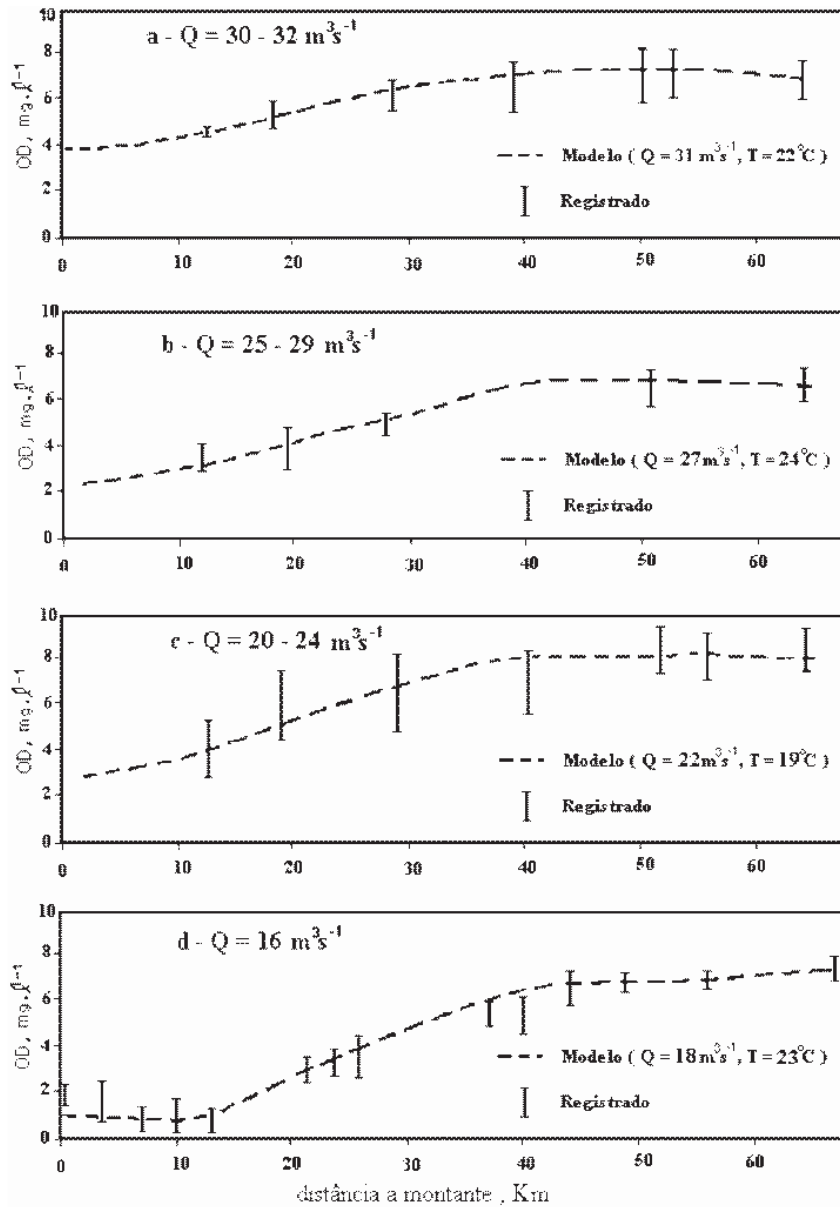


Figura 1.67 Concentração de OD ao longo do rio dos Sinos para intervalos de vazão de estiagem.

1.9.5 Lagos e Reservatórios

Com a formação do reservatório, as condições físicas se alteram devido ao aumento da profundidade, volume a redução da velocidade do escoamento, produzindo impacto nas condições térmicas da massa de água. Este processo tem forte efeito sobre as condições de qualidade da água do sistema e as seguintes mudanças podem ocorrer: (a) eutrofização do lago; (b) mistura vertical e aumento da demanda bentônica; (c) deterioração da qualidade da água a jusante do reservatório.

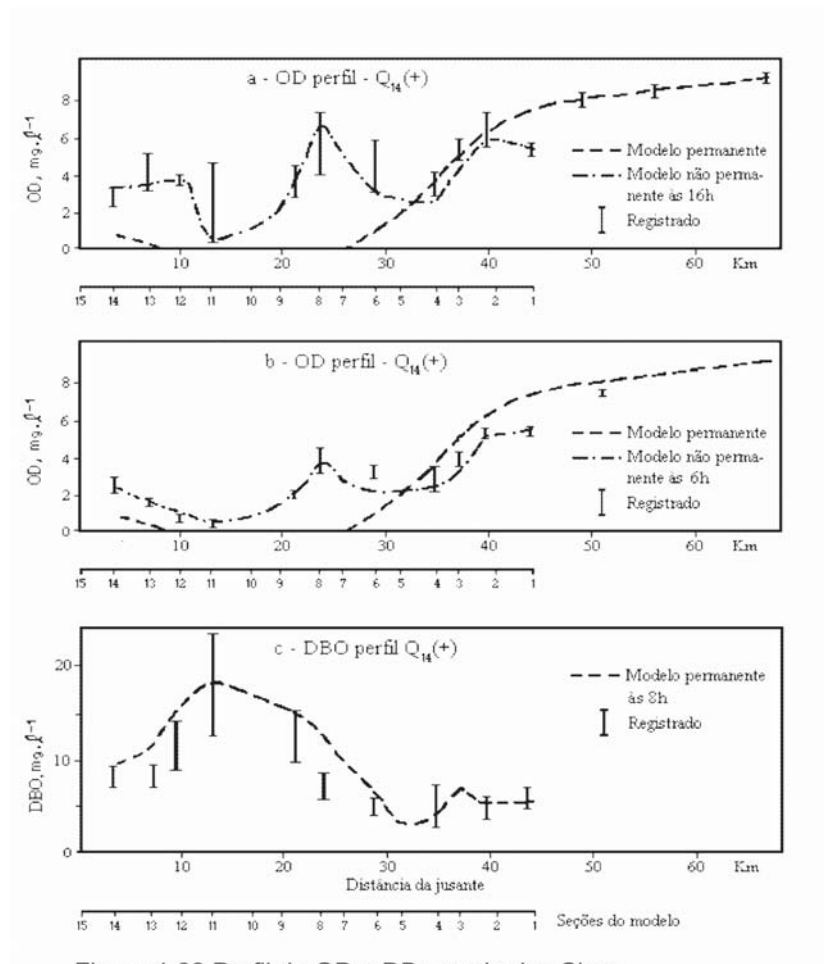


Figura 1.68 Perfil de OD e DBO no rio dos Sinos com efeito de seiches de jusante e vazão de m^3/s a montante.

O entendimento do comportamento da qualidade da água de um reservatório passa pela avaliação das condições de estratificação térmica e de eutrofização do lago.

Condições de estratificação térmica

Em lagos e reservatórios onde a profundidade é grande e a velocidade longitudinal é pequena, as características do barramento podem produzir estratificação vertical de temperatura, massa específica e de parâmetros de qualidade da água.

Quando a estratificação de temperatura ocorre, formam-se as camadas ditas *epilímnio*, *metalímnio* e *hipolímnio* (figura 1.69). O epilímnio tende a ter temperatura uniforme e estar misturado devido às ações externas (vento e entrada e saída de vazão). No metalímnio ocorre o maior gradiente de temperatura, denominado de termoclina. Nesta zona se equilibram as ações do vento, radiação solar e empuxo da massa d' água. No hipolímnio o gradiente é uniforme e a massa d' água não sofre a ação das forças externas. Estas forças podem modificar a posição da termoclina por aprofundamento do epilímnio.

Em climas temperados, a termoclina é formada durante a primavera, quando a superfície do lago é aquecida, originando um gradiente negativo de temperatura com a profundidade. A termoclina tem a tendência de aprofundar-se durante o verão devido a esse aquecimento. No final do verão e início do outono, quando a temperatura diminui, esfriando a superfície do lago, ocorre o processo de mistura, já que a água fria é mais densa e tende a penetrar até níveis de água com a mesma densidade. Este processo continua até que ocorra uma condição isotérmica (Bella, 1970). Esta variação é também observada entre o período que possui radiação solar e o noturno, quando ocorre resfriamento da superfície.

Um dos principais parâmetros que caracterizam um reservatório é o tempo de residência, definido por

$$tr = 11,57 \frac{V}{Q}$$

onde tr é o tempo de residência em dias; V é volume do reservatório em hectômetros (10^6 m^3); Q a vazão média em m^3/s . Este índice indica o tempo médio em que o reservatório renova seu volume de água.

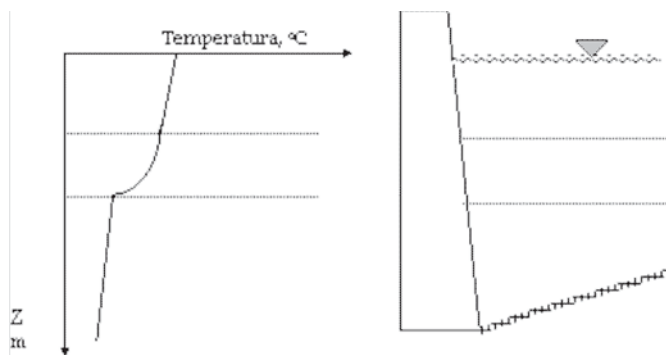


Figura 1.69 Perfil de temperatura (onde z é a cota a partir da superfície)

As ações externas que influenciam no processo de estratificação são: radiação solar; ação do vento; entrada e saída do fluxo e sua temperatura. A ação do vento produz turbulência e mistura das diferentes camadas do reservatório. Este processo é mais importante quando a superfície de água é significativa e existe tendência de valores altos de velocidade do vento por períodos prolongados. A radiação solar, com aquecimento da camada superior, produz expansão e redução de densidade nas camadas superiores.

Em climas onde existe pouca variação de temperatura ao longo do período sazonal, a radiação solar passa a ser o principal fator de manutenção da estratificação térmica. A entrada e saída no reservatório têm influência devido às suas características de volume, temperatura, densidade. Quando o tempo de residência do reservatório é pequeno, o efeito da vazão da entrada é maior, pois seu volume é importante perto do volume do reservatório. Para reservatórios com grande tempo de residência, este processo é pouco significativo. Na figura 1.70 é apresentado o perfil de temperatura ao longo do rio, indicando também que ao longo do dia se formam termoclinas devido a ação solar.

Van Breemen e Kok (1979) consideraram quatro estados para reservatórios:

- a. *Completamente misturado*: ocorre em períodos de pouco aquecimento solar, a turbulência produzida pelo vento é suficiente para vencer o empuxo e uniformizar os gradientes;
- b. *Desenvolvimento para cima*: nos períodos de aumento de radiação solar a produção de turbulência é insuficiente para distribuir o empuxo, como consequência a termoclina move-se para cima;
- c. *Desenvolvimento para baixo ou penetração*: nos períodos de aumento de vento e/ou

redução de radiação solar, a produção de turbulência aumenta com relação à produção de empuxo. Como consequência a camada turbulenta penetra no hipolímnio movendo para baixo a termoclina;

d. Desenvolvimento completo da estagnação: na falta de vento a turbulência da superfície é pequena. Nestas circunstâncias, o perfil de temperatura é determinado pelos processos de difusão do tipo molecular.

WRE(1969) estabeleceu o número de Froude densimétrico baseado na comparação entre a força de inércia do fluxo que atravessa o reservatório e a força gravitacional que tende a manter a estabilidade densimétrica. A expressão é a seguinte:

$$Fd = \frac{L.Q}{H.V} \left(\frac{1}{g d\rho/dz} \right)^{1/2}$$

onde Fd é o número de Froude densimétrico; L é o comprimento do reservatório; H é a profundidade em m; V é o volume do reservatório em m^3 ; Q é a vazão em m^3/s ; g é a aceleração da gravidade ($9,81 m/s^2$); $\frac{d\rho}{dz}$ o gradiente médio de massa específica.

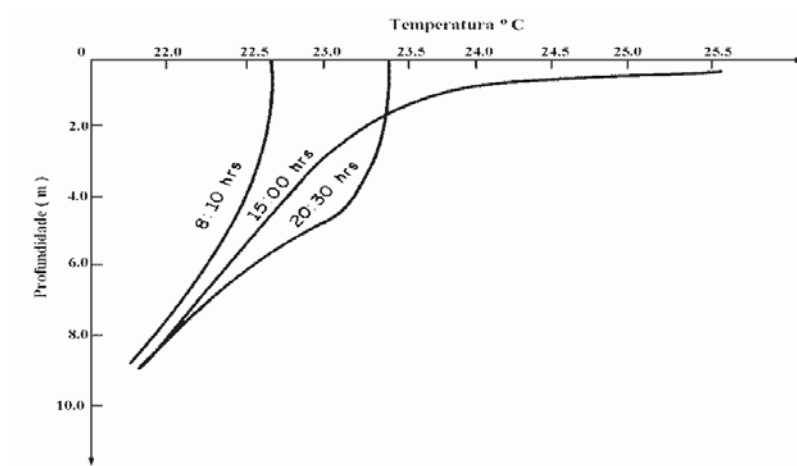


Figura 1.70 Distribuição de temperatura ao longo do dia num reservatório em janeiro de 1976 em Wellington na Austrália (Fischer et al, 1979)

Transformando a equação acima para unidades convenientes e adotando para o gradiente da massa específica o valor US Army, 1977), resulta

$$Fd = 0,322 \frac{L.Q}{H.V}$$

onde L em km; Q em m^3/s ; H em m V em $10^6 m^3$. De acordo com o autor, quando Fd é muito menor que $1/\pi$ (0,318) ocorrerá forte estratificação. Para Fd no intervalo entre 0,1 e 1,0 o reservatório pode estar estratificado sem gradiente muito forte (observe que existe superposição entre os intervalos). Quando $Fd > 1$ o reservatório pode ser considerado misturado.

Exemplo: Estime o tempo de residência e as condições de estratificação de um reservatório com as seguintes características: vazão média anual = 311 m^3/s ; profundidade média = 79 m; volume $1.475,5 \cdot 10^6 \text{m}^3$; comprimento = 52,7 km.

Solução: O tempo de residência é $t_r = 11,57 (1.475,6)/311 = 55$ dias. O número de Froude densimétrico é calculado pela equação 11.69, ou seja

$$Fr = 0,322 (52,7 \times 311)/(79 \times 1.475,5) = 0,045$$

Estes números mostram que, com base no tempo de residência, o reservatório seria misturado, no entanto o número de Froude indica que o reservatório apresentará forte estratificação, principalmente devido a sua altura. O primeiro índice não leva em conta características importantes como a profundidade e permite uma visualização média do reservatório. Deve-se considerar também que, provavelmente, em períodos de estiagem este tempo deve ser maior. O segundo índice é mais real, levando em conta mais fatores.

Pode-se observar da tabela 1.22 que os reservatórios que apresentam baixo tempo de residência são Tucuruí e Serra Quebrada. No entanto, muitos dos reservatórios têm número de Froude alto, o que caracteriza que não tendem à estratificação térmica. Como na Amazônia o clima é tropical, não existe a tradicional flutuação sazonal, portanto, a tendência, se existir estratificação térmica, é de ocorrer gradiente pequeno. Este gradiente, quando existe, é alterado muito mais no período chuvoso pela chegada das enchentes.

Tabela 1.22 Características de alguns reservatórios da Amazônia

Reservatório	Vazão média m^3/s	Volume 10^6m^3	Área de inundação	Tempo de residência	Número de Froude densimétrico
Tucuruí	8.400	45.500	2.635	50	0,58
Balbina	578	17533	2.360	351	0,46
Samuel	350	3250	560	107	0,58
Ji-Paraná	900	11.950	957	154	0,15
Barra do Peixe	310	23.430	1.020	857	0,03
Brokopondo	362	9.400	880	300	0,04
S. Quebrada	4.630	3.190	370	8	2,34
C. Porteira	1,739	12.200	912	81	0,23

O processo de eutrofização num meio aquático se dá pelo enriquecimento de nutrientes. Com o crescimento de nutrientes ocorre aumento das plantas aquáticas e a demanda de oxigênio, podendo tornar o corpo d'água anóxico, gerando gases e outras condições indesejáveis.

Thomann e Müller (1987) relacionam várias consequências da eutrofização no meio aquático, ou seja:

- Prejudica a recreação como uso da água devido ao crescimento de algas, aumento do mau cheiro, cor indesejável, entre outros;
- Grande variação de oxigênio dissolvido durante o dia devido à fotossíntese e respiração das algas;
- Fitoplâncton deposita-se por sedimentação e gera demanda de oxigênio no fundo do lago, criando grande estratificação de oxigênio dissolvido;
- Grande crescimento de macrófitas que interferem com navegação, recreação e provocam contaminação das águas por toxicidade;
- Formação de gases com alta capacidade de corrosão dos equipamentos de uma barragem, como turbinas, por exemplo.

O crescimento da biomassa dentro do reservatório é realizado pelo consumo de nitrogênio e fósforo. Para controlar o processo de eutrofização é necessário controlar o nível de concentração destas substâncias.

- Estes elementos podem chegar ao reservatório através dos seguintes meios:
- Rios afluentes que trazem cargas orgânicas devido ao esgoto doméstico e industrial; cheias urbanas e naturais;
 - Carga orgânica da mata inundada;
 - Precipitação;
 - Demanda bentônica do fundo do lago que acumula as outras entradas por deposição de sedimentos;
 - Escoamento de bacia rural que drena áreas agrícolas;
 - Decomposição de matéria orgânica no lago;
 - Sedimentação de nutrientes.

No meio aquático, as algas são os produtores primários. O crescimento das algas ocorre numa zona eufótica próxima da superfície, onde a intensidade da luz é apropriada para a fotossíntese. A produção das algas é controlada principalmente pela intensidade da luz e pela presença de macro e micro-nutrientes.

A classificação tradicional em limnologia para as condições de um reservatório é a seguinte: *Oligotrófico*: quando o lago ou reservatório é pobre em nutrientes, com baixa produtividade; *Mesotrófico*: condição intermediária entre oligotrófico e eutrófico; *Eutrófico*: rico em nutrientes e com alta produtividade. Os indicadores que permitem a classificação segundo esta terminologia são apresentados na tabela 1.23.

Os principais fatores que influenciam a eutrofização são: radiação solar; características físicas do corpo d'água e do fluxo; densidade e temperatura; nutrientes: fósforo, nitrogênio e sílica; fitoplâncton, clorofila. Os fatores que limitam o processo de eutrofização são o fósforo e o nitrogênio. As características de cada sistema e o tipo da sua carga afluente definem o tratamento necessário para evitar a eutrofização.

Um reservatório é limitado pelo fósforo quando a relação entre a concentração de nitrogênio e fósforo é maior que 10 e limitado pelo nitrogênio quando é menor que 10. Quando a relação é igual a 10, os dois parâmetros são condicionantes do processo de eutrofização. No entanto, devido as diferenças da estequiometria dos elementos envolvidos em cada reservatório, estas relações podem apresentar diferenças próximas dos limites mencionados.

Tabela 1.23 Estado trófico de lagos (Thomann e Müeler, 1987)

Variável	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico
Fósforo total (ng/l)	< 10	10 - 20	> 20
Clorofila (g/l)	< 4	4 - 10	>10
Profundidade Secchi (m)	>4	2 - 4	< 2
Oxigênio do hipolímnio (% de saturação)	>80	10 - 80	< 10

CEPIS (1990) apresentou um estudo com lagos tropicais na América Latina e Caribe, utilizando uma base de dados de 27 reservatórios que tinham as mais variadas condições tróficas. A maioria dos reservatórios é limitada pelo fósforo. Os dados permitiram ajustar uma equação para estimativa do fósforo com base na carga de afluência ao reservatório, tempo de residência e profundidade média. A equação é a seguinte:

$$P = \frac{We}{H} \cdot \frac{tr^{3/4}}{3}$$

onde We em g/m²; tr em anos e H em m. Os autores definiram as condições tróficas dos lagos da América Latina em: eutrófico P > 70 (µg/l); mesotrófico 30 < P < 90 (µg/l); oligotrófico: P < 0,03 (µg/l).

REFERÊNCIAS

APHA, 1965 *Standard Methods for Examination of Water Wastewater* American Public Health Association, 1965.

BARNOLA, J.M.; RAYNAUD, D.; KOROTKEVICH, Y.S.; LORIUS, C. 1987. Vostok ice core provides 160,000-year record of atmospheric CO₂. *Nature* 329:408-414.

BECKER, A. 1992 Criteria for a hydrologic ally sound structuring of large scale land surface process models. In: *Advances in Theoretical Hydrology a tribute to James Dooge*, por J.P. O' Kane (ed) capítulo 7. Elsevier.

BELLA, D.A., 1970 Dissolved Oxygen Variation in Stratified Lakes, *Journal of the Sanitary Division, ASCE* Vo 96, N. SA5 outubro.

BENZIE, W.; COURCHAINE, R.J., 1966. Discharges from Separate Storm Sewers and Combined Sewers *J. Water Poll. Contr. Fed.* 38(3):410-421.

BOSCH, J.M.; HEWLETT, J.D., 1982. A review of catchments experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration *Journal of Hydrology* 55: 2-23.

BRUIJNZEEL, L.A., 1990. *Hydrology of Moist Tropical Forests and Effects of Conversion: A State of Knowledge Review*. IHP. IAHS. UNESCO.224p.

BRUIJNZEEL, L.A. 1996. Predicting the hydrological impacts of tropical forest conversion: The need for integrated research. Capítulo 2 de "Amazonian Deforestation and Climate" Eds: Gash J H C, Nobre C A, Roberts J M e Victoria R L John Wiley & Co: Chichester, Inglaterra.

BURCH G J, BATH R K, MOORE I D e O'LOUGHLIN E M 1987. Comparative hydrological behavior of forested and cleared catchments in southeastern Australia. *J. Hydrology* 90 19-42.

CEPIS, 1990. *Metodologías Simplificadas para la evaluación de eutrofización en Lagos calidos tropicales*. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.

CORNISH, P.M., 1993. The effects of logging and Forest Regeneration on Water Yield in Moist Eucalypt Forest in New South Wales, Australia. *Journal of Hydrology, Amsterdam*, V150, N2/4, p301-322.

DAWDY, D.R. 1967. Knowledge of sedimentation in urban environments. *Journal of the Hydraulic Division. ASCE.* v.93, Ser. HY, n.6, p. 235-245, Nov.

DIAS, A.; NORTCLIFF, S., 1985. Effects of tractor passes on the physical properties of an Oxisol in the Brazilian Amazon. *Tropical Agriculture* 62: 202-212.

DICKINSON, R. E. E HENDERSON-SELLERS, A., 1988. Modeling tropical deforestation: a study of GCM land-surface parameterizations. *Quarterly Journal of Royal Meteorological Society* 114: 439-462

EDWARDS, K.A., 1979. The water balance of the Mbeya experimental catchments. *East African Agricultural and Forestry Journal*, 43, 231-247.

FISCHER, H.R.; LIST, E.J.; KOH, R.C.; IMBERGER, J.; BROOKS, N.H. 1979. *Mixing in Inland and Coastal Waters* Academic Press New York.

HODNETT M G, DA SILVA L P, DA ROCHA H R e SENNA R C 1995. Seasonal soil water storage changes beneath central Amazonian rainforest and pasture. *J. Hydrol.* 170, 233-254.

HORNBECK, J.W; ADAMS, M.B.; CORBETT, E.S.; VERRY, E.S.; LYNCH, J.A., 1993 Long-term impacts of forest treatments on water yield: A Summary for northeastern USA. *Journal of Hydrology* 150 p323-344.

HSIA e KOH 1983. Water yield resulting from clear cutting a small hardwood basin in central Taiwan. in; *Hydrology of Humid Tropical Regions*, Keller, R. (ed.) IAHS publication n. 140, p215-220

IGBP, 1993. *Biosphere Aspects of the Hydrological Cycle*. The International Geosphere-Biosphere Programme: A Study of Global Change, Report n.27. Estocolmo, 103p.

IPCC(2001 a) Summary for policymakers. A Report of working Group I of the Intergovernmental Panel on Climate Change.

IPCC(2001 b) Climate Change 2001: Impacts, Adaptation and Vulnerability. A Report of Working Group II of Intergovernmental Panel on Climate Change.

JOHNSON, R.C., 1991. *Effects of Upland Afforestation on Water Resources: The Balquhiddy Experiment 1981-1991*. Institute of Hydrology, Report N.116. 73p.

JORDAN, C.F., 1985. *Nutrient Cycling in tropical forest ecosystems*. J. Wiley, New York.

LAL, R., 1981 Deforestation of tropical rainforest and hydrological problems. in: *Tropical Agricultural Hydrology*, R. Lal e E. W. Russell (eds.) J. Wiley, New York, 131-140

LAWSON, T.L.; LAL, R.; ODURO-AFRIYE, K., 1981. Rainfall Redistribution and microclimatic changes over a cleared watershed. In: *Tropical Agricultural Hydrology*, R. Lal & E. W. Russell (eds) J. Wiley, New York, 141-151.

LEOPOLD, L.B., 1968. *Hydrology for Urban Planning - A Guide Book on the Hydrologic Effects on Urban Land Use*. USGS circ. 554, 18p.

MEDIONDO, E; TUCCI, C.E.M. 1997. Escalas Hidrológicas. Conceitos. Revista Brasileira de Recursos Hídricos v 2 n.1 ABRH.

MADDUMA BANDARA, C.M.; KURUPPUARACHI, T.A., 1988. Land use change and hydrological trends in the upper Mahaweli basin. paper presented at the Workshop on Hydrology of Natural and Man-made Forests in the Hill Country of Sri Lanka, Kandy, outubro, 18p.

McCULLOCH, J.S.G.; ROBINSON, M., 1993. History of forest hydrology *Journal of Hydrology*, 150: 189-216.

MOOLEY, D.A.; PARTHASARATHY, B., 1983 Droughts and floods over India in Summer monsoon seasons 1871-1980 in: *Variation in Global Water Budget*, A. Street-Perrott et al. (eds) R. Reidel Dordrecht, The Netherlands 239-252p.

OECD, 1986. Control of Water Pollution from Urban Runoff. Organization for Economic Cooperation and Development. Paris.

OMERNIK, 1977. *Non-Point Source-Stream Nutrient Level Relationship: A Nation-wide study*, Corvallis ERL, ORD, USEPA, Corvallis EPA 600/3-77-105.

PRITCHETT, W.L., 1979. *Properties and Management of Forest Soils*. John Wiley, New York, 500p.

RAST, W.; LEE, G.F., 1978. Summary Analysis of The North America (US portion) OECD Eutrophication Project: Nutrient Loading Lake Response Relationship and Trophic Indices USEPA Corvallis Environmental Research Laboratory EPA 600/3-78-008 454p

ROBINSON M 1993. Impacts of plantation forestry on streamflow regimes - a case study. Em: Proc. 4th National Hydrology Symposium, Cardiff. 13-16 September 1993. British Hydrological Society, London, pp 2.41-2.45.

ROBINSON M, GANNON B, e SCHUCH M 1991. A comparison of the hydrology of moorland under natural conditions, agricultural use and forestry. *Hydrol. Sci. J*, 36 565-77.

RUPRECHT J K e SCHOFIELD N J 1989. Analysis of streamflow generation following deforestation in southwest Western Australia. *J. Hydrology* 105 1-17.

RUPRECHT, J K, SCHOFIELD N J, CROMBIE D S, VERTESSY R A e STONEMAN G L 1991. Early hydrological response to intense forest thinning in South-Western Australia. *J. Hydrology* 127 261-77.

SAHIN, M. J.; HALL, M.J., 1996. The effects of afforestation and deforestation on water yields *Journal of Hydrology* 1178 293-309.

SAMARAJ P, SAHARDA V N e CINNAMANI S 1988. Hydrological behaviour of the Nilgiri sub-watersheds as affected by Bluegum plantation. Part I. Th annual water balance. *J. Hydrology* 103 335—45.

SCHUELLER, T. 1987. *Controlling Urban Runoff: A Practical Manual for Planning and Designing Urban BMPs*.

SCOTT D F 1993. The hydrological effects of fire in south African mountain catchments. *J. Hydrology* 150 409-32.

SILVA JR. O., 2001. Análise da Escala das variáveis hidrológicas na bacia do rio Potirubu, tese de Mestrado IPH-UFRGS.

SILVA JR, O.B.; BUENO, E. O. ; TUCCI, C.E.M; CASTRO, N.M.R., 2003. Extrapolação espacial na regionalização de vazão in: RBRH Revista Brasileira de Recursos Hídricos Porto Alegre RS ABRH Vol 8 n.1 (jan/mar) 21-37 p.

SILVEIRA, A L. L., 1999. *Impactos Hidrológicos da urbanização em Porto Alegre*. 4º Seminário de Hidrologia Urbana e Drenagem. *Belo Horizonte ABRH*.

SMITH, J.B.; TIRPAK, D. 1989 The Potential Effects of Global Climate Change on the United States. US Environmental Protection Agency, dezembro.

SHUTTLEWORTH, W.J.; GASH, J.H.C.;ROBERTS, J.; NOBRE,C.A.; MOLION, L.C.B. 1990. Post-deforestation Amazonian Climate: Anglo-Brazilian Research to improve prediction. Seminar on Hydrology and Water Management of The Amazon Basin, Manaus 5-9 de agosto 1990.

STONEMAN, G.L. 1993. Hydrological Response to Thinning a Small Jarrah (Eucalytus Marginata) Forest Catchment. *Journal of Hydrology*, Amsterdam, V.150, N.2/4, P.393-408.

THOMANN, R.V.; MUELLER, J.A. 1987. *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control* Harper & Row Publishers.

TROENDE C A e KING R M 1987. The effects of partial and clearcutting on streamflow at Deedhorse Creek, colorado USA. *J. Hydrology* 90 145-57.

TUCCI, C.E.M. 1998. Modelos Hidrológicos. Editora da UFRGS ABRH, 652p.

TUCCI, C.E.M. 2002. Regionalização de Vazões. Editora da UFRGS ABRH 255p.

TUCCI, C.E.M.; GENZ, F.; 1996 *Comportamento Hidrológico*. in: Hidrossedimentologia do Alto Rio PARAGUAY, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, UFRGS, FÉMA/MT Fundação do Meio Ambiente do Mato Grosso, SEMA, Secretaria do Meio Ambiente do Mato Grosso do Sul, Ministério do Meio Ambiente.

US CORPS OF ENGINEERS, 1977. *Thermal Simulation of Lakes Users Manuals* US Army Corps of Engineers Baltimore District.

VAN BREEMEN, A.M; KOK, G.J.G, 1979. *Thermal Stratification and Deep Man-made Lakes: An Evaluation for a Predictive Model*.

VÖRÖSMARTY, C.J. ; MOORE, B.; GRACE, A.; PETERSON, B.J.;RSTETTER, E.B.; MELILLO, J. 1991. Distributed parameter models to analyse the impact of human disturbance of the surface hydrology of a large tropical drainage basin in southern Africa, in: Hydrology for the Water Management of Large River Basins F.H.M. Van de Ven, D. Gutnecht, D. P. Loucks and K.A. Salewicz (eds), IAHS Publ. 201.

WARK, J. B. ; SLADE, J.E. RAMSBOTTOM, D. M., 1991. *Flood Discharge Assessment by the Lateral Distribution Method*. Report SR 277, Dez 1991. Hydraulics Research Wallingford

WRE, 1969. Mathematical Model for Prediction of Thermal Energy Changes in Inpoundments US EPA 16130.

2. USOS E IMPACTOS ASSOCIADOS AOS RECURSOS HÍDRICOS

Carlos E. M. Tucci

Neste capítulo são apresentados de forma sintética os principais usos da água, suas principais características, os impactos relacionados com estes usos, os impactos sobre a sociedade e os impactos sobre o uso do solo que possuem rebatimento nos recursos hídricos.

2.1 Características dos usos da água

Em nosso planeta, o total de água globalmente retirado de rios, aquíferos e outras fontes aumentou 9 vezes, enquanto que o uso por pessoa dobrou e a população cresceu três vezes. Em 1950, as reservas mundiais representavam 16,8 mil m³/pessoa, atualmente esta reserva reduziu-se para 7,3 mil m³/pessoa e espera-se que venha a se reduzir para 4,8 mil m³/pessoa nos próximos 25 anos como resultado do aumento da população, industrialização, agricultura e a contaminação. Quando são comparados os usos e a quantidade média disponível de água pode-se, erroneamente, concluir que existe água suficiente, mas a variação temporal e espacial é muito grande e existem várias regiões vulneráveis, onde cerca de 460 milhões de pessoas (8% da população mundial) estão vulneráveis à falta freqüente de água e cerca de 25% estão indo para o mesmo caminho. Caso nada seja realizado em termos de conservação e uso racional da água, é possível que 2/3 da população mundial sofram desde moderada à severa falta de água.

As pessoas nas suas mais diferentes atividades necessitam da água, como demonstram alguns indicadores apresentados na tabela 2.1. Os principais usuários da água são as pessoas, animais, peixes, plantas, entre outros, que necessitam da água para sobreviver. A água é obtida através do sistema de *abastecimento doméstico* para o homem, *dessedentação*⁸ para o animal e por meio da *conservação ambiental para a fauna e flora*. O uso humano é considerado prioritário pela lei brasileira de recursos hídricos.

Os outros usos da água também procuram atender as necessidades do homem, como a *irrigação*, para aumentar e garantir a produção de alimentos na agricultura, na *indústria*, usada em diferentes tipos de processos de produção como no resfriamento de caldeiras, lavagem de resíduos, entre outros, na produção de *energia elétrica* por meio da construção de usinas hidrelétricas, essencial para diferentes usos que a energia tem na vida moderna, a *navegação* para transporte de produtos e pessoas.

Os usos que consomem a água como o abastecimento humano, animal e irrigação são chamados de *usos consuntivos*. A água que é utilizada na agricultura irrigando as plantas pode consumir da ordem de 60% do seu volume pela evapotranspiração⁹ das plantas, retornando para a atmosfera. Isto faz com que o volume de água do rio seja reduzido. A outra parte utilizada infiltra no solo e retorna para o rio através do escoamento subterrâneo. No uso da água para a população (abastecimento doméstico) é considerado um consumo de 20% do volume pelo que fica retido. A população consome a água evaporando na cozinha, na irrigação de gramados (uma parcela evapora e outra infiltra, retornando ao rio), etc. O restante retorna aos rios através dos esgotos.

Os outros usos, como energia e navegação são considerados não-consuntivos, pois não altera o volume do rio, apenas provoca a variação da vazão¹⁰ ao longo do tempo.

⁸ Dessedentação o termo utilizado para definir o consumo de água pelos animais.

⁹ Evapotranspiração é a água perdida para atmosfera devido a incidência do sol sobre as plantas, solo e mesmo as pessoas e animais. Geralmente medida em mm sobre uma determinada área.

¹⁰ Vazão o é a quantidade de água que passa num determinado tempo numa seção do rio, geralmente medido em m³/s (metros cúbicos por segundo).

Tabela 2.1 Números típicos sobre a água ¹¹

<ul style="list-style-type: none"> □ Uma pessoa sobrevive cerca de um mês sem comida, mas apenas uma semana sem água; □ Cerca de 70% do corpo humano consistem de água; □ Mulheres e crianças em muitos países pobres viajam em média 10 a 15 km todos os dias para obter água; □ Cerca de 34.000 pessoas morrem diariamente de doenças relacionadas com a água como diarreia; □ Uma pessoa necessita no mínimo de cinco litros de água por dia para beber e cozinhar e mais 25 litros para higiene pessoal; □ Uma família média canadense usa cerca de 350 litros por dia, na África 20 l/d, na Europa 165 l/dia e no Brasil é da ordem de 200 l/dia; □ Uma vaca leiteira necessita beber cerca de 4 litros por dia para produzir um litro de leite; □ Um tomate é 95% água; □ 9.400 litros de água são utilizados para produzir quatro pneus de carro; □ Abastecimento e saneamento adequados reduzem a mortalidade infantil pela metade.
<p>· Em 2000 com a população mundial da ordem de 6 bilhões, pelos menos 1,1 milhões não têm água segura e 2,4 bilhões não têm saneamento.</p>

¹ WRI,(1999), Unesco (1999)

2.1.1 Mananciais ou fontes de água

Os mananciais de água são as fontes de água existentes na natureza, que permitem atender às necessidades dos usos. Os principais mananciais de suprimento de água são as águas superficiais como rios, lagos e reservatórios, e as águas subterrâneas.

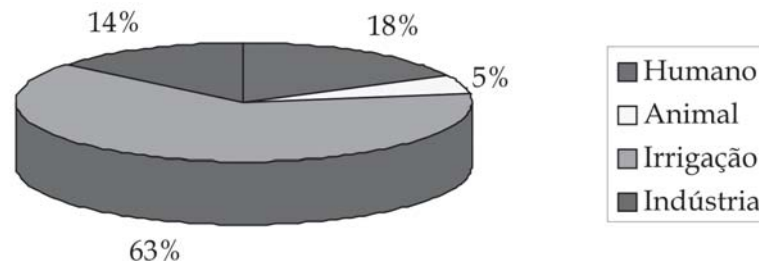


Figura 2.1 Distribuição dos usos consuntivos da água no Brasil (Tucci, et al 2000)

Águas superficiais são encontradas na rede de rios da bacia hidrográfica onde a população se desenvolve. Uma seção de um rio define uma *bacia hidrográfica*¹². A vazão de um rio varia muito ao longo do ano em função dos períodos chuvosos e secos que ocorrem na natureza. Um rio com uma bacia pequena e solo pouco poroso, a variação da vazão do período chuvoso para o seco é alta porque o rio não tem condições de armazenar água no solo e pode secar rapidamente. Existem períodos em que a vazão do rio não é suficiente para atender necessidades (demandas). Para evitar isso, são construídos reservatórios que guardam água no período chuvoso, para garantir água no período seco. A maior vazão que um reservatório pode garantir é a média da bacia. Para quantificar esta vazão são realizadas medidas de níveis e vazões ao longo do tempo nos rios. Quanto mais longa a série de medidas melhor será a quantificação das vazões e mais seguros são os projetos de infra-estrutura de água.

A vazão média específica das bacias brasileiras varia de $1,5 \text{ l.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$ (47,3 mm anual) em regiões secas do semi-árido a $40 \text{ l.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$ (1261,4 mm anual) na Região Norte. em grande parte do território brasileiro, a vazão específica varia entre 15 e $20 \text{ l.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$ (473 e 630,7 mm anuais). A precipitação na Região Sudeste, Sul e parte do Centro Oeste varia na vizinhança de 1500 mm com coeficiente de escoamento de 30 a 35%, resultando valores como indicados acima.

A sazonalidade predominante no Brasil é de clima tropical com chuvas iniciando em outubro e terminando em abril/maio. No Centro-Oeste, durante o período seco, que vai de maio a setembro, praticamente não ocorrem chuvas, mas os rios possuem forte regularização devido às águas subterrâneas. No extremo Sul, a sazonalidade é pouco definida, sendo que o Rio Grande do Sul possui um clima mais próximo do temperado, com chuvas de maio a setembro, e clima seco no verão. No entanto, observa-se influencia de clima tropical, em alguns anos, com chuvas no verão.

¹¹ WRI, (1999) Unesco (1999)

¹² Essa bacia é a área definida pela topografia superficial em que, a chuva ali precipitada, potencialmente contribui com escoamento pela seção que a define.

O semi-árido apresenta fortes limitações hídricas, precipitações anuais de 600 mm com evapotranspiração potencial média de 1800 mm, chegando em alguns lugares e, em alguns anos, a 3000mm. Estas condições são muito desfavoráveis para gerar escoamento, principalmente porque o desvio padrão anual das chuvas é muito alto. Em anos críticos a precipitação fica na vizinhança de 200 mm, o que praticamente não permite gerar nenhum escoamento superficial ou mesmo subterrâneo devido ao grande potencial de evapotranspiração. O escoamento superficial existe apenas quando ocorrem chuvas convectivas (chuvas de alta intensidade no final do dia com grande aquecimento) concentradas em tempo curto de minutos ou poucas horas.

Águas Subterrâneas: Os mananciais de água subterrânea são as maiores reserva de água doce do globo. Os aquíferos¹³, podem ser confinados ou não confinados (figura 2.2). Os confinados, devido a formação geológica, possuem pressão superior a atmosférica e são alimentados por recargas¹⁴ em cotas superiores ao local de perfuração, conhecidos popularmente por poços artesianos. Nos aquíferos não-confinados a água tem pressão atmosférica e pode ser alimentada pelo fluxo local (da mesma forma que pode ser contaminada). Os mananciais subterrâneos representam a maior reserva de água doce do mundo, mas também apresentam grande variabilidade de disponibilidade hídrica de acordo com o tipo de formação geológica; o mesmo ocorre com relação a sua qualidade natural. Por exemplo, a capacidade de produção de água de um poço numa formação de rocha cristalina é muito baixa, como ocorre em muitas regiões do Nordeste. Em áreas sedimentares a capacidade de armazenamento de água é maior e a produção dos poços também, mas de acordo com o tipo de rocha e a ação da evaporação, como ocorre no semi-árido o aquífero poderá ter água salobra (alto índice de sal > 200 mg/l. A água do mar chega a 30.000 mg/l).

Os valores de produção de poços de água subterrânea variam aproximadamente entre $1 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ a $10 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ (vazão por m de poço) (Rebouças, 1999). As maiores vazões ocorrem na bacia do Paraná na região do aquífero Guarani e parte da Amazônia. As menores vazões novamente ocorrem em parte do cristalino do semi-árido.

Da parcela do escoamento total que escoam nos rios, 40 a 70% (dependendo do tipo de solo e

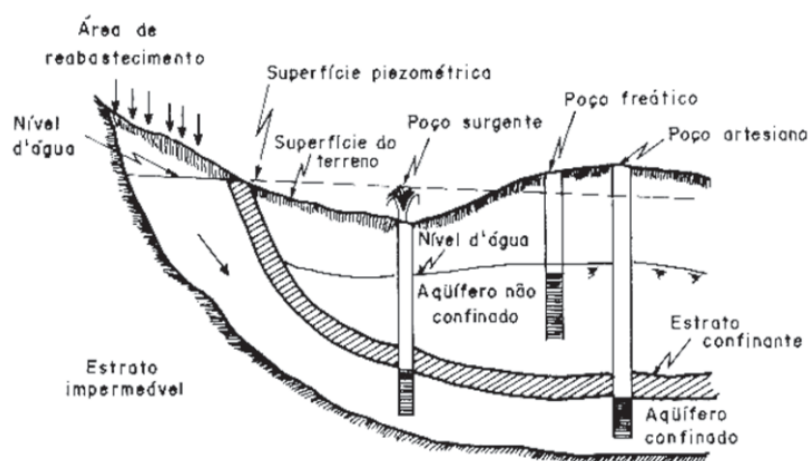


Figura 2.2 Características dos aquíferos

¹³ Aquífero é a denominação dada ao reservatório de água subterrânea

¹⁴ Área de recarga é a área de onde vem a água do reservatório subterrâneo.

A redução ou contaminação desta área pode comprometer a fonte de abastecimento.

Cerca de 10% da água disponível no mundo está no Brasil, distribuída principalmente na região Norte, onde se encontra a menor demanda. Cerca de 10% do território brasileiro encontra-se no Semi-árido, que possui pequena disponibilidade hídrica devido a combinação de baixas taxas de precipitação e altas taxas de evapotranspiração com pequenos mananciais de água subterrânea.

Na figura 2.3 são apresentadas as bacias brasileiras e as unidades de planejamento utilizado no Plano Nacional de Recursos Hídricos. Neste conjunto existem as bacias definidas como Amazonas, Paraná, Tocantins, Paraguai, São Francisco, Uruguai e bacias que agregam várias bacias que escoam para o Oceano. O país possui uma vasta fronteira com águas transfronteiras nos rios Paraná-Prata e Amazonas. No primeiro o país está a montante e no segundo a jusante). A disponibilidade hídrica e sua relação com a demanda, nas grandes cidades brasileiras, são analisadas na tabela 2.1. Esta comparação dá uma idéia das regiões onde a relação entre demanda e disponibilidade é crítica, como o Nordeste Oriental. Apesar de algumas regiões apresentarem valores baixos, existem também partes da bacia com condições muito críticas como o rio S. Francisco, já que os números tratam muito mais o eixo principal do que sub-bacias. Ao longo do eixo do S. Francisco existe água para atendimento de demandas, apesar dos conflitos de uso da água, no entanto, distante do rio principais, as sub-bacias do médio e baixo rio apresentam valores muito baixos de disponibilidade.

2.1.2 Abastecimento de água

O sistema de abastecimento de água é constituído de três componentes: manancial ou fonte de água, estação de tratamento de água e rede de distribuição na cidade. A fonte pode ser superficial ou subterrânea (item anterior). Cerca de 35% da população brasileira é abastecida por meio de mananciais subterrâneos, geralmente em cidades pequenas, pois a vazão retirada dos aquíferos não é física e economicamente capaz de atender grandes cidades.

O uso mais freqüente da água é o abastecimento proveniente de mananciais superficiais, pois esses apresentam maior vazão disponível e menor custo de obtenção da água que os mananciais subterrâneos. Um milhão de pessoas necessitam da ordem de 3 m³/s para o seu abastecimento. Uma bacia hidrográfica com 300 km² de área, como reservatório para regularizar a vazão, seria suficiente para atender essa demanda. A região Metropolitana de São Paulo utiliza cerca de 67 m³/s de água tratada. A água é levada da fonte para uma estação de tratamento (ETA – Estação de Tratamento de Água) onde são retiradas as impurezas, para garantir padrões adequados ao uso humano. A partir da ETA, a água é distribuída na cidade pela rede subterrânea de condutos de água. Dependendo da cidade poderão existir várias ETAs que alimentam diferentes redes. Próximo as ETA existem reservatórios de água que permitem armazenar água tratada e regularizar o atendimento da demanda da cidade, que varia diária e semanalmente.

Tabela 2.1 Relação entre disponibilidade e demanda das grandes bacias brasileiras (MMA, 2006)

DIVISÃO HIDROGRÁFICA NACIONAL	Q95+Qreg (m ³ /s)	DEMANDA (m ³ /s)	RELAÇÃO DEMANDA/ DISPONIBILIDADEI	CLASSE2
Amazônica	73.748	47	0,06%	Excelente
Atlântico Leste	320	68	21,25%	Crítica
Atlântico Nordeste Ocidental	328	15	4,57%	Excelente
Atlântico Nordeste Oriental	118	170	144,07%	Muito crítica
Atlântico Sudeste	1.185	168	14,18%	Preocupante
Atlântico Sul	624	240	38,46%	Crítica
Paraguai	785	19	2,42%	Excelente
Paraná	12.143	479	3,94%	Excelente
Parnaíba	595	19	3,19%	Excelente
São Francisco	5.101	166	3,25%	Excelente
Tocantins-Araguaia	8.763	55	0,63%	Excelente
Uruguai	899	146	16,24%	Preocupante

Observação: (1) A razão entre a vazão de retirada para os usos consuntivos e a disponibilidade hídrica (em rios sem regularização, a vazão de estiagem (vazão com permanência de 95%); em rios com regularização, a vazão regularizada somada ao incremento de vazão com permanência de 95%). (2): Critério de severidade adotado pela European Environmental Agency para vazões médias, em função do percentual entre demanda e disponibilidade – até 5%, excelente; entre 5% e 10%, confortável; de 10 a 20%, preocupante; de 20% a 40%, crítica; acima de 40%, muito crítica.

Fonte: Agência Nacional de Águas, Disponibilidade e Demandas de Recursos Hídricos no Brasil. Brasília: Maio de 2005
Adaptado por SRH/MMA, 2005

A cobertura da população com água tratada no Brasil é cerca de 92,4% (IPEA,2002), com maior proporção nas áreas urbanas. O serviço é realizado por empresas municipais, estaduais ou privadas, mas o direito de concessão do serviço pertence ao município. Deve-se fazer uma distinção importante entre o direito da água que é público e a concessão para prestar o serviço de coleta, tratamento e distribuição da água que pode ser público ou privado. São 10% as cidades com serviços privatizados. As empresas estaduais representam cerca de 82% da população atendida para abastecimento. O restante são empresas municipais e privatizadas (IPEA,2002).

Os serviços de água possuem alguns indicadores importantes que são: consumo médio por pessoa e a proporção de água perdida na rede de distribuição. Estes indicadores permitem avaliar o uso racional da água e estão interligados. Na tabela 2.2 é possível visualizar estes indicadores para alguns países. Na tabela 2.3 pode-se observar o consumo médio de uma residência. Na medida que a população se urbaniza o consumo por pessoa aumenta, principalmente com o uso dos equipamentos existentes nas residências: máquina de lavar roupa e louça, irrigação de grama, que aumentam o consumo. Em países desenvolvidos o consumo é alto na América do Norte devido ao consumo excessivo para jardins.

Em muitas cidades da América do Sul os serviços de água possuem problemas crônicos, com perda de água na distribuição e falta de racionalização de uso da água doméstico e industrial. As cidades perdem de 30 a 65% da água colocada no sistema de distribuição (a média brasileira é de 39%). Estas perdas são a soma de perda física na rede de distribuição somada à quantidade de água que a companhia não consegue cobrar, quando a água é retirada de forma clandestina. Quando ocorre falta de água, a tendência é buscar novos mananciais, sem desenvolver ações racionais para reduzir as perdas.. Como existe monopólio de serviços é possível transferir para o custo as ineficiências operacionais.

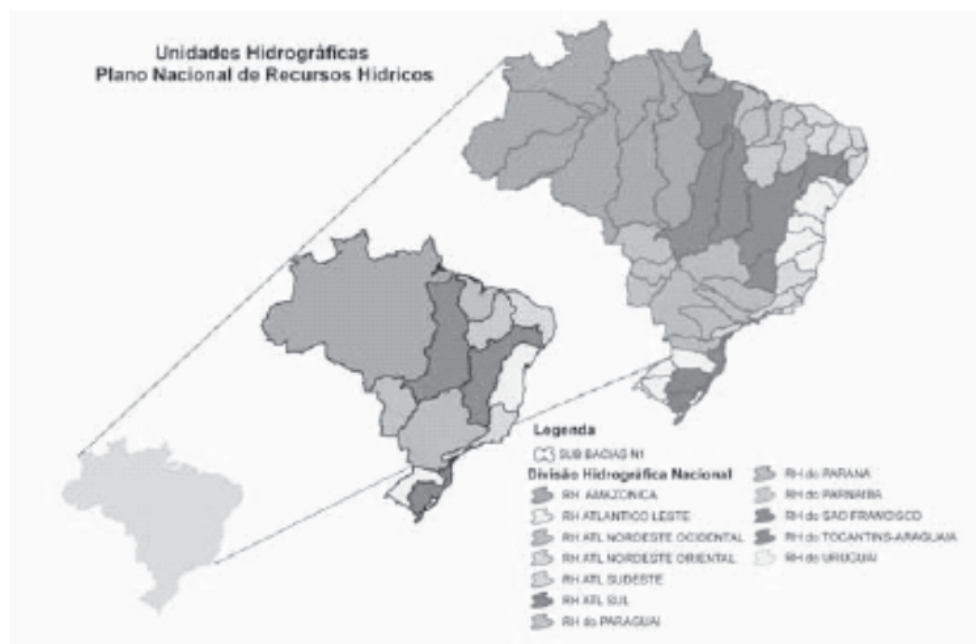


Figura 2.3 Unidades Hidrográficas de Planejamento no Brasil (MMA ,2006)

Tabela 2.2 Valores de consumo e perdas na rede (World Bank, 1996).

Local	Ano	Consumo litros/pessoa/dia	Perdas na rede %
Brasil (média)		200	39
Brasília	1989	211	19
São Paulo	1988/1992	237	40
S. Catarina	1990	143	25
Minas Gerais	1990	154	25
Santiago	1994	204	28
Bogotá	1992/1991	167	40
Costa Rica	1994	197	25
Canadá (média)	1984	431	15
USA (média)	1990	666	12
Tóquio	1990	355	15

Na tabela 2.4 é apresentado um exemplo de racionalização. Na cidade de Las Vegas foram criados subsídios para a troca do uso de grama para vegetação mais adaptada ao deserto, ou seja, com baixo consumo água. A cidade de Denver não conseguiu aprovação para a construção de novas barragens para atender ao aumento da demanda de água, e foi obrigada a racionalizar seu uso e comprar direitos de uso de agricultores.

O *abastecimento animal* é importante principalmente na área rural onde se concentra a maior parte dos rebanhos. No Brasil, como a maioria dos rebanhos não é confinada, não existem sistemas de coleta e distribuição, mas locais específicos para que os animais possam beber. Cerca de 93% do consumo animal é devido ao rebanho bovino, sendo que o maior rebanho de gado está no Centro-Oeste.

Tabela 2.3 Consumo de água residencial estimado (fonte: Ana e www.uniagua.org.br)

Tipo	Com relação ao total %	Volume m ³ /mês
Lavatório	11,7	3,6
Bacia	14,0	4,32
Chuveiro	46,7	14,4
Torneiras de uso geral	4,8	1,5
Máquina de lavar roupa	8,2	2,52
Misturador cozinha	14,6	4,5
Totais	100	30,84

(*) equivalente a 4 pessoas numa habitação, o que resulta 257 l/dia/pessoa.

Tabela 2.4 Racionalização do Uso da Água (Martindale e Gleick, 2001)

A cidade de Nova York no início dos anos 90 teve uma crise de abastecimento de água e necessitava aumentar sua oferta de água. A cidade necessitava de mais 90 milhões de galões de água a cada dia (340 milhões de m³), cerca de 7% do uso total da cidade. A alternativa era gastar mais US \$ 1 bilhão para bombear água do rio Hudson, mas a cidade optou pela redução da demanda.

Em 1994, foi iniciado um programa de racionalização, com investimento de US \$ 295 milhões, para substituir 1/3 de todas as instalações dos banheiros da cidade. Cada banheiro utilizava dispositivo que consumia cerca de 5 galões para descarga, tendo sido substituído por um dispositivo de 1,6 galão. Em 1997, quando o programa terminou 1,33 milhão de dispositivos foram substituídos em 110.000 edifícios com 29% de redução de consumo de água por edifício, reduzindo o consumo de 70 a 90 milhões de galões por dia.

O abastecimento de água das cidades atende residências, comércio e indústria. Algumas indústrias de maior porte possuem sistema de abastecimento próprio. O uso industrial depende do seu processo de produção. Muitas indústrias utilizam água no sistema de limpeza ou para refrigeração. Uma parcela é consumida por evaporação e a parcela maior retorna com carga poluente do sistema de limpeza, que necessita ser tratado antes de ser disposto no rio. Atualmente existe uma demanda importante de reuso da água industrial visando reduzir o impacto quantitativo e qualitativo dos efluentes. O reuso da água na indústria busca os seguintes fatores de sustentabilidade e consumo: (a) reduzir o consumo de água; (b) diminuir o retorno de efluentes¹⁵ para o sistema fluvial; (c) diminuir os custos finais do uso e tratamento da água.

O consumo da água é reduzido pela reciclagem do seu próprio efluente ou por aprimoramento dos processos industriais que diminuem a demanda necessária. A sustentabilidade do retorno dos efluentes ocorre quando o mesmo é tratado ou reciclado, eliminando a poluição sobre o sistema fluvial.

¹⁵ Efluente é a vazão de saída do sistema.

Existem várias medidas de racionalização do uso da água que integram os principais usos consuntivos. Estas medidas podem atuar sobre o consumo, sobre as perdas no sistema de distribuição e no reuso. O consumo pode ser reduzido pelo uso de equipamentos adequados e educação (veja exemplos acima). As perdas na distribuição envolvem o uso de tecnologia, uso de materiais adequados e recuperação das redes existentes. O reuso pode ser: *indireto*, quando a água já usada, uma ou mais vezes para uso doméstico ou industrial, é descarregada nas águas superficiais ou subterrâneas e utilizada novamente; *direto*, quando há uso planejado e deliberado de esgotos tratados para irrigação, uso industrial, recarga de aquíferos, obtenção água potável e *reciclagem interna*, que é o reuso de água internamente a instalações industriais, para economizar água e controlar a poluição.

2.1.3 Irrigação

A irrigação é utilizada na agricultura para suprir de água a planta nos períodos de pequena precipitação, quando a evapotranspiração da planta é alta devido à radiação solar. Se isto não ocorre a planta não se desenvolve e pode morrer ou ficar pequena, diminuindo a quantidade de grãos produzidos. A irrigação é a garantia de produtividade agrícola, independente da pluviosidade de um determinado ano. O uso da irrigação depende da disponibilidade de água e da relação entre o benefício de irrigar e seu custo de implantação e operação. A irrigação pode ser realizada por inundação (como no arroz, no Sul). Este tipo de irrigação é ineficiente porque uma parte alta da água retorna para a atmosfera. A irrigação também pode ser realizada por canais de água que chegam às áreas de plantio (gravidade); por *aspersão* onde a água chega por condutos e depois é distribuída por jatos de água (pivot central, sistemas autopropelidos); por *gotejamento* onde cada planta recebe somente a quantidade de água necessária para evapotranspirar. Este último é o método mais eficiente, mas tem custos maiores de implementação.

Tanto em nível mundial como no Brasil, o grande consumidor de água é a agricultura (próximo de 70%). Um hectare de irrigação de arroz por inundação pode consumir o equivalente ao abastecimento de 800 pessoas na cidade. As tecnologias modernas em irrigação podem reduzir o consumo da água em 50%, comparadas aos métodos tradicionais. Nos Estados Unidos resultados mostraram que com novas tecnologias pode-se reduzir 30 a 70% do consumo de água com aumento de 20 a 90% na produção comparadas aos tradicionais métodos de inundação (Unesco, 1999). A região semi-árida brasileira (cerca de 10% do território brasileiro) tem um grande desafio de sustentabilidade, considerando que a evapotranspiração chega até 3500 mm anuais para precipitação da ordem de 250 a 600 mm. As formações geológicas locais também não favorecem o desenvolvimento de aquíferos. Esse é o caso do Ceará, onde o aquífero praticamente não existe, pois tem cerca de 60% do seu território com formação cristalina. Em muitas regiões, como no sertão Pernambucano, a água do sub-solo é salobra, o que inviabiliza seu uso sem dessalinizadores. O semi-árido necessita de um volume de água suficiente para regularizar a disponibilidade nos anos críticos, mas quando o tempo de residência¹⁶ do reservatório é alto (volume muito grande com relação à vazão de entrada), a renovação de volume é pequena e existe tendência à salinização.

A água é fator essencial de desenvolvimento rural no Nordeste, onde a viabilidade do desenvolvimento econômico depende, muitas vezes, da disponibilidade de água. Existe expansão de empreendimentos voltados para a fruticultura irrigada, que apresenta adequada rentabilidade econômica. Esse processo se desenvolve na vizinhança do rio São Francisco, área em que a disponibilidade hídrica é maior, enquanto que nas áreas distantes dos rios perenes persiste uma agricultura de subsistência que sofre freqüentes perdas. Para estas áreas várias técnicas tem sido

¹⁶ Tempo de residência é a relação entre o volume do reservatório e sua vazão, representando o tempo médio que reservatório leva para renovar seu volume.

utilizadas, como barragens de enrocamento¹⁷ e subterrâneas, com relativo sucesso, mas é necessário criar maior conhecimento tecnológico para um manejo adequado destas técnicas locais. Foram desenvolvidos vários programas de cisternas¹⁸ no Nordeste com a forte participação de ONGs. Um dos problemas é o processo político-assistencialista como o uso do caminhão de abastecimento de água (caminhão pipa).

Nas regiões Sul e Sudeste, o uso da irrigação ainda depende de redução do custo dos projetos de irrigação para a maioria das culturas, à exceção do arroz por inundação, no Sul. Grande parte do setor agrícola prefere assumir os riscos, que ocorrem somente em alguns anos, do que o investimento em irrigação. No entanto, na irrigação do arroz existem conflitos do uso da água na bacia do rio Uruguai e ambientais na região da lagoa Mirim. Existe um conflito natural entre o uso da água para agricultura e o abastecimento humano em algumas regiões brasileiras, principalmente quando a demanda é muito alta, como na irrigação de arroz por inundação. A solução desse tipo de conflito passa pelo aumento da eficiência dos sistemas de irrigação e pelo gerenciamento adequado dos efluentes agrícolas quanto à contaminação.

A evolução da área de irrigação na década de 90 no Brasil foi de cerca de 20%, chegando na virada do século em 3 milhões de hectares. A sua relação com a área plantada ainda não é muito grande, já que a proporção de área irrigada com relação a área total plantada é de 16%, representando 35% da produção (MMA,2006).

2.1.4 Energia Elétrica

A energia elétrica pode ser produzida pela dinâmica da água, quando passa por turbinas. A potência de energia, que é a capacidade de produzir energia é medida em MWh¹⁹ e depende de duas variáveis hídricas: a vazão e a diferença de nível entre o reservatório e o rio depois da barragem (figura 2.4).

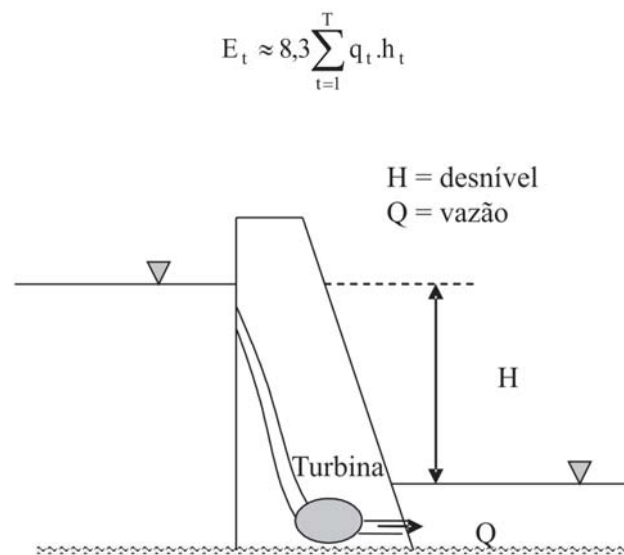


Figura 2.4 Usina Hidrelétrica.

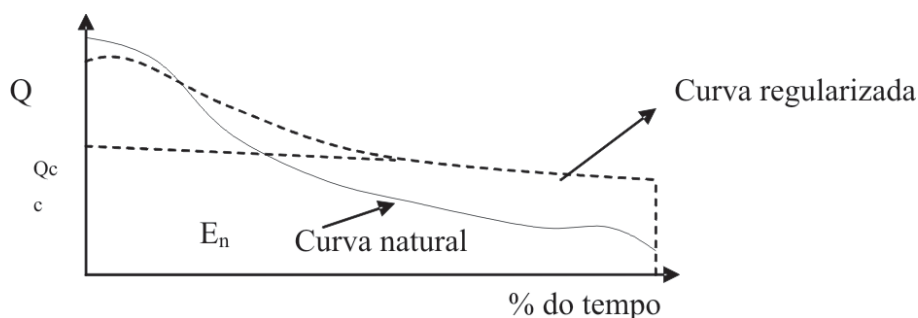
¹⁷ Barragens de enrocamento são construídas de até 2 m de altura, acumulam sedimentos e dentro dos sedimentos fica a água, utilizada para uso local. Geralmente representam pequenos volumes;

Barragem subterrânea é construída impedindo o escoamento subterrâneo de escoar por meio de valas que são impermeabilizadas com plástico. A água retida no sub-solo é utilizada de forma local. Caso não seja utilizada pode salinizar.

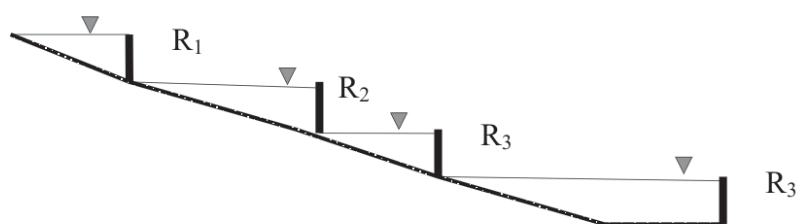
¹⁸ A cisterna é um sistema de armazenamento da água em poços. A água é coletada do telhado das casas nos dias de chuva e direcionada para o poço,

¹⁹ MWh = Mega Wats-hora, Mega = 1 milhão e wats é uma medida de energia. Uma residência com 4 pessoas consumo por mês da ordem de 250 a 400 kWh

A energia elétrica é distribuída pelas regiões do Brasil por meio de linhas de transmissão que saem das Usinas Hidrelétricas e chegam aos centros consumidores de energia. Como existe risco de falta de vazão, mesmo com os reservatórios, existem termoelétricas que complementam a produção ou podem ser ligadas quando os reservatórios estiverem com pouco volume de água. As termoelétricas podem gerar energia a partir de carvão, óleo combustível ou gás. Além disso, existem outros tipos de energia alternativos como eólica (a partir da energia do vento), solar (a partir da radiação solar) e bio-combustível. Estas alternativas ainda são mais caras que a produção hidrelétrica e são utilizados para pequena demanda.



a- curva de permanência e energia



B – Cascata de empreendimentos

Figura 2.5 Características dos empreendimentos hidrelétricos

A potência de uma Usina é dada geralmente em MWh, que é a sua capacidade máxima de geração, quando todas as turbinas estão funcionando, o reservatório está com suas variáveis de projeto: queda e vazão. A geração é dada em GWh ou MWh médios. O primeiro é o total de horas multiplicados pelo MWh gerado no período, o que permitir obter a energia gerada. MWh médio é obtido pela média deste valor no período. O preço da energia geralmente é comercializado por MWh na geração, onde a transmissão recebe uma parcela e a distribuição outra parcela. Na tabela 2.5 é apresentada a distribuição de custo de uma conta residencial com consumo de 515 KWh mensal.

Tabela 2.5 Distribuição de dos custos de uma conta de 515Kwh no mês no RS.

Itens	Valor (R\$)	Proporção do custo total(%)
geração	66,58	26,9
transmissao	10,64	4,3
distribuição	66,99	27,0
encargos setoriais	15,49	6,3
impostos	88,04	35,5
Totais	247,74	100

No setor energético, o país tem matriz de energia elétrica baseada em hidrelétrica (veja o capítulo seguinte). Em termos mundiais, o Brasil é um dos grandes produtores mundiais de energia hidrelétrica com 10% da produção mundial. O sistema, mesmo com o período de vazões altas, está no limite de atendimento da demanda. Considerando que períodos longos climáticos abaixo e acima de determinados patamares podem ocorrer, o sistema, dessa forma, apresenta forte dependência da climatologia.

Silveira e Guerra (2001) avaliaram a crise de energia atual do setor elétrico e mostraram que os investimentos no setor entre 1985 e 1995 foram inferiores à demanda o que resultou no rebaixamento do reservatório equivalente do sistema Sudeste Centro Oeste.

A ampliação da capacidade depende de dois componentes principais: (a) capacidade de investimento do estado e a atratividade para o setor privado; (b) Num arranjo²⁰ de aproveitamentos hidrelétricos existem vários aproveitamentos de queda (pequeno volume) e apenas um ou dois de regularização (grande volume). Nos últimos anos devido aos impactos no deslocamento de pessoas (aspectos sociais) e aos impactos ambientais, os reservatórios de regularização não estão sendo construídos, o que aumenta ainda mais o risco climático do sistema com um todo. Neste cenário a tendência é de menor crescimento da energia firme²¹ com relação a capacidade instalada²². O reservatório equivalente que permite a regularização da água entre anos está diminuindo na sua relação com a capacidade instalada, aumentando o risco de falta de água para geração.

2.1.5 Navegação

O transporte de cargas e de pessoas pelos rios e mares é histórico, já que no passado, quando não existiam ferrovias e rodovias todo o transporte era pelos rios, lagos e mares. Com o desenvolvimento de estradas e ferrovias e aumento das cargas as ferrovias e rodovias aumentaram, fazendo uma maior conexão entre estes sistemas. O menor custo de transporte de cargas é das hidrovias, mas também necessita de maior investimento inicial de manutenção do calado através da dragagem. Os barcos foram crescendo de tamanho, permitindo transportar maior carga, mas necessitam maior calado²³ do rio. A profundidade do rio necessita de vazão para ser mantida. Para que seja possível ter um período maior de transporte são construídas barragens para manter o nível mais alto e permitir o transporte.

Para que os barcos possam trafegar entre as barragens são construídas eclusas, que são elevadores de barcos que permitem que os mesmos desçam ou subam de um nível para outro entre as barragens. Um barco que trafega numa via depende do conhecimento do nível de água para conhecer o calado. Existe uma relação direta entre a carga, o nível de água e calado. Maior carga exige maior calado, portanto a previsão de nível para navegação no período de estiagem é importante para viabilizar o tráfego. Associado a essas questões está o movimento dos sedimentos de fundo dos rios, que podem reduzir o calado ao longo do tempo e provocar encalhe dos barcos. O custo de manutenção de uma via de navegação pode ser alto em função da quantidade de sedimentos que entra no rio e é transportado pelo escoamento. Os sedimentos são transportados por arraste no fundo e, em suspensão na água. A manutenção da via envolve a permanente dragagem do canal de navegação.

O Brasil possui 42 mil km de extensão fluvial, dos quais 28 mil km são navegáveis e 14 poderão se tornar navegáveis em função de obras complementares (MMA, 2006). Atualmente a navegação interior (rios) é ainda limitada, concentrando-se no rio Tietê, no Sul no rio Taquari-Jacuí e Lagoa dos Patos e em alguns rios da região Norte (onde a rede de estradas e ferrovias é precária) como o rio Amazonas. As dificuldades maiores estão relacionadas com os investimen-

²⁰ Arranjo hidrelétrico é como se distribuem as Usinas hidrelétricas numa bacia em termos de capacidade de geração e volume.

²¹ Energia firme é a energia garantida pela Usina Hidrelétrica que poderia ser produzida por uma termoelétrica. Este conceito tem sido substituído no setor elétrico pela Energia garantida de 95%, que é a energia correspondente a probabilidade anual de déficit igual a 5% (Kelman et al, 1999).

²² Capacidade instalada é o máximo de energia que uma Usina pode produzir

²³ Calado é a profundidade do rio necessária para que o barco possa trafegar sem encalhar.

tos necessários a manutenção das vias e a logística dos sistemas de transporte. O crescimento da produção agrícola brasileira, que passou de 100 milhões de toneladas de grãos (previsão de 132 milhões de grãos para 2004, representando 8% da produção mundial) está exigindo meios mais eficientes de transportes, já que está concentrado basicamente no transporte rodoviário de conhecida baixa eficiência econômica se comparado com o ferroviário e a navegação. Observa-se um maior transporte de grãos, através dos rios da Amazônia (rio Madeira), da safra de grãos do Mato Grosso (que é um dos maiores produtores de grãos do país e que apresentou o maior crescimento em 2003), saindo próximo do Atlântico Norte.

Na figura 2.6 podem-se observar as vias de navegação da bacia do rio da Prata. Os trechos brasileiros ocorrem no rio Paraguai entre Cáceres e a divisa no rio Apa com fluxo até o Oceano Atlântico e o segundo na Paraná – Tietê que não possui conexão com o restante devido a falta de eclusa em Itaipu. A navegação do rio Uruguai no território brasileiro é desprezível. A seguir é apresentado um resumo das duas vias importantes:

Paraguai – Paraná: Esta é uma hidrovia de 3.600 km, de Nova Palmira, próximo da costa no rio da Prata até Cáceres no Brasil, no rio Paraguai. Para permitir maior navegação na hidrovia estão previstas várias obras em toda a via. Atualmente existe um projeto de ampliação do calado que tem gerado muita controvérsia. O projeto estabelece: (a) de Santa Fé (Argentina) até Assunção (Paraguai) largura de 100 m e 3m de calado; (b) de Assunção até Corumbá 90m de largura e 2,6 m de calado; (c) de Corumbá a Cáceres foram propostas várias obras que resultaria em calado de 1,5 a 1,8 m.

A maior preocupação é o impacto ambiental das obras do canal do rio Paraguai sobre o Pantanal. As obras aumentarão a capacidade de escoamento do rio, aumentando também a vazão e reduzindo a quantidade de sedimentos e o volume de água para as áreas de inundação. Esta redução de volume de água e sedimentos, que são os alimentos da fauna e flora dessas lagoas poderá cair ainda mais nos anos de estiagem, resultando em alterações definitivas neste meio ambiente. As principais questões deste problema são: (a) as alterações do leito de navegação modificarão as condições de tal forma que os volumes da várzea de inundação serão reduzidos? (b) como essas condições podem afetar a área de inundação numa seqüência de anos secos? Para responder a estas questões são necessárias informações físicas adequadas dos rios e das áreas de inundação, condições de troca de fluxo e evapotranspiração e a variabilidade do fundo móvel do rio ao longo das vazões naturais.

Paraná-Tietê: o sistema atualmente permite o transporte principalmente através do rio Tietê, mas tem a potencialidade de interligar a região mais desenvolvida do Brasil ao restante do Mercosul como mostra a figura 2.6. O Estado de São Paulo representa cerca de 33% do PIB Brasileiro e os estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul são os maiores produtores na agropecuária do país. O que dificulta a ligação entre as vias é a falta de eclusa em Itaipu.

2.1.6 Usos Múltiplos e Conflitos

O uso da água para mais de uma finalidade é o que se chama de uso múltiplo. A construção de um reservatório para produção de energia, que também supre de água uma cidade e a irrigação da área rural é um projeto de uso múltiplo que pode distribuir seus custos e benefícios. No entanto, existem usos que devido às necessidades de água podem ser conflitantes.

Exemplos:

(a) O uso excessivo de água para irrigação e retirada do rio e reservatório pode diminuir a geração de energia, apesar das vazões utilizadas na geração energia serem muito maiores que para irrigação. Isto também poderia ser mencionado no caso de abastecimento de água, mas ainda mais aqui os volumes são muito diferentes e o consumo de abastecimento humano, industrial e irrigação geralmente são pequenos se comparados com o uso na energia. No entanto, o somatório destes usos pode ser alto. O setor elétrico utiliza as séries de vazões

naturais para determinar a capacidade e produção de energia. Esta série de vazões naturais é obtida por sub-bacia retirando as perdas dos usos consuntivos: abastecimento humano, animal e industrial e a irrigação e o efeito dos reservatórios. Esta metodologia é definida pela ONS Operador Nacional do Sistema; (b) O uso da energia e a proteção contra a inundação. O reservatório de energia procura manter os níveis os mais altos possíveis para gerar o máximo de energia. Para minimizar as inundações o reservatório que fica rio acima de uma área de inundação necessitaria ficar o mais vazio possível para amortecer a inundação. Desde 1979 os reservatórios de energia necessitam deixar, no período chuvoso, um volume de espera (rebaixar o nível) para amortecer inundações. Esta é uma das formas encontradas para compatibilizar usos conflitantes; (c) um reservatório de energia que opera para atender a demanda de ponta²⁴ faz com que os níveis e vazões rio abaixo do reservatório variem muito durante o dia e nos finais de semana. Esta flutuação é prejudicial para navegação e para a retirada de água para abastecimento e irrigação; (d) conflito entre uso da água para abastecimento de água e irrigação. Este é um cenário freqüente em várias regiões brasileiras que tem levado a crise entre usuários, apesar da lei dar preferência ao uso humano, é comum a existência de um grande número de pequenas barragens que retêm toda a água em propriedades rurais para o uso agrícola. No período seco ocorre o evidente conflito pela falta de água para abastecimento. Em regiões do Nordeste e na fronteira Sul do Brasil em região de irrigação de arroz são freqüentes estes conflitos.

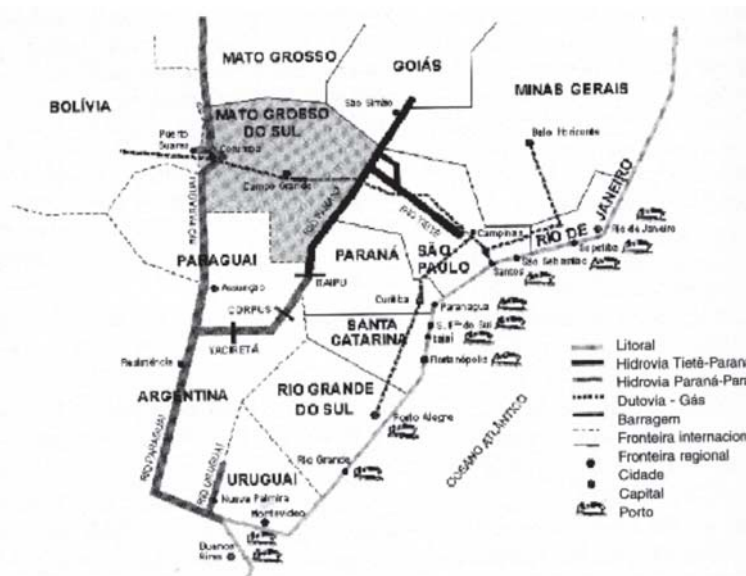


Figura 2.6 Hidrovias do Mercosul (Brighetti e Santos, 1999)

2.2 Impactos dos Usos da Água

Os principais impactos sobre os sistemas aquáticos podem ser classificados em função das suas causas principais devido aos usos da água e do solo.

Os impactos devido aos usos da água são nos seguintes grupos:

- Efluentes domésticos, industrial e pluvial das cidades;
- Águas pluviais de áreas agrícolas contaminados por pesticidas e erosão do solo;
- Efluentes de criação de animais como aves e suínos;
- Efluentes de mineração;
- Impacto sobre sistemas hídricos devido a obras hidráulicas como de barragens para hidrelétricas, irrigação, abastecimento de água, navegação e recreação;
- Alteração dos sistemas hídricos como rios e lagos.

Os impactos dos usos do solo geralmente estão relacionados com o seguinte:

²⁴Energia de ponta é aquela que varia com a demanda, portanto sofre flutuações de dia e de noite, final de semana e durante a semana, em função do maior ou menor uso da energia.

- Erosão e sedimentação devido a práticas agropecuárias, urbanização, mineração, ou infra-estruturas como estradas, pontes, diques, etc;
- Desmatamento e reflorestamento;
- Urbanização;
- Queima de matas e florestas;
- Impacto sobre as águas devido à mineração.

Geralmente os impactos são resultados dos usos da água ou do uso do solo pela população. Também podem ocorrer impactos devido a causas naturais, como o aumento da carga de matéria orgânica no início do período chuvoso no Pantanal, que produz alta demanda de oxigênio nos rios e a morte de peixes. Neste texto, o destaque dos impactos se refere aos antrópicos, ou seja, devido a atividade humana.

Parte importante dos impactos citados acima foi destacada no capítulo 1, principalmente aqueles que atuam sobre o ciclo hidrológico como o desmatamento e uso do solo urbano e rural. Alguns destes elementos serão destacados também aqui.

2.2.1 Impacto do desenvolvimento urbano

A população urbana brasileira é de 83% do total, neste cenário foram geradas grandes metrópoles na capital dos Estados brasileiros. Estas regiões metropolitanas (RM) possuem um núcleo principal e várias cidades circunvizinhas. A taxa de crescimento na cidade núcleo da RM é pequena enquanto que o crescimento da periferia é muito alto. Este processo também ocorre em cidades que são pólos regionais de desenvolvimento. Cidades acima de 1 milhão crescem a uma taxa média de 0,9 % anual, enquanto os pólos regionais de população entre 100 e 500 mil, crescem as taxas de 4,8% (IBGE, 1998). Portanto, todos os processos inadequados de urbanização e impacto ambiental que se observaram nas RMs estão se reproduzindo nessas cidades de médio porte.

O crescimento urbano tem sido caracterizado por expansão irregular da periferia com pouca obediência da regulamentação urbana relacionada com o Plano Diretor e normas específicas de loteamentos, além da ocupação irregular de áreas públicas por população de baixa renda. Essa tendência dificulta o ordenamento das ações não-estruturais do controle ambiental urbano.

Os principais problemas relacionados com a ocupação do espaço podem ser resumidos no seguinte:

(a) expansão irregular que ocorre sobre as áreas de mananciais de abastecimento humano, comprometendo a sustentabilidade hídrica das cidades;

(b) À medida que a população aumenta e se concentra em áreas urbanas, explora ao limite a disponibilidade hídrica, produz efluentes sanitário, industrial e pluvial;

(c) Os efluentes não são tratados, inviabilizando o uso da água dos rios (Ciclo de contaminação). Mesmo nas regiões com grande disponibilidade hídrica como a cidade de São Paulo, observa-se permanente racionamento da água, já que após o seu uso a água retorna contaminada aos rios, inviabilizando os mananciais próximos;

(c) as áreas urbanas são impermeabilizadas e o escoamento dos pequenos riachos canalizados. O resultado deste processo é o aumento da erosão do solo (figura 2.7) e aumento da magnitude e frequência da ocorrência das inundações com grandes prejuízos. A impermeabilização e a canalização aumenta a vazão de 6 a 7 vezes com relação as condições naturais para uma inundação média (veja item 1.7).



Figura 2.7 erosão do solo devido ao aumento da velocidade da água pelos condutos e áreas impermeáveis.

A água de abastecimento humano retorna na forma de esgoto sanitário ao sistema fluvial com baixa taxa de tratamento. Apenas 15% do esgoto doméstico brasileiro é tratado (não existe avaliação da redução da carga ou a eficiência deste tratamento). A disposição do esgoto ocorre no solo por meio de fossas (contaminando o aquífero) ou pela coleta e despejo nos rios. No caso das fossas o risco de proliferação de doenças é alto quando o próprio aquífero é utilizado para abastecimento. Em algumas cidades onde o solo é argiloso e não existe rede de coleta, o esgoto escoo pelas ruas (cenário medieval), conferindo maiores riscos ainda de doenças. Quando a fossa esgota a sua capacidade por falta de manutenção ou, em períodos chuvosos, quando o lençol freático sobre o esgoto escoo pelas ruas ou pela drenagem. Nas cidades onde existe rede de pluviais, o excedente e o esgoto são enviados pela rede de pluviais para os rios próximos da cidade. No Brasil, o investimento tem sido principalmente em redes de coleta que levam o esgoto ao rio sem tratamento, apenas afastando de perto das pessoas o esgoto, sem que a solução de tratamento seja realizada, agravando o impacto ambiental local, pois concentra o esgoto que antes estava distribuído de forma difusa. Da mesma forma, em algumas cidades quando a rede de coleta chega, a população resiste em se ligar à rede (terá que pagar pelo serviço), com a justificativa de que possui fossa, ficando redes e estações de tratamento com baixa eficiência.

Na tabela 2.6 abaixo é apresentada a distribuição da população, por município. No Brasil, há 30 municípios com população acima de 500 mil habitantes, que representam também as cidades que geram maior carga poluente. Algumas das maiores cidades brasileiras, como São Paulo, Curitiba e Brasília estão localizadas na cabeceira dos formadores do rio Paraná. A população total destas cidades é de 20 milhões de habitantes, representando uma carga potencial, antes do tratamento, de 1000 ton de DBO por dia. Além das cargas urbanas deve-se considerar as carga industrial e pluvial destas mesmas cidades. A carga orgânica doméstica remanescente na região da bacia do Paraná é de 2.179 t DBO5/dia (34,1% do total do País) e se concentra principalmente no Tietê (48 % do total), onde se localiza a Região Metropolitana de São Paulo.

Observa-se grande carga não-tratada de esgoto das cidades sendo jogada *in natura* nos rios, sem que as cidades sejam responsabilizadas pelo dano ambiental resultante. No caso dos impactos industriais este controle tem sido maior.

A qualidade da água pluvial é resultado da lavagem das superfícies urbanas, trazendo consigo a poluição aérea que se depositou, sólidos gerados pela população e pela erosão. Na tabela 2.7 são apresentados valores típicos de qualidade da água pluvial em algumas cidades, incluindo a presença de metais no escoamento pluvial.

Tabela 2.6 Distribuição da população urbana brasileira por município (Tucci,2005)

Classificação dos municípios P = população	Número de municípios	Proporção do total %	População Em milhões	% da população
P > 500 mil	30	0,54	45,257	27,25
100 < P < 500 mil	192	3,49	39,337	23,68
20 < P < 100	1224	22,23	48,155	28,99
P < 20 mil	3061	73,74	33,363	20,08
Total	5507	100	166,112	100

Os dois tipos principais de resíduos são os *sedimentos* gerados pela erosão do solo devido ao efeito da precipitação e do sistema de escoamento e os *resíduos sólidos* produzidos pela população. A soma destes dois componentes é chamada de *sólidos totais*.

No desenvolvimento urbano são observados alguns estágios distintos da produção de material sólido na drenagem urbana (T_{dr}), que são os seguintes:

(a) *estágio de pré-desenvolvimento*: a bacia hidrográfica naturalmente produz uma quantidade de sedimentos transportada pelos rios devido às funções naturais do ciclo hidrológicos;

Tabela 2.7 Valores médios de parâmetros de qualidade da água de pluviais (mg/l) algumas cidades

Parâmetro	Durham ¹	Cincinnati ²	Tulsa ³	P. Alegre ⁴	APWA ⁵	
					Min	Max
DBO		19	11,8	31,8	1	700
Sólidos totais	1440		545	1523	450	14.600
PH		7,5	7,4	7,2		
Coliformes (NMP/100ml)	23.000		18.000		55	
Ferro	12			30,3		
Chumbo	0,46			0,19		
Amônia		0,4		1,0		

1 - Colson (1974); 2 - Weibel et al. (1964); 3 - AVCO (1970); 4 - Ide (1984); 5 - APWA (1969)

(b) *estágio inicial de desenvolvimento urbano*: quando ocorre modificação da cobertura da bacia, pela retirada da sua proteção natural, o solo fica desprotegido e a erosão aumenta no período chuvoso, aumentando também a produção de sedimentos. Exemplos desta situação são: enquanto um loteamento é implementado o solo fica desprotegido; ruas sem pavimento; erosão devido ao aumento da velocidade do escoamento a montante por áreas urbanizadas; na construção civil por falta de manejo dos canteiros de obras áreas onde ocorre grande movimentação de terra. Todo esse volume é transportado pelo escoamento superficial até os rios. Nesta fase, existe predominância dos sedimentos e pequena produção de lixo;

(c) *estágio intermediário*: parte da população está estabelecida, ainda existe importante movimentação de terra devido a novas construções. Em função da população estabelecida existe também uma parcela de resíduos sólidos que se soma aos sedimentos;

(d) *estágio de área desenvolvida*: nesta fase praticamente todas as superfícies urbanas estão consolidadas, resultando uma produção residual de sedimentos em função das áreas não impermeabilizadas, mas a produção de lixo urbano chega ao seu máximo com a densificação urbana.

A produção de resíduos é a soma do total coletado nas residências, indústria e comércio, mais o total coletado das ruas e o que chega na drenagem, representada pela seguinte equação:.

$$TR = Tc + TI + Tdr$$

onde o TR é o total (em volume ou em peso) produzido pela sociedade e pelo ambiente; T_c é o total coletado, T_I total da limpeza urbana; e T_{dr} é o total que chega na drenagem.

Os resíduos produzidos pela sociedade e pelo ambiente podem ser reciclados, diminuindo o volume para ser disposto no ambiente. À medida que os sistemas de coleta e limpeza urbana se mostram ineficientes, o volume de T_{dr} aumenta, com conseqüências sobre a drenagem (devido a obstrução ao escoamento) e meio ambiente (pela sua degradação). O material

sólido urbano não coletado representa subsídio ambiental recebido pela sociedade que polui este sistema.

O volume de resíduos sólidos que chega na drenagem depende da eficiência dos serviços urbanos e de fatores como os seguintes: frequência e cobertura da coleta de lixo, frequência da limpeza das ruas, reciclagem, forma de disposição do lixo pela população e a frequência da precipitação.

A produção de lixo *coletada* no Brasil é da ordem de 0,5 a 0,8 kg/pessoa/dia. Os maiores valores encontrados são oriundos da parcela da população de maior renda e, os menores, da parcela de menor renda. O total coletado médio no Brasil em 2000 era de 125.281 toneladas, para um valor médio de 0,74 kg/hab/dia (IBGE,2002).

Em San José, Califórnia o lixo que *chega na drenagem* foi estimado em 1,8 kg/pessoa/ano. Após a limpeza das ruas, o resultado passou para 0,8 kg/pessoa/ano na rede (Larger et al, 1977). Segundo Armitage et al (1998) cerca de 3,34 m³/ha/ano é retirado das ruas pela limpeza urbana em Springs, África do Sul, sendo que 0,71 m³/ha/ano (82 kg/ha/ano) atinge a drenagem.

Neves (2005) apresentou um resumo de carga de resíduos totais na drenagem estimados em alguns países e reproduzido na tabela 2.8. Os valores variam consideravelmente em função dos outros fatores relacionados com a coleta residencial e limpeza das ruas, além do tipo de uso das áreas. No Brasil estes dados ainda são limitados.

A composição dos resíduos totais que chegam na drenagem varia de acordo com o nível de urbanização entre os sedimentos e lixo. Na última década houve um visível incremento de lixo urbano devido às embalagens plásticas que possuem baixa reciclagem. Os rios e todo o sistema de drenagem ficam cheios de garrafas tipo *pet*, além das embalagens de plásticos de todo tipo.

Tabela 2.8 Resíduos sólidos na drenagem (adaptado de Neves,2005)

Descrição da área	Peso kg/ha/ano	Volume 10 ⁻³ m ³ /ha/ano
Springs, África do Sul, 299 ha dos quais 85% é comercial e industrial e 15% é residencial.	67	0,71
Johanesburg – Centro da cidade – 8 km ² , áreas com comércio, industrial e residências.	48	0,50
Sidnei, Austrália 322,5 ha, áreas com comércio, industrial e residências.	22	0,23
Auckland – Residencial 5,2 ha Comercial 7,2ha Industrial 5,3ha	2,8 61,7% 26,1% 12,2%	0,029
Cidade do Cabo – área central com 96% de residências, 5% de área industrial e 5% de área residencial.	18	0,08

2.2.2 Impacto e sustentabilidade do desenvolvimento rural

O impacto e sustentabilidade rural estão relacionados com as condições hídricas e econômica de atividades como meio de vida da população, conservação do solo para manter a atividade ao longo do tempo e conservação do meio ambiente local e regional, transferência de impacto ao longo da bacia e seu controle pela erosão do solo e uso de pesticidas.

Sustentabilidade hídrica e econômica

A sustentabilidade do desenvolvimento rural depende da disponibilidade hídrica e da conservação ambiental. Na região Semi-Árida, a tendência é de que o uso agrícola na vizinhança dos grandes mananciais seja voltado para produtos de maior rentabilidade e, nas áreas de pouca disponibilidade de água, para agricultura de subsistência.. A fruticultura e o café em algumas regiões têm mostrado rentabilidade que tornam viáveis o investimento, principalmente pela maior número de safras em um mesmo ano. Por outro lado, esses empreen-

dimentos exigem uma regularização da água sem falhas durante períodos longos, já que o plantio é permanente. Pode-se esperar uma tendência de investimento de empresas agrícolas na região do São Francisco, com crescimento econômico da região por meio de investimentos privados.

A sustentabilidade desse processo a longo prazo dependerá do aprimoramento tecnológico. Nas áreas agrícolas fora da cobertura de disponibilidade hídrica sem riscos, onde os rios não foram perenizados, o potencial de água é pequeno, sendo pouco eficiente e conflituoso o recurso sistemático à irrigação de baixo valor agregado. De acordo com as condições atuais, o desenvolvimento se dará muito mais no sentido de buscar a sustentabilidade social da população por meio da melhora dos indicadores sociais a partir de investimentos sociais não necessariamente relacionados à água. O cenário potencial é de gradual solução de alguns problemas críticos de sustentabilidade social, por meio de investimentos externos à região, proporcionando atendimento a uma maior demanda por água para irrigação, sobretudo para a fruticultura irrigada. No Sul e Sudeste o maior risco é do plantio de sequeiro, pois períodos de secas têm influenciado de forma significativa a safra agrícola.

Impactos do uso do solo

As cargas poluentes são pontuais, decorrentes de efluentes domésticos e industriais e a poluição difusa de origem agrícola e urbana. A poluição urbana ocorre devido a lavagem das ruas e erosão urbana trazendo uma grande quantidade de poluente para os rios. A poluição de origem agrícola ocorre devido a erosão do solo (sedimentos) e o escoamento pluvial proveniente das áreas plantadas que transporta os sedimentos, nutrientes (fertilizantes) e os compostos químicos adicionados ao plantio (pesticidas). Os principais indicadores estão relacionados com: DBO, Fósforo e Nitrogênio que caracterizam os nutrientes e podem afetar as condições aquáticas quanto à disponibilidade de oxigênio e à eutrofização. Os coliformes são indicadores de contaminação por organismos patogênicos e podem ter como fontes principais os animais, além da própria população.

A erosão do solo gera áreas degradadas, que não permite a continuidade do uso agrícola, a perda de solo fértil para o plantio e transporte de sedimentos para jusante levando contaminação e assoreando o leito dos rios. O uso de prática de conservação do uso do solo procura minimizar estes impactos por meio de terraceamentos no plantio convencional. O terraceamento diminui a declividade do escoamento e reduz o ravinamento e voçorocas por erosão. O plantio direto que é o tipo de plantio que reduz o escoamento superficial, fazendo com que o mesmo ocorra pelo sub-solo, é outra prática que diminui a Erosão. Existem cuidados especiais com este tipo de plantio para evitar a erosão nos locais onde o escoamento do sub-solo entra na superfície. Dependendo da declividade dos caminhos preferenciais que se formam dentro do solo a energia do escoamento pode produzir "piping" na entrada da superfície e erosão regressiva.

A aplicação de fertilizantes pode aumentar a quantidade de nitrogênio e fósforo no escoamento para jusante aumentando o risco de eutrofização dos sistemas hídricos e contaminar as águas subterrâneas. Na tabela 2.9 são apresentados alguns valores comparativos de cargas difusas na agricultura. Uma parte destas cargas é absorvida pelo solo e culturas e outra parte escoar para jusante. Com a maciça aplicação de fertilizantes, em alguns anos o solo fica saturado e a carga maior escoar para jusante com as chuvas.

Um dos principais problemas do desenvolvimento rural no semi-árido está relacionado com a salinização. A água utilizada para a irrigação, quando não escoar por falta de um sistema de drenagem, fica submetida às altas taxas de evaporação da região que, associadas ao tipo de formação rochosa, faz com que o sal se acumule no solo, enquanto é evaporada somente água doce. Com o tempo o solo fica salinizado. Mesmo com drenagem adequada, existe a tendência ao longo do tempo de que a água de jusante se salinize em função das práticas agrícolas.

Tabela 2.9 Cargas Difusas na agricultura (Novotny, 2003)

Fonte	Nitrogênio Total Kg/(ha.ano)	Fósforo Total Kg/(ha.ano)
Precipitação (US)	5 - 10	0,05 - 0,1
Floresta	2	0,4
Campos	1,5 - 8,4	0,9 - 3,2
Agricultura	2,7 - 5	0,06 - 0,3
Retorno de irrigação	5 - 30	1 - 4

A preservação das matas ciliares e de áreas que apresentam grandes declividades, são ações importantes para evitar que se instale uma excessiva erosão do solo. Nas regiões em que o agricultor é mais bem treinado e, em que há uma ação mais presente da extensão rural, os grandes desafios que se colocam serão o controle da ocupação dos limites da Amazônia e o desenvolvimento do Cerrado que, exposto à frequentes queimadas, vem sendo transformado em pasto e/ou área de plantio. Estas condições alteram totalmente o ambiente e, por conseguinte, o ciclo hidrológico local. O Cerrado é fortemente dependente da água no período seco, pois passa meses sem precipitação e o lençol freático é muito baixo.

O uso de plantio direto²⁵ na última década melhorou a sustentabilidade ambiental de áreas agrícolas, principalmente no Sul do Brasil, com aumento no nível dos aquíferos, infiltração e redução de processos erosivos no solo.

2.2.3 Impacto da produção hidrelétrica: barragens

Os impactos da produção de energia hidrelétrica são decorrentes principalmente da construção das obras hidráulicas e da formação da represa. Os principais impactos são os seguintes:

A Montante:

- (a) desapropriação e deslocamento de pessoas da área de inundação do lago (social);
- (b) redução da velocidade do escoamento, aumento da largura e formação do lago, deposição de sedimentos na entrada do lago e distribuição ao longo do reservatório assoreando. Com a retenção dos sedimentos a água para jusante tem pouco sedimento;
- (c) estratificação térmica com a profundidade, e redução da qualidade da água com a profundidade resultado da inundação da matéria orgânica durante o enchimento e a retenção dos poluentes provenientes de montante;
- (d) com a redução da velocidade, aumento do tempo de residência e entrada de nutrientes, há tendência à eutrofização, com geração de gases e crescimento de algas que podem produzir toxinas. A variabilidade destas condições no lago depende de condições específicas do fluxo, efeito de vento e entrada de nutrientes;
- (e) alteração da fauna e flora devido à variação dos níveis e da velocidade do fluxo, bem como alteração do corredor biológico devido à presença da barragem;
- (f) No fundo do reservatório acumula-se uma carga poluente que pode se misturar com a massa de água, em função do efeito do vento ou de inundações, gerando forte demanda de oxigênio e impactando o sistema aquático;
- (g) riscos de inundação a montante, em função da sedimentação no lago, incertezas na delimitação do lago e na operação das comportas do vertedor e operação das turbinas.

A Jusante:

- Variabilidade dos níveis em função da operação da barragem, principalmente em Usinas de Ponta que operam com a demanda, com grandes flutuações ao longo do dia. Esta variabilidade cria problemas para a navegação, tomadas de água, alterações no sub-solo pela constante flutuação do nível do lençol freático, ação dinâmica sobre as margens e matas ciliares, alterando também a fauna e flora de jusante;

²⁵ Plantio direto é realizado sobre o que restou do plantio do ano anterior, fazendo com a água se acumule e infiltre, diminuindo o escoamento superficial e, portanto a erosão do solo e aumentando o escoamento no sub-solo.

- Qualidade da água resultante da saída das turbinas ou vertedores em função da cota de onde a água é retirada dos reservatórios. Nas camadas inferiores a água tem a tendência de ser anaeróbica (sem oxigênio) e com importante carga poluente;
- Aumento da erosão de jusante, já que a água que escoar tem poucos sedimentos, tendendo a ter mais energia erosiva. A água tem menos turbidez e menos nutrientes, reduzindo a produção primária e os recursos pesqueiros;
- A redução da turbidez permite a penetração solar que pode atuar sobre o fundo de depósito bentônico e produzir um *bloom* de algas (rios menos profundos);
- O período de enchimento do reservatório deve ser planejado para que o trecho de jusante não sofra alteração ou stress superior ao encontrado naturalmente nos rios. Deve ser mantida uma vazão de jusante adequada à sustentabilidade ambiental. Sugere-se que essa vazão não atinja valores inferiores a 10% da média, se este não for o comportamento normal de jusante;
- Inundação a jusante do reservatório pode ser ampliada em função da operação; (ou pode mitigar as inundações com uso de parte do volume para controle de inundações) não entendi!;
- O rompimento de barragem pode produzir efeitos desastrosos se não houver um programa preventivo. No Brasil não existe nenhuma legislação para prevenção deste tipo potencial de impacto.

O projeto e a operação dos reservatórios podem mitigar os impactos relacionados com o funcionamento dos reservatórios. O monitoramento do reservatório é apenas uma forma de entender o comportamento, mas não é necessariamente uma mitigação efetiva.

2.2.4 Potencial impacto da navegação

A navegação pode produzir impactos nos seguintes cenários: (a) construção de barragem para manter o nível de navegação nos períodos críticos; (b) mudança do leito para manter o calado da via; (c) as ondas dos barcos podem enfraquecer as margens com erosão e impactar a mata ciliar; (d) acidentes na via com o transporte de componentes contaminantes e derrame nos rios.

Um dos principais exemplos deste potencial impacto tem sido o conflito gerado no rio Paraguai na região do Pantanal. A proposta da hidrovia Paraná-Paraguai (figura 2.6) termina em Cáceres. No trecho a jusante de Corumbá e a montante até Cáceres, existem estreitamentos geológicos que reduziram a capacidade de escoamento naturalmente. Estas condições permitiram a formação do Pantanal, pois funcionaram como reservatório e mantêm a área de montante alagada. À medida que a via de navegação vai alterando o rio, aumentando a sua capacidade de escoamento e reduzindo a área alagada, o ambiente de banhado vai sendo substituído pelo cerrado, já que a precipitação no Pantanal é inferior à evapotranspiração e existe um longo período sazonal sem chuvas.

2.3 Impactos sobre a sociedade

No próximo item, são abordados os impactos associados aos usos dos recursos hídricos sobre a sociedade. Consideram-se cenários de inundações, impactos como doenças veiculadas no meio aquático e a falta de água na estiagem, como veremos a seguir.

2.3.1 Saúde

Características das doenças

A água pode gerar impactos positivos ou negativos sobre a saúde humana, sendo que a natureza de tais impactos depende de aspectos relacionados à quantidade, qualidade e da relação dos grupos populacionais com a água, que envolve, inclusive, os aspectos culturais (MMA,2003). Tanto ocorrem doenças relacionadas à escassez de água quanto ao excesso.

As doenças relacionadas à água podem ser organizadas em quatro grandes grupos, de acordo com o modo de transmissão (tabela 2.10), quais sejam:

- *Doenças de veiculação hídrica* – são aquelas cujo agente patogênico está presente na água. As principais doenças contidas nesse grupo são: cólera, febre tifóide, diarreia aguda, hepatite infecciosa, amebíase, giárdias e doenças relacionadas aos contaminantes químicos e radioativos;

- *Doenças cujos vetores se relacionam com a água* – esse grupo é composto por doenças transmitidas por vetores e reservatórios, cujo ciclo de desenvolvimento tem pelos menos uma fase no meio aquático. Nesse grupo, destacam-se as seguintes doenças: malária, dengue, febre amarela e filariose;

Tabela 2.10 Características de algumas doenças

Doença	Característica
Diarreia	Resultado da falta de saneamento básico pela contaminação da água com esgoto
Malária	Transmitida por mosquito que utiliza a água sem drenagem. Geralmente em climas tropicais
Dengue	Transmitida por mosquito que utiliza água armazenada com pequeno volume de boa qualidade. Incidência com clima tropical ou sub-tropical.
Cólera	Resultado da falta de água segura ou de boa qualidade e transmitida pelos excrementos.
esquistossomose	Transmitida por meio de água armazenada em reservatório urbano e característico de clima tropical ou subtropical
Leptospirose	Contamina pela urina de rato nas inundações urbanas
Toxinas	Produzida pelas algas do tipo ciano bactérias em lagos eutrofizados. A toxina degrada o fígado cumulativamente não longo do tempo. A toxina não é retida pelos tratamentos de águas tradicionais.

- *Doenças cuja origem está na água* – nesse grupo estão as doenças causadas por organismos aquáticos que passam parte do ciclo vital na água e cuja transmissão pode ocorrer pelo contato direto com a água. A principal doença observada é a esquistossomose;

- *Doenças relacionadas à falta de água e o mau uso da água* – nesse grupo encontram-se aquelas doenças relacionadas à pouca oferta de água, bem como à falta de hábitos higiênicos adequados por parte da população. As principais doenças observadas são: tracoma, escabiose, conjuntivite bacteriana aguda, salmonelose, tricuriase, enterobíase, ancilostomíase e ascaridíase.

Existem vários riscos associados ao consumo e ao manuseio da água, que podem ser coletivos ou individuais, imediatos ou de longo prazo. Os riscos de curto prazo estão mais associados à presença de microorganismos patogênicos, como é o caso de doenças diarreicas e gastroentéricas. Os riscos de médio e longo prazos estão mais associados aos contaminantes químicos e radioativos, podendo ser citadas as doenças que afetam os sistemas neurológicos, hepáticos, renais e circulatórios, efeitos de mutagenicidade e teratogenicidade. Estão relacionados a esses riscos de contaminação os agrotóxicos, os metais pesados e as toxinas de algas.

Incidências

Existem vários fatores relacionados aos recursos hídricos que interferem no quadro de saúde da população. O quadro epidemiológico das doenças relacionadas à água está mais

diretamente vinculado ao precário quadro de saneamento básico dos países da região. A baixa oferta dos serviços de abastecimento de água, de esgotamento sanitário, de drenagem urbana e a disposição inadequada de resíduos sólidos, bem como as condições inadequadas de moradia estão fortemente associadas aos elevados casos de morbidade e mortalidade de doenças como diarreias, verminoses, hepatites, infecções cutâneas e outras (tabela 2.11). A diarreia, com mais de 4 bilhões de casos por ano em todo mundo, é a doença que mais aflige a humanidade (OPAS, 1998, citada pelo MMA, 2003).

Tabela 2.11 Incidência de doenças.

Doença	Características
Diarreia Total	Média de 2000 a 2001 1,230 milhões
Leptospirose Total	Média 1998-2001 14524
Dengue Total	Média 2000-2001 330.000
Malária Total	Média 2000-2001 430.000 ¹
Esquistossomose Total	Número de municípios endêmicos 964

Segundo a OPAS/OMS, com a melhoria no abastecimento de água e destino adequado de dejetos, podem-se obter os seguintes índices na redução da morbidade:

- Prevenção de pelo menos 80% dos casos de febre tifóide e paratifóide;
- Redução de 60% a 70% dos casos de tracoma e esquistossomose;
- Prevenção de 40% a 50% dos casos de disenteria bacilar, amebíase, gastroenterites e infecções cutâneas, entre outras.

A articulação das Políticas Públicas do Sistema de Saúde com as do Meio Ambiente, Recursos Hídricos e de Uso e Ocupação do Solo é fundamental no processo de reversão do quadro de doenças.

No Brasil existem 11 capitais brasileiras que apresentam racionamento da oferta de água, dentre elas São Paulo(SP), Campo Grande(MS), Cuiabá(MT), ficam na bacia do rio da Prata. O racionamento de água e a intermitência no abastecimento são problemas que influenciam na saúde, por aumentar a vulnerabilidade de contaminação dos sistemas de distribuição de água. Isso se agrava ainda mais pelo fato da população recorrer a formas inadequadas de armazenamento da água (PNSB/IBGE-2000, citado pelo MMA,2003).Dentre as doenças diretamente veiculadas pela água, no Brasil são registrados cerca de 1,5 milhão de casos anuais.

As doenças transmitidas através do consumo da água preocupam, devido principalmente ao seguinte:

Cargas domésticas: o excesso de nutrientes tem produzido eutrofização dos lagos, aumentando a concentração de algas, que produzem e liberam toxinas . Essas toxinas podem ficar dissolvidas na água ou se depositar no fundo dos rios e lagos. A ação da maior parte dessas toxinas é sobre o fígado das pessoas podendo gerar doenças degenerativas como câncer e cirrose.

Cargas industriais: os efluentes industriais apresentam os mais diferentes compostos e, com as evoluções tecnológicas das indústrias, novos componentes são produzidos diariamente. Dificilmente as equipes de fiscalização possuem condições de acompanhar este processo;

Cargas difusas: as cargas difusas provenientes de áreas agrícolas trazem compostos de pesticidas, que apresentam novos compostos anualmente. A carga difusa de área urbana foi mencionada nos itens anteriores e podem atuar de forma cumulativa sobre o organismo das pessoas.

Na tabela 2.12 é apresentado um resumo dos números das principais doenças transmitidas pela água e os totais recentes no Brasil.

Tabela 2.12 Valores recentes das doenças transmitidas pela água no Brasil (Santos, 2005).

Doenças e característica	Valores
Diaréia (2004)	2.307.957
Cólera (2004)	21
Dengue (2003 e 2004)	112.928
Óbitos relativos a dengue (2003 e 2004)	3
Leptospirose (2001)	3.281
Malária casos positivos (2001)	389.737
Esquistossomose : municípios na área endêmica (2002)	964

2.3.2 Inundações

O escoamento pluvial pode produzir inundações e impactos nas áreas urbanas devido a dois processos, que ocorrem isoladamente ou combinados:

Inundações de áreas ribeirinhas: são inundações naturais que ocorrem no leito maior dos rios, devido a variabilidade temporal e espacial da precipitação e do escoamento na bacia hidrográfica;

Inundações devido à urbanização: são as inundações que ocorrem na drenagem urbana devido ao efeito da impermeabilização do solo, canalização ou obstruções ao escoamento.

Inundações de áreas ribeirinhas

Os rios geralmente possuem dois leitos: o leito menor, onde a água escoar na maioria do tempo. O leito menor é limitado pelo risco de 1,5 a 2 anos. Tucci e Genz (1996) obtiveram um valor médio de 1,87 anos para os rios do Alto Paraguai. As inundações ocorrem quando o escoamento atinge níveis superiores ao leito menor, atingindo o leito maior. As cotas do leito maior identificam a magnitude da inundação e seu risco. Os impactos devido à inundação ocorrem quando esta área de risco é ocupada pela população (figura 2.8). Este tipo de inundação geralmente ocorre em bacias médias e grandes (> 100 km²).

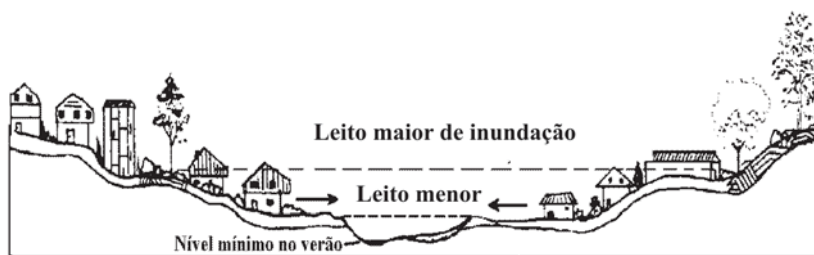


Figura 2.8 Características dos leitos do rio

A inundação do leito maior dos rios é um processo natural, como *decorrência do ciclo hidrológico das águas*. Quando a população ocupa o leito maior, que são áreas de risco, os impactos são frequentes. Essas condições ocorrem devido às seguintes ações (figura 2.8):

- No Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano das cidades geralmente não existe nenhuma restrição quanto à ocupação das áreas de risco de inundação, e a seqüência de anos sem enchentes é razão suficiente para que empresários desmembre estas áreas para ocupação urbana;
- Invasão de áreas ribeirinhas, que pertencem ao poder público, pela população de baixa renda;

- Ocupação de áreas de médio risco, que são atingidas com freqüência menor, mas que quando o são, sofrem prejuízos significativos.

Os principais impactos sobre a população são:

- Prejuízos de perdas materiais e humanos;
- Interrupção da atividade econômica nas áreas inundadas;
- Contaminação por doenças de veiculação hídrica como leptospirose, cólera, entre outras;
- Contaminação da água pela inundação de depósitos de material tóxico, estações de tratamentos entre outros.

O gerenciamento atual não incentiva a prevenção desses problemas, já que à medida que ocorre a inundação o município declara calamidade pública e recebe recurso a fundo perdido. Para gastar os recursos não necessita realizar concorrência pública. Como a maioria das soluções sustentáveis passa por medidas não-estruturais, que envolvem restrições à população, dificilmente uma prefeitura buscará este tipo de solução, porque geralmente a população espera por uma obra. Enquanto que, para implementar as medidas não-estruturais, ele teria que interferir em interesses de proprietários de áreas de risco, que politicamente é complexo a nível local.

Inundações devido à urbanização

As enchentes aumentam a sua freqüência e magnitude devido à impermeabilização do solo e à construção da rede de condutos pluviais. O desenvolvimento urbano pode também produzir obstruções ao escoamento, como aterros, pontes, drenagens inadequadas, obstruções ao escoamento junto a condutos e assoreamento. Geralmente estas inundações são vistas como locais porque envolvem bacias pequenas (< 100 km², mas freqüentemente bacias < 10 km²).

À medida que a cidade se urbaniza, em geral, ocorrem os seguintes impactos:

- Aumento das vazões máximas (em até 7 vezes, figura 2.9) e da sua freqüência devido ao aumento da capacidade de escoamento pelos condutos e canais e impermeabilização das superfícies (figura 2.10);
- Aumento da produção de sedimentos devido à falta de proteção das superfícies e à produção de resíduos sólidos (lixo);
- A deterioração da qualidade da água superficial e subterrânea, devido à lavagem das ruas, transporte de material sólido e às ligações clandestinas de esgoto cloacal e pluvial;
- Devido à forma desorganizada como a infra-estrutura urbana é implantada, tais como: (a) pontes e taludes de estradas que obstruem o escoamento; (b) redução de seção do escoamento por aterros de pontes e para construções em geral; (c) deposição e obstrução de rios, canais e condutos por lixos e sedimentos; (d) projetos e obras de drenagem inadequadas, com diâmetros que diminuem para jusante, drenagem sem esgotamento, entre outros.

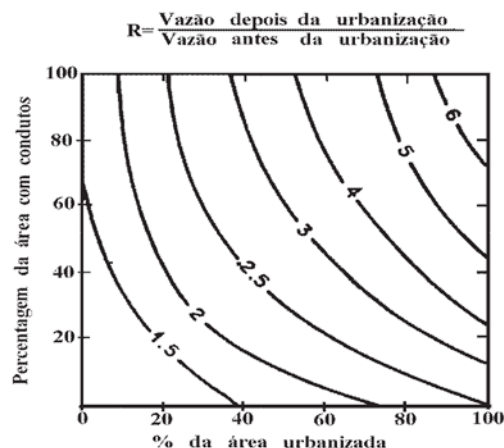


Figura 2.9 As curvas fornecem o valor de R, aumento da vazão média de inundação função da área impermeável e da canalização do sistema de drenagem. (Leopold, 1968).

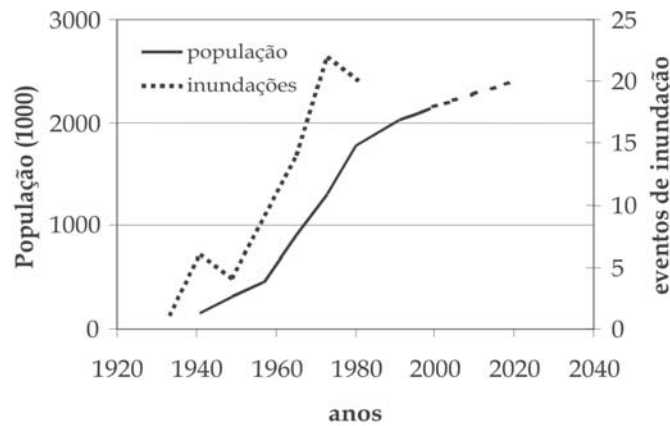


Figura 2.10 Evolução urbana e ocorrência de inundações em Belo Horizonte (adaptado de Ramos, 1998)

2.4 Impacto cumulativo e sinérgico

2.4.1 Conceitos

Nas bacias hidrográficas os impactos não ocorrem isoladamente, mas são resultados da integração de efeitos dos diferentes usos da água e do solo.

Sobre uma seção de rio a quantidade e a qualidade da água são resultado do efeito integrado no espaço da bacia de drenagem dos diferentes impactos. Cada bacia possui em maior ou menor quantidade a integração destes efeitos, como mostra a configuração esquemática da figura 2.11 abaixo. Na figura 2.12 é apresentada a bacia típica com os usos predominantes: agrícola (irrigação e carga difusa), urbano (abastecimento de água, esgoto doméstico e industrial pontual e o difuso pluvial), barragem para hidrelétrica e navegação; impactos sobre a sociedade: inundação e contaminação; e outros impactos ambientais: desmatamento, erosão e mineração. Numa seção qualquer S estes impactos estão integrados sobre a quantidade e a qualidade desta água na forma de variação no tempo da vazão e nos indicadores de qualidade da água e na conseqüente alteração fauna e flora destes locais.

O denominado “efeito sinérgico” ou “integrado” é resultante destes diferentes usos e impactos na bacia sobre uma ou mais seções da mesma, produzindo efeitos indesejáveis no meio ambiente e na sociedade.

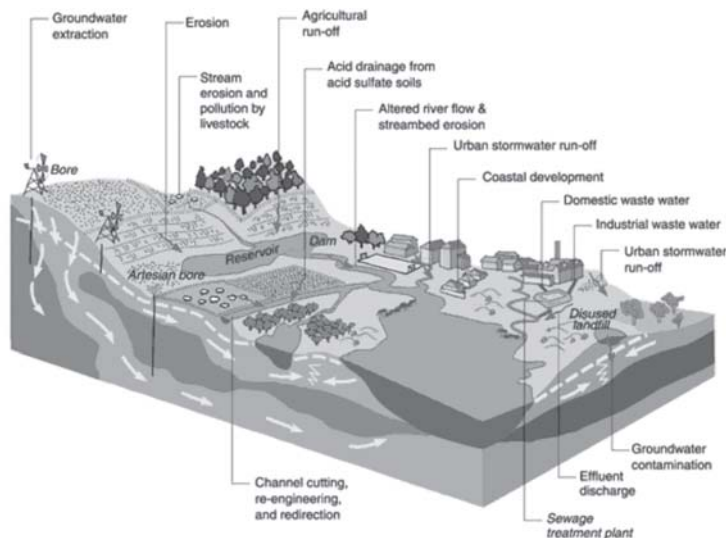


Figura 2.1 Usos da água e do solo no sistema aquático na bacia hidrográfica e seus impactos (EPA, 1977)

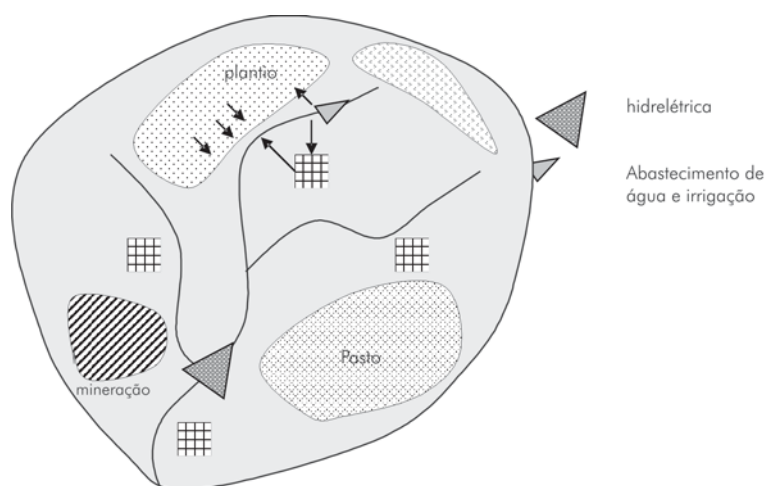


Figura 2.12 Usos da água e solo predominantes

2.4.2 Exemplos descritivos

Rio Jacuí (RS) – A bacia do rio Jacuí (figura 2.13) possui cinco reservatórios de energia, Ernestina, Passo Real, Maia Filho, Itaúba e D. Francisca. O reservatório de Passo Real é de regularização os demais possuem pequeno volume e operam mais em demanda. A jusante do trecho onde se localizam as hidrelétricas existem três reservatórios de navegação, Fandango, Don Marco e Amarópolis. No trecho superior do rio existe produção agrícola (plantio de soja) e devido a maior declividade as Usinas Hidrelétricas.

No trecho de jusante existe plantio de arroz, áreas inundáveis e três reservatórios de navegação que são utilizados principalmente na estiagem para manter o calado da via de transporte.

As três hidrelétricas que se encontram mais a jusante operam em função da demanda e, portanto variam a sua vazão de forma significativa ao longo do dia e da semana (final de semana), figura 2.14. Devido a esta operação, durante a estiagem a flutuação de nível dificulta a navegação, pois o hidrograma a jusante no trecho de navegação apresenta recessão devido ao impacto da redução das vazões no final de semana a montante, que ocorre a jusante nos dias de semana (2 a 4 dias de defasagem). A retirada de água para irrigação de arroz também é dificultada já que a água não consegue ser bombeada quando os níveis do rio ficam baixos. Estas condições geram conflitos entre os usuários da água. O efeito do conjunto de hidrelétricas ocorre principalmente sobre os níveis de jusante devido a operação que segue a demanda de energia. Deve-se considerar que o período de conflito ocorre principalmente no verão que é o período seco.

Impactos devido a combinação de cargas das bacias e a construção de reservatórios

Este é o cenário mais freqüente onde o uso do solo pela agricultura ou urbano gera cargas no sistema fluvial. O somatório destas cargas faz com que o rio fique poluído. Este processo é agravando quando a jusante existem reservatórios que modificam as condições de fluxo (redução da velocidade e grande volume) produzindo deteriorização da qualidade da água. As conseqüências são a eutrofização com efeitos diretos sobre o uso da água (veja os efeitos citados no capítulo 1). Por exemplo, no abastecimento de água existe o risco de toxidade devido as algas. No caso da energia a corrosão dos equipamentos, entre outros.

Em 1992 (Resolução conjunta SMA- SES n. 3/92) proíbe a reversão de fluxo do Pinheiros no sentido da Billings, deixando algumas exceções a esta operação devido a condicionantes ambientais e de inundação (veja tabela 2.13). Esta decisão tinha como objetivo recuperar os sistemas hídricos da bacia do rio Pinheiros e Billings, independentemente dos prejuízos econômicos resultantes da produção energética que seria mantida a valores mínimos. No entanto, a causa fundamental da poluição persistia, que era a falta de controle dos efluentes. A diferença, após esta decisão, é que a área a ser poluída seria a jusante de Edgard de Souza e não mais a Billings, apesar desta última ainda estar sujeita a herança de 50 anos de carga depositada no seu leito e aos bombeamentos freqüentes durante o período chuvoso.

Tabela 2.13 Condições para a retomada do bombeamento na direção da Billings (resoluções SMA-SES n. 3/92 e 4/10/92 e SEE- SMA –SRHSO 1 de 13/03/96)

1. Previsão de vazão do rio Tietê, no ponto de confluência com o rio Pinheiros, acima de 160 m ³ /s;
2. Sobrelevação superior a 30 cm do nível de água na confluência do rio Tietê com o Pinheiros;
3. Queda da cota na tomada da Usina Henry Borden a níveis insuficientes para assegurar o fornecimento de energia elétrica em situações emergenciais;
4. Formação de espumas de surfactantes no rio Tietê, a jusante de Edgard de Souza, que venham a extravasar o espelho d'água;
5. Formação de "bloom" de algas nos corpos hídricos da RMSP e Médio Tietê, compromete ndo sua qualidade para fins de abastecimento público;
6. Ocorrência de intrusão salina ou queda de nível na bacia do rio Cubatão, de modo a comprometer o funcionamento das indústrias que dela captam água para o processo produtivo.

Na tabela 2.13 são apresentados os condicionantes no qual são permitidos os bombeamentos no sentido da Billings. Os dois primeiros condicionantes para retornar ao bombeamento se referem às inundações do rio Pinheiros. O sistema de bombeamento seria utilizado para minimizar estes impactos. O segundo condicionante se refere aos riscos de energia. Os dois condicionantes seguintes se referem a qualidade da água a jusante do rio Tietê, que passou a receber toda a carga da RMSP. O último condicionante se refere às limitações existentes no escoamento a jusante de Henry Borden, já no litoral paulista no rio Cubatão. Com a redução de vazão proveniente de Henry Borden podem existir condições de penetração da língua salina em função dos níveis do mar. Este é um cenário que deve ser mais conhecido, já que os níveis do mar não apresentam grande flutuação, somente durante tempestades que atingem o mar na vizinhança da saída do rio Cubatão.

Apesar da cobertura de esgoto tratado pela Sabesp representar um valor alto para os padrões brasileiros, a carga remanescente ainda é muito alta para a capacidade de diluição dos sistema hídrico da RMSP. Este é o grande ônus de concentrar 17 milhões de pessoas numa bacia de cabeceira onde a área da bacia e a disponibilidade hídrica são pequenas. Além da carga de esgoto que é lançada nos sistema fluvial, existe a carga referente ao escoamento pluvial que chega a ser equivalente ao cloacal, que neste caso, não tem tipo de tratamento. Sem dúvida o controle da qualidade da água dos rios é o principal problema do gerenciamento dos recursos hídricos da RMSP, já que o deterioramento da sua qualidade reduz ainda mais a sua precária disponibilidade hídrica. Uma bacia como a do Tietê na vizinhança de São Paulo possui da ordem de 4.000 km², considerando uma vazão média de 25 l/(s.km²), a disponibilidade hídrica máxima é de 100 m³/s, suficiente para o abastecimento urbano. No entanto, mesmo importando 32 m³/s do rio Piracicaba ainda o sistema se encontra com sérias limitações devido a contaminação dos mananciais.

Abastecimento de água: Na tabela 2.14 são apresentados os principais mananciais que abastecem a RMSP e a demanda existente para a população citada. O principal sistema é o Cantareira, que contribui com 32 m³/s, mas que retira água da bacia do rio Piracicaba. Sempre haverá pressão da comunidade desta bacia, que terá seu desenvolvimento comprometido pela retirada deste significativo volume para a bacia do Tietê.

Tabela 2.14 População e Mananciais da RMSP (Sabesp, 2000b)

	1999	2000	2001	2002	2003	2004	Varição
População em milhões	17,00	17,02	17,17	17,32	17,47	17,62	0,62
Manancial Vazões em m ³ /s							
Cantareira	31,3	31,3	31,3	31,3	31,3	31,3	0
Guarapiranga – Billings	10,3	14,3	14,3	14,3	14,3	14,3	4,0
Alto Tietê	8,2	8,2	10,7	10,7	10,7	10,7	2,5
Rio Grande	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	0
Alto Cotia	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0
Baixo Cotia	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0
Juqueri					1,0	1,0	1,0
Total	59,2	63,2	66,3	66,3	67,3	67,7	8,5

O segundo sistema é o do Guarapiranga com 10,3 m³/s, de interesse neste projeto. As barragens do Alto Tietê ainda contribuem com vazão significativa. Os demais são menores, mas deve-se destacar o sistema Rio Grande que representa uma parte da Billings que foi isolada do corpo principal (figura 2.17).

Os principais problemas deste sistema de abastecimento se devem a tendência de expansão urbana (crescimento acentuado) no sentido da periferia da RMSP. Este crescimento ocorre principalmente sobre as áreas de mananciais como a bacia do Guarapiranga e a Billings. Este processo se deu principalmente por políticas de uso do solo inadequadas e irreais, que geraram a ocupação clandestina ou irregular nestas áreas, sem os devidos cuidados ambientais e de proteção dos mananciais urbanos.

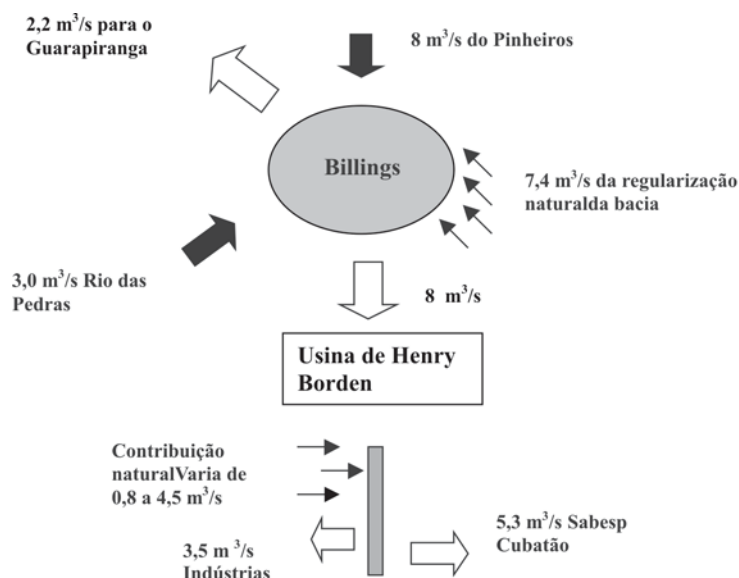


Figura 2.17 Sistema de distribuição de vazões da Billings

Sistema Guarapiranga – Billings: A disponibilidade hídrica natural da Billings é de 14,1 m³/s para uma bacia de 560 km² (Sabesp, 2000). Retirando a parcela do sistema Rio Grande, resulta o restante da Billings (denominado de compartimento Pedreiras) 9,18 m³/s. No estudo da Hidroplan, citado por Sabesp, 2000) a capacidade de regularização com 95% de garantia na Billings é de 9 m³/s, próximo do valor médio de longo período. Somando a este valor o reservatório rio das Pedras que contribui para a Billings, com mais 3 m³/s, resulta uma vazão regularizada de 12 m³/s. A cota mínima de retirada de água do sistema Taquacetuba é de 742,00 m, que corresponde a 40% da Billings. O volume de regularização correspondente aos 60% é de 572 x 10⁶ m³. Com este volume e esta cota, a vazão regularizada é de 7,4 m³/s.

Segundo Sabesp (2000) a vazão média de longo período correspondente ao bombeamento proveniente do Pinheiros representa 8 m³/s. A necessidade de vazão a jusante

da Usina Henry Borden em Cubatão é de 5,3 m³/s para o abastecimento de Cubatão e 3,5 m³/s para as Indústrias. O rio Cubatão contribui com uma regularização de 4,5 m³/s no período chuvoso e 0,8 m³/s no período seco. Portanto, seria necessário um valor médio da ordem de 8 m³/s para este sistema de jusante. A retirada prevista do sistema Taquacetuba para a Guarapiranga é de 2,19 m³/s em termos médios. Na figura 2.17 é apresentado um diagrama de fluxo com os valores, onde se observa que considerando os volumes envolvidos existe disponibilidade para o bombeamento para a Guarapiranga.

Na tabela 2.17 observa-se que a disponibilidade em 1999 no Guarapiranga era de 10,3 m³/s, abaixo da demanda utilizada de 12 m³/s, que depois foi acrescida para próximo de 14 m³/s, após 2000. Nesta tabela, é considerado o acréscimo de 4 m³/s ao manancial. No entanto, em relatório Sabesp (2000) é mencionado que a vazão média que seria retirada é de 2,2 m³/s, tendo a capacidade máxima de 4 m³/s. Para entender estes números é necessário fazer a distinção entre consumo ou demanda de longo período e capacidade de atendimento da demanda máxima operacional.

A oferta de longo período é a capacidade de regularização do manancial. Na média de longo período este volume não pode ser superado, caso contrário haverá falta de água. A outra variável é a capacidade de tratamento de água do sistema, que representa o máximo que o sistema pode entregar de água num determinado período, que está relacionado com a demanda máxima da população. O segundo deve ser maior que o primeiro, mas a produção média de água não pode ser maior que a disponibilidade.

Impacto do desenvolvimento urbano no sistema: Os principais impactos são:

(a) Aumento da vazão durante o período chuvoso, resultando em freqüentes inundações e maiores prejuízos para a sociedade. Em São Paulo, depois da construção da detenção do Pacaembu houve uma reversão desta tendência, já que este tipo de dispositivo se mostrou mais eficiente e mais econômico. Atualmente em São Paulo existem vários projetos e algumas obras de controle das inundações urbanas com detensões urbanas. Este processo deve minimizar os impactos gerados no passado;

(b) Aumento da quantidade de material sólido: Quando a bacia está no seu estágio de ocupação ocorre grande aumento de sedimentos devido a falta de proteção do solo. Quando a bacia é ocupada ocorre redução da produção dos sedimentos devido a proteção da superfície com áreas impermeáveis, mas ocorre aumento significativo da produção de lixo. O lixo além de contaminar o escoamento pluvial, obstrui o sistema de drenagem, reduzindo sua capacidade e aumentando a freqüência de inundação. Este processo é contido com a educação ambiental da população, aumento da freqüência de limpeza das ruas e eficiência no sistema de coleta;

(c) Qualidade da água: Como citado anteriormente, existe uma proporção significativa de esgoto cloacal sem tratamento e todo o escoamento pluvial que drena superfícies contaminadas gerando uma carga tão importante quanto a carga cloacal. O sistema de controle da drenagem urbana que está sendo desenvolvido na RMSP prioriza apenas o controle dos volumes e não prevê o controle da qualidade da água. Observam dois cenários:

- Durante a estiagem a drenagem urbana é contaminada pela carga do esgoto cloacal não tratado;

- No período chuvoso, apesar da vazão na drenagem ser maior e portanto maior capacidade de diluição do sistema, a carga transportada pela lavagem das ruas é muito grande. Nos primeiros 25 mm do escoamento superficial geralmente é encontrada 90% da carga do escoamento pluvial. Desta forma, a qualidade da água durante as enchentes apresenta condições muito ruins devido à contaminação do pluvial.

Impactos no sistema Guarapiranga – Taquacetuba: As principais cargas existentes afluentes atualmente ao reservatório de Guarapiranga, visto isoladamente, são as seguintes:

- A carga dos esgotos sanitários e pluviais da área urbana já ocupada na bacia hidrográfica da bacia que drena para o lago. Este problema tende a se agravar a medida que

a ocupação da bacia não é controlada;

- A carga já existente e depositada no fundo do lago que pode sofrer ressuspensão em função de eventos climáticos.

Os impactos resultantes destas cargas são:

- Eutrofização do lago com aumento da frequência de *bloom* de algas e a geração de toxidade no lago, colocando em risco de a população que consome a água, mesmo considerando os tratamentos existentes;

- Os depósitos já existentes são fontes de contaminação aos peixes e a sua resuspensão gera vários fatores indesejáveis a água abastecida na cidade.

Aspectos Institucionais: O impacto principal que envolve os mananciais da RMSP e, em particular o sistema em estudo está relacionado com o desenvolvimento urbano das cidades. O controle da ocupação do solo na RMSP tem sido legislado a nível estadual quanto a proteção de mananciais, desmatamento e proteção das margens no código florestal e uso do solo em geral.

Apesar de toda a legislação correlata a obediência da mesma é reduzida já que o controle na maioria das vezes deveria ser realizado pelo município, que não realiza. A legislação de uso do solo contribuiu parcialmente para o cenário de desobediência. Considerando que a ocupação do solo é de atribuição do município ou do Estado, o uso do solo, apesar de priorizar as áreas de mananciais e estabelecer medidas legais rigorosas, não forneceu viabilidade econômica ao projeto legal, o que foi desastroso para a proteção dos mananciais. Na medida que o poder público não compra a propriedade da área de manancial, não permite o uso da mesma e ainda cobra imposto, é irreal imaginar que este tipo de confisco seja obedecido pelo proprietário que reage das mais diferentes formas. Portanto, é fundamental para a conservação dos mananciais a criação de um mecanismo legal adequado em conjunto com um programa Estadual voltado para o gerenciamento de áreas de mananciais, onde conste o financiamento de um Plano Integrado de Drenagem Urbana, Esgotamento Sanitário e Resíduos Sólidos para estas áreas dentro da visão de desenvolvimento sustentável.

Seguramente, os mananciais da Guarapiranga e da Billings não terão vida útil superior a 10 anos se medidas adequadas neste sentido não forem tomadas. Os custos de tratamento se tornarão altos e a solução será buscar água em outra bacia como infelizmente tem ocorrido.

Diagnóstico: A disponibilidade hídrica das bacias hidrográficas na RMSP encontra-se no limite de disponibilidade devido ao seguinte: (a) Os mananciais hídricos sem contaminação da bacia hidrográfica no qual se encontra a RMSP foram explorados; (b) A contaminação da carga doméstica não tratada e a carga de poluição difusa, principalmente urbana inviabilizam grande parte do restante da disponibilidade hídrica da bacia.

O reservatório da Billings e sua bacia hidrográfica dentro da RMSP é uma dos potenciais fontes de disponibilidade hídrica. No entanto, este sistema possui três fontes principais de poluição que podem gerar riscos de qualidade da água:

- O desenvolvimento urbano que ocorre nas suas margens, contribui com esgoto doméstico e pluvial para o reservatório. No entanto, ainda é possível conter este processo já que este desenvolvimento ainda não apresenta um risco tão significativo já que ainda a sua bacia está em grande parte preservada;

- Durante muitos anos (cerca de 40 anos, até 1992) o rio Pinheiros teve sua vazão revertida no sentido da Billings para a Billings visando a produção de energia no sistema Henry Borden. Este bombeamento trazia um volume de água totalmente contaminada pela carga da RMSP que não era tratada. Parte da carga poluente se encontra hoje acumulada no leito do reservatório na forma de fonte interna de poluição;

- O bombeamento citado não ocorre continuamente no tempo, mas durante os períodos chuvosos em que existe risco de inundação na bacia do rio Pinheiros são retomados os bombeamentos. Este volume é uma fonte muito grande de poluição para este sistema. Observa-se neste sentido um agravamento da qualidade no corpo do reservatório junto a Pedreiras

e uma redução destas condições no sentido dos braços.

De outro lado a represa da Guarapiranga que atualmente funciona como fonte de abastecimento de uma área significativa da RMSP além da limitação da disponibilidade hídrica para atendimento da demanda da sua área de cobertura tem apresentado um avanço significativo na ocupação da sua bacia com aumento importante na carga doméstica e do pluvial da bacia hidrográfica afluenta ao lago.

A qualidade da água destes dois sistemas já apresentam condições de alerta ambiental e de qualidade da água para abastecimento humano, na medida que produzem condições indesejáveis tais como:

- Crescimento de algas com risco tóxico na Billings e recentemente na Guarapiranga;
- Indicadores biológicos como o fígado de peixes comprometidos ou inexistentes nos dois reservatórios;
- Cenários de cor e odor com uma certa freqüência no Guarapiranga que exigem maior tratamento da água;
- Primeiros indicadores de toxicidade (pequenos valores) na água tratada.

REFERÊNCIAS

APWA, 1969. *Water pollution aspects of urban runoff*. Water Quality Administration. (Water Pollution Control Research Series. Report N. WP-20-15).

ARMITAGE, Neil, ROOSEBOOM, Albert., NEL, Christo e TOWNSHEND, Peter 1998. *The removal of urban litter from stormwater conduits and streams*. Water Research Commission. Report No. TT 95/98, Pretoria.

AVCO, 1970. *Stormwater pollution from urban activity*. Water Quality Administration. (Water Pollution Control Research Series. Report n. 11034 FKL).

BRAGA, B. P. F. 2000. The Metropolitan Region of São Paulo. In: Humid Tropics Urban Drainage, capítulo 8.5. UNESCO.

BRIGHETTI, G.; SANTOS, S.R., 1999. Navegação. In: Águas Doces no Brasil Aldo Rebouças, Benedito Braga J. G. Tundisi (orgs) Capítulo 12. Escrituras.

COLSON, N.V., 1974. *Characterization ant treatment of urban land runoff*. EPA. 670/2-74-096.

EPA 1997, *New South Wales State of the Environment 1997*, NSW Environment Protection Authority, Sydney [available at <http://www.epa.nsw.gov.au/soe/97/>] fig_2 3

IBGE, 1998 "Anuário Estatístico do Brasil – 1997", Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, 1998 (CD-ROM)

IBGE, 2002. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico*, PNSB, 2000. Disponível em: <http://www.ibge.net/ibge/presidência/noticias/27032002pnsb.shtm>. Acesso em: 27 de março de 2002.

IDE, C., 1984. *Qualidade da drenagem pluvial urbana*. Porto Alegre:UFRGS-Curso de Pós-Graduação em recursos Hídricos e Saneamento 137f. Dissertação(mestrado).

IPEA, 2002. Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos 2001. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento SNIS. Programa de Modernização do Setor de Saneamento PMSS.

KELMAN, J.; PEREIRA, M.V; ARARIPE NETO, T.A., SALES, PAULO R.H., 1999. Hidreletricidade In: Águas Doces no Brasil Aldo Rebouças, Benedito Braga J. G. Tundisi (orgs) Capítulo 11. Escrituras.

LARGER, J.º; SMITH, W.G.; LYNARD, W.G.; FINN, R.M.; FINNEMORE, E.J. 1977 *Urban Stormwater management and technology: upadate and user's guide*. US EPA Report – 600/8-77-014 NTIS N. PB 275654.

LEOPOLD, L.N. 1968. Hydrology for urban planning: a guide book on the hydrologic effects on urban land use. Washington (DC): USGS 1968 (USGS circulc., 554). 18p.

MARTINDALE D, GLEICK PH. 2001 How we can do it. Sci Am 2001; 284 (2): 38-41

NEVES, M.,2005. Avaliação da quantidade de resíduos sólidos na drenagem. Tese de Doutorado (em preparo). Instituto de Pesquisas Hidráulicas. UFRGS.

NOVOTNY, Vladimir, 2003. *Water Quality: Diffuse Pollution and Watershed Management*, John Wiley & Sons Inc.

MMA, 2003. Plano nacional de recursos hídricos. Documento base de referência. Brasília. Secretaria de Recursos Hídricos, Ministério de Meio Ambiente.

MMA, 2006. Plano Nacional de Recursos Hídricos. Secretaria de Recursos Hídricos Agência Nacional de Águas Ministério do Meio Ambiente.

PROST, A. (1992) 'The Management of Water Resources, Development and Human health in the Humid Tropics' In: *Hydrology and Water Management in Humid Tropics*. Cambridge University Press p 437-453.

RAMOS, M.M.G. 1998 *Drenagem Urbana: Aspectos urbanísticos, legais e metodológicos em Belo Horizonte*. Dissertação de Mestrado Escola de Engenharia Universidade Federal de Minas Gerais.

REBOUÇAS, A. 1999. Água Subterrânea. In: *Águas Doces no Brasil* Aldo Rebouças, Benedito Braga J. G. Tundisi (orgs) Capítulo 4. Escrituras.

SANTOS, J. 2005. Water and Health. In: Goldenfum, J. e Tucci. C. (eds) *Workshop on Integrated Urban Management in Tropics*. Unesco.

SABESP, 2000 a Balanço hídrico superficial das contribuições naturais da bacia hidrográfica da represa Billings. Nota técnica SBESP 19p.

SILVEIRA, CARLOS A C.; GUERRA, HÉLVIO N. 2001. A crise Energética e o monitoramento de reservatórios hidrelétricos. XIV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos Aracaju.

TUCCI, C.E.M, 2005. Programa de Drenagem Sustentável: Apoio ao Desenvolvimento do Manejo das Águas Pluviais Urbanas - Versão 2.0 Ministério das Cidades.

TUCCI, C.E.M.; BRAGA, B.P.F. ; SILVEIRA, A., 1989. Avaliação do Impacto da Urbanização nas Cheias Urbanas RBE/Caderno de Recursos Hídricos V.7, n.1.

TUCCI, C.E.M.; GENZ, F., 1996. Medidas de Controle de inundações. In: Instituto de Pesquisas Hidráulicas. *Estudos hidrossementológicos do Alto Paraguai*. Porto Alegre. Porto Alegre.

UNESCO, 1999. A rare and precious. The UNESCO Courier fevereiro, 1999.

WEIBEL, S.R., ANDERSON, R.J; WOODWARD,R.L.,1964. Urban Land Runoff as a factor in stream pollution. *Journal Water Pollution Control Federation*. Washington, V. 36, n.7, 914-924.

World Bank. 1996. *Water & Wastewater utilities: indicators* 2nd ed. Washington (DC) 1996. 67p.

WRI, 1992. *World Resources 1992-1993*. New York: Oxford University Press. 385p.

3. GESTÃO INTEGRADA DOS RECURSOS HÍDRICOS

Carlos E. M. Tucci

3.1 Desenvolvimento sustentável

O conceito do desenvolvimento sustentável nasceu tendo como objetivo a busca do equilíbrio entre o desenvolvimento socioeconômico e a sustentabilidade do ambiente no qual a população se desenvolve.

Em 1987, a Comissão Mundial da ONU sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento (UNCED), presidida por Gro Harlem Brundtland e Mansour Khalid, apresentou um documento denominado "Our Common Future", mais conhecido por relatório Brundtland. O relatório diz que "*Desenvolvimento sustentável é o desenvolvimento que satisfaz as necessidades do presente sem comprometer a capacidade de as futuras gerações satisfazerem suas próprias necessidades*".

O conceito adotado na Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento – CNUMAD/92, realizada na cidade do Rio de Janeiro, no Brasil, envolvia mudanças de comportamento no plano pessoal, social e transformações nos mecanismos de produção e hábitos de consumo. Este conceito evoluiu para a incorporação de várias dimensões nas relações entre o homem e a natureza, como: *ambiental*, a capacidade de suporte do ecossistema; *ecológico*, limite de uso dos recursos naturais; *social*, impactos sobre a qualidade de vida; *político*, atitudes da população e cidadania; *econômico*: investimento e eficiência; *demográfico*: capacidade do território quanto aos recursos naturais a população; *Cultural*: manutenção das culturas regionais; *institucional* arranjos legais e de gestão para sustentabilidade; *espacial*: busca de equidade nas relações inter-regionais

Os principais componentes que permitem avaliar o desenvolvimento sustentável em recursos hídricos dependem de uma visão integrada de:

- Ambientes ou biomas;
- Condicionantes socioeconômicos;
- Sistemas hídricos;
- Disciplinas do conhecimento.

Estes componentes são reunidos na *gestão dos recursos hídricos* (figura 3.1). Por exemplo, os principais ambientes brasileiros que apresentam características hídricas distintas quanto ao comportamento são: *Amazônia, Pantanal, Semi-Árido, Cerrado, Costeiro e Sul/Sudeste*. O componente socioeconômico envolve: *Desenvolvimento urbano e rural, com energia, transporte, produção agrícola, conservação e impacto ambiental, efeitos dos eventos extremos de secas e estiagem*. Os sistemas hídricos são: *águas atmosféricas, bacia hidrográfica, rios, lagos, reservatórios, aquíferos* que podem ser vistos isoladamente ou integrados. O último componente é constituído pelas disciplinas do conhecimento científico como: *Hidrologia, Hidráulica, Qualidade da Água, Economia, Sedimentologia, Meteorologia, entre outras*.

Os meios naturais que compõem os sistemas hídricos envolvem um grande número de disciplinas científicas tais como: meteorologia, limnologia, hidrogeologia, hidráulica, hidrossedimentologia, qualidade da água, entre outros. Estas disciplinas estudam os sistemas naturais que se interagem de forma dinâmica no espaço e no tempo. De forma simplista, na figura 3.2, são apresentados os sistemas e suas interações básicas. O sistema socioeconômico é representado pelos diferentes aspectos da sociedade que utilizam ou sofrem impacto devido aos recursos hídricos, representados principalmente pelo seguinte:



Figura 3.1 Componentes da Visão de Recursos Hídricos

Desenvolvimento urbano: envolve a alteração da superfície da bacia hidrográfica pela urbanização e modificação dos sistemas de escoamento; uso de água superficial concentrada em pequeno espaço, contaminação da água devido ao esgotamento sanitário, drenagem urbana e resíduo sólido. Este conjunto de interferência no sistema natural gera impactos na própria sociedade através das doenças de veiculação hídrica, inundações, prejuízos materiais, entre outros. Neste contexto estão todos os aspectos de ocupação do solo urbano, diferenças sociais e econômicas relacionadas com a sociedade.

Desenvolvimento rural: trata do abastecimento humano e animal, uso da água para plantio como a irrigação e a drenagem desta água de volta ao sistema natural, alteração da cobertura e do solo em função da agricultura, dos tipos de cultura e da utilização de agrotóxicos, modificando a bacia e os condicionantes do ciclo hidrológico, impactando os rios e os sistemas de jusante quanto à quantidade e qualidade.

Energia: uma das alternativas energéticas é a geração hidrelétrica renovável. Esta alternativa energética apresenta vantagens tecnológicas, mas desvantagens ambientais que devem ser balanceadas em cada região.

Navegação: o uso do sistema hídrico para transporte apresenta boa economia de escala, no entanto pode apresentar impactos ambientais à medida que altere o sistema fluvial ou apresente acidentes de transporte de material poluente.

Recreação: o uso dos sistemas naturais para divertimento e entretenimento da população é um dos usos dos recursos naturais que apresenta o menor impacto ambiental e cria condições sustentáveis econômicas e ambientais.

Eventos críticos: os eventos críticos de estiagem ou de inundações são situações geradas pela natural flutuação das condições naturais dos sistemas hídricos no qual a sociedade deve procurar conviver visando a sua própria sustentabilidade de longo prazo.

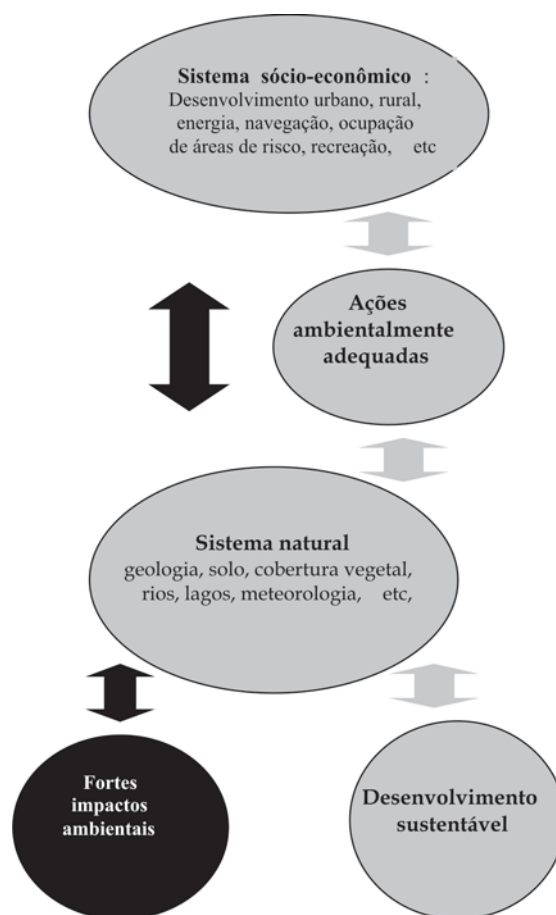


Figura 3.2 Sistemas e interações (Tucci, 2001)

O sistema natural é formado pelo conjunto de elementos físicos, químicos e biológicos que caracterizam a bacia hidrográfica e os recursos hídricos formado pelos rios, lagos e oceanos. A complexidade dos diferentes processos que envolvem o funcionamento dos mesmos nas diferentes escalas ainda tem muitos mistérios para serem desvendados.

Ecossistemas podem ser vistos como fatores de produção dinâmicos para o desenvolvimento social e econômico (Folke, 1997). Ecossistemas produzem os recursos renováveis e os seus mecanismos, nos quais a sociedade humana se baseia. A nível global, o ecossistema é energizado pela radiação solar e sustentado pelo ciclo hidrológico e, a nível local, pela biota que suporta a vida e o ambiente integrado (Falkenmarker, 2003).

Na figura 3.2 são caracterizados dois caminhos (vistos de forma simplista) para a interação entre o socioeconômico e o sistema natural. O de cor preta, que representa as pressões sobre o sistema, em busca de atingir somente os interesses de curto prazo da sociedade sem preocupações ambientais, e o cinza, representando o uso de medidas que resultam num desenvolvimento sustentável. Por mais simples que sejam estas caracterizações, o entendimento da sustentabilidade está no aprimoramento de ações que permitam utilizar o espaço da bacia e do sistema aquático sem que as mesmas atuem sobre a própria sociedade ou comprometam os sistemas biológicos.

O desafio da gestão ambiental sustentável é encontrar um ponto de equilíbrio entre os objetivos humanos e os impactos sobre o meio ambiente (Falkenmarker, 2003).

3.2 Gerenciamento Integrado dos Recursos Hídricos (GIRH)

Os princípios de Dublin estabeleceram as bases do GIRH. A definição utilizada para GIRH é (GWP, 2000):

O processo que promove o desenvolvimento coordenado e o gerenciamento da água, terra e recursos relacionados para maximizar o resultado econômico e social de forma equitativa sem comprometer a sustentabilidade vital do ecossistema.

A palavra *integrada do GIRH* tem vários significados como a integração entre o social e o natural discutido no item anterior; a terra e a água na gestão do espaço urbano e rural; o ambiente da bacia hidrográfica e o costeiro; as águas superficiais e subterrâneas; quantidade e qualidade da água; condições de montante e jusante numa bacia hidrográfica; setores de desenvolvimento econômico-social e institucional: privado e público, setores da água, legislação integrada, gestão com visão integrada, entre outros; todos os elementos da água no meio urbano e visão integrada dos efeitos econômicos da cadeia produtiva da água. Na figura 3.3 é possível visualizar de forma gráfica o que se entende pela integração entre os diferentes componentes do GIRH.

A implementação do GIRH a nível nacional, regional ou local depende essencialmente de alguns elementos básicos como: legislação nacional intersetorial, a bacia como unidade de planejamento, participação pública por meio de organizações e indivíduos que atuam na bacia; a gestão pelos comitês de bacia, os mecanismos de valoração da água, a garantia de mecanismos de conservação por meio de legislação e fiscalização, planos que estabeleçam a efetiva integração citada acima entre todos os componentes.

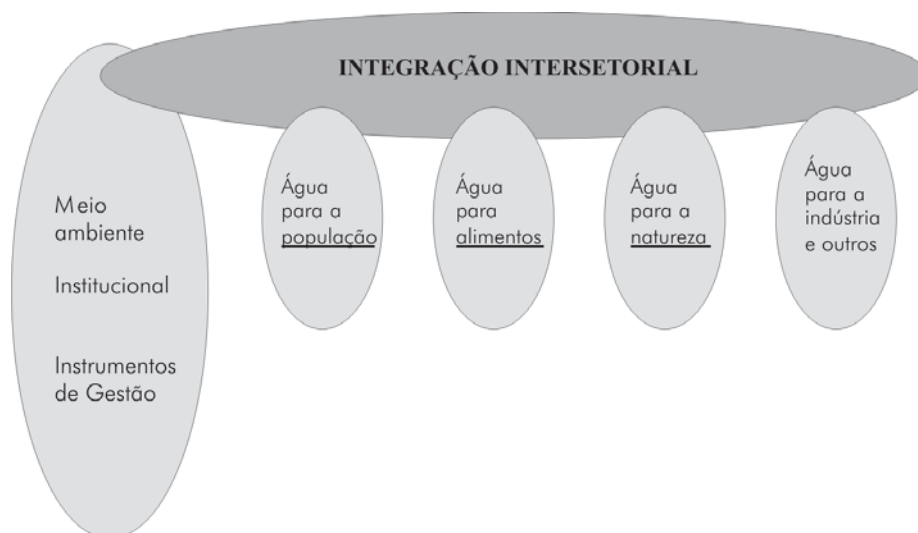


Figura 3.3 GIRH e suas relações intersectoriais (GWP,2000).

3.3 Histórico

O século vinte passou por várias transições que marcaram o desenvolvimento dos recursos hídricos e o meio ambiente no Brasil e internacionalmente (tabela 3.1), caracterizadas pela relação entre os crescimentos econômico e populacional e a busca da sustentabilidade ambiental.

Tabela 3.1 Comparação dos Períodos de desenvolvimento (Tucci, et al, 2000)

Período	Países desenvolvidos	Brasil
1945-60 Crescimento industrial e populacional	Uso dos recursos hídricos: abastecimento, navegação, energia, etc. Qualidade da água dos rios Controle das enchentes com obras	Inventário dos recursos hídricos; Início dos empreendimentos hidrelétricos e planos de grandes sistemas.
1960-70 Início da pressão ambiental	Controle de efluentes; Medidas não estruturais para enchentes. Legislação para qualidade da água dos rios.	Início da construção de grandes empreendimentos hidrelétricos; Deterioração da qualidade da água de rios e lagos próximos a centros urbanos.
1970-1980 Início do Controle ambiental	Legislação ambiental Contaminação de aquíferos; Deterioração ambiental de grandes áreas metropolitanas; Controle na fonte da drenagem urbana, da poluição doméstica e industrial;	Ênfase em hidrelétricas e abastecimento de água; Início da pressão ambiental; Deterioração da qualidade da água dos rios devido ao aumento da produção industrial e concentração urbana.
1980-90 Interações do Ambiente Global	Impactos Climáticos Globais; Preocupação com conservação das florestas; Prevenção de desastres; Fontes pontuais e não pontuais; Poluição rural; Controle dos impactos da urbanização sobre o ambiente Contaminação de aquíferos	Redução do investimento em hidrelétricas; Piora das condições urbanas: enchentes, qualidade da água; Fortes impactos das secas do Nordeste; Aumento de investimentos em irrigação; Legislação ambiental
1990-2000 Desenvolvimento o Sustentável	Desenvolvimento Sustentável; Aumento do conhecimento sobre o comportamento ambiental causado pelas atividades humanas; Controle ambiental das grandes metrópoles; Pressão para controle da emissão de gases, preservação da camada de ozônio; Controle da contaminação dos aquíferos das fontes não-pontuais;	Legislação de recursos hídricos Investimento no controle sanitário das grandes cidades; Aumento do impacto das enchentes urbanas; Programas de conservação dos biomas nacionais: Amazônia, Pantanal, Cerrado e Costeiro; Início da privatização dos serviços de energia e saneamento;
2000- Ênfase na água: metas do Milênio das Nações Unidas	Desenvolvimento da Visão Mundial da Água; Uso integrado dos Recursos Hídricos; Melhora da qualidade da água das fontes difusas: rural e urbana; Busca de solução para os conflitos transfronteiriços; Desenvolvimento do gerenciamento dos recursos hídricos dentro de bases sustentáveis	Avanço do desenvolvimento dos aspectos institucionais da água; Privatização do setor energético e de saneamento; Diversificação da matriz energética; Aumento da disponibilidade de água no Nordeste; Planos de Drenagem urbana para as cidades.

Logo após a 2ª guerra mundial, houve a necessidade de grande investimento em infraestrutura, principalmente para recuperar os países que sofreram com o conflito, seguido por uma fase de crescimento econômico e populacional em muitos países desenvolvidos. Neste período ocorreu uma forte industrialização e aumento dos adensamentos populacionais que, agravados pela degradação das condições de vida da população e dos sistemas naturais, resultaram em uma grande crise ambiental.

A década de 70 marcou o início das pressões para reduzir os impactos ambientais, caracterizadas pela ênfase ao controle dos efluentes das indústrias e das cidades. O Brasil investia fortemente em hidrelétricas nesse tempo, com destaque para a construção de grandes barragens no rio Paraná.

Nos anos 80 o mundo enfatizou os efeitos do clima global, onde os principais focos, ao lado do acidente de Chernobyl, foram o impacto do desmatamento de florestas e o uso de barragens. No Brasil, no mesmo período em que foi aprovada a lei nº 6938/81, que instituiu a Política Nacional de Meio Ambiente, houve grande pressão sobre os investimentos internacionais em hidrelétricas, pelo seu impacto ambiental local ou de maior alcance, em regiões como a Amazônia, desanimando investidores e eliminando, por vezes os empréstimos internacionais para construção de usinas, o que limitou sobremaneira a capacidade de expansão desse sistema no País. No final dos anos 80 (em 1987) começa a discussão da lei de recursos hídricos onde três grupos setoriais disputam forças: energia, meio ambiente e agricultura.

No mundo inteiro, os anos 90 foram marcados pela dicotomia entre duas visões: crescimento econômico X: meio ambiente, que só aconteceu devido ao paradigma do desenvolvimento sustentável, visando ao equilíbrio entre o investimento no crescimento dos países e a conservação ambiental; o desenvolvimento dos recursos hídricos de forma integrada, com múltiplos usos; e o controle da poluição difusa nos países desenvolvidos.

Os investimentos internacionais no Brasil, que atuavam principalmente no setor energético, se voltaram para a recuperação ambiental, de efluentes domésticos e industriais das cidades (observado nos países desenvolvidos nos anos 70), iniciando com as grandes metrópoles brasileiras e na conservação dos grandes biomas brasileiros. No ambiente institucional, na metade da década, foi criada a Secretaria de Recursos Hídricos, que apoiou a discussão e finalmente a aprovação da lei de recursos hídricos em janeiro de 1997.

Algumas legislações estaduais já tinham sido aprovadas e outras foram induzidas pela legislação federal. Assim, se completa o primeiro estágio do desenvolvimento institucional do país. Também neste período, entre o final da década de 80 e os anos 90 foram feitas reformas no Estado brasileiro que permitiram apoiar a aprovação da legislação e a formação do setor de recursos hídricos no governo, anteriormente comandado setorialmente pelo Ministério de Energia.

No início deste novo século (e do milênio) a nível internacional procura-se maior eficiência no uso dos recursos hídricos dentro de princípios básicos de Dublin e consolidados na Rio 92. As Nações Unidas definiram dentre as chamadas *metas do milênio* a redução da pobreza, focada principalmente na disponibilidade de água e oferta de saneamento básico. Estas metas foram consolidadas em Johannesburgo e discutidas em diferentes fóruns depois disto, como a 3ª Conferência Mundial da Água em Kyoto em 2003. Em síntese, no âmbito dos recursos hídricos, estas metas estabelecem que se deve procurar reduzir pela metade o número de pessoas sem água potável e saneamento até 2015.

De outro lado, para buscar atender esta e outras metas, GWP, WWC, IWRA International Water Resource Association, entre outras ONGs internacionais, buscam impulsionar o denominado IWRA, Gerenciamento Integrado dos Recursos Hídricos, como meio de busca da sustentabilidade hídrica. Enfim, como a legislação brasileira contempla os princípios básicos do Gerenciamento Integrado, a primeira etapa deste processo foi vencida. O desenvolvimento institucional pós 1997 (depois da aprovação da lei de recursos hídricos) tem sido a regulamentação e implementação da legislação de recursos hídricos. Este processo de institucionalização foi marcado no Brasil pela criação da Secretaria de Recursos Hídricos (citado acima) e posteriormente a criação da ANA Agência Nacional da Água (em 2000) e a regulamentação da legislação que pressupõe a cobrança pelo uso da água e a penalização dos poluidores através do comitê e agências de bacia hidrográfica. Este cenário se mostra promissor na medida em que existem regras e procedimentos que permitem a participação dos atores na definição do uso dos recursos hídricos e da sua preservação dentro do desenvolvimento econômico e social.

3.4 Metas do Millenium

As Nações Unidas com 189 membros aprovou em 2000 os objetivos e metas para serem atingidos a nível internacional até 2015, denominados de MDG Millenium Development Goals. Os objetivos que os países se comprometeram a atuar são os seguintes (Cabezas,2004)

:

1. Erradicar a pobreza extrema e a fome (sustentabilidade humana);
2. Obter o ensino primário universal (educação);
3. Promover a igualdade entre gêneros e a autonomia da mulher;
4. Reduzir a mortalidade infantil (saúde);
5. Melhorar a saúde materna (saúde);
6. Combater a AIDS, palutismo e outras doenças (saúde);
7. Garantir a sustentabilidade do Meio Ambiente (ambiente);
8. Fomentar uma associação mundial para o desenvolvimento.

As ações relacionadas a esses objetivos foram destacadas na tabela 3.2.

3.5 Sistema Institucional dos Recursos Hídricos no Brasil

3.5.1 Legislação de recursos hídricos

O texto legal básico que criou a Política Nacional de Recursos Hídricos é a Lei n. 9433 de 8 de janeiro de 1997. Esta política se baseia nos princípios de Dublin, ou seja: (a) a água é um bem de domínio público; (b) a água é um recurso limitado, dotado de valor econômico; (c) a prioridade da água, quanto ao uso, é para o consumo humano; (d) prioriza o uso múltiplo dos recursos hídricos; (e) a bacia hidrográfica é a unidade de planejamento; (f) gestão descentralizada.

Os objetivos da legislação estão dentro destes princípios relacionados com o desenvolvimento sustentável dos recursos hídricos, ou seja, art 2º da lei: " (I) assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos; (II) a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, incluindo o transporte aquaviário, com vistas ao desenvolvimento sustentável; (III) prevenção e defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais". Os instrumentos da Política são os planos de recursos hídricos, o enquadramento dos corpos de água em classes, de acordo com os usos preponderantes de água, a outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos, a cobrança pelo uso de recursos hídricos, a compensação a municípios e o sistema de informações sobre recursos hídricos (Lei nº 9.433/1997).

Os Planos englobam: o Plano Nacional de Recursos Hídricos, Planos Estaduais e os Planos de Recursos Hídricos de bacias, que devem buscar uma visão de longo prazo, compatibilizando aspectos quantitativos e qualitativos da água. O enquadramento trata de definição da compatibilidade da qualidade da água e os usos da mesma, buscando a minimização dos impactos sobre a qualidade da água. O processo de outorga trata de assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água. A cobrança pelo uso da água visa incentivar o uso racional da água e reconhecer a água como um recurso natural dotado de valor econômico, além de dar sustentabilidade econômica ao funcionamento do comitê e agência da bacia.

O enquadramento é o instrumento de estabelecimento de metas intermediárias e finais de qualidade da água. Este enquadramento, que consta da Resolução CONAMA nº 357/2005 (que revogou a Resolução CONAMA nº 20/1986), 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 a resolução CNRH 12/2001 que estabelece os procedimentos para o enquadramento.

Tabela 3.2 Objetivos e ações (Foro Deltamerica apud Cabezas,2004

Objetivos dos MDG para 2015	Administração da água que contribuem para atingir as metas
Erradicar a pobreza: Reduzir pela metade as pessoas no mundo com ganhos inferiores a US\$1/dia	A água é um fator de produção na agricultura, indústria e atividades econômicas; Os investimentos na infra-estrutura de água são catalizadores para o desenvolvimento local e regional; A redução da vulnerabilidade relacionada com água reduz os riscos dos investimentos e na produção; A redução da degradação dos ecossistemas melhora a subsistência; Melhorar a saúde aumenta a produtividade em todos os aspectos.
Erradicar a fome	A água é o insumo para a irrigação aumentar a produção de grãos; Água confiável para animais, colheitas e jardins; Produção sustentável de pesca, cultivos e outros alimentos; Redução da fome urbana pelos preços baratos dos alimentos; A população está mais disposta a absorver os nutrientes dos alimentos que têm contato com a água.
Obter o ensino primário universal: Cuidar para que as crianças completem o ensino primário	Aumentar a frequência escolar e acesso à água para melhora da saúde Ter banheiros separados para meninos e meninas nas escolas;
Promover a igualdade de gênero e a autonomia da mulher	As organizações baseadas na comunidade para o manejo da água enriquecem o capital social das mulheres; Redução da carga para a mulher pela melhora dos serviços de água, aumentando o tempo para atividades produtivas e educação. Serviços de água e esgotamento sanitário reduzem o risco sobre ataques sexuais as mulheres; O aumento da sobrevivência das crianças são precursores da transição demográfica para taxas menores de fertilidade
Reduzir a Mortalidade Infantil – reduzir em um terço a taxa de mortalidade das crianças menores que 5 anos.	Aumento de água potável e saneamento doméstico reduzem a mortalidade infantil; O incremento da nutrição e a segurança dos alimentos reduzem a suscetibilidade de doenças.
Melhora a saúde materna: - reduzir a taxa de mortalidade materna em ¼.	O incremento de saúde e a redução da carga poluente na água reduzem o risco mortalidade infantil; Incremento de saúde e nutrição reduz a possibilidade de anemias e outras condições que afetam a mortalidade materna; Quantidade suficiente de água limpa para asseio pré e pós-nascimento reduzem a ameaça de infecções; Altas taxas de sobrevivência são precursoras pra taxas de finalidade a redução de mortalidade.
Combater a AIDS o paludismo e outras doenças: - Deter e começar a reduzir a propagação da AIDS; -deter e começar a reduzir a incidência do paludismo/malária e outras doenças	Um melhor manejo da água reduz os habitats dos mosquitos; Um melhor manejo da água reduz o risco para várias doenças da água; A melhor saúde e nutrição reduzem a suscetibilidade a severidade da AIDS e outras doenças.
Garantir a sustentabilidade do meio ambiente: (a) incorporar os princípios de desenvolvimento sustentáveis, políticos e programas nacionais; inverter o processo de perda dos recursos naturais; (b) reduzir a metade a % de pessoas que não têm acesso a água potável;(c) melhorar a vida de pelo menos 100 milhões de pessoas de áreas insalubres até 2020.	Melhora do manejo da água, incluindo o controle da poluição e a conservação da água, são fatores chaves na preservação da integridade dos ecossistemas; O desenvolvimento do manejo integrado na bacia, permite a sustentabilidade dos ecossistemas e resolve os conflitos de montante para jusante. A conservação da biodiversidade e o combate a desertificação é fomentado por bom manejo das águas.

A outorga dos direitos de uso de recursos hídricos foi estabelecida na lei 9.433, art 14, onde especifica que a mesma será efetivada por ato da autoridade competente do Poder executivo Federal, dos Estados ou do Distrito federal. No art 12, a referida lei dispõe que estão sujeitas às outorgas: (I) a derivação ou captação de água superficial ou subterrânea para consumo final, ou para insumo de processo produtivo; (II) o lançamento de efluentes líquidos e gasosos, tratados ou não, para fins de diluição, transporte ou disposição final; (III) o aproveitamento hidrelétrico das águas e qualquer outro uso das mesmas que altere o regime, quantidade ou qualidade das águas de um rio.

A geração de energia elétrica estará subordinada ao Plano Nacional de Recursos Hídricos, obedecida à disciplina da legislação setorial específica. A outorga poderá ser suspensa, parcial ou totalmente, em definitivo ou prazo determinado, quando não forem cumpridos, pelo outorgado, os termos da outorga. Estas condições são: ausência de uso por três anos consecutivos; necessidade premente de água para atendimento de condições adversas; manter a

navegabilidade do rio. Esta outorga não poderá concedida por prazo que exceda 35 anos, mas é passível renovação. A outorga não implica na alienação das águas, mas o direito de uso.

A cobrança pelos usos outorgados da água foi prevista na Lei 9.433, art 20. Os recursos resultantes da cobrança devem ser aplicados prioritariamente nas bacias hidrográficas em que foram gerados. Em 2001 o processo de cobrança foi decidido pelo comitê da bacia do rio Paraíba do Sul e aprovado pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (Resolução nº 19, de 14 de março de 2002), iniciando-se por meio de convocação à regularização de todos os usuários da bacia. Foi realizada uma ampla campanha de divulgação pública por meio de rádio, televisão e jornais. Na tabela 3.4 é apresentado o resultado da declaração realizada de acordo com o tipo de usuário e a origem dos estados envolvidos na bacia do Rio Paraíba do Sul. A outorga foi dada por três anos considerando o valor declarado pelo usuário como correto e feita uma ampla fiscalização após a declaração dos usuários.

O sistema de informações sobre Recursos Hídricos é definido pelo sistema de coleta, tratamento, armazenamento e recuperação de informações para a gestão dos recursos hídricos.

Tabela 3.4 Resumo das declarações recebidas. Classificação por finalidade do empreendimento e dominialidade dos pontos de captação e/ou lançamento (ANA,2003a).

Uso	Estados			Federal	Total
	M.Gerais	S. Paulo	R.Janeiro		
Abastecimento e Esgotamento Sanitário	63	56	46	93	219
Dessedentação Animal	52	512	17	109	2865
Indústria/Mineração	34	116	118	188	375
Irrigação	10	52	4	33	693
Outros usos	178	804	196	447	

Observação: A soma dos valores correspondentes às diferentes dominialidades para uma dada finalidade pode não coincidir com o valor do número total de declarações indicado para esta finalidade, uma vez que nem todas as declarações podem ser classificadas do ponto de vista de dominialidade, ou, ainda, uma vez que há declarações que são classificadas em duas ou mais categorias de dominialidade.

3.5.2 Gerenciamento Hídrico

A competência de implementação da Política de Recursos Hídricos é do poder executivo que, através da implementação do Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos, deve outorgar na sua esfera de competência e promover a integração com a gestão ambiental. O Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos é integrado pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos, a Agência Nacional das Águas, os Conselhos Estaduais e do DF, os comitês de bacia hidrográfica, os órgãos dos poderes federal, estaduais, do DF e municipais que tenham gestão de recursos hídricos e as agências de água.

A ANA, assim como o IBAMA, é vinculada ao Ministério de Meio Ambiente. Este ministério por meio da Secretaria de Recursos Hídricos- SRH propõe as políticas de recursos hídricos e ações como o Plano Nacional de Recursos Hídricos. O Conselho Nacional de Recursos Hídricos é o órgão deliberativo desta política do setor a nível federal. Este Conselho é constituído por membros federais (em sua maioria), representantes dos Estados, ONGs, setores usuários da água e entidades de pesquisa.

A lei federal n. 9984 de 17 de julho de 2000 dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas ANA, entidade de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos. Algumas das principais atribuições da ANA são: outorgar o direito de uso dos recursos hídricos em rios de domínio da União; prevenção contra secas e estiagens; fiscalizar os usos de recursos hídricos em rios de domínio da União; estimular a criação de comitês de bacias. No que se refere à energia hidráulica a ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica deverá promover junto à ANA, a prévia obtenção de declaração de reserva de disponibilidade hídrica.

A lei também estabelece que o mecanismo de gestão descentralizada ocorrerá através do comitê de bacia com o apoio de agência executiva. Apesar de enfatizar a descentralização,

a própria legislação se contradiz ao estabelecer que o Conselho Nacional de Recursos Hídricos deverá ter até 50% mais um representante de entidades federal, o que o governo tem exercido neste limite. O comitê de bacia é instituído para a totalidade da bacia, sub-bacia do rio principal ou de tributário deste último, portanto estabelece até três níveis possíveis para construção de comitê. Além disso, permite um comitê de bacias e sub-bacias contíguas. A instituição de comitês em rios de domínio da União será efetivada por ato do presidente da república. O comitê tem a função de: promover o debate, arbitrar os conflitos, aprovar o Plano da bacia, acompanhar sua execução, propor ao CNRH alterações no sistema para efeito de outorga, cobrança e rateio de custo de investimentos. As Agências funcionam como secretaria executiva dos Comitês e podem englobar mais de uma bacia e serão designadas pelos Conselhos Nacional ou Estadual de acordo com o domínio do rio.

A Constituição Federal do país define como um rio de domínio da União todo rio que escoar por meio de mais de um Estado ou por trechos internacionais. De outro lado, a lei 9.433 define a bacia como a unidade de abrangência de planejamento. Esta combinação de legislações tem gerado diferentes interpretações para bacias em que o rio na sua cabeceira é estadual e a jusante federal.

Os cenários são: (a) Um rio que escoar por um mesmo Estado (até a seção de interesse) e tem bacia hidrográfica em mais de um Estado; (b) um rio que escoar e tem sua bacia totalmente num mesmo Estado, mas é afluente de rio federal. Este é um vazio legal que pode gerar contestações judiciais. Combinando a constituição e a lei das águas, apenas os rios que nascem num Estado e escoam para o mar seriam de domínio estadual, os demais de domínio da União. Na prática a ANA tem estabelecido convênios para a gestão da bacia.

De outro lado existem contestações sobre a abrangência da licença ambiental dentro do mesmo contexto, principalmente no caso (a) acima. A licença ambiental está relacionada com a área de influência do empreendimento e seus respectivos impactos, que muitas vezes pode levar a diferentes interpretações. Se a área de influência envolve áreas de mais de um Estado o ambiente de licença passa a ser federal. A questão passa a ser num empreendimento a definição da área de influência. Em recursos hídricos área de abrangência de efeitos é a bacia hidrográfica, o que indicaria que todo o projeto que envolvesse o uso ou impacto dos recursos hídricos deveria ter como área influência toda a sua bacia a montante. No entanto, poderão existir empreendimentos que pela sua magnitude dificilmente terão impactos ou receberão impactos significativos dentro de um raio de influência grande, portanto a questão tem uma razoável subjetividade.

3.5.3 Meio ambiente

Na tabela 3.5 é apresentado um resumo das leis relacionadas com a proteção de recursos ambientais e Política de Meio Ambiente.

Tabela 3.5 Legislação Proteção de recursos ambientais e da Política Nacional de Meio Ambiente (Braga et al 2002)

Legislação	Original	Alterações e regulamentações
Estatuto da Terra	Lei n.4504/64	Lei n.6476/79 e conservação de recursos renováveis
Código Florestal	Lei n. 4771/65	Lei n. 7803/89
Código de Pesca	Lei n. 221/67	
Código de Mineração	Lei n. 227/67	Decreto lei n. 62934/68
Lei de proteção à Fauna	Lei n. 5197/67	Lei n. 7653/88
Criação de estações ecológicas e áreas de proteção	Lei n. 6902/81	Decreto n. 99274/90
Política Nacional de Meio Ambiente	Lei n. 6938/81	Lei n. 7804/89; Lei n. 8028/90; Decreto n. 99274/90 Decreto n. 99355/90
Sistema de Monitoramento Ambiental e dos Recursos Naturais por Satélite (SIMAM)	Decreto n. 97822/89	
Fundo Nacional de Meio Ambiente	Lei n.797/89	Lei n.8028/90; decreto 98161/89; decreto n. 99249/90.

O licenciamento é o mecanismo de comando-controle para garantir a conservação e preservação do meio ambiente. A outorga do uso dos recursos hídricos e o enquadramento dos rios nas classes são as interfaces entre as duas gestões, na medida que o Plano de Bacia estabelece metas ambientais para os diferentes trechos. O critério de enquadramento dos rios em classes tem sido disciplinado pelo CONAMA Conselho Nacional de Meio Ambiente (Resolução CONAMA 357 de 17 de março de 2005). O enquadramento dos corpos de água em classes, segundo seus usos preponderantes, visa principalmente assegurar às águas, qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas.

A outorga não é meramente quantitativa já que a lei de recursos hídricos prevê no art 12, que estão sujeitos a outorga: “III – lançamento em corpo de água de esgotos e demais resíduos líquidos gasosos, tratados ou não, com o fim de sua diluição, transporte ou disposição final;” e “V – outros usos que alterem o regime, a quantidade ou qualidade da água existente em um corpo de água”. Neste sentido o Plano da Bacia estabelece as classes nos quais os trechos devem se enquadrar. A outorga estabelece os usos considerando o efeito quantitativo e qualitativo das mudanças da vazão, definindo a vazão remanescente.

No processo de outorga a avaliação dos usuários e a quantidade de água outorgada passa pela definição das condições de escoamento para conservação ambiental. Não existem critérios bem definidos ou unificados sobre o assunto. Na tabela 3.6 abaixo são apresentados os critérios adotados em alguns estados brasileiros.

Para um trecho de rio onde o impacto fundamental é a carga efluente de esgotos domésticos e industriais a avaliação das suas condições sanitárias e a vazão remanescente associada deve priorizar as condições sanitárias e estabelecidas segundo uma vazão mínima. Na tabela 3.4 observa-se que o critério de definição de uma vazão remanescente está relacionado a um valor máximo outorgado. Isto indica que, por exemplo, ao definir a Q_{90} como vazão de referência, a vazão remanescente será 20% deste valor para garantir uma quantidade mínima de vazão no rio que permita a vida aquática e o atendimento da qualidade da água. No entanto, esta metodologia não garante que o rio manterá a sua biota, se, por exemplo, toda a vazão for desviada, mantendo-se este valor mínimo durante todo o tempo.

Tabela 3.6 Legislações adotadas nos Estados Brasileiros (Pereira, 2000).

Estado	Decreto	Critério de vazão de referência	Vazão mínima Garantida
Bahia	6.296/1997	O valor de referência será a descarga regularizada anual com garantia de 90%. O somatório dos volumes a serem outorgados corresponde a 80% da vazão de referência do manancial; 95% nos casos de abastecimento urbano.	20% da vazão de referência.
Ceará	23.067/1994	O valor de referência será a descarga regularizada anual com garantia de 90%. O somatório dos volumes a serem outorgados não poderá exceder a 90% da vazão de referência.	10% da vazão de referência.
Distrito Federal	22.359/2001	A vazão de referência no processo de outorga pode ser a $Q_{7,10}$ ou Q_{90} . O somatório das vazões a serem outorgadas não poderá exceder 80% das vazões de referência, e 80% das vazões regularizadas. No caso de abastecimento humano, o limite máximo poderá chegar a 90% da $Q_{7,10}$.	20% da vazão de referência.
Rio Grande do Norte	13.283/1997	O valor de referência será a descarga regularizada anual com garantia de 90%. O somatório dos volumes a serem outorgados não poderá exceder a 90% da vazão de referência.	10% da vazão de referência.
Rio Grande do Sul	37.033/1996	O valor de referência será a descarga regularizada anual com garantia de 90%. O somatório dos volumes a serem outorgados corresponde a 80% da vazão de referência do manancial.	20% da vazão de referência.
Minas Gerais	Portaria nº 010 de 1996	O somatório dos volumes a serem outorgados corresponde a uma percentagem fixa de 30% da $Q_{7,10}$	70% da vazão de referência

Para um trecho de rio onde existe um aproveitamento hidrelétrico deve-se procurar garantir através da vazão remanescente a variabilidade natural das vazões para que não produzam impactos sobre a biota do sistema aquático ao longo do tempo. Onde vários usos e seus impactos estiverem presentes num rio, deve-se procurar garantir os diferentes cenários ambientais e de disponibilidade hídrica para definição das vazões remanescentes no rio.

3.5.4 Financiamento

O setor de recursos hídricos está sendo financiado pela legislação de compensação financeira devido à inundação de áreas por reservatórios para gerar energia. No futuro, a cobrança pelo uso da água deverá se constituir na fonte do recurso para a compensação financeira. A Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000 estabelece que 6,75 % sobre o valor da energia elétrica produzida na Usina deve ser utilizada na compensação pela utilização de recursos hídricos, onde 0,75 % é para financiar as ações referentes a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Do restante que são 6 % , 45% para Estados e a mesma parcela para municípios atingidos. Do restante, 3% para o Ministério de Meio Ambiente, 3% para o Ministério de Minas e Energia e 4% para Ciência e Tecnologia.. A estimativa dos valores médios de 2001-2003 são apresentados na tabela 3.7 dos valores envolvidos. Estes são valores do orçamento, mas infelizmente no Brasil o valor orçado não está disponível para execução. O governo contingencia os recursos do orçamento, apenas uma parcela pode ser executada, variando de ano para ano. Apesar dos recursos ficarem em conta para uso futuro, o acesso ao mesmo não é permitido, visando o controle do déficit público do país. A parcela efetivamente executada pode ser da ordem de 50% do valor disponível.

Em resumo, a boa notícia é que o setor de recursos hídricos tem fonte permanente de financiamento, mas a má notícia é que mesmo arrecadado e explicitado em lei o recurso não fica disponível devido a artifícios gerado pelo governo para controle de gastos públicos que englobam todo o orçamento.

Tabela 3.7 Valores médios aproximados do período 2001- 2003 segundo ANA e ANEEL.

Entidade	Parcela do total arrecadado %	Valores R\$ milhões	Valores em(*) US \$
ANA	11,1	88,8	30,6
Estados	40	320	110,4
Municípios	40	320	110,4
MMA	2,67	21,36	7,37
MME	2,67	21,36	7,37
C & T Cthidro	3,56	28,48	9,8
Total	100	800	275,9

(*) estimativa com US \$ 1 = R\$ 2,9

Está prevista na legislação a cobrança pelo uso da água que deve financiar as ações descentralizadas de gerenciamento de recursos hídricos na bacia hidrográfica. Este processo está no seu início com a bacia do Paraíba do Sul entre São Paulo e Rio de Janeiro pela sua estratégica representatividade econômica, e também nas bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá, cuja cobrança foi aprovada pela Resolução CNRH nº 52, de 28 de novembro de 2005, para ter início em janeiro de 2006.

3.5.5 Sínteses, fases e desafios.

Na Tabela 3.8 é apresentado um resumo das diferentes fases do desenvolvimento dos recursos hídricos que de alguma forma é reprodução de cenários em que se encontram diferentes países a nível mundial.

O Brasil até a década de 80 era um país em que a gestão dos recursos hídricos era realizada de forma setorial sem nenhuma integração. Os setores atuantes eram de: energia (o setor mais bem organizado com planejamento setorial); irrigação, pois neste período o país chegou a possuir um ministério da Irrigação, priorizando o seu uso, principalmente no Nordeste; meio Ambiente, com a implementação da legislação ambiental e a criação das agências ambientais estaduais; o abastecimento de água e saneamento representado pelas companhias de água e saneamento; e na navegação dentro do Ministério dos Transportes um setor mais marginal. Aspectos como inundação e saúde por doenças veiculadas pela água estavam dispersos dentro da estrutura do Estado sem grande significância.

Dentro do contexto institucional existia apenas o Código de Águas aprovado em 1934 e a aprovação de projetos passava pelos órgãos setoriais. A base de dados hidrológica estava no Ministério de Minas Energia e os projetos eram desenvolvidos com um único objetivo e sem visão de bacia por entidades setoriais e com limitada observância ambiental. O único planejamento era realizado pelo setor hidrelétrico que adotava as etapas de: Potencial hidrelétrico e Inventário (bacia toda); Viabilidade, Projeto Básico e Executivo para cada empreendimento.

No setor de água e saneamento as companhias estaduais ampliaram de forma significativa o abastecimento de água, mas o investimento da cobertura de coleta e tratamento do esgotamento sanitário era muito limitado e a drenagem urbana e resíduos sólidos não estavam na agenda, apesar das freqüentes inundações urbanas.

Em 1990 o setor conseguiu aprovar a legislação de compensação pela inundação das áreas de barragens, que passou ser a base de financiamento setorial, apesar de atender prioritariamente a mais interesses de Estados e Municípios. A lei de Compensação financeira pelo alagamento de terras produtivas retira 6% do valor da energia na Usina para compensar o Estado e Município, mas uma parcela do recurso é destinada a coleta de dados hidrológicos, ciência e tecnologia e estudos hidrológicos. No entanto, o destino dos recursos ia para o setor de energia, que garante a base de dados hidrológicos de forma permanente. Esta é primeira grande lição de sucesso desenvolvida, pois independentemente do orçamento, foram garantidos em lei os recursos para a coleta de dados e estudo básico.

Tabela 3.8 Desenvolvimento Institucional dos Recursos Hídricos

Fase	Período	Características
I Setorial	Até 1997	Desenvolvimento setorial dos recursos hídricos, sem um marco legal integrador.
II Instituição do Marco legal integrador nacional	1997 a 2000	Lei Nacional de Recursos Hídricos em 1997, Instituição do Conselho Nacional de Recursos Hídricos e criação da Agência Nacional de Recursos Hídricos ¹ .
III Descentralização e regulamentação setorial	2000 - ?	Desenvolvimento institucional dos Estados, Criação de comitês de bacias hidrográficas de rios de domínio da União e dos estados, e regulamentação de setores relacionados com recursos hídricos: Energia Saneamento; início pela cobrança pelo uso da água.
IV	?	Sustentabilidade econômica e desenvolvimento de medidas sustentáveis em recursos hídricos

1 – Grande maioria dos Estados brasileiros implementou as leis estaduais.

Neste período existiam algumas forças preponderantes na negociação da legislação: o setor de energia que pela sua organização e recursos sempre dominou o desenvolvimento dos recursos hídricos, o meio ambiente que contrapunha os potenciais impactos e desejava participar da gestão do processo, a irrigação por circunstâncias da época e pelo grande consumo de água. O setor de água e saneamento se manteve distante deste processo principalmente devido a sua ação mais estadual enquanto que a discussão era muito mais a nível federal.

Com a reforma do Estado na década de 90, foi criada a Secretaria de Recursos Hídricos em 1995. Com um trabalho político junto ao congresso foi possível preparar uma minuta de lei que contivesse os principais elementos técnicos discutidos, restando alguns artigos para

discussão. Em 1997, finalmente é aprovada a lei de recursos hídricos após forte negociação dos setores envolvidos. Com a legislação aprovada era necessário passar a etapa seguinte de implementação das suas ações. Dentro do governo, neste momento estava sendo realizada uma segunda reforma com a criação de Agências que permitissem o controle do desenvolvimento setorial, ficando para os Ministérios a definição das políticas. A Agência Nacional de Águas – ANA foi criada neste momento político-institucional de governança (em 2000). Com a criação da Agência também foi alterada a lei de compensação para dar financiamento ao setor, ficando a ANA com 11,1% dos recursos que passaram a ser de 6,75% do valor da energia gerada. A pesquisa (Ciência e Tecnologia) em recursos hídricos ficou com 3,67 % dos fundos da compensação. São valores expressivos para uma realidade que antes desta legislação vinha sendo sustentado por pequeno orçamento. A Agência recém criada também recebeu recursos orçamentários.

Pode-se dizer que foi concluída a construção das duas primeiras fases institucional dos Recursos Hídricos do Brasil, onde foram estabelecidos elementos legais da gestão a nível federal e criadas as instituições para a governança. A nível estadual praticamente todos os Estados criaram sua legislação com base na legislação federal e alguns estabeleceram agências para seu desenvolvimento, mas ainda em número reduzido. Neste período foram também estabelecidos os comitês e as agências de bacias com diferentes experiências. A maioria delas somente com estrutura do comitê, sem a agência, o que limitou as ações. No setor de Ciência e Tecnologia houve um aumento considerável no investimento de pesquisa no setor com foco nos problemas e com permanência de recursos.

A fase em desenvolvimento possui várias frentes, as principais são as seguintes:

Legislação setorial: Deve-se considerar que a legislação e gestão são do conjunto dos recursos hídricos, mas os setores ainda necessitam de elementos que permitam seu desenvolvimento econômico social e ambiental sustentável. Principalmente os setores de água e saneamento como o de energia, desenvolveram ou estão desenvolvendo elementos legais para dar sustentabilidade ao seu desenvolvimento. Esta é a fase atual de construção legal que permite compatibilizar os objetivos da lei de recursos hídricos com os desenvolvimentos setoriais. Neste documento, foram apontados vários problemas e ações em curso para a busca destes elementos legais e construção de uma visão de gestão integrada dos recursos hídricos.

Implementação e desenvolvimento dos instrumentos de gestão: estabelecimento de *comitê de bacia* e as *agências* com recursos da *cobrança* pelo uso da água. Para que este desenvolvimento ocorra é necessário que os três elementos mencionados existam, caso contrário dificilmente haverá sucesso.

Plano Nacional de Recursos Hídricos, Planos Estaduais e Planos de Bacias: o gerenciamento integrado dos recursos hídricos será desenvolvido quando os planos foram implementados. Desta forma, é possível conciliar os setores, estabelecer outorga, controlar o meio ambiente. O Plano Nacional foi concluído, em alguns Estados isto também ocorreu e outros estão em preparação.

Sistema Nacional de Informações: o sistema de informações hidrológicas foi mantido ao longo do tempo, mas necessita de ampliação e modernização. Atualmente as informações são de fácil acesso pela sociedade. A ampliação e modernização da base de dados envolvem: (a) ampliar as informações além das hidrológicas básicas; (b) ampliar a rede de coleta cobrindo um universo de escala de bacias mais amplo e representativo; (c) modernizar o banco de dados e acesso à informação. Além disso, deve-se evitar o que está atualmente ocorrendo que é a falta de recursos (antes garantidos) para a coleta básica.

Recursos Humanos, Ciência e Tecnologia: foram realizados investimentos no setor e o prosseguimento deste processo é importante na medida que tenderá a aumentar a demanda por pessoal qualificado para atuar nas agências de bacias. Além disso, o desenvolvimento de conhecimento voltado para os instrumentos de gestão e dos sistemas hídricos é essencial para a solução dos problemas críticos do país.

Na tabela 3.9 é apresentada uma seleção resumida dos principais resultados das fases iniciais deste processo de desenvolvimento dos recursos hídricos. A fase em desenvolvimento

possui vários desafios que dependem muito da construção e entendimento político dos agentes envolvidos na governança. Esta fase conclui com a sustentabilidade econômica do sistema.

Estas etapas constroem o sistema institucional, mas não garantem o desenvolvimento sustentável dos recursos hídricos. O sistema institucional é uma condição necessária, mas não é suficiente para dar esta garantia. É necessário que este sistema funcione e evolua para decisões sustentáveis de longo prazo.

Os principais desafios são:

- A efetiva disponibilidade dos recursos orçamentários em lei para sua execução durante o ano. O contingenciamento é o principal problema de execução orçamentária. Um dos problemas freqüente é a limitada disponibilidade efetiva para operação e manutenção da rede de observação hidrológica do país, que tem sofrido dificuldades de receber os recursos orçamentários, além de um programa de modernização necessária aos desafios dos recursos hídricos do país;
- Os recursos arrecadados nas bacias estão sujeitos ao contingenciamento os setores de governo. Isto poderá desacreditar o sistema de cobrança pelo uso da água, pois o usuário poderá contestar na justiça o pagamento;
- O desafio de desenvolver a visão integrada dos recursos hídricos no ambiente setorial como água e saneamento e energia. No primeiro falta a visão integrada no meio urbano e busca de resultados de melhoria ambiental a jusante das cidades. No segundo, os conflitos ambientais e a busca de projetos mais sustentáveis de produção de energia.
- Ampliar o processo descentralizado de ação da gestão de recursos hídricos através da gestão nas bacias;
- Melhoria do sistema de informações hidrológicas e ambientais para a gestão sustentável das bacias hidrográficas;
- Manutenção da política de investimento em Ciência e Tecnologia com participação dos agentes de governo e comunidade científica, mas com aumento da participação empresarial.

Tabela 3.9 Resultados do desenvolvimento dos recursos hídricos.

Avaliação	Atividades
Resultados obtidos	<ul style="list-style-type: none"> • Lei nacional de recursos hídricos e em quase todos os Estados do país; • Criação de uma Secretaria de Recursos Hídricos e de uma Agência Nacional e várias entidades estaduais • Instituição da outorga federal e estadual e a criação de comitês de bacias • Governança: SRH para política e ANA para a implementação da Política nacional de Recursos Hídricos • Investimento permanente em Ciência e Tecnologia • Mecanismo de financiamento do setor a nível federal • Desenvolvimento de programas para abastecimento rural no semi-árido e tratamento de esgoto • Manutenção do sistema de informações hidrológicas • Boa cobertura de abastecimento de água nas áreas urbanas
Problemas encontrados	<ul style="list-style-type: none"> • Limitação da disponibilidade de Recursos financeiros existente no orçamento. Este problema é sério e inviabilizar a gestão em nível de comitê de bacia, fase II • Falta de ação em áreas estratégicas como gestão de inundações, racionalização da água no meio urbano e rural. • Necessidade de maior descentralização do processo de gestão. O processo é ainda muito federal pela própria composição do Conselho de Recursos Hídricos • Falta de integração entre a outorga e o licenciamento ambiental no processo de concessão de empreendimentos. • Pequena cobertura de coleta e tratamento de esgoto nas cidades brasileiras • Falta de uma visão integrada no gerenciamento dos recursos hídricos urbano.
Principais impactos Positivos	<ul style="list-style-type: none"> • Houve forte alteração da percepção por parte da sociedade com relação à gestão da água; • Redução da poluição dos rios com a ação junto aos municípios (ainda em escala pequena para a dimensão do país) • Maior produção de pesquisadores e pesquisas no setor • Aumento da participação pública no comitê de bacia a nível federal e estadual.
Sustentabilidade	<ul style="list-style-type: none"> • A sustentabilidade legal é garantida por lei, a política depende de cada governo, a econômica depende da execução do orçamento, que tem sido

3.6 Planos de Recursos Hídricos

3.6.1 Características principais

A lei de recursos hídricos estabelece que os Planos de Recursos Hídricos são de longo prazo, com horizonte de planejamento compatível com o período de implantação de seus programas e projetos.

O conteúdo mínimo para o Plano (art 7º), sem distinguir o tipo de Plano, são os seguintes: (a) diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos; (b) análise de alternativas de crescimento demográfico, de evolução de atividades produtivas e a de modificação dos padrões de ocupação do solo; (c) balanço entre disponibilidade e demandas futuras dos recursos hídricos, em quantidade e qualidade, *com identificação de conflitos potenciais*; (d) metas de racionalização de uso, aumento da quantidade e *melhoria da qualidade dos recursos hídricos disponíveis*; (e) medidas a serem tomadas, programas a serem desenvolvidos e projetos a serem implantados, para o atendimento das metas previstas; (f) prioridades para outorga de direitos de uso de recursos hídricos; diretrizes e critérios para a cobrança pelo uso dos recursos hídricos; (g) propostas para a criação de áreas sujeitas a restrição de uso, com vistas à proteção dos recursos hídricos.

No conteúdo foram destacados acima os itens da política de recursos hídricos no que se refere aos objetivos I e II do artigo 2 da lei. No entanto não se observa claramente, no conteúdo mínimo, ação sobre o terceiro objetivo de controle dos eventos extremos, que também existe na Constituição no artigo 21.

Entende-se que os Planos Nacionais e Estaduais devem ter um escopo, dentro dos conteúdos mencionados, de articulação e metas globais nacionais e regionais, deixando para o Plano de Bacia as especificidades dos efeitos integrados da bacia hidrográfica no que se refere a quantidade (oferta x demanda); preservação e conservação ambiental, eventos extremos resultante dos condicionantes socioeconômicos para a bacia hidrográfica. Este último tem um caráter mais operacional sobre o território, enquanto que os primeiros são mais programáticos.

3.6.2 Plano Nacional de Recursos Hídricos

Nos últimos anos vários Estados brasileiros desenvolveram seus Planos de Recursos Hídricos e a nível Federal em 1998 foi desenvolvida a primeira tentativa de um Plano Nacional, junto à Fundação Getúlio Vargas (FGV,1998). Neste ano de 2006 foi concluído o Plano Nacional de Recursos Hídricos que foi elaborado seguindo os preceitos da Lei nº 9.433/1997, de maneira participativa, sendo aprovado pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos em janeiro de 2006 pela Resolução CNRH nº 58/2006. O Plano Nacional estabelece diretrizes, programas e metas para os próximos anos dentro do âmbito nacional.

O conteúdo do Plano foi preparado em quatro volumes (MMA,2006) onde:

(a) O vol 1 trata do Panorama e Estado dos Recursos Hídricos: apresenta a evolução histórica dos recursos hídricos no país, a situação atual quanto a legislação, um diagnóstico e os desafios e oportunidades;

(b) O vol 2 denominado Águas para o futuro: cenários para 2020, trata de identificar os cenários futuros e o estabelecimento de estratégias;

(c) O vol 3 trata as diretrizes e estratégias do Plano

(d) O volume 4 trata dos Programas Nacionais, monitoramento e as suas Metas

Os cenários estudados foram denominados de: (I) água para todos, (II) água para alguns e (III) água para poucos. As características dos mesmos são apresentadas na tabela 3.10 abaixo.

Os objetivos gerais do PNRH foram definidos como sendo MMA(2006): “ Estabelecer

um pacto nacional para a definição de diretrizes e políticas públicas voltadas para a melhoria da oferta de água, em qualidade e quantidade, gerenciando as demandas e considerando ser a água um elemento estruturante para a implementação das políticas setoriais, sob a ótica do desenvolvimento sustentável e da inclusão social.”

Tabela 3.10 Cenários utilizados no Plano nacional de Recursos Hídricos (MMA,2006)

INDICADORES / CENARIOS	CENÁRIO 1	CENÁRIO 2	CENÁRIO 3
População (1)	209	219	228
PIB (2)	R\$ 3.631 trilhões US\$ 1.613 trilhão	R\$ 3.125 trilhões US\$ 1.388 trilhão	R\$ 3.315 trilhões US\$ 1.028 trilhão
Taxa de Crescimento	4,5%	3,5%	1,5%
PIB per capita (2)	US\$ 7.721	US\$ 6.311	US\$ 4.511
1. Cenários Mundiais	Longo ciclo de prosperidade	Dinamismo Excludente	Instabilidade e fragmentação
2. Cenários Nacionais	Desenvolvimento integrado	Modernização com exclusão	Estagnação e Pobreza
3. Atividades Produtivas: Indústria, agricultura e pecuária	Grande crescimento com médios impactos	Grande crescimento com fortes impactos	Pequeno crescimento com médios impactos
4. Usinas	Forte expansão	Forte expansão	Pequena expansão
5. Saneamento	Estatual com eficiência em direção a universalização	Participação privada com pouca expansão	Estatual sem eficiência
6. Gestão	Operativa	Economicista	Burocrática
7. Investimentos e despesas públicas em proteção e gestão dos recursos hídricos	Grandes, massivos e corretivos	Pequenos, seletivos e corretivos	Pequenos, seletivos e corretivos

Observação: (1) Fonte: ONU (World Population Prospects, 2004). Disponível em <http://esa.un.org/unpp/>
(2) Dólar em R\$ 2,25, segundo cotação fechada estabelecida pela ONU para o mês de novembro de 2005
Fonte: baseada em Marcoplan 2004

As diretrizes foram estabelecidas dentro das seguintes linhas: conceitos e políticas regentes das ações do PNRH; inserção espacial e cenários prospectivos de desenvolvimento; contexto intra-setorial e intersetorial da gestão dos recursos hídricos; natureza dos problemas de recursos hídricos e outras abordagens temáticas.

Alguns destaques das diretrizes enumeradas no Plano que de alguma forma procuram relacionar os desafios ambientais e de recursos hídricos são (MMA,2006): o fortalecimento da dimensão sustentável, agenda pró-ativa entre os diferentes setores, racionalização do uso da água, gestão do controle da poluição sobre os rios, conservação do solo, etc.

São treze os programas previstos no PNRH estabelecidos dentro de quatro componentes principais. Estes programas possuem subprogramas, que especificam suas ações. Na Tabela 3.11 são apresentados os títulos dos programas.

O PNRH definiu seis metas que são:

1. Elaborar e aprovar no CNRH do documento denominado a Estratégia de Implementação do PNRH;
2. Desenvolver, propor e aprovar, no CNRH Sistema de Gerenciamento para os resultados do PNRH;
3. Detalhar, no nível operacional, e implementar o Sistema de Implantação, Monitoramento e Avaliação do PNRH e o subsistema de Informações de Monitoramento e Avaliação do PNRH;
4. Detalhar, no nível operacional, o programa estabelecido para o Componente de Desenvolvimento da GIRH no Brasil;
5. detalhar, no nível operacional, os programas e subprogramas estabelecidos e aprovados para os Componentes de desenvolvimento da GIRH e articulação setorial, intra e inter institucional da GIRH;
6. Detalhar, no nível operacional, os programas e os subprogramas estabelecidos e aprovados para o componente de Programas Regionais de Recursos Hídricos.

Tabela 3.11 Componentes e programas (MMA,2006)

Componentes	Programas
Desenvolvimento da GIRH	1. Estudos estratégicos sobre recursos hídricos 2. Desenvolvimento institucional da GIRH no Brasil 3. Desenvolvimento e implementação de instrumentos de gestão de Recursos Hídricos 4. Desenvolvimento tecnológico, capacitação, comunicação e difusão de informações em GIRH
Articulações intersetoriais, inter-institucionais e intra-institucionais da Gestão de Recursos Hídricos	5. Articulação intersetoriais, inter -institucionais e intra-institucionais da Gestão de Recursos Hídricos 6. Usos múltiplos e gestão integrada de Recursos Hídricos 7. Programas setoriais voltados aos Recursos hídricos
Programas Regionais de Recursos Hídricos	8. Programa Nacional de Águas Subterrâneas 9. Gestão de Recursos Hídricos integrados ao Gerenciamento costeiro, incluindo áreas úmidas 10. Gestão Ambiental de recursos hídricos na região Amazônica 11. Gestão Sustentável de recursos hídricos e convivência com o semi-árido brasileiro 12. Conservação das águas no Pantanal
Gerenciamento da Implementação do PNRH	13. Gerenciamento executivo de monitoramento e avaliação da implementação do PNRH.

3.6.3 Planos de Bacia

○ Plano de bacia hidrográfica se baseia principalmente nos itens mínimos da lei das águas citado no item 3.1. Cada bacia tem suas características específicas quanto aos ambientes socioeconômicos e meio ambiente, que deve ser diagnosticado (disponibilidade e impactos), avaliadas as alternativas quanto ao uso (disponibilidade e demanda), racionalização, preservação e conservação e estabelecer as metas adequadas dentro dos cenários de curto, médio e longo prazo, seleção dos projetos para atingir as metas através da implementação dos instrumentos de gestão (outorga, cobrança, enquadramento).

As metas são resultados mensuráveis relacionados com a sociedade e com o meio ambiente e não processos. O detalhamento do Plano dependerá principalmente dos principais aspectos. Por exemplo, uma bacia de Região Metropolitana terá como peso principal o uso da água para abastecimento, diluição de efluentes e uso do solo devido a urbanização; em uma bacia com grande potencial hidrelétrico haverá um natural desafio entre a conservação ambiental e a produção de energia hidrelétrica; no semi-árido devido a intermitência dos rios e a dificuldade de sustentabilidade do homem por falta de água o foco principal está na gestão da disponibilidade para consumo humano, como prioridade, seguido do seu uso para sustentabilidade econômica como a agricultura.

○ Plano de Bacia estabelece a integração dos diferentes setores que utilizam os recursos hídricos e que de alguma forma utilizam os recursos hídricos e produzem impacto na bacia. A seguir são destacados os setores de saneamento ambiental relacionado com as cidades e o setor de energia.

3.7 Gestão das águas urbanas: saneamento ambiental

○ desenvolvimento urbano nas últimas décadas modificou a maioria dos conceitos utilizados na engenharia para a infra-estrutura de água nas cidades. A visão do desenvolvimento destes tópicos dentro da engenharia tem sido baseada na partição disciplinar do conhecimento sem uma solução integrada.

○ *desenvolvimento urbano* tem ocorrido com forte densificação, resultando em grande cobertura de áreas impermeáveis, grande demanda de água e esgoto em pequenas áreas. O conflito se transmite para as águas urbanas com a canalização do escoamento pluvial e inundações, sistema de esgoto inadequados com baixo nível de tratamento, resultando em risco para o abastecimento de água. Este conjunto de problemas se deve principalmente devido a gestão fracionada destas infra-estruturas nas áreas urbanas.

As áreas não podem ocorrer sem a busca da sustentabilidade do espaço após a ocupação da população. Para isto devem ser definidas regras de uso e ocupação que preservem condicionantes da natureza e o sistema possa receber o transporte, abastecimento de água, esgotamento sanitário, tratamento, drenagem urbana e coleta, processamento e reciclagem dos resíduos.

O *abastecimento de água* deve ser realizado de fontes confiáveis que não são contaminadas à partir de outras fontes de montante. O *esgoto sanitário* deve ser coletado e tratado para que a água utilizada não esteja contaminada e o sistema hídrico tenha condições de se recuperar. A *drenagem urbana* deve preservar as condições naturais de infiltração, evitar transferência para jusante de aumento de vazão, volume e carga de contaminação no escoamento pluvial e erosão do solo. Os *resíduos sólidos* devem ser reciclados na busca da sustentabilidade e da renda econômica desta riqueza e a disposição do restante deve ser minimizada.

3.7.1 Fases da gestão das águas urbanas

No final do século 19 e parte do século 20, *água urbana* se resumia no abastecimento, entregar a água à população e retirar o esgoto para longe e dispor na natureza sem tratamento. Esta fase pode ser chamada *higienista*, em função da preocupação dos sanitaristas em evitar a proliferação de doenças e reduzir as doenças de veiculação hídrica, retirando os resíduos de perto das pessoas. Neste período a solução sempre foi de coletar a água a montante e dispor o esgoto à jusante. As águas pluviais eram planejadas para escoar pelas ruas até os rios. Este cenário foi aceitável enquanto as cidades tinham população de até 20 mil habitantes e se encontravam distantes uma da outra para que o esgoto de uma cidade não contaminasse a outra.

As cidades cresceram, ficaram mais próximas uma das outras e a estratégia de desenvolvimento se manteve na fase *higienista*, gerando o que é chamado do ciclo de contaminação, onde a cidade de montante polui a de jusante e esta deverá poluir a seguinte. Muitas cidades, por meio de seus decisores, consideraram que o investimento em tratamento de esgoto é muito alto e optaram por investimentos em setores considerados mais importantes, sem entender que estavam deixando de combater o câncer na sua origem. Hoje ele está tomando conta do sistema e o custo para sua solução é extremamente alto.

Os países desenvolvidos saíram da fase chamada aqui de *higienista* (tabela 3.12) para a fase corretiva com o tratamento de esgoto doméstico e controle das inundações urbanas com detenções (amortecimento). O esgoto doméstico foi implementado até a cobertura quase total, desta forma o ambiente urbano se tornou melhor, mas não recuperou sua condição natural. Observou-se que além do esgoto sanitário existia a carga do esgoto pluvial e a adequada distribuição dos resíduos sólidos, processos totalmente inter-relacionados no cotidiano. O resíduo que não é coletado acaba dentro do sistema de drenagem. Os países desenvolvidos estão atuando para resolver este tipo de problema, além da carga das áreas rurais denominados *de poluição ou carga difusa*. Este impacto necessita de maiores investimentos para seu controle porque é distribuído e difuso na cidade. Na busca das soluções verificou-se que não bastava atuar sobre o problema no "end of pipe", depois que ocorreu e está nos condutos, mas é necessário trabalhar preventivamente na origem do desenvolvimento urbano e na gestão dos efluentes. Da mesma forma que a medicina moderna está se transformando numa ação preventiva e não curativa.

Tabela 3.12. Estágios do desenvolvimento sustentável urbano nos países desenvolvidos.

Anos	Período	Características
Até 1970	Higienista	Abastecimento de água sem tratamento de esgoto, transferência para jusante do escoamento pluvial por <u>canalização</u>
1970- 1990	Corretivo	Tratamento de esgoto, <u>amortecimento</u> quantitativo da drenagem e controle do impacto existente da qualidade da água pluvial. Envolve principalmente a atuação sobre os impactos.
1990* - ?	Sustentável	Planejamento da ocupação do espaço urbano, obedecendo aos mecanismos naturais de escoamento; Controle dos micropoluentes, da poluição difusa e o desenvolvimento sustentável do escoamento pluvial através da <u>recuperação da infiltração</u> .

* período que iniciou este tipo de visão

Para buscar uma solução ambientalmente sustentável é necessário o gerenciamento integrado da infra-estrutura urbana, iniciando-se pela definição da ocupação do espaço com preservação das funções naturais como a infiltração e a rede natural de escoamento. Este tipo de desenvolvimento tem recebido a denominação de LID (Low Impact development) nos Estados Unidos (U.S. Department of Housing and Urban Development, 2003 e NAHB Research Center, 2004 e U.S. Environmental Protection Agency, 2000) ou *Water Sensitive Urban Design* (WSUD) na Austrália.

Os princípios dos desenvolvimentos sustentáveis nas águas pluviais envolvem: recuperação ou manutenção das funções naturais do escoamento pluvial como a infiltração, o ravinamento natural desenvolvido pelo escoamento, redução das fontes de poluição difusas como contaminação dos postos de gasolina, estacionamento de áreas industriais, superfícies poluentes em geral.

Os países em desenvolvimento estão tentando sair da primeira fase para uma ação corretiva pouco desenvolvimento dentro da fase sustentável. A terceira fase envolve a integração entre o projeto de implantação no espaço, o projeto arquitetônico e as funções da infra-estrutura de água dentro do ambiente urbanizado e não apenas a busca de espaço de infiltração dentro do *design* de um projeto.

Apesar de representar um projeto mais sofisticado e exigir maior qualificação interdisciplinar o custo final é inferior as medidas anteriores. A canalização tende a representar um custo de 6 a 10 vezes maiores que o amortecimento do escoamento quanto às soluções corretivas. As medidas de infiltração tendem a ser ainda 25% inferiores ao amortecimento. As dificuldades das soluções com infiltração ocorrem quando o lençol freático é muito alto, o solo tem baixa capacidade de infiltração ou as áreas drenadas são poluídas, o que poderia contaminar o aquífero.

3.7.2 Visão integrada no ambiente urbano

É importante caracterizar que o desenvolvimento sustentável urbano envolve a minimização do impacto da alteração natural do meio ambiente formado pelo clima, solo, ar, água, biota, entre outros. Para atingir este objetivo maior é necessário compreender primeiro os impactos que produzem cada uma das intervenções e buscar soluções em que este impacto fique restrito a um universo mínimo local por meio de um projeto de intervenção sustentável ao longo do tempo.

Neste cenário, a ocupação tradicional não procura compreender como solo, água e plantas estão integradas na natureza para buscar mitigar os efeitos adversos da introdução de superfícies impermeáveis de telhados, passeios, ruas, entre outros. Na natureza a precipitação que não se infiltra tende a formar ravinamentos naturais de acordo com intensidade e frequência da precipitação, cobertura e resistência do solo. A água que infiltra, escoar pelo sub-solo e no aquífero até chegar aos rios. Com a destruição da drenagem natural, o novo

sistema é formado por ruas, bueiros, condutos e canais que aceleram o escoamento e aumentando as vazões máximas em várias vezes, além de lavar as superfícies transportando o poluente gerado pelas emissões de carros, caminhões ônibus, indústrias e hospitais.

No início procurou-se recuperar a capacidade de amortecimento por meio de detenções, mas ainda assim o volume superficial é aumentado devido às áreas impermeáveis e a área utilizada para a detenção é retirada da população, a poluição gerada e os conflitos para uso deste espaço. Portanto, buscou-se retornar a infiltração pelas ações locais nas residências, edifícios, usos de trincheiras de infiltração, mas ainda dentro de uma visão localizada e do tipo “end of pipe”, ou seja, tratando de remediar por um projeto específico e não integrado.

Para desenvolver a gestão integrada é necessário conhecer a interfaces entre os sistemas. Veja a figura 3.4 onde são caracterizadas as principais relações entre os sistemas de infra-estrutura no ambiente urbano relacionado com a água. O desenvolvimento urbano representado pela ocupação do uso do solo é a fonte dos problemas como destacado anteriormente. A seguir são discutidas as interações geradas entre os sistemas hídricos nas áreas urbanas em função de uma gestão deficiente e desintegrada:

Abastecimento urbano: As principais interfaces com os outros sistemas são: (a) os esgotos sanitário e pluvial contaminam os mananciais superficiais e subterrâneos; (b) depósito de resíduos sólidos como aterros que podem contaminar as áreas de mananciais; (c) inundações podem deixar sem funcionamento o sistema de abastecimento e destruir a infra-estrutura das redes pluvial e sanitária, além da Estação de Tratamento de Esgoto;

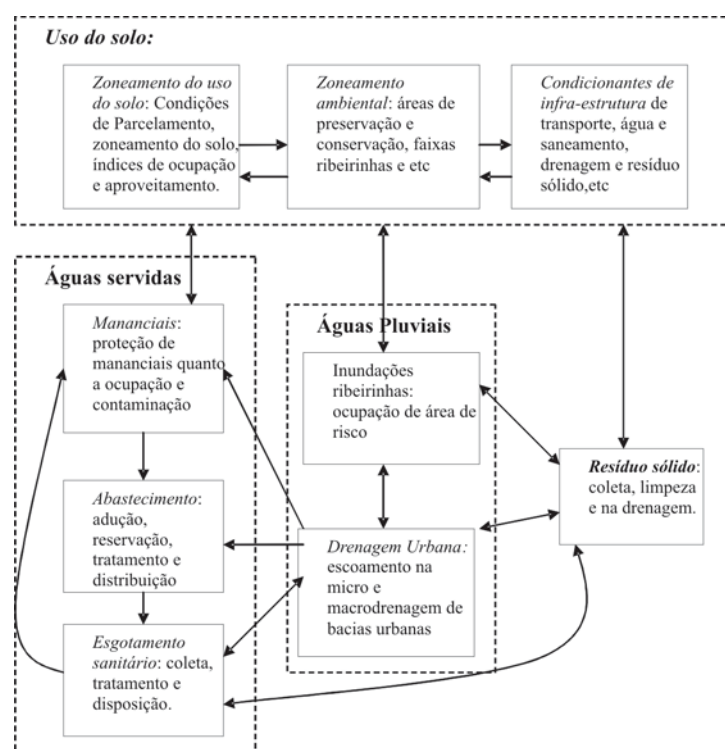


Figura 3.4 Relações entre os sistemas das águas urbanas.

Esgoto sanitário e drenagem urbana: as principais inter-relações são: (a) quando o sistema é misto o sistema de transporte é o mesmo, com comportamento diverso nos períodos sem e com chuva. A gestão deve ser integrada; (b) quando os sistemas é separador existem interferências de gestão e construtivas devido a ligação de esgoto sanitário na rede de drenagem e águas pluviais no sistema de esgoto produzindo ineficiências de funcionamento;

Drenagem Urbana, Resíduo sólido e esgotamento sanitário: (a) na medida em que o sistema de coleta e limpeza dos resíduos é ineficiente ocorre um grande prejuízo para o

sistema de escoamento pluvial devido a obstrução dos condutos, canais e riachos urbano; (b) erosão urbana modifica o sistema de drenagem e pode destruir o sistema de esgotamento sanitário.

A visão integrada inicia no planejamento do desmembramento e ocupação do espaço na fase do loteamento, quando o projeto deve procurar preservar o ravinamento natural existente. Ao contrário do que se projeta atualmente, baseando-se apenas na maximização da exploração do espaço independente da rede de drenagem natural, o projeto sustentável preserva o sistema natural e distribui a ocupação em lotes menores, conserva maior área verde comum, retira o meio fio das ruas de menor movimento, integrando o asfalto a gramados ou outros sistemas naturais vegetais, para que toda a água infiltre. Um projeto desta natureza retira a divisa das propriedades (como nas propriedades rurais no projeto de pequenas bacias e conservação do solo). Desta forma, é reduzido o escoamento às condições pré-existente para as chuvas freqüentes, a água se infiltra, não transferindo quantidade e qualidade para jusante. Esta é a característica de um projeto residencial, enquanto que áreas industriais e comerciais exigem projetos específicos de controle, mas ainda dentro de uma integração conceitual dos projetistas.

No âmbito de esgotamento sanitário, devem-se desenvolver a ligação a rede de esgoto com padrão adequado e executado através da gestão da empresa de serviços de água e saneamento. Desta forma evita-se ligações inadequadas, tratamento de esgoto com padrões adequados e avaliação deste tratamento e dos sistemas hídricos que recebem este efluente. Nos resíduos sólidos devem-se buscar aprimorar a coleta domiciliar e limpeza das ruas, disposição automática de retenção de lixo e educação da população com sistemas de reciclagem economicamente eficiente.

No escoamento pluvial, o custo de uma infra-estrutura sustentável tende a ser menor que o custo de sistema corretivo e este ainda menor que a infra-estrutura tradicional devido a retirada de vários sistemas como a eliminação de redes de condutos de drenagem, sarjetas, entre outros, que são substituídos por gramados que infiltram, valos gramados, e sistemas naturais protegidos. Dificilmente os países em desenvolvimento poderão pular etapas devido ao grande passivo existente nas cidades quanto ao escoamento pluvial (sem falar nos demais). Portanto, é necessário desenvolver estratégias dentro de duas plataformas principais:

- Controlar os impactos existentes através do cenário de ações corretivas estruturais que tratam da gestão por sub-bacias urbanas;
- Medidas não-estruturais que levem aos novos desenvolvimentos a utilizarem um desenvolvimento com menor impacto e sustentável.

Na figura 3.5 podem-se observar como os diferentes sistemas das águas urbanas da cidade se integram e buscam identificar os componentes de integração visando a solução destes aspectos de forma integrada. A atuação preventiva no desenvolvimento urbano reduz o custo da solução dos problemas relacionados com a água.

O planejamento urbano deve considerar os aspectos relacionados com a água, o uso do solo e a definição das tendências dos vetores de expansão da cidade. Considerando os aspectos relacionados com a água, existe uma forte inter-relação entre os mesmos. Algumas destas inter-relações são as seguintes:

- o abastecimento de água é realizado a partir de mananciais que podem ser contaminados pelo esgoto sanitário, pluvial ou por depósitos de resíduos sólidos;
- a solução do controle do escoamento da drenagem urbana depende da existência de rede de esgoto cloacal e tratamento de esgoto, além da eliminação das ligações entre as redes;
- a erosão do solo produz assoreamento e interfere na ocupação do solo, nas ruas, sistemas de esgoto, entre outros;
- a limpeza das ruas, a coleta e disposição de resíduos sólidos interferem na quantidade e na qualidade da água dos pluviais.

A maior dificuldade para a implementação do planejamento integrado decorre da limitada capacidade institucional dos municípios para enfrentar problemas tão complexos e interdisciplinares e a forma setorial como a gestão municipal é organizada.



Figura 3.5. Visão integrada (Tucci, 2003)

3.7.3 Aspectos Institucionais

Espaços geográficos de gestão

O impacto dos efluentes de esgotamento sanitário e da drenagem urbana pode ser analisado dentro de dois contextos espaciais diferentes, discutidos a seguir:

Impactos que extrapolam o município: ampliando as enchentes e contaminando a jusante os corpos hídricos como rios, lagos e reservatórios. Esta contaminação é denominada *poluição pontual e difusa urbana*. Este tipo de impacto é a resultante das ações dentro da cidade, que são transferidas para o restante da bacia. Para o seu controle podem ser estabelecidos padrões a serem atingidos e geralmente são regulados por legislação ambiental e de recursos hídricos federal ou estadual;

Impacto dentro das cidades: estes impactos são disseminados dentro da cidade, que atingem a sua própria população. A gestão deste controle é estabelecida por meio de medidas desenvolvidas dentro do município pela legislação municipal e ações estruturais específicas. Desta forma, cabe ao município a gestão dentro deste espaço.

A experiência americana no processo tem sido aplicada por meio de um programa nacional desenvolvido pela EPA (Environmental Protection Agency) que obriga a todas as cidades com mais de 100 mil habitantes a estabelecer um programa de BMP (Best Management Practices). Recentemente iniciou-se a segunda fase do programa para cidades com população inferior à mencionada (Roesner e Traina, 1994). As BMPs envolvem o controle da qualidade e quantidade de água por parte do município por meio de medidas estruturais e não-estruturais. O município deve demonstrar que está avançando e buscar atingir estes objetivos pelo um Plano. Este processo contribui para reduzir a poluição difusa dos rios da vizinhança das cidades. A penalidade que pode ser imposta é a ação judicial da EPA contra o município.

A experiência francesa envolve o gerenciamento dos impactos e controles através do comitê de bacia, que é o Fórum básico para a tomada de decisão. As metas no qual os municípios e outros atores devem ser atingidos são decididas no comitê.

Legislações

As legislações que envolvem as águas urbanas estão relacionadas com: recursos hídricos, uso do solo e licenciamento ambiental. A seguir é apresentada uma análise dentro do cenário brasileiro onde existem os níveis: Federal (país), Estadual (Estado ou Província) e Municipal (figura 3.6).

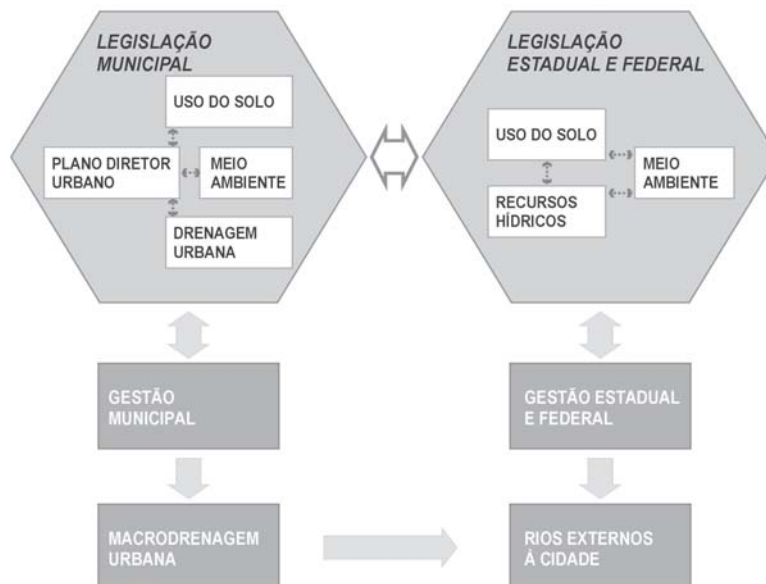


Figura 3.6 Espaços do gerenciamento (Tucci,2003)

Quanto aos Recursos Hídricos: A constituição Federal define o domínio dos rios e a legislação de recursos hídricos a nível federal e estabelece os princípios básicos da gestão por bacias hidrográficas. As bacias podem ser de rios de domínio da união ou dos estados.

Algumas legislações estaduais de recursos hídricos estabelecem critérios para a outorga do uso da água, mas não legislam sobre a outorga relativa ao despejo de efluentes de drenagem (prevista na lei de recursos hídricos). A legislação ambiental estabelece normas e padrões de qualidade da água dos rios por meio de classes, mas não define restrições com relação aos efluentes urbanos lançados nos rios. A ação dos órgãos estaduais de controle ambiental é limitada devido à falta de capacidade dos municípios em investir neste controle. Portanto, não existe exigência e não existe pressão para investimentos no setor.

Dentro deste contexto o escoamento pluvial (da mesma forma que o esgoto sanitário) resultante das cidades deve ser objeto de outorga ou de controle a ser previsto nos Planos de Bacia. Como estes procedimentos ainda não estão sendo cobrados pelos Estados, não existe no momento uma pressão direta para a redução dos impactos resultantes da urbanização.

Quanto a uso do solo: Na constituição Federal, artigo 30, é definido que o uso do solo é municipal. Porém, os Estados e a União podem estabelecer normas para o disciplinamento do uso do solo visando a proteção ambiental, controle da poluição, saúde pública e da segurança. Desta forma, observa-se que no caso da drenagem urbana, que envolve o meio ambiente e o controle da poluição a matéria é de competência concorrente entre Município, Estado e União. A tendência é dos municípios introduzirem diretrizes de macrozoneamento urbano nos Planos Diretores de Desenvolvimento Urbano, incentivados pelos Estados.

Observa-se que no zoneamento relativo ao uso do solo não têm sido contemplados pelos municípios os aspectos de águas urbanas como esgotamento sanitário, resíduo sólido, drenagem e inundações. O que tem sido observado são legislações restritivas quanto à proteção de mananciais e ocupação de áreas ambientais. A legislação muito restritiva somente produz reações negativas e desobediência. Portanto, não atingem os objetivos de controle ambiental. Isto ocorre na forma de invasão das áreas, loteamentos irregulares, entre outros. Um exemplo feliz foi o introduzido pelo município de Estrela (RS) Brasil, que permitiu a troca de áreas de inundação (proibida para uso) por solo criado ou índice de aproveitamento urbano acima do previsto no Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano nas áreas mais valorizadas da cidade.

Ao introduzir restrições do uso do solo é necessário que a legislação dê alternativa econômica ao proprietário da terra ou o município deve comprar a propriedade. Numa sociedade democrática o impedimento do uso do espaço privado para o bem público deve ser compensado pelo público beneficiado, caso contrário torna-se um confisco. Atualmente as legislações do uso do solo se apropriam da propriedade privada e ainda exigem o pagamento de impostos pelo proprietário, que não possui alternativa econômica. A consequência imediata na maioria das situações é a desobediência legal.

Gestão urbana e da bacia hidrográfica

A gestão das ações dentro do ambiente urbano pode ser definida de acordo com a relação de dependência da água através da bacia hidrográfica ou da jurisdição administrativa do município, Estado ou nação. A tendência da gestão dos recursos hídricos tem sido realizada através da bacia hidrográfica, no entanto a gestão do uso do solo é realizada pelo município ou grupo de municípios numa região Metropolitana. A gestão pode ser realizada de acordo com a definição do espaço geográfico externo e interno a cidade.

Os Planos das bacias hidrográfica tem sido desenvolvido para bacias grandes (>3.000 km²). Neste cenário existem várias cidades que interferem umas nas outras transferindo impactos. O Plano da bacia dificilmente poderá envolver todas as medidas em cada cidade, mas devem estabelecer os condicionantes *externos* as cidades como a qualidade de seus efluentes, as alterações de sua quantidade, que visem a transferência de impactos.

O ambiente interno das cidades são as gestões dentro do município para atender os condicionantes *externos* previstos no Plano de Bacia para evitar os impactos e buscar a melhoria da quantidade e qualidade da água no conjunto da bacia, além dos condicionantes internos que tratam de evitar os impactos a população da própria cidade.

Estes dois espaços principais definem os gestores, os instrumentos e as metas de gestão destes instrumentos como descrito na tabela 3.13. A construção global desta estrutura de gestão esbarra em algumas dificuldades:

- Limitada capacidade dos municípios para desenvolverem a gestão, considerando que a maioria destes;
- O sistema de gestão das bacias ainda não é uma realidade consolidada na maioria dos países da América do Sul;
- Reduzida capacidade de financiamento das ações pelos municípios e o alto nível de endividamento.

No primeiro caso, a solução passa pelo apoio estadual e federal por escritórios técnico que apoiem as cidades de menor porte no desenvolvimento de suas ações de planejamento e implementação. O segundo dependerá da transição e evolução do desenvolvimento da gestão no país. O terceiro dependerá fundamentalmente do desenvolvimento de um programa a nível federal e mesmo estadual com um fundo de financiamento para viabilizar as ações.

Tabela 3.13 Espaço de Gestão das águas urbanas

Espaço	Domínio	Gestores	Instrumento	Característica
Bacia Hidrográfica ¹	Estado ou Governo Federal	Comitê e Agências	Plano de bacia	Gestão da quantidade e qualidade da água no sistema de rios que formam a bacia hidrográfica, evitando a transferência de impactos.
Município ²	Município ou Região Metropolitana	Município	Plano Diretor urbano e Plano integrado de Esgotamento, Drenagem Urbana e Resíduo Sólido	Minimizar os impactos de quantidade e qualidade dentro da cidade, nas pequenas bacias urbanas e não transferir impactos para o sistema de rios.

1 – bacias de grande porte (> 1000 km²); 2 – área de abrangência do município e suas pequenas sub-bacias de macrodrenagem (< 50 km²). Os valores de áreas são indicativos e podem se alterar para cidades de grande porte.

Gerenciamento de bacias urbanas compartilhadas

Grande parte das cidades possui bacia hidrográfica comum com outros municípios. Geralmente existem os seguintes cenários: (a) um município está a montante de outro; (b) o rio divide os municípios (figura 3.7).

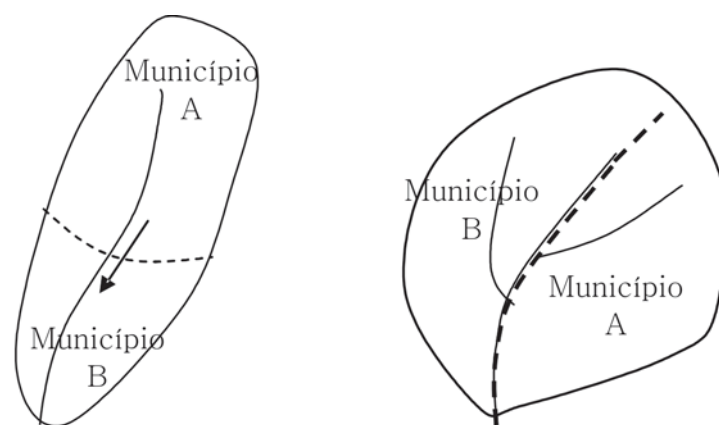
O controle institucional das águas urbanas, que envolve pelo menos dois municípios, pode ser realizado pelo seguinte:

- Por legislação municipal adequada para cada município;
- Por meio de legislação estadual que estabeleça os padrões a serem mantidos nos municípios de tal forma a não serem transferidos os impactos;
- Estabelecimento de distritos de Drenagem onde cada Distrito engloba um ou mais municípios e dentro dos mesmos são estabelecidos normas de comuns quanto a gestão territorial relacionada com os elementos das águas urbanas.

Estes entendimentos podem ser realizados dentro do comitê da bacia e os Planos Estaduais desenvolvem a regulamentação setorial. Portanto, quando forem desenvolvidos os Planos das Bacias que envolvam mais de um município, deve-se buscar acordar ações conjuntas com estes municípios para se obter o planejamento de toda a bacia.

Os problemas atualmente existentes podem ser resumidos nos seguintes cenários:

- Nas regiões metropolitanas é comum a existência de bacias hidrográficas com grande predominância de urbanização que atravessa mais de uma cidade e as transferências de impacto entre as cidades é muito grande. Por exemplo, uma cidade a montante que canaliza seu escoamento para jusante seguramente irá aumentar as inundações na cidade de jusante, da mesma forma que a poluição ou esgoto não-tratado. Para isto não existem mecanismos legais para que isto seja evitado, apesar de que qualquer projeto deve ser aprovado ambientalmente e o conjunto destes impactos deveria fazer parte do licenciamento ambiental, mas isto geralmente não ocorre e as cidades estão sujeitas a serem processadas pelas pessoas prejudicadas;
- No caso de municípios que se encontram em margens opostas, mesmo que um deles adote medidas legais para gestão de sua parte da bacia, a outra margem continuará impactando a jusante, o que inviabiliza uma solução sustentável. Neste caso, também somente é possível o desenvolvimento de medidas sustentáveis de longo prazo por meio de estabelecimentos de mecanismos legais a serem exigidos dos projetos quando da sua aprovação em ambas cidades.



a – relação de montante para jusante

b – relação de fronteira

Figura 3.7 Relações básicas entre municípios

Potenciais medidas de controle externo às áreas urbanas

O mecanismo previsto nas legislações de recursos hídricos o gerenciamento externo das cidades é o Plano de Recursos Hídricos da Bacia. No entanto, no referido Plano dificilmente será possível elaborar os Planos de Drenagem, Esgotamento Sanitário e Resíduo Sólido de cada cidade contida na bacia. O Plano deveria estabelecer as metas que as cidades devem atingir para que o rio principal e seus afluentes atinjam níveis ambientalmente adequados de qualidade da água. O Plano Integrado de Drenagem Urbana, Esgotamento Sanitários e Resíduos Sólidos deve obedecer aos controles estabelecidos no Plano da bacia no qual estiver inserido.

Política Nacional de Saneamento Ambiental (PNSA)

Na proposta de lei serviços públicos de saneamento básico e a Política Nacional de Saneamento Ambiental – PNSA encaminhada pelo governo ao Congresso e acordada na Câmara após longa discussão estabelece os princípios de que no saneamento básico envolve “abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos realizados de formas adequadas à saúde pública e à proteção do meio ambiente” e “disponibilidade, em todas as áreas urbanas, de serviços de drenagem e de manejo das águas pluviais adequados à saúde pública e à segurança da vida e do patrimônio público e privado”.

No artigo 3º é definido: “drenagem e manejo das águas pluviais urbanas: conjunto de atividades, infra-estruturas e instalações operacionais de drenagem urbana de águas pluviais, de transporte, detenção ou retenção para o amortecimento de vazões de cheias, tratamento e disposição final das águas pluviais drenadas nas áreas urbanas”.

No artigo 36 é admitida a cobrança pelos serviços de drenagem e no artigo 44 é previsto a simplificação do licenciamento ambiental de estações de tratamento de esgotos poderá e considerará etapas progressivas de eficiência.

Art. 44. O licenciamento ambiental de unidades de tratamento de esgotos sanitários e de efluentes gerados nos processos de tratamento de água considerará etapas de eficiência, a fim de alcançar progressivamente os padrões estabelecidos pela legislação ambiental, em função da capacidade de pagamento dos usuários.

§1º A autoridade ambiental competente estabelecerá procedimentos simplificados de

licenciamento para as atividades a que se refere o *caput*, em função do porte das unidades e dos impactos ambientais esperados.

§ 2º A autoridade ambiental competente estabelecerá metas progressivas para que a qualidade dos efluentes de unidades de tratamento de esgotos sanitários atendam aos padrões das classes dos corpos hídricos em que forem lançados, a partir dos níveis presentes de tratamento e considerando a capacidade de pagamento das populações e usuários envolvidos.”

No artigo 52 é previsto o Plano Nacional de Saneamento com todos os componentes, água, esgoto, lixo e manejo de águas pluviais.

Potencial Mecanismo de Regulação: A lei de recursos hídricos n. 9433, na seção de outorga, art.12 estabelece que está sujeita a outorga (veja acima):

“III - lançamento em corpo d’água de esgotos e demais resíduos ...”

e

“V - outros usos que alterem a quantidade e qualidade da água em corpos de água.”

A regulamentação da lei, no que se refere à outorga, compete ao Conselho Nacional de Recursos Hídricos conferidas pelo artigo 13 da lei nº 9433, de 8 de janeiro de 1997, e pelo artigo 1º do Decreto nº 2612, de 3 de junho de 1998. Na resolução nº 16, de 8 de maio de 2001, o referido Conselho definiu as bases da outorga. O artigo 12 estabelece que a outorga deve observar os Planos de Recursos Hídricos. O artigo 15 estabelece que a outorga

“para lançamento de efluentes será dada em quantidade de água necessária para a diluição de carga poluente, que pode variar ao longo do prazo de outorga, com base nos padrões de qualidade da água correspondente à classe de enquadramento do corpo receptor e/ou critérios específicos definidos no correspondente Plano de Recursos Hídricos ou pelos órgãos competentes.”

No artigo 12, V da Lei 9.433 e na resolução nº 16 do Conselho, artigo 4º, V é explicitado que a outorga é necessária para:

“outros usos e/ou interferências, que alterem o regime, a quantidade ou a qualidade de água existente em um corpo de água.”

Desta forma, observa-se que a legislação de recursos hídricos permite a introdução da regulação do controle dos efluentes de áreas urbana através da outorga, na medida que o escoamento destas áreas comprovadamente alteram a quantidade e a qualidade (ver capítulos anteriores). Esta regulação pode, assim ser realizada por uma resolução do Conselho Nacional de Recursos Hídricos.

Justificativa da regulação através da outorga: O objetivo do controle externo a cidade referente são:

- De manter a qualidade da água dos rios a jusante dentro da classe do rio;
- Evitar impactos devido à inundação;

O primeiro dos objetivos está claramente definido dentro dos condicionantes de outorga na medida que as áreas urbanas produzem alterações na qualidade da água e, portanto o conjunto da cidade que contribui para o(s) rio(s) a jusante necessita de outorga. Quanto aos impactos quantitativos devido à urbanização (alteração do pico e volume) também estão dentro das atribuições da outorga na medida que as áreas urbanas “alteram a quantidade e qualidade da água”. No entanto não ficaria claro o uso do mecanismo de outorga como indução ao processo de controle das inundações urbanas ribeirinhas. Considerando os seguintes aspectos:

· que a constituição prevê que o governo federal deve atuar na prevenção de cheias e secas, como também estabelece como atribuição na lei n. 9984 de 17 de julho de 2000. artigo 3º X :

“planejar e promover ações destinadas a prevenir ou minimizar os efeitos de secas e inundações, no âmbito do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, em articulação com o órgão central do Sistema Nacional de Defesa Civil, em apoio aos Estados e Municípios.”

· que as inundações ribeirinhas também podem ocorrer ser devido a alterações no leito maior por construções ao longo da cidade, o mecanismo de outorga também é justificado.

Elementos para a regulação: É possível estabelecer a normatização da outorga através do Conselho Nacional de Recursos Hídricos, como mecanismo de controle externo a cidade para induzir aos municípios ao desenvolvimento das ações dentro do seu território de competência.

Alguns dos elementos fundamentais para definição desta regulamentação são:

- A proposta de *resolução* deve conter os parâmetros básicos necessários a outorga dos efluentes urbanos como um todo e não somente da drenagem urbana, já que os impactos devido ao esgotamento sanitário, drenagem urbana e resíduos sólidos não são separáveis;
- Não é possível exigir a outorga de todas as cidades do país no curto prazo, pois inviabilizaria todas as ações efetivas e não existiriam recursos para financiamento para desenvolvimento do planejamento e controle simultâneo;
- As regras da outorga devem estabelecer procedimentos e metas de resultado no Planejamento das ações de acordo com a classe do rio planejada.

3.8 Gestão do setor de energia

3.8.1 Aspectos Institucionais e matriz energética

Os aspectos institucionais do setor elétrico estão consolidados pelas leis nº 10847 e 10848 de 15 de março de 2004 onde compete:

- ao Poder Executivo a formular as políticas e diretrizes para o setor elétrico, subsidiado pelo Conselho Nacional de Políticas Energéticas CNPE e conceder outorga dos serviços de energia elétrica;
- ao regulador, a ANEEL, Agência Nacional de Energia Elétrica, a normatização das políticas e diretrizes estabelecidas e a fiscalização dos serviços prestados;
- ao Operador Nacional do Sistema (ONS) a coordenação e supervisão da operação centralizada do sistema interligado;
- à Câmara de Comercialização de Energia Elétrica –CCEE o exercício da comercialização de energia elétrica;
- a EPE Empresa de Planejamento Energético a realização dos estudos necessários ao planejamento da expansão do sistema elétrico, de responsabilidade do poder Executivo e conduzido pelo Ministério de Minas Energia MME.

A configuração do sistema elétrico é formada pelo sistema interligado: Sul, Sudeste, Nordeste, Centro-Oeste e parte da região Norte e por sistemas isolados. Na figura 3.8 é apresentado de forma simplificada o sistema. Na tabela 3.14 é apresentada a matriz energética brasileira onde a capacidade instalada no Brasil é de cerca de 93 mil MW sendo 79% de hidrelétricas e cerca de 83% de energia renovável. Estão em construção cerca de 4,1 mil MW, dos quais 79% são hídricas. Os empreendimentos outorgados entre 1998 e 2005, que ainda não iniciaram a construção são 23,5 mil MW, dos quais 36% são Usinas hidrelétricas.

Na tabela 3.15 é apresentado o resumo do potencial hidrelétrico. Na tabela o potencial chega a 258 mil MW, considerando o que está inventariado e estimado. No total inventariado estão incluídas as Usinas em Operação. A bacia do Paraná representa 23,5 % do total e grande parte do potencial foi explorado. A bacia Amazonas tem o maior potencial a ser explorado.

A demanda em 2005 foi de 42,3 mil MWh ou o total de 370 GWh. Apesar da geração média ser muito inferior a capacidade instalada, no sistema hidrelétrica a capacidade instalada ocorre somente quando o reservatório está no seu máximo operacional e a oferta de energia depende da quantidade de energia em cada reservatório.

O sistema opera por meio de sistemas que possuem armazenamento (reservatório equivalente) que permitem garantir a produção ao longo dos períodos secos do ano e na seqüência de anos. Esta geração possui uma programação por um período mensal, semanal e diária. A operação deste sistema através da programação e distribuição da geração é realizada pela ONS (figura 3.8).

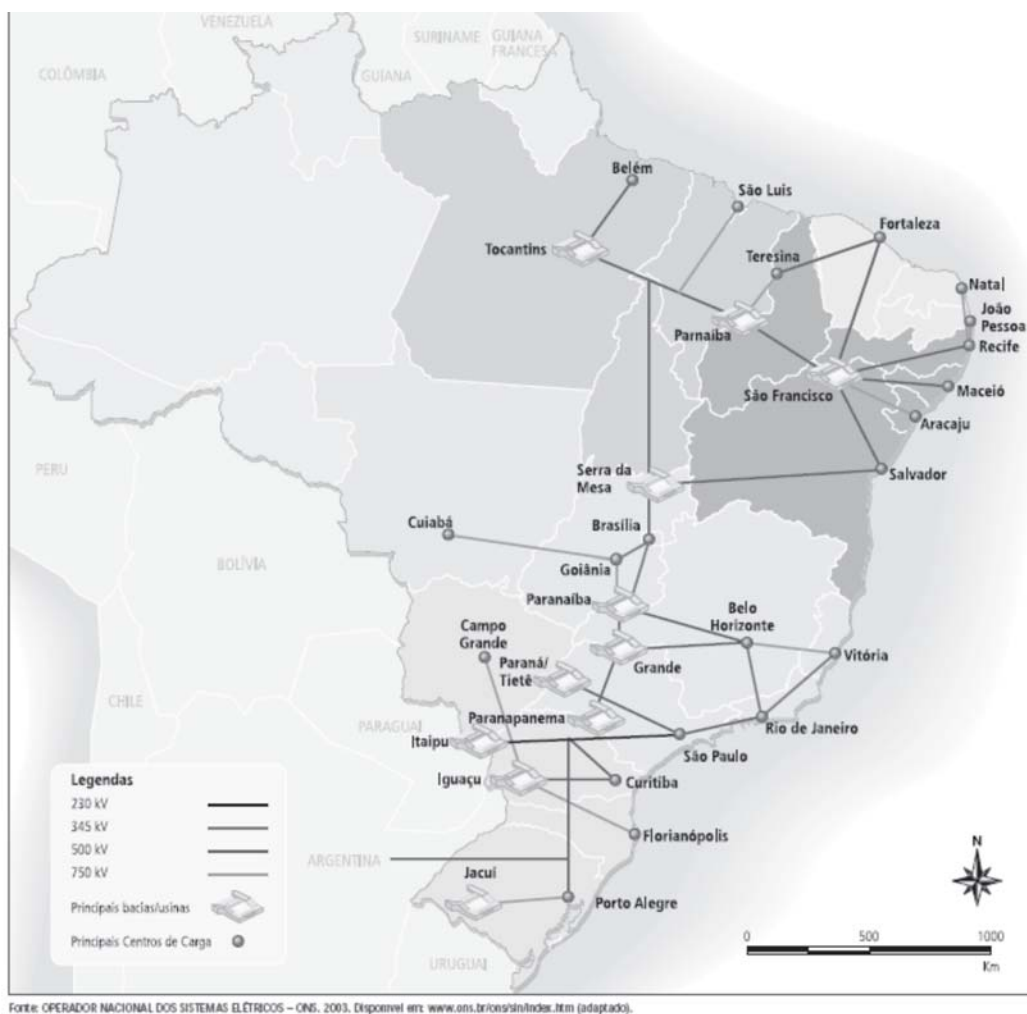


Figura 3.8 Sistema interligado (fonte: ONS)

A comercialização da energia de cada empreendimento é realizada no mercado em função da série hidrológica do empreendimento hidrelétrico, capacidade de armazenamento que permite definir a produção. Recentemente a legislação desmembrou as empresas que estavam verticalizadas em produção e distribuição. Atualmente existem empresas privadas e públicas na produção (geração), o setor público atua na transmissão e outras empresas que atuam na distribuição de energia. Portanto, as empresas de geração comercializam a energia através da CCE onde as empresas de distribuição compram a energia necessária para a demanda.

3.8.2 Condicionantes hídricos na produção de energia

Grande parte da produção hidrelétrica é concentrada na região Sudeste, onde também os reservatórios possuem maior capacidade de regularização. Considerando a grande dependência da matriz hidrelétrica da energia hidrelétrica, a produção de energia brasileira como um todo é fortemente dependente do Clima.

Tabela 3.14 Matriz energética (fonte ANEEL)

Tipo	Empreendimentos em Operação					
	Capacidade Instalada			%	Total	
	N.º de Usinas	(kW)	N.º de Usinas		(kW)	
Hidro		606	71.550.977	70,13	606	71.550.977
Gás	Natural	72	9.886.953	9,69	98	10.812.701
	Processo	26	925.748	0,91		
Petróleo	Óleo Diesel	520	3.565.994	3,50	538	4.729.964
	Óleo Residual	18	1.163.970	1,14		
Biomassa	Bagaço de Cana	222	2.290.250	2,24	264	3.312.129
	Licor Negro	13	782.617	0,77		
	Madeira	25	212.832	0,21		
	Biogás	2	20.030	0,02		
	Casca de Arroz	2	6.400	0,01		
Nuclear		2	2.007.000	1,97	2	2.007.000
Carvão Mineral	Carvão Mineral	7	1.415.000	1,39	7	1.415.000
Eólica		10	28.550	0,03	10	28.550
Importação	Paraguai		5.650.000	2,33		8.170.000
	Argentina		2.250.000	5,85		
	Venezuela		200.000	0,08		
	Uruguai		70.000	0,20		
Total		1.525	102.026.321	100	1.525	102.026.321

Um sistema como este tende a ser instável por natureza, já que a tendência seria de manter instalações para acompanhar a demanda em termos médios, mas os anos críticos poderão gerar cenários críticos de atendimento da demanda. Para evitar estes problemas o sistema utiliza os reservatórios de regularização num primeiro estágio e a complementação por termoeletricas num segundo estágio quando os reservatórios não forem suficientes. Estes sistemas são como um seguro para os períodos secos curtos e prolongados. Existe, portanto, um limite econômico na compra deste seguro (armazenamento e usinas térmicas) que são delimitadas por um risco assumido pelo sistema.

Tabela 3.15 Distribuição por bacia hidrográfica brasileira inventariado em 2003.

Bacia	Codigo	Estimado		Inventariado		Total (MW)	
		(MW)	% em relação ao total	(MW)	% em relação ao total	(MW)	% em relação ao total
Bacia do Rio Amazonas	1	64.164,49	78,8	40.883,07	23,0	105.047,56	40,6
Bacia do Rio Tocantins	2	2.018,80	2,5	24.620,65	13,9	26.639,45	10,3
Bacia do Atlântico Norte/Nordeste	3	1.070,50	1,3	2.127,85	1,2	3.198,35	1,2
Bacia do Rio São Francisco	4	1.917,28	2,4	24.299,84	13,7	26.217,12	10,1
Bacia do Atlântico Leste	5	1.779,20	2,2	12.759,81	7,2	14.539,01	5,6
Bacia do Rio Paraná	6	7.119,29	8,7	53.783,42	30,3	60.902,71	23,5
Bacia do Rio Uruguai	7	1.151,70	1,4	11.664,16	6,6	12.815,86	5,0
Bacia do Atlântico Sudeste	8	2.169,16	2,7	7.296,77	4,1	9.465,93	3,7
Total	-	81.390,42	100	177.435,57	100	258.825,99	100

Fonte: CENTRAIS ELÉTRICAS BRASILEIRAS – ELETROBRAS. Sistema de informação do potencial hidrelétrico brasileiro – SIPOT. Rio de Janeiro, abr. 2003.

Na operação do sistema a geração hidrelétrica tem o menor custo operacional do que as termoeletricas que utilizam óleo, gás, ou carvão. No sistema de operação existe um conjunto de termoeletricas que são mantidas desligadas para atender os riscos climáticos de regularização de vazão. Em termos operacionais, a decisão de ligar as termoeletricas tem grandes implicações econômicas e são utilizadas para aumentar o volume dos reservatórios, quando a previsão de vazão de afluência é baixa.

A principal dificuldade é que a previsão de vazão afluente nos rios pode ser estimada com pequena antecedência (horas e talvez dias), mas para antecedências maiores como se-

manas, meses ou anos é estimada de estatisticamente, apresentado muito erro. Este erro é maior para regiões onde a sazonalidade do comportamento hidrológico é fraca. O rio Uruguai e Iguazu são rios com baixa sazonalidade, por exemplo, o mês de maio pode ter uma enchente como uma seca. Este tipo de incerteza é ainda mais sério antes do período chuvoso do Sudeste, que inicia em outubro, pois além do sistema Sudeste ter o maior potencial de geração, os reservatórios no início do período chuvoso estão deplecionados e a incerteza da entrada de volume suficiente é importante para formação de preço da energia no mercado livre e na negociação de contratos, além da tomada de decisão sobre a geração térmica.

O período crítico na região Sudeste (Rio Paraná) foi de 1952 a 1956, no rio Uruguai foi de 1942 a 1951 e no rio Paraguai de 1960 a 1973. Portanto, não existe uma única condição crítica em diferentes bacias. Isto é favorável, pois como o sistema está interligado existe complementariedade entre os sistemas. Como existe concentração espacial de produção o risco continua importante. Após a década de 70 observou-se na região Sudeste um aumento da vazão média da ordem de 30% e conseqüentemente do potencial de geração para a mesma capacidade instalada. Por exemplo, em Itaipu este aumento de vazões do rio Paraná foi de 34%, representando um aumento de energia firme da ordem de 1500 MW, o que levou a Empresa a contratar mais duas turbinas. Esta bonança tem sido utilizada pelo setor e está incorporada a relação oferta x demanda atual. Portanto, o risco associado é da variabilidade climática inter-decadal muito pouco conhecida atualmente do ponto de vista científico e a dificuldade de prever esta tendência para os próximos anos.

Qual a causa do aumento das vazões? O aumento das vazões pode ter sido devido a: (a) variabilidade climática natural, já que isto é observado em diferentes partes do mundo e a variabilidade de ciclos longos é pouco conhecida devido ao pequeno tamanho das séries; (b) mudança do uso do solo: o desmatamento ou reflorestamento pode alterar o escoamento médio. Geralmente o desmatamento aumenta o escoamento médio de uma bacia em longo prazo (ver capítulo 1). Na área da bacia do rio Paraná ocorreu um grande desmatamento e mudanças do tipo de cultura ao longo dos anos 60 e 70. Tucci (2002) analisou este processo e identificou que o desmatamento pode ter contribuído para as sub-bacias do Paranapanema e incremental Itaipu em valores da ordem de 30%, mas para as bacias de montante o efeito preponderante foi a variabilidade climática; (c) modificação climática: o efeito estufa previsto poderia já apresentar alterações nos padrões de escoamento, como vem sendo previsto pelos modelos climáticos para a região. Os modelos têm previsto aumento de precipitação e conseqüente aumento de vazão.

Este aumento é permanente ou transitório? No primeiro caso com variabilidade climática o aumento é transitório e, portanto o sistema estaria em grande risco de perda de energia se voltasse o cenário prévio. Nos outros dois casos uma parcela poderia ser permanente, mas a maior parte ainda seria variabilidade climática, portanto, com algum grau de risco.

Como prever? Atualmente existem os modelos estocásticos, que utilizam conhecimento do passado para prever o futuro e são limitados para antecedência muito grande, com pequenas ou médias sazonalidade. Este é o tipo de modelo utilizado pelo setor atualmente. Os modelos climáticos acoplados a modelos hidrológicos é a tendência atual de aprimoramento com forte componente determinístico que pode melhorar as previsões de semanas e mesmo de alguns meses, mas dificilmente poderão prever anos a frente, apenas analisar cenários. O uso destes modelos pode minimizar os impactos na operação do sistema, mas dificilmente poderão auxiliar se a capacidade instalada não estiver adequada. Cabe ao setor identificar qual o nível de risco aceitável e sua relação com o investimento necessário dentro da matriz energética do país.

3.8.3 Tendência de implantação dos empreendimentos e aspectos ambientais

A implantação de reservatórios num rio gera impactos ambientais que foram destaca-

dos no capítulo 2. Estes impactos podem ser mitigados de acordo com o projeto, mas não podem ser eliminados totalmente. A estratégia da escolha dos empreendimentos deve estar relacionada com o “trade-off” entre: a produção de uma energia renovável como a hidrelétrica; os impactos da produção de energia alternativa a hídrica, já que o desenvolvimento não pode preceder de energia; a redução da demanda pela racionalização do consumo e a eficiência da produção; e os impactos ambientais decorrentes de cada novo empreendimento. Cada novo empreendimento no sistema deveria ser visto dentro desta ótica de viabilidade.

Um sistema hidrelétrico num rio é formado por uma cascata de reservatório no rio principal e, em alguns afluentes com locais físicos adequados para geração de energia (queda e vazão regularizável). Para Usinas de médias e grandes isto implica bacias de pelo menos $> 2.000 \text{ km}^2$, com desníveis adequados, considerando a vazão líquida média nas bacias brasileiras. Este sistema geralmente possui um ou mais reservatórios de regularização (grande volume) e muitos de queda, que possui pequeno volume e apenas possuem o reservatório para aumentar o desnível. Nos reservatórios de regularização os impactos ambientais geralmente são muito maiores a montante do que a jusante, já que envolvem uma grande área de inundação. Esta grande área resulta em: maior desapropriação e reassentados (impacto social); Inundação de área produtiva, carga orgânica de matas, valor da fauna e flora, etc.; Maior volume e menor velocidade do escoamento podem proporcionar condições de eutrofização resultante das cargas agrícolas e urbanas da bacia urbana, criando indesejáveis condições ambientais.

Os reservatórios de queda possuem grande altura, mas pequena área de inundação, portanto o impacto para montante é pequeno, mas para jusante os impactos geralmente decorrem da:

- Qualidade da água para o trecho de jusante, que depende de qual camada do reservatório a água é retirada;
- Da flutuação dos níveis, já que estes empreendimentos são mais utilizados para energia de ponta. Esta flutuação atinge a navegação, a tomada de água de abastecimento agrícola e humano, a erosão e o aquífero, entre outros;
- Redução de nutrientes para jusante;
- Risco de colapso e de vidas a jusante devido a magnitude da onda que se formaria.

Como não existe nenhuma legislação que comprometa as empresas a um Plano de emergência, atualmente a população destas barragens estão desprotegidas. Mesmo que houver previsão do colapso, não é possível alertar a população por falta de conhecimento da ocupação.

Estes cenários mostram de forma resumida que os reservatórios de regularização apresentam maior dificuldade de aprovação ambiental e, portanto de implantação devido a extensão dos potenciais impactos. A tendência, se já não está ocorrendo, é de que nos principais rios sejam construídos os reservatórios de queda, mas os de regularização tenham maior tempo para construção e, mesmo as empresas tenham menor interesse. A consequência estratégica deste processo é a diminuição da capacidade de regularização do sistema hídrico, ficando mais dependente do sistema térmico, mas este tem limite de atendimento a complementariedade. Portanto, aumento o risco de atendimento da demanda ou o custo do seguro térmico. Estas são hipóteses, mas não justifica nenhum rompimento das restrições ambientais aos empreendimentos, mas poderia ser considerado na estratégia do conjunto do sistema.

3.8.4 Efeito dos Usos múltiplos

Os usos múltiplos foram destacados também no capítulo 2. De forma geral, o retorno financeiro da energia é superior ao retorno financeiro dos outros usos. Os Estados Unidos utilizou a produção de produção de energia para viabilizar projetos de irrigação na região semi-árida do Oeste americano. Além disso, os empreendimentos necessitam magnitude muito diferente de vazões. Um projeto de abastecimento de água utiliza uma quantia insignificante de água de um empreendimento hidrelétrico (excetuando as PCHs). Os projetos de irrigação

podem apresentar um maior trade-off maior com os usos energéticos quando somam irrigação de grandes áreas ou em regiões de grande demanda. Cada arranjo hidráulico, econômico e ambiental tem suas características.

Abastecimento de água, irrigação e energia utilizam como princípio o armazenamento de água para atendimento de suas necessidades, portanto procuram operar o sistema dentro de um conflito menor quanto a operação do reservatório (evidentemente dependendo do arranjo). De outro lado, quando o uso múltiplo é para controle de inundação e navegação, poderão existir conflitos potenciais. O controle de inundação pressupõe o reservatório vazio para amortecimento da cheia para jusante, mas cheio pode produzir remanso nas cidades limítrofes se vier uma cheia (considere o cenário de sedimentação do reservatório ao longo do tempo). A navegação a jusante do empreendimento é afetada pela flutuação dos níveis de operação, além do impedimento do tráfego se não houver eclusa.

No caso de inundações existem os seguintes cenários:

- Com a construção da barragem a ocupação urbana próxima da barragem ocorre naturalmente, principalmente nas áreas ribeirinhas a jusante, já que fica próximo do canteiro. Depois de construída a barragem a mesma passa a ter que operar com restrições relacionadas a população de jusante;

- Existem inundações a jusante da barragem e, com a sua construção são eliminadas as pequenas enchentes em função da evidente sobra de volume nos reservatórios. As maiores inundações não são necessariamente controladas e quando ocorrem passam a ser um problema sério quanto a percepção pública;

- Para montante, o reservatório desapropria as áreas dentro da linha de água do projeto de vertedor, o que evitaria a inundação, mas cheias superiores poderiam afetar a montante. De outro lado, o reservatório deve ter deposição de sedimentos na sua entrada pela redução de velocidade, alterando as condições de projeto, podendo aumentar os níveis de inundação.

Desde 1979 o setor elétrico vem utilizando o volume de espera para compatibilizar o uso energético com o controle de inundações. O reservatório é deplecionado no período chuvoso para receber a inundação de um determinado risco (usualmente 25 anos), mantendo a restrição de jusante que é a inundação das áreas ribeirinhas.

REFERÊNCIAS

- ANA, 2003a <http://www.ana.gov.br/GestaoRecHidricos/Cobranca/docs/arrecadacao.html>
- ANA, 2003b <http://www.ana.gov.br>
- BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J.G.L.; BARROS, M.T.L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S.; 2002. Introdução a Engenharia Ambiental Prentice – may.
- CABEZAS, SUZANA, 2004. Participación pública, comunicación y educación en la etapa de prelación del proyecto del programa marco. CIC/GEF/OEA/PNUMA.
- FALKENMARKER, M. 2003 Water Management and ecosystems.: Living with change. GWP Technical background papers n. 9.
- FGV, 1998. Plano Nacional de Recursos Hídricos. Fundação Getúlio Vargas, Secretaria de Recursos Hídricos, MMA.
- FOLKE, C. 1997. Ecosystem approaches to the management and allocation of critical resources. In: Sucesses, limitations and frontiers in Ecosystem science. Ed. PM Groffman and M. L. Pace. Cary Conference. Institute of Ecosystem Studies. Millbrook and Springer Verlag, New Cork, USA.
- GWP, 2000. Agua para el Siglo XXI: de la Visión a la Acción para América del Sur. SAMTAC South American Technical Advisee Committee. GWP.
- MMA, 2006. Plano Nacional de Recursos Hídricos. Secretaria de Recursos Hídricos Agência Nacional de Águas – Ministério do Meio Ambiente.
- NAHB RESEARCH CENTER. 2004. Municipal Guide to Low Impact Development. Maryland. Disponível on-line em <http://www.lowimpactdevelopment.org>
- PEREIRA, P.R.G., 2000. Suporte Metodológico de Apoio à Tomada de Decisão no processo de outorga dos direitos de usos dos Recursos Hídricos da bacia do Descoberto. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília.
- ROESNER, L.A; TRAINA, P. 1994. Overview of federal law and USEPA regulations for urban runoff. *Water Science & Technology* V29 n 1-2 p445-454.
- TUCCI, C.E.M., HESPANHOL, I.; CORDEIRO, O. 2000. A gestão da água no Brasil: uma primeira avaliação da situação atual e das perspectivas para 2005. Global Water Partnership.
- TUCCI, C.E.M., 2001 Desafios e Oportunidades em Recursos Hídricos. *Parcerias Estratégicas* N. 11 Junho.
- TUCCI, C.E.M. 2003. Inundações e drenagem urbana in: Tucci, C.E.M; Bertoni, J.C. Inundações da América do Sul. Capítulo 3. ABRH GWP. 450p.
- TUCCI, C.E.M; HESPANHOL, I; CORDEIRO, O C. , 2000. Cenário de Gestão da Água no Brasil: uma contribuição para a visão Mundial da água. *RBRH* v5 n. 3
- U.S. DEPARTMENT OF HOUSING AND URBAN DEVELOPMENT. 2003. The practice of Low Impact Development. 119p. Washington, D.C.. Disponível on-line em <http://www.lowimpactdevelopment.org>.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 2000. *Low Impact Development (LID): A Literature Review*. 35p. Washington D.C.. Disponível on-line em <http://www.lowimpactdevelopment.org/pub>

4. TÉCNICAS DE ANÁLISE AMBIENTAL

Carlos André Mendes

A Gestão Ambiental é o processo de articulação das ações dos diferentes agentes sociais que interagem em um dado espaço com vistas a garantir a adequação dos meios de exploração dos recursos ambientais - naturais, econômicos e sócio-culturais - às especificidades do meio ambiente, com base em princípios e diretrizes previamente acordados ou definidos.

Isto torna a Gestão Ambiental uma atividade política voltada à formulação de princípios e diretrizes, à estruturação de sistemas gerenciais e à tomada de decisões que têm por objetivo final promover, de forma coordenada, o inventário, uso, controle, proteção e conservação do ambiente visando a atingir o objetivo estratégico do desenvolvimento sustentável.

Fazem parte da Gestão Ambiental:

- **Política Ambiental:** Trata-se do conjunto consistente de princípios doutrinários que conformam as aspirações sociais e/ou governamentais no que concerne à regulamentação ou modificação no uso, controle, proteção e conservação do ambiente;
- **Planejamento Ambiental:** Estudo prospectivo que visa a adequação do uso, controle e proteção do ambiente às aspirações sociais e/ou governamentais expressas formal ou informalmente em uma Política Ambiental, através da coordenação, compatibilização, articulação e implementação de projetos de intervenções estruturais e não-estruturais. De forma mais resumida, o Planejamento Ambiental visa a promoção da harmonização da oferta e do uso dos recursos ambientais no espaço e no tempo;
- **Gerenciamento Ambiental:** Conjunto de ações destinado a regular na prática operacional o uso, controle, proteção e conservação do ambiente, e a avaliar a conformidade da situação corrente com os princípios doutrinários estabelecidos pela Política Ambiental. Conforme será visto adiante, estas ações de caráter prático e operativo devem ter origem e coordenação na esfera governamental, devendo, porém prever e dar espaço à participação dos usuários do ambiente e do público em geral. As ações de caráter governamentais são refletidas e orientadas por leis, decretos, normas e regulamentos vigentes. Como resultado destas ações ficará estabelecido o modelo de gerenciamento ambiental;
- **Modelo de Gerenciamento Ambiental:** referencial teórico que orienta os procedimentos, os papéis e as participações dos diversos agentes sociais envolvidos no Gerenciamento Ambiental. Um método que vem sendo amplamente utilizado adota a bacia hidrográfica como unidade geográfica de planejamento e intervenção ao contrário de serem adotadas unidades de caráter político-administrativo como o Estado, Município, etc.
- **Sistema de Gerenciamento Ambiental:** Conjunto de organismos, agências e instalações governamentais e privadas, estabelecido com o objetivo de executar a Política Ambiental através do Método de Gerenciamento Ambiental adotado e tendo por instrumento o Planejamento Ambiental.

Em resumo, uma Gestão Ambiental eficiente deve ser constituída por uma Política Ambiental, que estabelece as diretrizes gerais, por um Modelo de Gerenciamento Ambiental que orienta as ações gerenciais, e por um Sistema de Gerenciamento Ambiental, que articula instituições e aplica os instrumentos legais e metodológicos para o preparo e execução do Planejamento Ambiental.

Alguns recursos ambientais, como água, solo, flora, fauna, etc, têm caráter multifuncional, ou seja, presta-se a atender demandas de múltiplas funções sociais, econômicas e ambientais. Estas funções podem ser classificadas em:

- **Função de produção:** quando os recursos ambientais são usados como bens de consumo final ou intermediário; por exemplo, minérios, água para consumo humano ou irrigação;
- **Função de suporte:** quando os recursos ambientais criam condições para a vida e as atividades produtivas; por exemplo, a água, ar e o solo como habitat natural, o solo na ativi-

dade agrícola e a água como meio de transporte;

- Função de regulação: quando os recursos ambientais limpam, acomodam, filtram, neutralizam ou absorvem resíduos ou ruídos: água para diluição, afastamento e depuração de resíduos;

- Função de informação: quando os recursos ambientais servem de indicadores sobre “estados ambientais”.

Propõe-se que o gerenciamento de um recurso ambiental multifuncional escasso seja representado por uma estrutura matricial na qual uma das dimensões trata do gerenciamento dos múltiplos usos e a outra do gerenciamento da oferta desse recurso. A ilustra a inter-relação entre estes Gerenciamentos da Oferta e a do Uso Setorial dos recursos ambientais.

Tabela 4.1 - Matriz do Gerenciamento Ambiental.

GERENCIAMENTO AMBIENTAL		GERENCIAMENTO DO USO DOS RECURSOS AMBIENTAIS						
		ABASTECIMENTO DE ÁGUA	SANEAMENTO AMBIENTAL (ASSIMILAÇÃO DE RESÍDUOS)	AGROPECUÁRIA	ENERGIA	TRANSPORTE	RECREAÇÃO E LAZER	OUTROS USOS
GERENCIAMENTO DA OFERTA DOS RECURSOS AMBIENTAIS	SOLO							
	AR							
	ÁGUA							
	FAUNA							
	FLORA							
	MINÉRIOS							
	FLORESTAS							
	POTENCIAL HIDRÁULICO							
	OUTROS RECURSOS							

O Gerenciamento da Oferta de um recurso ambiental para os diferentes setores socioeconômicos visa a antecipar e dirimir conflitos intra-setoriais (entre demandas do mesmo setor), intersetoriais (entre demandas de diferentes setores) e conflitos inter-geracionais (entre o uso pela geração presente e pelas futuras). Os diversos Gerenciamentos das Ofertas dos recursos ambientais não podem ser realizados de forma isolada já que o uso de um recurso pode comprometer quantitativa ou qualitativamente a oferta de outro e/ou alterar a demanda sobre o mesmo. É o caso típico da vinculação entre os recursos solo e água: o uso do solo pode aumentar a demanda por água e, em paralelo, diminuir sua disponibilidade, e vice versa. Desta necessidade surge o Gerenciamento (Global) da Oferta dos Recursos Ambientais, que integra as linhas da matriz. No cruzamento de cada linha e coluna localiza-se o gerenciamento de um recurso natural para uso em dado setor. Observa-se a gestão de recursos hídricos na linha sombreada.

Para promover a compatibilização entre as diversas demandas e ofertas de recursos ambientais a sociedade deve tomar decisões políticas e estabelecer sistemas jurídico-administrativos adequados, o que leva a uma terceira dimensão, de caráter institucional, do Gerenciamento Ambiental: o Gerenciamento Inter-institucional.

A complexidade de considerar em um espaço geográfico demasiadamente amplo estas três dimensões determina a busca de uma delimitação geográfica mais restrita que contenha a maioria das relações de causa-efeito, sem se tornar de complexa operacionalidade. Existe a tendência de adotar a bacia hidrográfica como a unidade ideal de planejamento e intervenção devido ao papel integrador dos recursos hídricos, nos aspectos físicos, bioquímico e só-

cio-econômico. Nem sempre esta será a unidade ideal de planejamento. As experiências brasileiras que mais se aproximam de um Gerenciamento Ambiental no sentido adotado foram realizadas adotando microbacias ou grandes bacias hidrográficas. Devido a isto será suposto que esta unidade de planejamento será adequada para os propósitos que originaram este texto e realizadas as necessárias adaptações se for indicado ao contrário.

Da projeção das três dimensões anteriores do Gerenciamento Ambiental sobre a unidade geográfica de uma bacia hidrográfica (ou qualquer outro espaço) surge o Gerenciamento das Intervenções na Bacia Hidrográfica (ou no espaço delimitado) ou, como é usualmente denominado, o Gerenciamento de Bacia Hidrográfica. Uma definição para este instrumento é apresentada abaixo.

Gerenciamento de Bacia Hidrográfica é o instrumento orientador das ações do poder público e da sociedade, no longo prazo, no controle do uso dos recursos ambientais - naturais, econômicos e sócio-culturais - pelo homem, na área de abrangência de uma bacia hidrográfica, com vistas ao desenvolvimento sustentável.

Podem ser identificadas três dimensões no Gerenciamento Ambiental: a primeira é relacionada ao contexto de consumo de fatores, ou ao *capital tecnológico e humano*, e diz respeito ao Gerenciamento do Uso dos Recursos Ambientais. A segunda, relacionada ao contexto do estoque dos fatores, ou do *capital natural*, diz respeito ao Gerenciamento da Oferta dos Recursos Ambientais. A terceira diz respeito à compatibilização das duas gestões anteriores, e ocorre no contexto político, legal e administrativo, e é aqui referida como Gerenciamento Inter-institucional, fortemente influenciado pelo *capital moral e cultural*.

Esse capítulo trata das duas primeiras dimensões *capital tecnológico e humano* e o *capital natural*. É apresentado um conjunto de técnicas que sintetizam, agregam, representam dados de informação otimizada gerando informações aos decisores.

4.1 Indicadores ambientais espaciais

As precárias condições que muitas vezes se observam nos rios são freqüentemente o resultado final (os sintomas) de problemas que já estão ocorrendo ao longo de toda uma bacia (causas), conforme ilustrado na Figura 4.1, nos mais variados níveis do processo produtivo, quer sejam resultantes das atividades extrativistas, da produção e consumo de bens e serviços ou do despejo e emissão de poluentes. As intervenções que atuam apenas no elo final desta cadeia de causa-efeito normalmente falham, levando a uma frustração crescente na medida em que são investidos tempo e recursos financeiros sem qualquer retorno aparente. Como exemplos de tais intervenções podem ser citadas operações de dragagem de rios para retirada de grandes volumes de sedimentos, sem atuação na origem do problema nas vertentes da bacia; ou obras de urbana sem interfaces com políticas de habitação em bacias urbanas.



Figura 4.1: Alguns atores que interagem no espaço da bacia.

Um dos grandes desafios ambientais da atualidade reside na capacidade de compreender as inter-relações entre o recurso natural e a pressão evolutiva empreendida pelo ser humano (pressão sócio-econômica). Para compreender esta relação é necessário que se possa avaliar, ou quantificar de alguma forma, o padrão da evolução da ação do homem na bacia.

No âmbito dos recursos hídricos, o impacto decorrente da alteração do uso do solo reflete-se em todos os componentes do ciclo hidrológico, como no escoamento superficial, na recarga dos aquíferos, na qualidade da água e no transporte de sedimentos.

Neste contexto, o planejamento dos recursos hídricos deve fazer parte de um amplo processo de planejamento ambiental, no qual somente com a organização espacial das forças que interagem na bacia hidrográfica haverá expectativas de garantia da unidade da região.

Um indicador pode ser entendido como uma variável de representação operacional de um atributo (qualidade, característica e propriedade) de um sistema. No contexto ambiental o indicador é constituído por um conjunto de parâmetros representativos, concisos e fáceis de interpretar, utilizados para ilustrar as principais características ambientais do território. (Boisier, 1999).

A interpretação do fenômeno natural implica uma noção de dinamismo mecanicista assentado na busca de elementos de equilíbrio e regularidade. (Neves, 1996). Nos últimos anos a crescente preocupação com o ambiente aparece cada vez mais associada a uma estratégia de atuação no âmbito da gestão e ordenamento do território, originando novos conceitos e métodos de investigação mais abrangentes e globalizantes dos recursos naturais (Boisier, 1999). Da mesma forma ocorre um processo de informatização, de tal modo que praticamente todas as entidades ligadas de alguma forma à gestão e planejamento do território, dispõem de recursos de processamento automático de informação, tipo Sistemas de Informações Geográficas-SIG.

A identificação e avaliação dos problemas ambientais necessitam da definição de um conjunto de indicadores dirigidos aos vários elementos envolvidos. Um indicador é uma estatística ou medição que se relaciona com uma condição, mudança de qualidade ou mudança no estado de algo que se pretende avaliar fornecendo informação e descrevendo o estado de um determinado fenômeno.

Os indicadores constituem hoje uma componente de avaliação espacial de extrema importância, capazes de desencadear processos de observação territorial coerentes e adequados à realidade espacial. Revelando-se determinantes na resolução de problemas relacionados com o processo de ordenamento do território e planejamento ambiental, os indicadores permitem sustentar o processo de tomada de decisão, através da avaliação da informação, convertendo-a numa série de medidas úteis e significativas, reduzindo as probabilidades de adotar decisões desastrosas, inadvertidamente.

O planejamento ambiental conduz a uma regulação do processo de oferta e procura ambiental, através da prevenção de problemas gerados por desequilíbrios, ocupação e uso desordenado do território provocados pelo crescimento econômico. Tendo uma base científica e cultural, o planejamento ambiental envolve uma composição formal e funcional, cujo objetivo é organizar os usos e funções no espaço, como contribuição para o desenvolvimento integrado e sustentável, sendo a sustentabilidade condição necessária para a manutenção da integridade ecológica e das necessidades humanas ao longo das gerações.

Segundo Lanna (1999), estes conflitos no processo de oferta e procura ambiental em bacias hidrográficas, são classificados como: conflitos de destinação de uso, conflitos de disponibilidade qualitativa e conflitos de disponibilidade quantitativa. As causas destes conflitos estão associadas ao aumento das demandas hídricas agravado pelo incremento populacional; o reflexo da urbanização não planejada, que impermeabilizou o solo e invadiu o leito maior dos rios; e ainda o manejo não adequado do solo, que assoreou os cursos d'água. Novamente os exemplos ilustram claramente a propagação dos efeitos das ações antrópicas ao longo do território, indicando a forte dependência espacial que existe entre os seus diferentes atores.

Os conflitos de uso das águas são assim conseqüências do desenvolvimento e da expansão da sociedade moderna, que criou novas necessidades de uso e consumo e tornou mais complexas as relações entre as forças que atuam no espaço. O objetivo hoje do planejador deve ser então compreender estas relações e avançar no sentido de considerar não apenas o comportamento

hidrológico de uma região, mas também considerar os efeitos decorrentes dos diversos conflitos e interesses que atuam na disputa pelo espaço.

Seguindo os preceitos propostos na Agenda 21, esta nova política deve prever uma abordagem integrada dos problemas de planejamento de recursos hídricos, incorporando aspectos físicos, ambientais, políticos, sociais, econômicos, históricos e culturais.

No Brasil, a Lei Federal nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos, considera a água como um recurso natural de domínio público, limitado e dotado de valor econômico, sendo a unidade territorial básica para estudo a bacia hidrográfica.

4.1.1 Classificação do indicador

As pessoas modelam todo o tempo, embora não se pense nisto. A imagem do mundo ao redor de todos, isto é, criado pelos olhos, é um modelo. Definitivamente é mais simples que o mundo real, porém representa algumas de suas características importantes (pelo menos é o que se pensa). O modelo é uma representação ou abstração da realidade.

Quando o desempenho de sistema do mundo real é compreendido e seu comportamento é predito, adquire-se informação adicional para controlar o sistema. Neste contexto, os modelos podem ser usados para identificar os componentes mais sensíveis que influenciam o comportamento dos sistemas. Modificando estes componentes pode-se conduzir o sistema eficazmente para um comportamento desejado.

De qualquer forma, é necessário comparar permanentemente os resultados do modelo com o mundo real. Neste quadro, a arte na construção de modelos é a escolha do nível certo de simplificação que atende às metas de um determinado estudo.

Exemplificando os conceitos anteriores, tem-se uma bacia hidrográfica que é um sistema acionado por um estímulo, a precipitação, e por diversos fenômenos do ciclo hidrológico, transforma esta precipitação em vazão. Esta transformação depende de diversas características da bacia, tais como solo, vegetação, topografia, entre outros. Os fenômenos que regem o comportamento deste sistema são a infiltração, o escoamento superficial, percolação, etc. Segundo Tucci (1986), para melhor compreensão do sistema e do modelo que o representa algumas definições são importantes, como:

- Fenômeno: alguma alteração do estado do sistema, causada por um processo físico como precipitação, evaporação ou infiltração em bacias hidrográficas;
- Variável: valor que descreve o fenômeno, tendo como exemplo a precipitação diária ou a vazão horária;
- Parâmetro: valores que caracterizam o sistema, tais como a área da bacia, seção transversal de um rio, rugosidade de uma vertente, etc.

No contexto da bacia hidrográfica, esta relação de interesse é latente, pois se verifica toda a sorte de atividades humanas que se distribuem no espaço, ao mesmo tempo em que se observa o declínio dos recursos ambientais, observando-se que o sistema como um todo (suas definições, interações e comportamentos) apresenta uma variabilidade espacial e temporal.

Dados os complexos fatores citados e a heterogeneidade temporal e espacial das variáveis ambientais (tipo de solo, vegetação, topografia, clima, etc.) e sócio-econômicas (população, tipos de atividades agrícolas, número de indústrias, etc.) envolvidas ao longo da bacia, surge a necessidade de se desenvolver metodologias baseadas no pressuposto de que a vazão do rio reflete uma resposta que integraliza todas as ações que ocorrem a montante do ponto de análise, em termos tanto qualitativos quanto quantitativos (Mendes et alli, 1999). Desta forma, é essencial tentar estabelecer uma relação entre desenvolvimento e expansão das atividades humanas, caracterizadas pela alteração do uso das terras, e o impacto decorrente nos cursos d'água.

Estabelecido este padrão (tendência) de modificação do uso do solo, é possível então determinar uma melhor utilização dos recursos hídricos, aliada a um uso mais racional e eficiente dos recursos naturais.

A Figura 4.2 introduz o conceito da informação geográfica. Esta informação apresenta

características tridimensionais, ou seja, para caracterizá-la é preciso definir a posição (*onde ocorre?*), atributos (*o que ocorre?*) e a dimensão temporal (*quando ocorre?*). Neste caso, os fenômenos, variáveis e parâmetros são as “ocorrências” do sistema (bacia hidrográfica). As informações geográficas (fenômenos, variáveis e parâmetros) apresentadas desta forma, podem ser desagregadas, conforme apresentado na Figura 4.2. Na bacia hidrográfica os fenômenos, variáveis e características apresentam grande variabilidade espacial e temporal.

O geoprocessamento permite acessar a variabilidade espacial de forma bastante efetiva, mas existem dificuldades de acompanhamento da dinâmica temporal. A maioria dos modelos matemáticos utilizados em recursos hídricos considera a variabilidade temporal. Logo, a união entre as duas ferramentas surge naturalmente. Na representação matemática, a variabilidade espacial pode ser representada através da aplicação de modelos distribuídos ou modelos concentrados.

Como ponto de partida para a criação de um sistema de indicadores, estabelece-se um conjunto de critérios objetivos e verificáveis no espaço, que permitem efetuar a seleção dos Indicadores a utilizar. Os critérios de seleção de indicadores estabelecidos são os seguintes (D.G.O.T.D.U - Sinopse, 2000): Existência de dados representativos, de base sólida; Possibilidade de construção de modelos de simulação e cálculo dedicados à sua quantificação; Exeqüibilidade do estabelecimento de metas e valores de referência; Possibilidade de manter a informação atualizada; Possibilidade de dispor de critérios e meios de comparação; Relevância do significado do próprio indicador; Facilidade de interpretação; Necessidade de não tornar excessivo o número total de indicadores considerados; Objetividade.

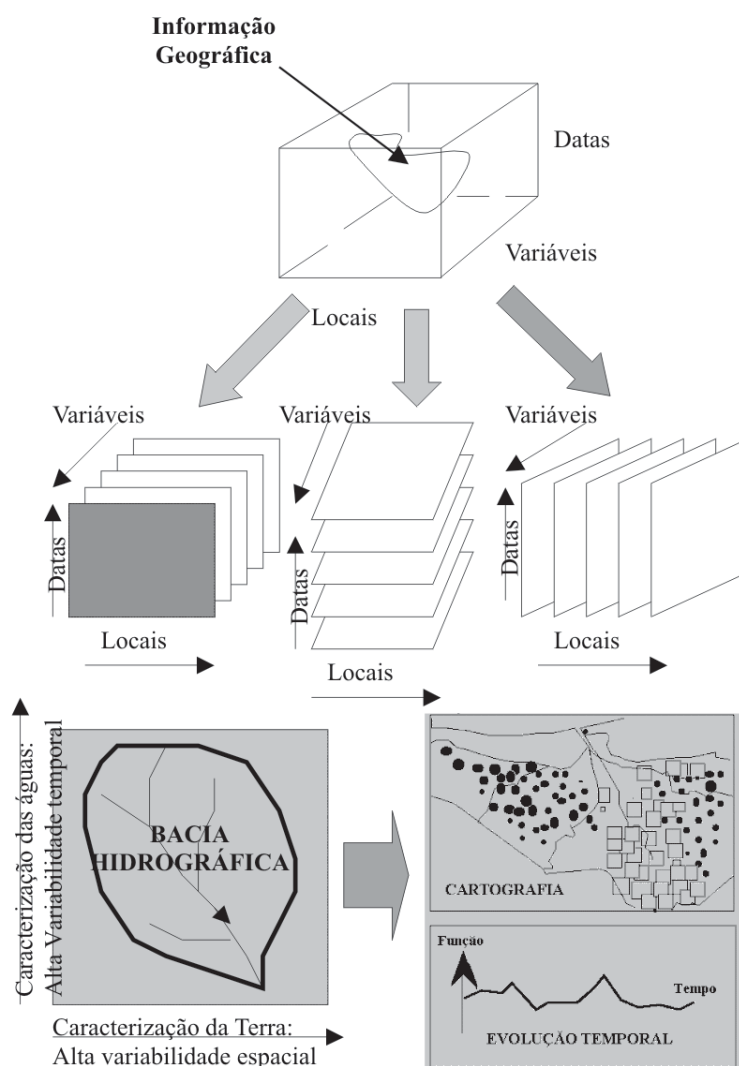


Figura 4.2: Estrutura geográfica e informações em bacias hidrográficas.

Estabelece-se ainda que esses indicadores devem permitir: identificar na unidade territorial em estudo, estados ou pressões sobre o ambiente a exigirem uma intervenção; comparar de forma objetiva Planos, Propostas e outras medidas alternativas; incorporar aos instrumentos de planejamento: exigências, metas, incentivos e restrições expressam, de forma objetiva e quantificada; monitorizar a implementação dos planos e a evolução dos parâmetros críticos, de forma a identificar a necessidade de correções.

A classificação adotada foi o modelo P.E.R. da O.C.D.E. (1993) *op cit.* Bredich *et al.*, (1997), em que os indicadores podem ser sistematizados em Pressão - Estado - Resposta (PER ou em inglês PSR, Pressure, State, Response), adotado em diversos estudos ambientais integrados.

Neste modelo, os indicadores de Pressão caracterizam as pressões e os potenciais danos a ocorrer sobre sistemas ambientais. Os Indicadores de Estado expressam o estado do sistema ambiental, refletem a qualidade ambiental num dado espaço/tempo e os Indicadores de Resposta, permitem avaliar as respostas da sociedade às alterações e preocupações ambientais, assim como à adesão a programas e/ou à implementação de medidas em prol do ambiente.

O PER realça as relações de causa e efeito e facilita a identificação de indicadores para dar suporte aos tomadores de decisão. O modelo é baseado no ciclo apresentado na figura 4.3.

Observa-se que os impactos das atividades antrópicas (comércio, consumo, etc.) afetam (pressionam) o meio ambiente (situação), gerando poluição, diminuição de recursos naturais, desflorestamento, afetando o bem-estar e a saúde das pessoas, etc, fazendo com que as instituições responsáveis (resposta) revejam ou implementem políticas para prevenir ou mitigar impactos ambientais negativos, bem como promovam ações regulatórias para proteger ou recuperar o meio ambiente, as quais por sua vez afetarão as atividades humanas. Esta resposta também pode vir na forma de mudança da opinião pública sobre determinadas ações que geram impactos negativos no meio, ou mudança da própria preferência dos consumidores, mudança nas estratégias de gestão, aumento nos gastos com meio ambiente e pesquisas.

A estrutura PER é atualmente muito utilizada, mas continua em evolução. Um dos principais problemas tem sido tentar distinguir entre indicadores de pressão e de situação, e a necessidade de expandir a estrutura para lidar de forma mais específica com as necessidades de descrever o desenvolvimento sustentável (FAO, 2006).

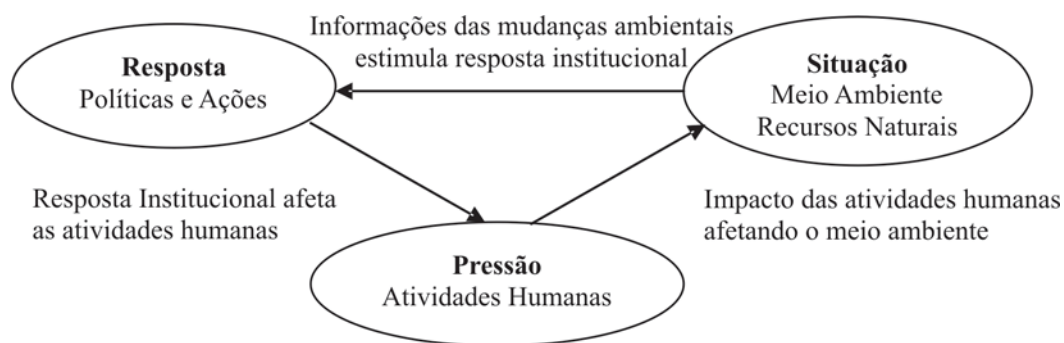


Figura 4.3: Estrutura conceitual do modelo PER.

Entre os modelos mais recentes está o: “Força Motriz - Situação - Resposta (FMSR)”. A substituição do termo pressão por força motriz foi devido a maior abrangência deste, pois diz respeito a tudo que move o ciclo, tanto num sentido pra pior quanto para melhor.

Outra estrutura mais recente é a “Força Motriz - Pressão - Situação - Impacto - Resposta (FMPSIR)” a qual incorpora no ciclo do PER, os elementos motores e impacto. O primeiro se refere ao elemento causador da pressão (uma indústria, uma área destinada à agricultura, etc) e o segundo descreve os impactos decorrentes (desenvolvimento econômico, empobrecimento do solo, etc). Mantém-se a idéia sobre a pressão (atividades), situação (meio ambiente e recursos naturais) e resposta (políticas, ações).

Definido o modelo, então o trabalho é a procura dos indicadores que melhor o representem.

Decisores e analistas trabalham com informações em diferentes escalas. Alguém de nível técnico necessita de informações bem precisas para poder elaborar projetos, já um decisor deve, no meio de todas as informações, enxergar como está a situação atual. A partir dos vários indicadores analisados, podem-se criar índices de acordo com a conveniência.

A partir destes índices simples, podem ser criados índices mais complexos, de modo a facilitar a tomada de decisão. Abaixo segue alguns exemplos de índices compostos bastante utilizados:

- Índice de qualidade das águas (IQA): desenvolvido pela National Sanitation Foundation em 1970 nos Estados Unidos, o qual incorpora 9 parâmetros considerados os mais relevantes para serem incluídos na avaliação das águas destinadas ao abastecimento público, bem como índices derivados dele, tais como os criados pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do estado de São Paulo (CETESB) a partir de 1998 que são o IAP (Índice de Qualidade de Água Bruta para fins de Abastecimento Público) e o IVA (Índice de Proteção da Vida Aquática). O IQA é calculado pelo produto ponderado das qualidades de água correspondentes aos parâmetros: temperatura da amostra, pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio (5 dias, 20°C), coliformes termotolerantes, nitrogênio total, fósforo total, resíduo total e turbidez;

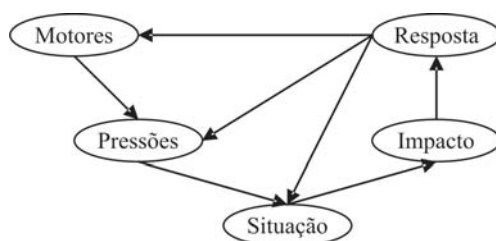


Figura 4.4: Modelo FMPSIR (FAO, 2006).

- Índice de desenvolvimento Humano (IDH) e Índice de desenvolvimento Humano Municipal (IDH-M): O IDH foi criado para medir o nível de desenvolvimento humano dos países a partir de indicadores de educação (alfabetização e taxa de matrícula), longevidade (expectativa de vida ao nascer) e renda (PIB per capita). O IDH-M é calculado utilizando índices semelhantes (educação, longevidade e renda), mas com alguns indicadores diferentes. Embora meçam os mesmos fenômenos, os indicadores levados em conta no IDH municipal (IDH-M) são mais adequados para avaliar as condições de núcleos sociais menores;

- Produto Interno Bruto (PIB) e Produto Nacional Bruto (PNB): o PIB representa a renda obtida internamente num determinado período, independentemente da nacionalidade das unidades produtoras. O PNB é a renda total recebida pelos nativos, tanto no país como no exterior, mas não inclui o montante ganho pelos estrangeiros que moram no país. São calculados através da soma referente a todos os bens e serviços comprados pela população (bens não-duráveis, bens duráveis e serviços) com os bens adquiridos para uso futuro (investimento fixo das empresas e variação de estoques) com as despesas do Governo (bens ou serviços adquiridos pelos governos Federal, Estadual ou Municipal) e com as exportações líquidas (diferença entre exportações e importações).

Pode-se ver que existem várias informações associadas a cada índice. É importante, então, observar a hierarquia na maneira que as informações são analisadas, conforme figura 4.5.



Figura 4.5: Relação entre dados, indicadores e índices (Austrália Department of the Environment, Sport and Territories, 1994, apud Pintér et al., 2000)

Esta estrutura pode ser vista na forma de uma árvore hierárquica dividida em três setores. O primeiro é chamado de macro-indicador, com o mesmo significado dado anteriormente para um índice complexo. Descendo na hierarquia, teríamos o meso indicador representa determinado aspecto e descendo o micro indicador se para sub-critério do meso indicador, ou seja, um maior detalhamento de cada aspecto, como um indicador desagregado. O interesse em se trabalhar nesta forma de abordagem está na estruturação do problema. Ao final desta fase, dispomos de uma árvore de pontos de vista que associaremos com indicadores apropriados.

Tabela 4.6: Número de mortes por sarampo e probabilidades resultantes em municípios gaúchos

Regional Saúde	População Residente	Num_Por 100.000	Esperado	Morbidade Sarampo 96-97-98	Probabilidade
4301 Porto Alegre-01	3171392	0.095	5.143	3	0.2456
4302 Porto Alegre-02	691436	0.145	1.121	1	0.6913
4303 Pelotas	775435	0.000	1.257	0	0.2844
4304 Santa Maria	495219	0.000	0.803	0	0.4480
4305 Caxias do Sul	867799	0.000	1.407	0	0.2448
4306 Passo Fundo	520669	0.192	0.844	1	0.5701
4307 Bagé	253388	0.000	0.411	0	0.6631
4308 Cachoeira do Sul	231160	0.000	0.375	0	0.6874
4309 Cruz Alta	145840	0.000	0.236	0	0.7894
4310 Alegrete	438898	0.228	0.712	1	0.5092
4311 Erechim	232850	0.429	0.378	1	0.3145
4312 Santo Ângelo	328060	0.305	0.532	1	0.4126
4313 S.Cruz de Sul	297501	1.681	0.482	5	0.0001
4314 Santa Rosa	256996	0.778	0.417	2	0.0661
4315 Palmeira das Missões	167086	0.000	0.271	0	0.7627
4316 Lajeado	328745	0.000	0.533	0	0.5868
4317 Ijuí	184757	0.541	0.300	1	0.2589
4318 Osório	260003	0.000	0.422	0	0.6560
4319 Frederico Westphalen	219694	0.000	0.356	0	0.7003

Como exemplo, pode-se imaginar os indicadores normalizados numa escala entre 0 e 1, o macro indicador com o rótulo de “situação da bacia” e com “índices técnicos”, “percepção da sociedade” e “percepção do comitê” como meso indicadores. No caso, o macro indicador se propõe a fornecer a quem o lê uma informação geral de como se encontra a bacia hidrográfica. Pode-se subdividir a escala em outros intervalos, tais como: situação ruim ($0 \leq \text{índice} < 0,25$), situação regular ($0,25 \leq \text{índice} < 0,5$), situação satisfatória ($0,5 \leq \text{índice} < 0,75$) e situação ideal ($\text{índice} = 0,75$). Dentre o grupo dos meso indicadores, podemos imaginar um “índice técnico” baseado em aspectos puramente técnicos para mostrar em termos absolutos como está a bacia, um outro “índice de percepção da sociedade” pode representar a visão dos problemas existentes na bacia pela sociedade e um último “índice de percepção do comitê” que visa ilustrar como o comitê de bacia enxerga o contexto decisório na bacia. Os sub-critérios (micro indicadores) do índice técnico poderiam ser o índice de qualidade da água (IQA), o índice de pressão sobre os recursos hídricos (demanda/oferta), o índice de desenvolvimento humano (IDH). Já para a percepção da sociedade podemos criar um índice que representa a atenção dada pela sociedade ao tema recursos hídricos, o qual poderia ser a relação entre o número de dias no ano que houve matérias em uma forma de meio de comunicação (imprensa escrita ou falada) relacionadas ao tema sobre o número de dias do ano. E, finalmente, a percepção do comitê de bacia pode ser analisada através das ações planejadas na bacia.

4.1.2 Componentes ambientais consideradas

Os índices ambientais são funções matemáticas baseadas em duas ou mais variáveis. Eles são os resultados numéricos de um indicador. Para a área ambiental pode-se pensar em:

- Indicadores de pressão: avaliam a pressão exercida por atividades humanas sobre meio ambiente (ex: emissões de CO e poeiras (parâmetros) no ar (critério));
- Indicadores de estado: oferecem uma descrição da situação ambiental (ex: concentração em nitratos na água de um rio);
- Indicadores de resposta: avaliam os esforços para resolver um problema ambiental (ex: financiamentos destinados à despoluição de solos).

Exemplifica-se as considerações ambientais com o modelo “Press- Situação - Resposta (FMSR)”. Para ilustrar, pode-se imaginar a implantação de uma estação de tratamento de efluentes (ETE), a qual não pressionaria, mas sim aliviaria, ou melhor, seria a força motriz que movimentaria o ciclo no sentido a melhorar os parâmetros físico-químicos da água, gerando melhoria da qualidade de vida dos habitantes da bacia (resposta), conforme ilustrado na figura 4.7.

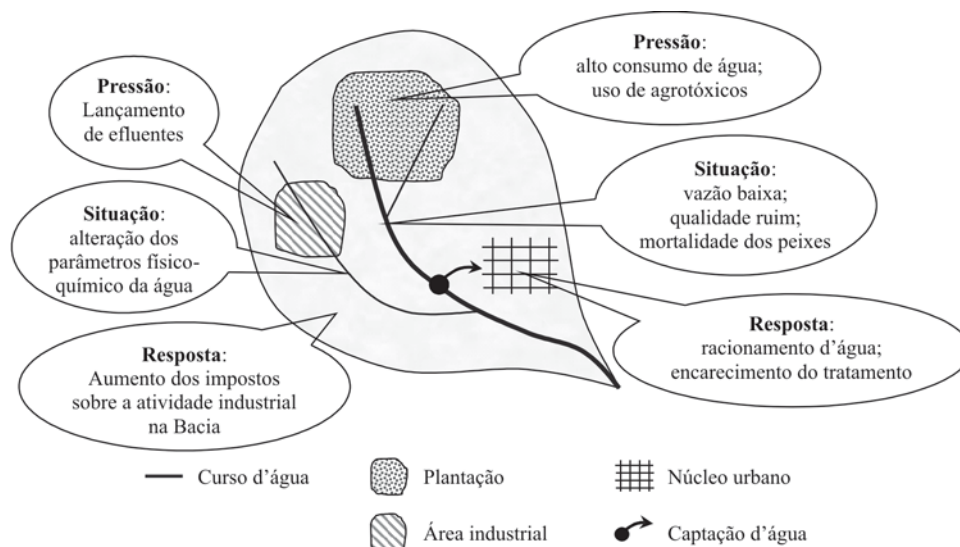


Figura 4.7: Exemplo de modelo FMSR

Saliente-se que geralmente os indicadores ambientais retratam somente os aspectos ambientais (degradação e exaustão dos usos dos recursos naturais). Em paralelo os mesmos deveriam também revelar a dimensão econômica (eficiência alocativa do uso dos recursos) e eqüitativa (distribuição dos custos e benefícios do uso dos recursos) das principais questões ambientais do Brasil. Isto se deve a crença de que crescimento econômico e preservação ambiental são freqüentemente considerados objetivos antagônicos. Existem evidências suficientes para comprovar que a industrialização, a expansão da fronteira agrícola e a urbanização criam pressões significativas na base natural de uma economia, seja pela utilização acelerada de recursos naturais exauríveis nos processos produtivos, seja devido à geração de poluição que degrada a qualidade ambiental. Advoga-se, também, com evidências igualmente irrefutáveis, que as nações, atualmente consideradas as mais ricas, alcançaram níveis satisfatórios de crescimento à custa destas perdas ambientais. Portanto, tal padrão de crescimento se torna inevitável para aquelas nações que hoje se encontram ainda em processo de desenvolvimento.

No entanto, a questão ambiental não deve ser necessariamente entendida dentro dessa contradição. Embora ainda carente de evidências igualmente fortes, existem argumentos teóricos consolidados que permitem refutar as posições extremas acima mencionadas. Esta alternativa tem sido denominada desenvolvimento sustentável.

Os indicadores ambientais tem por princípios a qualificação e quantificação de parâmetros, através dos métodos de determinação direta e determinação indireta (balanço de massa). Em seguida, o processamento dos parâmetros através da transformação de dados em informação; da agregação de parâmetros para cada critério (com ponderação de parâmetros); da agregação global dos critérios (com ponderação de critérios); e do eventual tratamento estatístico de dados. Finalmente avalia-se os resultados. A figura 4.8 ilustra o processamento necessário para a obtenção de um indicador ambiental.

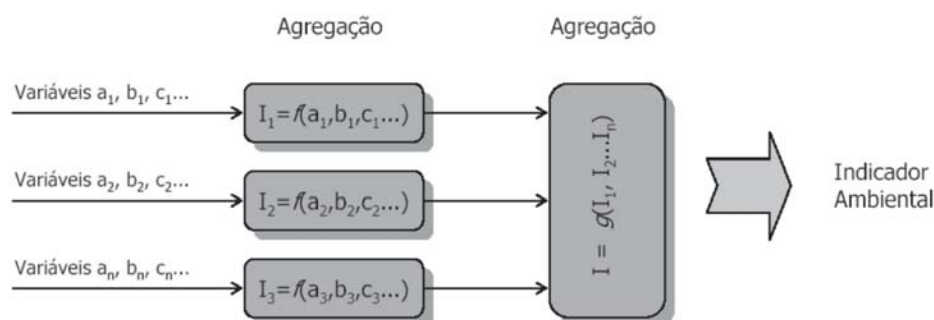


Figura 4.8: Princípios de obtenção de indicador ambiental.

Enfatize-se, enquanto ferramenta de obtenção de indicadores, os “Balanços de poluição” Neste contexto, toda poluição é antes de tudo uma perda de matéria, um mal funcionamento do sistema. Um “balanço poluição” é uma ferramenta para otimização do sistema produtivo. Tal abordagem permite: a) Estabelecer ordem de prioridade nos investimentos, b) Evitar superposições inúteis, c) Assegurar um melhor conhecimento de custos, d) Evitar multiplicações de estudos, e) Melhorar o diálogo com as autoridades. Desta forma o Balanço de poluição nada mais é do que um balanço de massa/energia. Assim sendo toda entrada de matéria deve encontrar uma saída quantificada ao nível do produto e dos rejeitos sólidos, líquidos e gasosos. Este balanço deve ser complementado com outras informações sobre os produtos utilizados (ciclo de vida), propriedades físico-químicas fundamentais, toxicidade, perigo potencial, e evolução. Em síntese o “Balanço de poluição” resultam em medidas de redução de impactos negativos, segurança do meio ambiente, respeito às regulamentações, gestão dos rejeitos, e saúde do pessoal envolvido. A seguir detalhe-se o comportamento dos recursos hídricos.

A água é um dos recursos naturais de uso mais intensivo e diversificado pelo homem. Entre os usos mais comuns, pode-se citar sua utilização para dessedentação humana e de animais, irrigação, criação de espécies aquáticas, geração de energia, insumo industrial, higiene pessoal e ambiental, transporte, lazer, composição de paisagens e diluição de efluentes industriais e dejetos orgânicos (inclusive os humanos).

Cada uma dessas possíveis formas de utilização da água demanda um padrão de quantidade e qualidade diferenciadas, que normalmente não é compatível com a qualidade da água devolvida após seu uso para um determinado fim. Com isso, a despeito de sua capacidade natural de renovação em um horizonte de tempo relativamente curto (se comparado ao de outros recursos naturais), a inexistência de esforços no sentido de controlar e recuperar a água utilizada pela ação humana pode comprometer, temporária ou definitivamente, outras possíveis aplicações deste recurso.

Associada ao uso que altera o volume disponível do recurso, a descarga de água que retorna ao meio com qualidade alterada, na forma de poluição, resulta em custos ambientais que geralmente não são internalizados nas decisões de uso do recurso.

As principais fontes de poluição hídrica são originárias do setor produtivo (indústria, serviços e agropecuária) e das famílias em termos de esgoto e águas pluviais. Os principais poluentes são as matérias orgânicas e as matérias inorgânicas (por exemplo, metais pesados, fenóis, componentes nitrogenados e fosfatados e outras cargas tóxicas de origem química).

As matérias orgânicas geradas tanto pelas famílias quanto pelo setor produtivo, além da sua contribuição para a redução de oxigênio dissolvido na água, que afeta a fauna e a flora aquáticas, podem indicar a concentração de coliformes e outros agentes patogênicos que causam a incidência de doenças nas populações humanas via contato direto ou contaminação de produtos agrícolas.

Concentrações elevadas de matérias inorgânicas podem ser também prejudiciais à vida aquática e humana. Os rejeitos de metais pesados e outras cargas tóxicas das atividades industriais e o escoamento urbano apresentam geralmente toxicidade com efeitos cumulativos e de conseqüências desastrosas na saúde humana e animal. Os poluentes nitrogenados e fosfatados dos fertilizantes e do esgoto urbano, através da eutrofização, e, principalmente, as cargas químicas dos pesticidas e herbicidas liberadas pela agropecuária, tornam-se uma forma de degradação de difícil recuperação.

Adicionalmente, observa-se um processo acelerado de deposição de sedimento nos meios hídricos pelo uso inadequado do solo (por exemplo, desmatamento, agricultura de várzea e mineração) nas áreas marginais dos rios que afetam a disponibilidade do recurso além de afetar sua qualidade. Entre os efeitos mais negativos citam-se as incidências de cheias, perda de navegabilidade e danos às matas ciliares.

Dessa forma, tais processos de degradação da qualidade das águas restringem o acesso à água potável, às atividades produtivas e recreacionais e à própria preservação da biodiversidade.

A recuperação dessa qualidade somente é possível por meio de investimentos vultosos em controle de poluição que, conseqüentemente, elevam os custos de uso do recurso hídrico com efeitos distributivos significativos.

Um das formas de se avaliar o comportamento da água por meio de um indicador global

(tipo índices de qualidade de água- IQA) é por combinações lineares de parâmetros (do tipo Indicador Amb = $aX_1 + bX_2 + \dots + nX_n$ onde a, b, n são pesos de cada um dos parâmetros parciais). Em um contexto geográfico cada parâmetro ambiental (X_1, X_2, \dots, X_n) pode ser um mapa que indica a variabilidade espacial do parâmetro. Entretanto, outras técnicas geografia quantitativa e estatística, podem auxiliar na análise espacial dos índices. Este conjunto de técnicas permite a descrição quantitativa de mapas individualmente, a comparação de dois ou mais mapas e a identificação dos relacionamentos existentes. Diversos processos de análise têm sido desenvolvidos para atender estes objetivos. Em função disso, uma variedade de classificações também existe. Sempre tendo como objetivo a produção de um mapa de resultados R que, por meio de uma função f qualquer, combina vários mapas (M_1, M_2, \dots, M_n):

$$R = f(M_1, M_2, \dots, M_n) \quad (4.1)$$

Tomlin (1990) classificou as operações que manipulam os mapas em:

- Operações locais: neste tipo de manipulação, as células de cada estrutura de dados matriciais são operadas com as células de outra matriz de dados (ou mais matrizes) na mesma posição, resultando num terceiro plano de informação. A Figura 4.9a, a seguir, ilustra este tipo de operação. Nesta figura a célula assinalada na matriz M_1 , na posição x, y , é adicionada com a célula de mesma posição x, y na matriz M_2 , resultando na célula correspondente na matriz M_3 . Uma aplicação típica desta operação ocorre quando se necessita realizar a indicação do local mais apropriado para uma determinada atividade levando em consideração mais de uma matriz de dados. Nesse caso, cada nível de informação seria classificado em categorias que teriam suas notas variando de zero (mau conceito) a dez (bom conceito) e a escolha seria feita para os locais que apresentassem as maiores notas ao final da combinação;
- Operações dentro de uma vizinhança: neste tipo de operação o valor da célula da matriz original é cotejado com os valores de suas células vizinhas, resultando numa segunda matriz. A Figura 4.9b representa este tipo de operação. Nesta figura, o valor da célula assinalada na matriz M_1 é comparado com os valores das oito células vizinhas e resulta na célula correspondente da matriz M_2 . Como exemplo de aplicação deste tipo de operação pode ser citada a criação do mapa de declividades, a partir de um mapa de cotas topográficas ;
- Operações dentro de uma região (grupo de células): retornam um valor em uma célula da matriz de resultados como uma função dos valores em uma região, isto é, não somente uma vizinhança próxima e sim uma zona de influência como uma bacia hidrográfica, onde o exutório é influenciado por todos os pontos a montante. A Figura 4.9c ilustra esta operação.

No caso de bacias hidrográficas, tem-se o caso da figura 4.9C, onde a água que transita em uma seção transversal de um rio integraliza o comportamento da bacia deste ponto para cima. Logo os parâmetros (de qualidade de água, por exemplo) observados em seção transversal de um rio refletem a interação da água com várias propriedades físicas (uso e tipo de solo, geologia, topografia, etc.) da bacia hidrográfica deste ponto para cima. Neste quadro o desafio é relacionar causas (uso do solo, por exemplo) com efeitos (qualidade de água) ambientais.

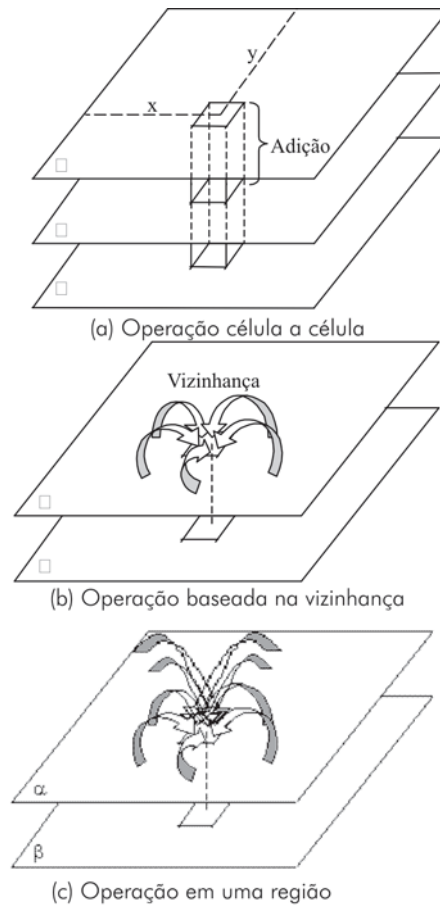


Figura 4.9.: Classificação de operações em mapas.

Em síntese, a água se insere como um mecanismo de transporte de montante à jusante trazendo água, poluentes, sedimentos, etc.

A Figura 4.10 ilustra este mecanismo, por um modelo numérico do terreno e as linhas de escoamento com áreas de contribuição de montante maiores do que 1000 m². A Figura 4.11 apresenta a localização de estações pluviométricas na área e os polígonos de Thiessen obtidos a partir do cálculo da distância para a célula fonte mais próxima (neste caso as estações pluviométricas). Com funções de interpolação matemática, mas utilizando como ponderador a topografia e declividades, pode-se gerar a área de influência de uma estação pluviométrica, conforme ilustrado na Figura 4.12.

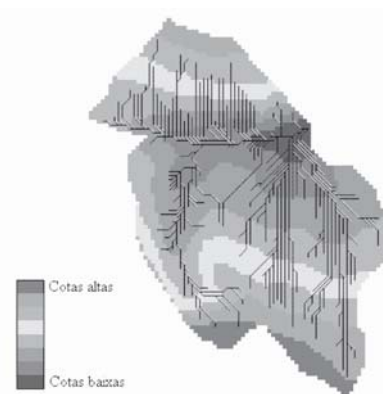


Figura 4.10. Modelo Numérico do Terreno com linhas de escoamento sobre a superfície do terreno.

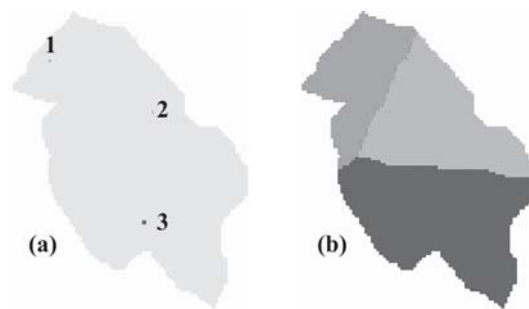


Figura 4.11: Dados de precipitação: (a) Localização de estações e (b) respectivos polígonos de Thiessen.

No ambiente de geoprocessamento torna-se possível relacionar atributos (dados tabulares) com os mapas. O exemplo apresentado na Figura 4.13 mostra a reclassificação do mapa de solos para um mapa de capacidade de infiltração, realizada facilmente no ambiente de geoprocessamento. Saliente-se que esta operação é comum em todos os sistemas de geoprocessamento atualmente disponíveis no mercado.

Usando as informações anteriores, em conjunto com séries temporais dos dados hidrológicos, torna-se possível simular o comportamento de variáveis hidrológicas em posições específicas durante vários intervalos de tempo. No exemplo apresentado na Figura 4.14 duas posições são visíveis, em solos arenosos e argilosos, na porção Norte da bacia.

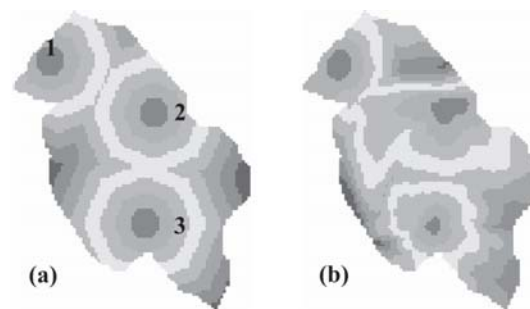


Figura 4.12: Áreas de influência das estações pluviométricas, considerando (a) somente a distância plana e (b) distância "ponderada" pela declividade.

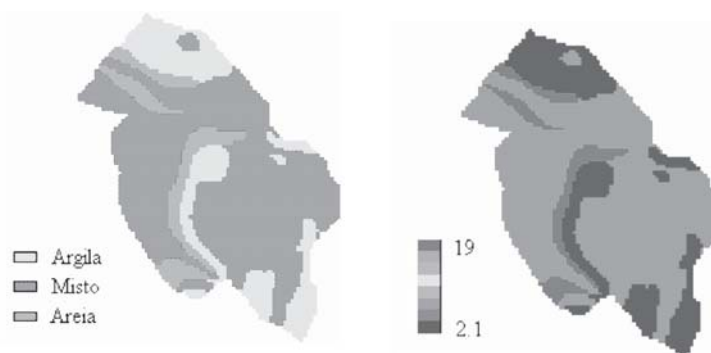


Figura 4.13: Mapa de solos e capacidade de infiltração

Aplicando todos os dados e conceitos prévios, em conjunto com teorias sobre os processos hidrológicos, torna-se possível descrever relações entre as variáveis. A Figura 4.15 apresenta os resultados de um modelo hidrológico caracterizando os padrões geográficos e temporais do escoamento superficial. Os resultados são apresentados sob a forma de um conjunto de mapas, onde cada um deles representa o escoamento superficial em diferentes intervalos de tempo, de forma seqüencial.

Em síntese, para se criar um sistema de indicadores em bacias hidrográficas Mendes e Cirilo (2001) recomendaram o uso de forma integrada o geoprocessamento e técnicas hidrológicas, onde o sistema a ser representado seja composto por:

- Processos de balanço hídrico local (Figura 4.16), onde as propriedades envolvidas (geologia, uso e tipo do solo, topografia, chuvas, etc.) possam interagir no sentido de representar os diversos elementos do ciclo hidrológico (infiltração, evaporação, escoamento superficial, etc.) em uma posição específica;
- Processos de transferência (Figura 4.17) onde os elementos do ciclo hidrológico se movimentam ao longo da bacia. Este componente está fundamentalmente baseado na utilização do Modelo Numérico do Terreno.

4.1.3 Exemplos: Balanços de massa, Resíduo sólido, Água, Ar, indicadores agregados e avaliação de desempenho.

As equações de balanço agregam de maneira causal parâmetros quantitativos e qualitativos, que visa fornecer uma visão estruturada dos elementos que condicionam uma determinada situação que direcionem ao desenvolvimento sustentável.

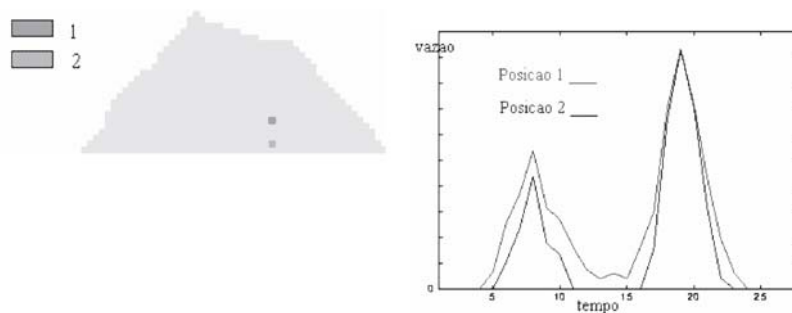


Figura 4.14: Vazões em duas posições na bacia hidrográfica.

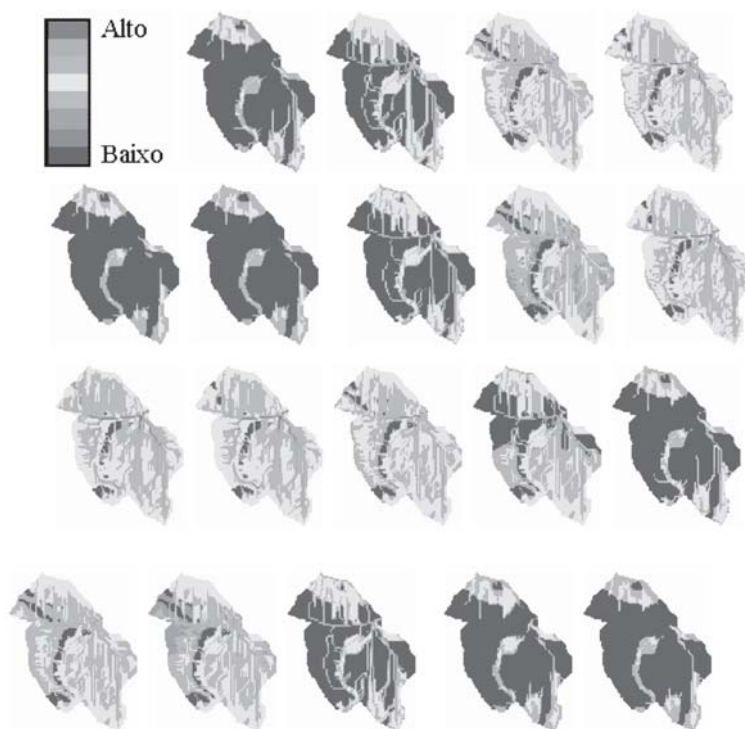


Figura 4.15: Distribuição espaço-temporal do escoamento superficial

A implementação de um sistema dinâmico computacional permite a avaliação de várias alternativas de maneira fácil, rápida e clara. Este processo gera aprendizado pelos envolvidos, permitindo a interação dos mesmos que não necessitam entender como funciona a ferramenta embutida, mas apenas ter a sensibilidade dos resultados expostos. A geração dos vários cenários permite ao usuário obter conhecimento sobre o problema em questão e entender as repercussões das diversas ou possíveis políticas governamentais. Sendo assim, as conclusões obtidas por este método podem ser vinculadas com estas políticas governamentais. Neste quadro, resalta-se o papel dos indicadores como excelente forma de se comunicar resultados técnicos.

O envolvimento público nas ações pode ocorrer de três formas (OECD, 2003): público alerta, atento aos problemas, mas sem envolvimento ativo; educação pública, compreensão do público das ações ou políticas do governo; e, participação pública nas decisões tomadas. Principalmente nesta última década, muito enfoque tem sido dado à gestão participativa, mas apesar disso, esta participação da sociedade ainda não tem sido considerada satisfatória.

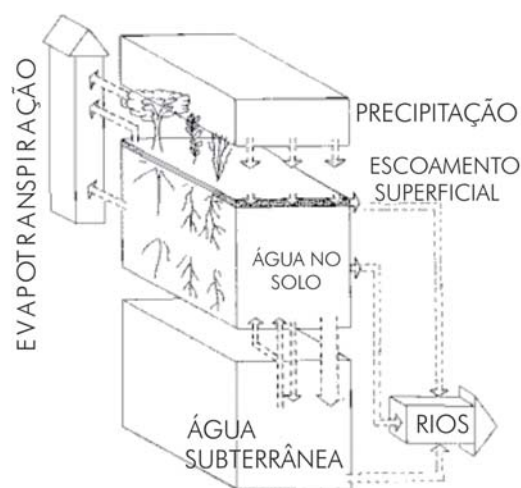


Figura 4.16: Balanço hídrico local.

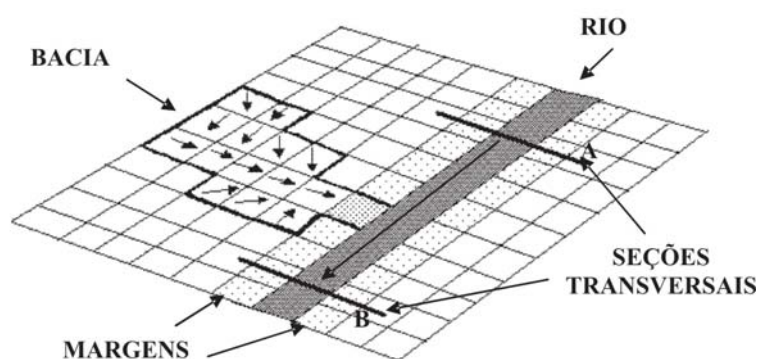


Figura 4.17: Modelo de transporte hídrico no terreno e no canal.

Dentro de um Comitê de Bacia, existem representantes de diversos setores de usuários, mas isso não garante a representação mais apropriada. É sempre possível que grupos mais influentes exerçam maior pressão nas decisões. Até o próprio processo de decisão envolve muitos aspectos técnicos de difícil compreensão para a maioria dos usuários. Assim, a perspectiva do uso de sistemas dinâmicos pode suprir este abismo, na medida que torna compreensível as ações, bem como possibilita que sejam elencadas várias alternativas sugeridas pelos próprios usuários, constitui-se uma ferramenta com um futuro bem promissor.

Bana e Costa (1995) citam os passos básicos para se gerar um sistema dinâmico:

- Definição do problema: observam-se aspectos chave;
- Descrição do sistema: identificar a estrutura causal que gera a situação do problema;
- Desenvolvimento do modelo: representação gráfica da dinâmica da estrutura;
- Validação do modelo: aplicação, por exemplo, em circunstâncias passadas para verificar a consistência e a influência das considerações simplificadoras;
- Uso do modelo para análise de políticas e ações: uma vez pronto, o modelo pode ser usado para verificar as ações ou políticas do governo;
- Uso público do modelo: o modelo pode ser usado por todos os envolvidos para que possam participar do processo, contribuindo na investigação de possíveis alternativas e também adquirindo conhecimento do problema e da repercussão das possíveis ações.

Importante lembrar que este é um processo iterativo, onde resultados de uma etapa podem realimentar passos anteriores. Para ilustrar esta ferramenta, são mostrados abaixo dois exemplos extraídos de Costa (2004). O primeiro, apresentado na figura 4.18, representa uma simples operação financeira, onde temos o saldo como balanço entre a retirada e a entrada de dinheiro, sendo influenciado pela taxa de juros que muda da variável “Taxa de Juros” para “Taxa de Juros Maior” no decorrer do tempo. Existem várias outras opções de formular este tipo de problema, como, por exemplo, construir uma função pra taxa de juros em relação ao tempo. Após estruturado o problema, pode-se analisar vários cenários apenas mudando a taxa de juros.

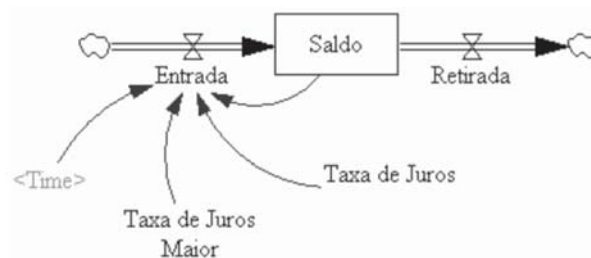


Figura 4.18: Exemplo de sistema dinâmico para movimentação financeira (Costa, 2004).

O segundo exemplo, apresentado na figura 4.19, é bem mais complexo, retrata a visão macro do sistema de água de Sorocaba (São Paulo). Interessante observar que no modelo existem o balanço hídrico da represa, considerando os vários usos e inclusive associando taxas de crescimento econômico e demográfico. Novamente, mudando-se os valores dos parâmetros, podem-se avaliar diferentes cenários.

Para o uso da ferramenta de sistema dinâmico neste trabalho, será necessário antes de tudo estruturar o problema, identificando as variáveis a serem consideradas na avaliação e as relações de causa e efeito entre elas, bem como identificar os indicadores sociais, ambientais e econômicos dentro da filosofia de Pressão – Situação – Resposta que melhor representem o contexto decisório. Só assim será possível que esta ferramenta possa ser aproveitada adequadamente para transmitir conhecimento, permitir o estudo de alternativas e a estimular a participação da sociedade.

A geração de resíduos sólidos ou lixo (municipais, hospitalares, industriais e agrícolas) é também um dos principais problemas ambientais. Os resíduos não coletados compõem a carga poluidora que escorre pelas águas pluviais urbanas e rurais. O lixo coletado e com disposição inadequada em aterros ou a céu aberto e em áreas alagadas gera problemas sanitários e de contaminação hídrica em tais locais. Quando se trata de carga tóxica, geralmente de origem industrial e agrícola, as conseqüências ambientais na saúde humana e na preservação da fauna e flora são mais significativas.

O tratamento por compostagem ou incineração também gera efluentes e emissões atmosféricas por vezes muito intensas. A reciclagem nem sempre é possível dada a qualidade dos resíduos ou seus custos de coleta e transporte aos pontos de transformação. Os problemas dos serviços de coleta de resíduos sólidos, assim, não se restringem à própria coleta, mas também à transferência do lixo coletado para tratamento e sua disposição final.

Os resíduos tóxicos constituem atualmente um dos maiores problemas ambientais nos países ricos. Embora a situação no Brasil ainda careça de indicadores sistemáticos, sua magnitude é considerada alarmante pelos órgãos e entidades ambientais.

Adicionalmente, no caso brasileiro, a situação do próprio lixo urbano não pode ser considerada ideal.

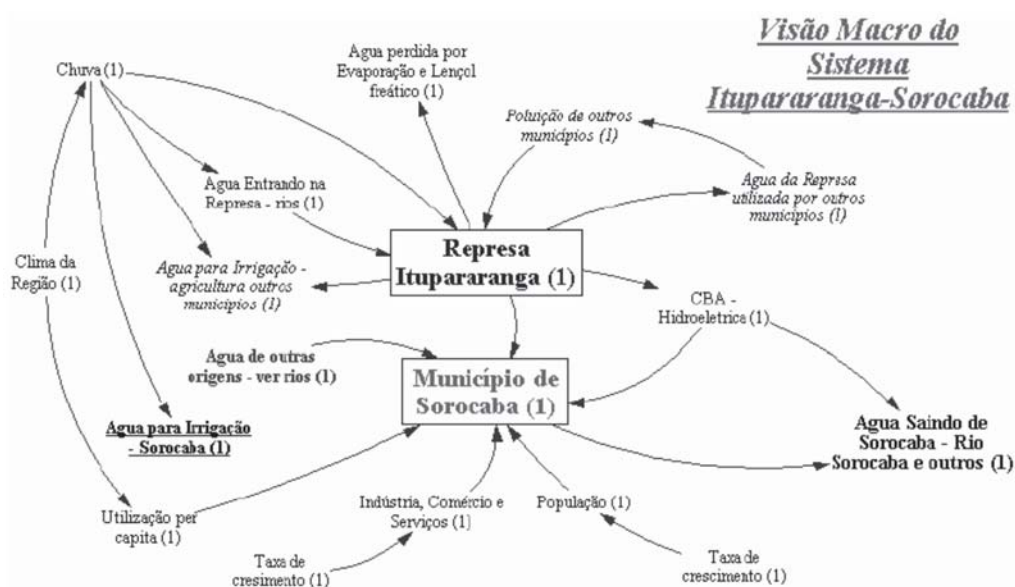


Figura 4.19: visão macro do sistema de água de Sorocaba (Costa, 2004).

A relação entre estimativas de consumo versus disponibilidade de água, determina o balanço hídrico. No caso brasileiro, verifica-se imediatamente que existe um balanço bastante favorável no país de 0,65 (Barth, 1991). Enfatize-se, entretanto, que em termos regionais as diferenças são significativas.

Enquanto na região Norte este balanço é de 0,01, nas regiões mais desenvolvidas e populosas o balanço é 5 a 8 vezes maior que a média nacional. Tal cenário é propício para conflitos de usos localizados em bacias nas quais há grandes concentrações de atividades econômicas e de população, como é o caso das regiões metropolitanas de São Paulo e Rio de Janeiro. O balanço favorável da região Centro-Oeste é super-avaliado considerando a fragilidade hidrológica do Pantanal.

Barth (1991) indica também que quase 60% do consumo de água no país são destinados à irrigação. Nas regiões Nordeste, Sudeste e Sul, onde o balanço hídrico é mais desfavorável, este percentual é, respectivamente, de 69,9, 40,8 e 80,9. Os percentuais nestas regiões para os outros usos da água se equivalem. Isto confirma a potencialidade da irrigação de gerar conflitos

em diversas bacias onde é maior a concentração do uso da água.

No caso de poluição hídrica, em termos percentuais, as cargas potenciais da indústria e do esgoto urbano são equivalentes em termos nacionais. Entretanto, a carga orgânica remanescente da indústria é menos da metade gerada pelo esgoto urbano.

Tal fato evidencia que o controle dos efluentes industriais, representado pelo nível de tratamento, está muito acima daquele praticado no esgoto urbano. Entretanto, conforme já assinado e que será analisado detalhadamente mais adiante, o tratamento do esgoto urbano é apenas um aspecto da importância ambiental e econômica desta fonte de poluição. O acesso aos serviços de saneamento (água potável e coleta de esgoto e lixo) também apresenta importantes impactos distributivos.

Para as fontes de carga inorgânica não existem ainda estimativas adequadas, exceto as relativas a metal pesado na indústria. Entretanto, em relação a estes poluentes, é possível afirmar que: a) dada a intensidade de uso de insumos químicos na agricultura brasileira seu carregamento afeta tanto os corpos d'água superficiais como subterrâneos em termos de nitrogenados, fosfatados e cargas químicas tóxicas e b) as emissões de metais pesados e fenóis podem ocorrer com intensidade no escoamento urbano devido à existência de descarga direta (e ilegal) de produtos químicos (por exemplo, atividades protéticas, de galvanização e de troca de óleo automotivo) na rede pluvial.

No caso de poluição atmosférica, a qualidade do ar tem se tornado um dos principais temas de preocupação ambiental nos grandes centros urbanos. As fontes antrópicas de poluição atmosférica são bastante conhecidas. Seus efeitos afetam principalmente a saúde humana. Todavia, também se observam impactos negativos no processo vegetativo das plantas, na corrosão de materiais e na saúde de animais.

As emissões cumulativas de outros gases atmosféricos, tais como metano, dióxido de carbono (CO₂), clorofluorcarbonos (CFCs), podem gerar mudanças climáticas futuras significativas no planeta, embora sem afetar no momento a saúde humana. O grau de concentração de um poluente emitido depende da sua interação com a atmosfera, que se realiza por diluição e por reações químicas. Este processo de interação está assim, sujeito a variações relativas às condições climáticas e meteorológicas.

Para entender o funcionamento dos processos indicados nos exemplos anteriores (Resíduos sólidos, recursos hídricos e poluição atmosférica), utiliza-se os princípios de conservação de massa e energia, os conceitos da teoria geral de sistemas, assim como programas de computador para fazer simulações do comportamento de ecossistemas.

Da mesma forma que se chama de visão microscópica a visualização detalhada dos componentes (cada parâmetro e/ou indicador individual) e a análise do funcionamento de um micro-sistema, a visualização de vários ou de todos os sistemas é chamada de visão macroscópica (índices agregados).

Uma visão unificada (visão macroscópica ou agregada) das ciências ambientais e da economia permite entender qual é o impacto das políticas públicas (ou decisões privadas) no bem estar de uma região (bacia hidrográfica, por exemplo). Este impacto é o índice de desempenho das políticas aplicadas na região.

Na Figura 4.20, exemplifica-se o modelo de um estado onde a água é um fator importante, e a disponibilidade dos recursos mundiais para o estado se determina pelo modelo mundial na direita. No estado, se utiliza a chuva, terras e águas superficiais como índices de recursos ambientais, representando os demais tipos de solo, agricultura e florestas. O estado depende das fontes locais para produzir bens (para comércio) que possam ser inter-relacionados por fontes externas. O fluxo de bens e combustíveis externos ao estado também depende de sua disponibilidade. Esta disponibilidade é alterada por mudanças nos bens mundiais.

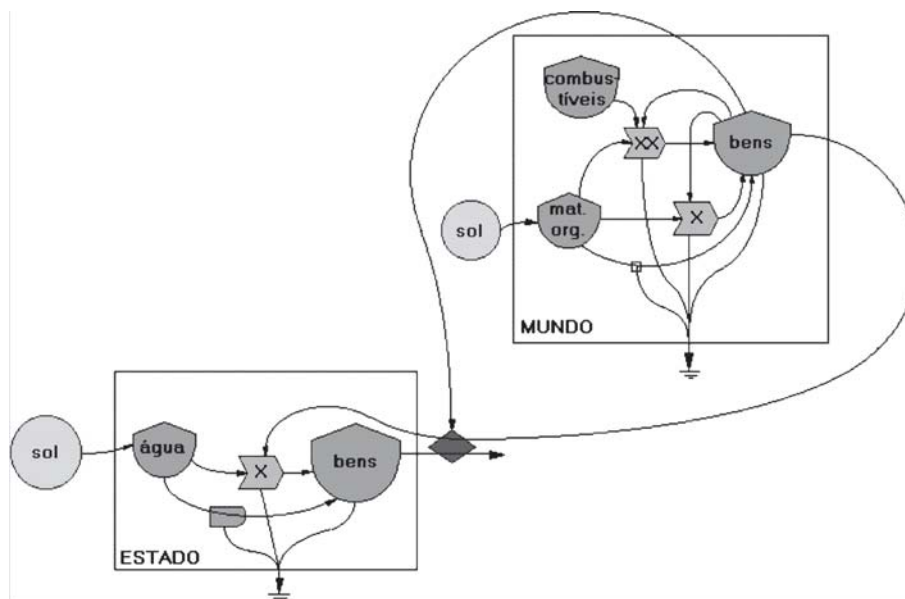


Figura 4.20: Modelo combinado de um estado e do mundo.

Os modelos da tendência de uns estados e os modelos mundiais se combinaram na Figura 4.20. Os resultados da simulação combinada, realizadas com ferramentas computacionais similares a apresentada no começo desta seção, estão na Figura 4.21. Aqui, os recursos importados pelo estado em troca de exportações foram programados para estar em proporção aos bens mundiais. Desta maneira, o modelo mundial será feito para manter o modelo estatal.

Na parte superior do gráfico, na Figura 4.21, os bens mundiais crescem e decrescem. O crescimento dos bens mundiais gera suplementos crescentes de recursos para a economia do país depois de 1900, quando os combustíveis foram incluídos. Os bens do país (a metade superior do gráfico na Figura 4.21) crescem muito rapidamente depois de 1900 em resposta ao incremento de recursos disponíveis do mercado mundial.

A medida que o crescimento mundial cresce e declina, a disponibilidade de recursos externos decresce e o nível de crescimento do país diminui até um estado estacionário sustentado pelos recursos renováveis. A água se restabelece a um nível que tem as mesmas características dos estados iniciais depois do impulso de crescimento.

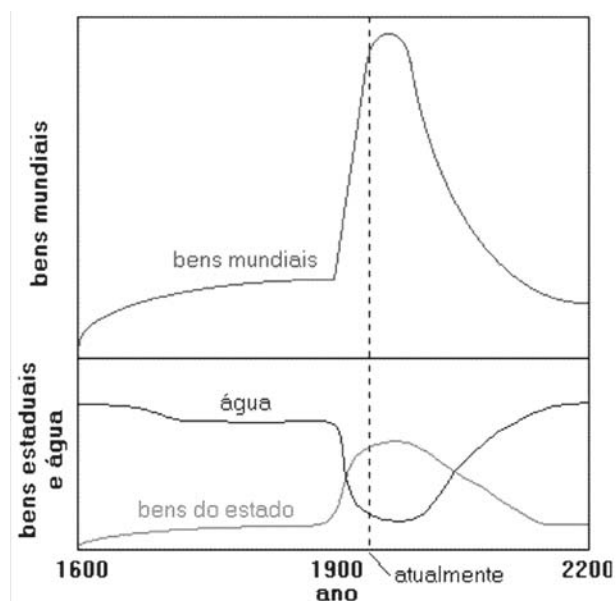


Figura 4.21 Simulação de modelo de tendências de um país mantido pelo modelo mundial (Figura 4.20).

4.2 Vazão ambiental e indicadores no sistema hídrico

4.2.1 Ciclo Hidrológico: Ofertas e Demandas

Quando o padrão espacial de disponibilidade de água - ou seja, a distribuição dos locais onde ela está disponível - não está adequado ao padrão espacial das demandas dos centros de consumo - ou seja, a distribuição dos locais onde existe demandas relacionadas às águas - a solução para a satisfação das demandas é a procura de água em locais onde seja disponível. Isto pode levar a busca ao subsolo ou à superfície, em outros locais. De forma oposta, quando o problema é excesso (cheias) a solução poder ser obtida com a construção de canais, bueiros ou outras estruturas que desviem parte das águas para locais onde possam ser acomodadas adequadamente. Em todas as situações o padrão espacial de disponibilidade de água é alterado para adequá-lo ao padrão espacial das demandas.

Existe também a possibilidade de que as disponibilidades em determinado período de tempo sejam suficientes para satisfazer as demandas no mesmo período, referindo-se a questões quantitativas apenas. No entanto, existem sub-períodos, internos ao período mencionado, nos quais esta situação não ocorre e há carência de água. Obviamente, neste caso deverão existir sub-períodos com excesso de água. A solução pode ser encontrada pela busca de fontes hídricas em outros locais que serão utilizadas durante os sub-períodos de escassez. Outra possibilidade é a criação e exploração de reservas de água, ou reservatórios.

No passado as pequenas necessidades hídricas podiam ser atendidas pelas disponibilidades naturais sem maiores investimentos que aqueles necessários para a captação da água. O desenvolvimento econômico foi mais intenso nas regiões de relativa abundância de água. O aumento populacional e do próprio desenvolvimento econômico acabaram por reduzir as disponibilidades em alguns locais e por tornar atraentes outras regiões carentes de água, exigindo maiores investimentos para obtê-las.

A sociedade moderna ampliou consideravelmente a diversidade de usos das águas. O quadro tornou-se complexo com o aparecimento de demandas conflitantes. Nas regiões industrializadas, de exploração mineral e de concentração populacional, ocorre a degradação das águas estabelecendo conflitos com usuários que necessitem condições qualitativas melhores. Neste contexto, os conflitos de uso das águas podem ser classificados como:

- Conflitos de destinação de uso: esta situação ocorre quando a água é utilizada para destinações outras que não aquelas estabelecidas por decisões políticas, fundamentadas ou não em anseios sociais, que as reservariam para o atendimento de necessidades sociais, ambientais e econômicas; por exemplo, a retirada de água de reserva ecológica para a irrigação;
- Conflitos de disponibilidade qualitativa: situação típica de uso em corpos de água poluídos. Existe um aspecto vicioso nestes conflitos, pois o consumo excessivo reduz a vazão de estiaagem deteriorando a qualidade das águas já comprometidas pelo lançamento de poluentes. Esta deterioração por sua vez, torna a água ainda mais inadequada para consumo;
- Conflitos de disponibilidade quantitativa: situação decorrente do esgotamento da disponibilidade quantitativa devido ao uso intensivo. Exemplo deste conflito ocorre quando o uso intensivo de água para irrigação impede outro usuário de captá-la, ocasionando em alguns casos esgotamento das reservas hídricas. Este conflito pode ocorrer também entre dois usos não-consuntivos: operação de hidrelétrica estabelecendo flutuações nos níveis de água acarretando prejuízos à navegação.

Em conjunto com esses conflitos ocorrem incrementos das demandas hídricas devido ao aumento populacional, agravando o problema de abastecimento, particularmente nas regiões semi-áridas. Outro problema é o controle de inundações que se tornou imperativo nas regiões que sofrem o efeito simultâneo da urbanização não planejada, que impermeabilizou o solo e invadiu o leito maior dos rios, e do manejo do solo não adequado, que assoreou os cursos de água.

O estágio de apropriação dos recursos hídricos no Brasil atingiu um nível em que conflitos de uso são fartamente detectados nas regiões mais desenvolvidas ou mais carentes de água. Além daqueles relacionados com a qualidade de água, notados nas bacias urbanizadas e industrializadas, existem também conflitos quantitativos. Suas soluções exigem análises técnicas e institucionais de grande complexidade. Abaixo são apresentados alguns indicadores do estado atual dos sistemas de recursos hídricos, como ferramentas de suporte a decisão para uma análise integrada de recursos hídricos.

4.2.2 Métodos para determinação da vazão ambiental

A vazão residual ou remanescente de um rio é aquela que deve ficar, a jusante dos empreendimentos hidráulicos, de modo a satisfazer a todos os usos previstos pela Política Nacional de Recursos Hídricos, ou seja, a vazão remanescente deve satisfazer as seguintes demandas: sanitária, ecológica (vazão ecológica), abastecimento humano e industrial, dessedentação de animais, geração de energia elétrica, irrigação, navegação, lazer, dentre outras.

Cita-se como exemplo, o Decreto nº 37.033, de 21 de novembro de 1996, que regulamenta o instrumento de outorga (Rio Grande do Sul, 1996). O equacionamento proposto pode ser expresso da seguinte forma:

$$\text{Vazão outorgável} = \text{vazão de referência} - \text{vazão para abastecimento público} - \text{vazão de proteção ambiental} \quad (4.2)$$

onde a vazão de referência é obtida a partir da curva de permanência e o quantil adotado depende do risco assumido (Q90%, Q95%, Q75%, etc).

Observe-se que a regulamentação da outorga mantém a legislação atrelada ao paradigma utilitarista e conservacionista da década de 50, determinando que a FEPAM (Fundação Estadual de Proteção Ambiental-RS) deva equacionar o problema da vazão remanescente, ou ecológica, como um valor mínimo, desconsiderando os avanços da ecologia de rios.

Neste contexto, a vazão ecológica é a demanda necessária de água a manter num rio de forma a assegurar a manutenção e a conservação dos ecossistemas aquáticos naturais, dos aspectos da paisagem, e outros de interesse científico ou cultural (Bernardo, 1996). Para Benetti et al., (2003), as funções da água esta entre a manutenção da saúde pública, o desenvolvimento econômico, a recreação e a preservação do equilíbrio ecológico. E, para que isso ocorra é necessário um certo grau de manutenção de suas características hidrológicas, morfológicas, química e ecológica. Estes autores comentam que o balanço adequado entre a utilização da água e manutenção da sua estrutura natural permite o uso continuado destes ecossistemas no presente e no futuro.

Benetti et al., (2003) avaliam que quando este balanço não é resguardado a função da água deixa de existir, causando enormes prejuízos locais. A vazão, segundo estes autores, é uma das variáveis requeridas para possibilitar a continuidades destas funções, sendo que umas vazões mínimas, chamadas também de residual, remanescente, ecológica ou ambiental, denominada pela literatura inglesa como " instream flows minimum requirements", fluindo nas águas superficiais tem que ser mantida para sustentar o ecossistema aquático.

A aplicação de modelos primários para determinação de vazão requerida para habitats tem sido aceito ambientalmente para regulamentar o planejamento do regime de vazão de rios, manejo e operação de reservatório entre outras águas. Infelizmente, recente avanço na compreensão entre a forma de variabilidade hidrológica e integridade do ecossistema tem tido mínima influencia na aceitação e no enquadramento para os estudos de vazões requerida nos planejamento de ecossistemas de rios (Richter et. Al., 1997).

Para Richter et. Al., (1997) todos os modelos e métodos para avaliar a vazões requeridas em usos d' água, presentemente utilizados, tem sido criticado excessivamente por serem mé-

todos simplista e com tratamento reducionista ao ser aplicados em processo de interação de ecossistemas complexos. Embora estes métodos podem ser aplicados para proporcionar estudo de vazão requerida a alguma espécie específica, fornece um breve conhecimento dentro da dinâmica do ecossistema que envolve as diversas influências nos habitats, bem como, o histórico da variada e complexa vida das espécies fluviais, nas interações bióticas, nas alterações geomorfológicas e outros fatores potencialmente críticos.

Apesar das limitações anteriores, um dos métodos mais utilizados é o “Instream Flow Incremental Methodology – IFIM” que baseia-se no princípio de que a distribuição dos organismos lóticos, em particular os peixes, são determinadas entre outros fatores pelas características hidráulicas, estruturais e morfológicas dos cursos d’água. Cada organismo tende a selecionar no rio as condições que lhe são mais favoráveis, correspondendo a cada variável ambiental um grau de preferência que é proporcional à aptidão do valor da variável para a espécie (Índices de Aptidão de Habitat – IAH) (Pelissari, 2000).

A variável de decisão gerada pelo IFIM é a área de habitat disponível (SPU) para as espécies de peixes, definida em função da vazão, na qual são estimadas as alterações na área de habitat físico disponível em face das alterações no regime hidrológico do curso d’água. As principais variáveis de habitat físico utilizadas são a geomorfologia do leito, a profundidade e a velocidade do escoamento. Dentre as características geomorfológicas do leito, a composição granulométrica do material aluvionar (substrato) e a cobertura das margens e leito (vegetação submersa ou aérea), são as que mais se destacam (Bovee et al., 1998).

O IFIM é composto por um sistema computacional, Este sistema é conhecido como “Physical Habitat Simulation System – PHABSIM”. Seu objetivo é a avaliação da relação entre a vazão e o microhabitat físico disponível no rio para as espécies alvo. O PHABSIM necessita de três conjuntos de variáveis para simulação: i) dados da estrutura do canal; ii) dados hidráulicos e iii) índices de aptidão de habitat (Figura 4.22).

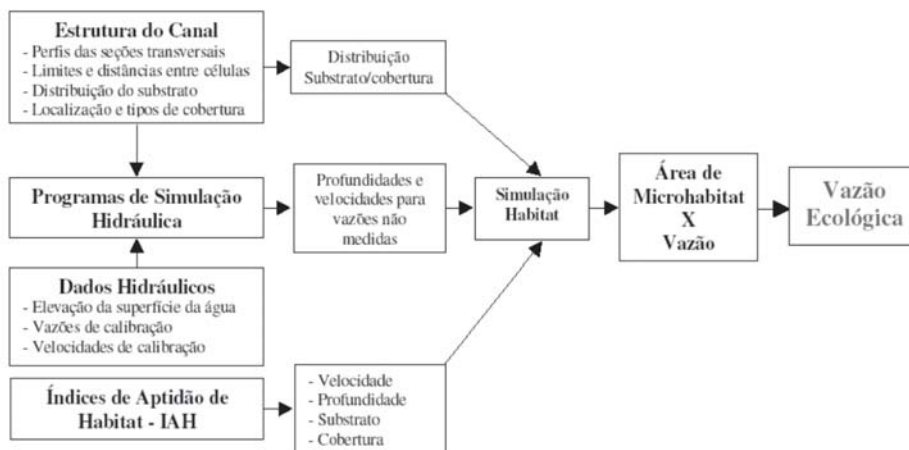


Figura 4.22: Variáveis necessárias ao PHABSIM para simulação do microhabitat físico de rios.

Um dos mais importante objetivo do IFIM é o mecanismo para análise gerencial com vários esquemas de regulação de águas. Conforme Bovee et al., (1998) a provisão de águas alocadas para produção de peixes e um programa de ação para armazenagem e liberação de águas dos reservatórios estão contemplados no campo de planejamento de gerenciamento de recursos desta abordagem.

Existem de vários outros métodos para determinação de vazões ambientais. Na fixação de vazões ecológicas, alguns métodos foram revisados e relatados por Benetti et al., (2003), onde é referido que alguns métodos levam explicitamente em consideração variáveis físicas importantes nas diversas etapas do desenvolvimento de organismos aquáticos. Comentam também que no estabelecimento de vazões ecológicas são classificados vários grupos, tais como, métodos de descargas históricas, métodos dos limites mínimos de sobrevivência e mé-

todos de simulação de habitats; técnicas de fixação de padrões, técnicas intermediárias e técnicas incrementais e métodos hidrológicos, hidráulicos de classificação, de classificação de habitat e métodos holísticos. Estes autores subdividiram os métodos em seis categorias: métodos hidrológicos, hidráulicos, métodos utilizando regressões múltiplas, métodos de classificação de habitats, métodos holísticos e métodos informais. Comentam que os mais utilizados no Brasil enquadram-se entre os métodos hidrológicos e são destituídos do significado ecológico.

4.2.3 Sistema de indicadores de desempenho em serviços municipais de abastecimento de água

O sistema de abastecimento de água constitui infra-estrutura de produção e distribuição da água para consumo humano. O objetivo de qualquer entidade gestora de sistemas de abastecimento de água é pôr à disposição do maior número possível de cidadãos da sua área de jurisdição a água em quantidade e pressão suficiente, com boa qualidade, sem interrupções e em condições de eficiência e eficácia tão elevadas quanto possível em termos do uso dos recursos naturais, humanos, tecnológicos e financeiros.

A auto-avaliação sistemática do cumprimento deste objetivo, fundamental para o estabelecimento de diagnósticos e identificação de procedimentos de melhoria, requer a recolha de informação e o cálculo de indicadores de desempenho criteriosamente selecionados e definidos. Devido à falta de implementação de um sistema de indicadores de desempenho apropriado, as entidades gestoras, nomeadamente as municipais, têm sentido algumas dificuldades em avaliar consistentemente e formalmente o desempenho dos sistemas de distribuição de água.

Qualquer sistema de distribuição de água está a evoluir continuamente, resultado do crescimento ou redução da necessidade de água, mudança na qualidade de água, envelhecimento das infra-estruturas, etc. Neste aspecto, a ênfase deverá incidir no desenvolvimento de procedimentos para regular, recolher consistentemente e analisar os dados do sistema. Isto permite uma análise das tendências que ocorrem no conjunto dos dados. Tal análise pode ser usada nos principais conjuntos de sistemas de desempenho de água individuais baseados nos desempenhos passados. Um segundo fator importante é analisar o sistema de desempenho com unidades geográficas consistentes para todos os tipos de medição de desempenho (por exemplo, a nível hidráulico, estrutural e de qualidade) que podem ser uniformes nesta área (Deb e Westen, 1994).

Nos últimos anos foram desenvolvidos esforços com vista à criação de uma metodologia normalizada de auditoria aos sistemas de abastecimento de água e de um sistema de indicadores de desempenho. Por outro lado, houve melhorias significativas na instrumentação relativa à deteção e localização de perdas, o que tem permitido compreender melhor a relação pressões/perdas, bem como a análise das componentes das perdas. Verifica-se que cada vez mais entidades gestoras procuram definir o nível económico de perdas em sistemas individuais. No entanto, muitos dos sistemas de abastecimento em todo mundo continuam a ter elevados níveis de perdas de água, muitos dos quais acima do seu nível económico (Alegre, 2002).

Não existem sistemas de distribuição de água totalmente estanques, nem sistemas de medição de vazões 100% exatos, pelo que a ocorrência de perdas de água é inevitável. Com a progressiva consciencialização dos consumidores, tornar-se-á cada vez mais difícil que estes aceitem que elevadas percentagens da água captada sejam perdidas por meio de fugas, ou talvez ainda pior, que algumas entidades gestoras nem sequer procedam às medições de vazões avaliando o volume real de perdas nos sistemas de sua responsabilidade (Alegre, 1998). Situação mais grave é ainda o fato de muitas entidades gestoras desconhcerem por completo o cadastro da rede de abastecimento. A informação existente sobre o estado de conservação e as práticas de manutenção das redes de distribuição de água, ainda que não representativa, configura uma situação de algum modo preocupante que deverá merecer por parte das entidades gestoras uma reflexão cuidada. Casos de estudo portugueses (Figueiredo *et al.*, 2000) revelam que a média de rupturas (condutos e ramais) na rede pública é claramente

superior à média de outros casos de estudo europeus ou norte-americanos. Este estudo aponta que as freqüências de rupturas em condutos e ramais situaram-se respectivamente entre 23 e 121/100 km. O mesmo estudo revelou que redes nacionais estabilizadas em termos de idade (redes com mais de 10 anos) apresentam taxas de ruptura com valores 5 a 10 vezes superiores à média europeia ou norte-americana. Valores semelhantes foram obtidos em redes mais jovens o que não seria de todo esperado, revelando a existência de deficientes condições de construção e de manutenção.

O estado de conservação de uma rede depende fundamentalmente do tipo e qualidade dos materiais utilizados, da qualidade da construção, do modo de operação e dos procedimentos de manutenção (Figueiredo *et al.*, 2000).

Os grupos de trabalho em indicadores de desempenho (Alegre *et al.*, 2000) e perdas de água (Lambert, 2000; Lambert e Hirner, 2000) produziram recentemente um manual internacional de boas práticas para a definição e cálculo de diversas componentes do balanço hídrico e seleção de indicadores de desempenho mais adequados para as diferentes componentes de água não faturada e perdas de água. O problema das perdas e do seu controlo em sistemas de adução e distribuição de água assume importância cada vez mais preponderante na atual tendência para privilegiar a sustentabilidade dos serviços e a proteção do ambiente. É um tema de considerável visibilidade na mídia e política, sobretudo quando ocorrem períodos de escassez de recursos hídricos ou quando os sistemas de abastecimento são postos à prova em áreas de rápido crescimento. A quantidade de água efetivamente perdida num sistema de adução e distribuição de água varia de entidade para entidade, dependendo de fatores locais ligados às características topográficas e urbanísticas e de fatores que têm a ver com o nível de manutenção e operação do sistema por parte da entidade gestora (Alegre, 2002).

Existem diversas técnicas de controlo de perdas de água (WRC, 1994; Alegre e Baptista, 1995; Coelho *et al.*, 1994). A quantidade de água perdida é um indicador importante da eficiência de uma entidade gestora tanto em termos absolutos num dado momento, como em termos de tendência ao longo dos anos. Um instrumento indispensável para a avaliação do desempenho de uma entidade gestora é a auditoria de perdas. Esta auditoria de perdas deve ser realizada de um modo sistemático uma vez por ano e incluir: uma contabilização rigorosa de todos os volumes de água entrados e saídos no(s) sistema(s) em questão; o cálculo do balanço hídrico, com referência direta aos registros do sistema e a verificação do programa de teste e calibração dos medidores de vazão.

Na Figura 4.23 ilustram-se as principais entradas e saídas de água num sistema típico de abastecimento de água, por ordem seqüencial, desde a captação da água bruta até ao consumo de água pelos clientes e na Figura 4.24 esquematizam-se os diversos tipos de perdas existentes num sistema de distribuição.

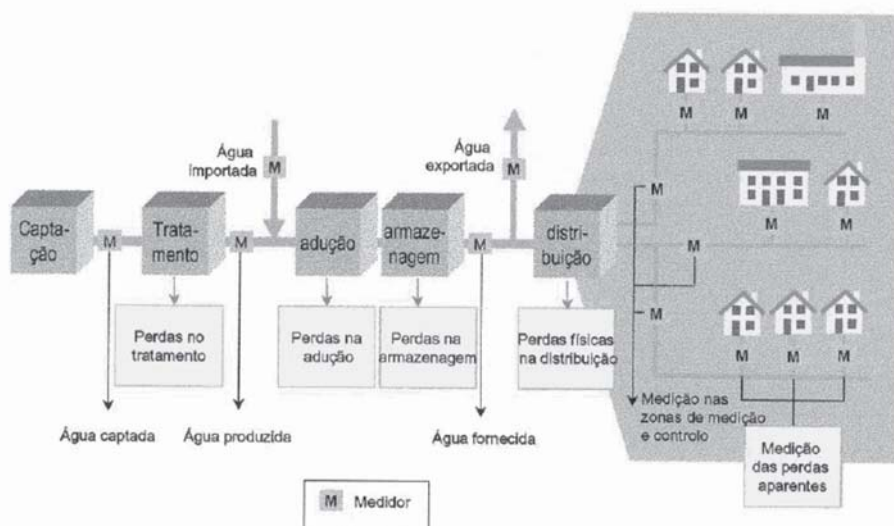


Figura 4.23: Principais entradas e saídas de água num sistema típico de abastecimento de água (Alegre, 1998).

Seguem-se as definições relativas aos elementos na Figura 4.23 e 4.24:

- *Água Captada*: volume anual de água obtida a partir de captações de água bruta para entrada em estações de tratamento de água;
- *Água Bruta, Importada ou Exportada*: volume anual de água bruta, transferido de e para outros sistemas de adução e distribuição;
- *Água Fornecida ao Tratamento*: volume anual de água bruta que aflui às instalações de tratamento;
- *Água Produzida*: volume anual de água tratada que é fornecida aos condutos de adução ou diretamente ao sistema de distribuição;
- *Água Tratada, Importada ou Exportada*: volume de água tratada transferido de e para o sistema;

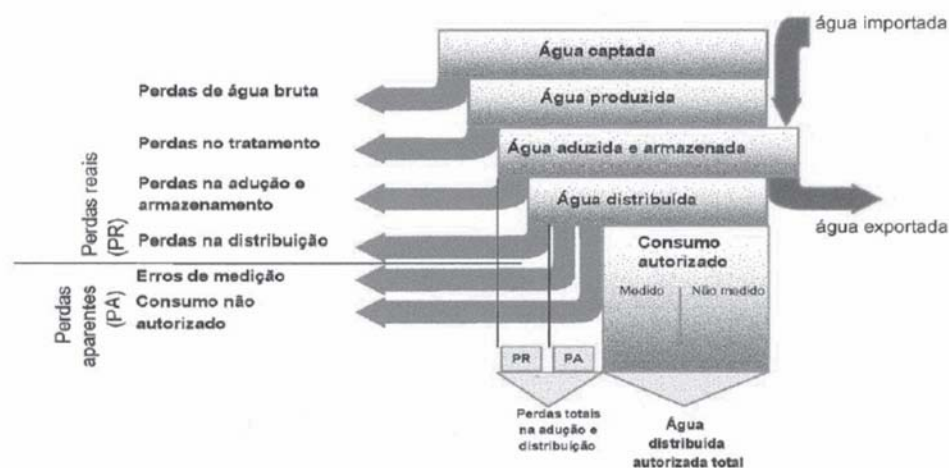


Figura 4.24: Diversos tipos de perdas num sistema de distribuição (Alegre, 1998).

- *Água Fornecida à Adução*: volume anual de água tratada que aflui ao sistema de distribuição;
 - *Água Fornecida para Distribuição*: volume anual de água tratada que aflui ao sistema de adução;
 - *Água Fornecida para Distribuição Direta*: diferença entre a Água Fornecida para Distribuição e a Água Tratada Exportada;
 - *Água Entrada no Sistema*: volume anual introduzido na parte do sistema de abastecimento de água que é objeto do cálculo do balanço hídrico;
 - *Consumo Autorizado*: volume anual de água, medido ou não medido, fornecido a consumidores registrados, à própria entidade gestora e a outros que estejam implícita ou explicitamente autorizados a fazê-lo para usos domésticos, comerciais e industriais;
 - *Perdas de Água*: diferença entre a Água Entrada no Sistema e o Consumo Autorizado.
- As perdas de água podem ser consideradas para todo o sistema, ou calculadas em relação a subsistemas, como a rede de água não tratada, o sistema de adução ou o de distribuição. Em cada caso as componentes do cálculo são consideradas em conformidade com a situação. As perdas de água dividem-se em Perdas Reais e Perdas Aparentes;
- *Perdas Reais*: perdas físicas de água do sistema em pressão, até ao contador do cliente. O volume anual de perdas de todos os tipos de fissuras, rompimentos e extravasamentos depende da frequência, da vazão e da duração média de cada fuga;
 - *Perdas Aparentes*: contabiliza todos os tipos de imprecisões associadas às medições de água produzida e da água consumida, e ainda o consumo não autorizado (por furto ou uso ilícito);
 - *Água Não Faturada*: diferença entre os totais anuais da Água Entrada no Sistema e do Consumo Autorizado Faturado. A Água Não Faturada inclui não só as Perdas Reais e Aparentes, mas também o Consumo Autorizado Não Faturado.

4.2.4 Indicador de estresse hídrico em culturas agrícolas

A quantidade de água necessária para irrigação é igual à quantidade de água requerida pela cultura, em determinado período de tempo, de modo a não limitar seu crescimento e sua produção sob as condições climáticas locais, ou seja, é a quantidade de água necessária para atender à evapotranspiração e à lixiviação dos sais do solo (Bernardo, 1982). Para a correta estimativa da quantidade de água necessária para irrigação em uma bacia hidrográfica é necessária a determinação da área irrigada, da quantidade de água disponível naturalmente por meio da precipitação, da quantidade de água perdida por meio da evapotranspiração, das perdas envolvidas nos sistemas de irrigação e das práticas agrícolas da região.

A área irrigada de uma bacia hidrográfica varia em função da aptidão agrícola da região, dos incentivos e subsídios ao setor agrícola e do mercado de produção de alimentos, entre outros fatores.

Na quantificação da demanda de água para irrigação, merece importância a quantificação da parcela do volume de água precipitado que é utilizado pelas culturas no atendimento de sua demanda da evapotranspiração, ou seja, a parcela da precipitação total que não escoia superficialmente e nem percola abaixo da zona radicular da cultura. Essa parcela, denominada precipitação efetiva, pode ser estimada por diversos métodos, dentre os quais o percentual fixo, a precipitação dependente e o método desenvolvido pelo United States Department of Agriculture – USDA, descrito pelas equações 4.3 (FAO, 1998).

$$P_{ef} = \frac{P_t \cdot (125 - 0,2 \cdot P_t)}{125} \quad \text{Se } P_t > 250 \text{ mm} \quad (4.3^a)$$

ou

$$P_{ef} = 125 - 0,1 \cdot P_t \quad \text{Se } P_t \leq 250 \text{ mm} \quad (4.3^b)$$

onde: P_{ef} = Precipitação efetiva (mm/mês); P_t = Precipitação total (mm/mês).

A evapotranspiração pode ser definida como a quantidade de água evaporada e transpirada em uma superfície coberta por vegetal, durante um determinado período. A quantidade de água evapotranspirada depende do tipo de cultura, das características do solo e do clima, sendo este último fator predominante sobre os demais. Para a sua quantificação é necessária a determinação de alguns parâmetros como a evapotranspiração potencial, a evapotranspiração real da cultura, o coeficiente da cultura e o coeficiente de molhamento.

A evapotranspiração potencial corresponde a um valor referência de evapotranspiração, obtido em condições padronizadas de cultivo. Diversos métodos são disponíveis para a determinação da evapotranspiração de referência a partir de dados climatológicos, podendo ser citados Thorthwaite e Mather, Hargreaves, Blaney-Criddle e Penman-Monteith, esse último o mais indicado segundo Allen et. al (1998). A Evapotranspiração real da cultura refere-se a condições ótimas de umidade e nutrientes no solo, de modo a permitir a produção potencial desta cultura nas condições de campo, e pode ser estimada pela equação 4.4 (Allen et. al, 1998).

$$ET_{rc} = ET_o \cdot Kc \cdot Ks \quad (4.4)$$

onde: ET_{rc} = Evapotranspiração real da cultura (mm/mês); ET_o = Evapotranspiração potencial (mm/mês); Kc = Coeficiente da cultura; Ks = Coeficiente de molhamento;

Os valores de Kc variam de 0,2 a 1,25 de acordo com o tipo de cultura, estágio de desenvolvimento, comprimento do ciclo vegetativo da cultura e as condições climáticas (Bernardo, 1982). Quando não se conhece o valor de Kc , é normalmente utilizado um valor igual a 1. Os valores de Ks são determinados em função da umidade do solo, variando de 0 a 1. Em áreas irrigadas, onde a umidade do solo é geralmente mantida próxima à capacidade de campo, pode ser utilizado um valor médio de Ks igual a 0,9.

Os dados de precipitação são convencionalmente coletados em postos pluviométricos que medem a quantidade total de água precipitada em um dia, de forma pontual. Da mesma forma, a evapotranspiração é geralmente determinada a partir de parâmetros físicos e climáticos medidos em estações climatológicas, de forma pontual. Para a quantificação do volume de água precipitado ou evapotranspirado em uma determinada área, é necessário que os dados pontuais sejam espacializados de modo a se estimar valores médios válidos para toda a área em análise. Saliente-se o papel das técnicas de geoprocessamento nestes processos de espacialização de dados.

A demanda hídrica para irrigação pode ser estimada pela diferença entre a necessidade das culturas, representada pela altura de evapotranspiração real da cultura, e o suprimento natural de água, representado pela altura de precipitação efetiva. O produto dessa demanda hídrica por uma determinada área irrigada fornece a vazão correspondente à demanda hídrica para irrigação. Em unidades usuais, essa vazão pode ser obtida pela equação 4.5.

$$Q = \sum_{i=1}^n AI_i \left(\frac{ET_{rc} - P_{ef}}{Ef \cdot 86,4 \cdot d} \right) \cdot \alpha \quad (4.5)$$

onde: Q = Vazão média mensal necessária para irrigação na bacia hidrográfica (m^3/s); AI_i = Área irrigada do Município i (km^2); d = Número de dias no mês; n = Número de Municípios na bacia hidrográfica; Ef = Eficiência do método de irrigação utilizado; α = Fator de práticas agrícolas, geralmente igual a 0,75.

O fator busca incorporar o fato de que existem variações anuais das práticas agrícolas decorrentes da alternância entre épocas de plantio e colheita e da quantidade de safras. Assim, a quantidade real de água seria reduzida em decorrência de paralisações na irrigação. Os métodos de irrigação podem apresentar diferentes níveis de eficiência, a depender da uniformidade de distribuição das lâminas que cada método de irrigação pode gerar, da condição de localização de aplicação das lâminas de irrigação, diferenciada nos diferentes sistemas, das características dos emissores, da interferência das condições climáticas em cada método de irrigação, perdas por interceptação, etc. Dessa forma, a demanda total de água para irrigação é maior do que a realmente aplicada nas culturas.

4.2.5 Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano

Os rios são sistemas complexos caracterizados como escoadouros naturais das áreas de drenagens adjacentes, que em princípio formam as bacias hídricas. A complexidade destes sistemas lóticos deve-se ao uso da terra, geologia, tamanho e formas das bacias de drenagem, além das condições climáticas locais. O uso de indicadores de qualidade de água consiste no emprego de variáveis que se correlacionam com as alterações ocorridas na microbacia, sejam estas de origens antrópicas ou naturais. Cada sistema lótico possui características próprias, o que torna difícil estabelecer uma única variável como um indicador padrão para qualquer sistema hídrico. Neste sentido, a busca em trabalhos de campo é a obtenção de índices de qualidade de água que reflitam resumidamente e objetivamente as alterações, com ênfase para as intervenções humanas, como os usos agrícola, urbano e industrial (Couillard and Lefebvre, 1985).

As interações entre as diversas variáveis mensuradas numa amostra de água constituem no ponto de partida para avaliação da qualidade da água, desde que estas interações sejam obtidas de uma distribuição amostral no espaço e no tempo das variáveis do sistema a ser estudado (Harmancioglu et al., 1998).

Para uma interpretação ecológica da qualidade das águas superficiais e/ou para estabelecer um sistema de monitoramento, é necessário a utilização de métodos simples e que dêem informações objetivas e interpretáveis, partindo para critérios próprios que considerem as características peculiares dos recursos hídricos (Pineda e Schäfer, 1987). Neste aspecto, o uso de índices de qualidade de água é uma tentativa que todo programa de monitoramento de águas superficiais prevê como forma de acompanhar, por meio de informações resumidas, a possível

deterioração dos recursos hídricos ao longo da bacia hidrográfica ou ao longo do tempo.

As fontes difusas de poluição, especialmente a agricultura, têm sido objeto de atenção em muitos países devido à dificuldade de se estabelecer procedimentos de avaliação de impactos ambientais e de adotar padrões aceitáveis, como outrora ocorreu com as fontes pontuais (Sims et al., 1998; Parry, 1998). Embora estes autores enfatizem a complexidade das fontes difusas no mecanismo de transporte de fósforo em microbacias agrícolas, uma abordagem que envolva outras variáveis de qualidade de água deve ser considerada.

Várias técnicas para elaboração de índice de qualidade de água têm sido usadas, sendo a mais empregada aquela desenvolvida pela National Sanitation Foundation Institution e usada em países como EUA, Brasil, Inglaterra (Oliveira, 1993; Orea, 1998). Outros índices foram desenvolvidos baseados em características físico-químicas da água, como o de Liebmann, Harkins; além de índices baseados em características biológicas, comumente associado ao estado trófico dos rios.

Todos estes índices contemplam um grau de subjetividade, pois dependem da escolha das variáveis que constituirão os indicadores principais das alterações da qualidade de água. Índices baseados em técnicas estatísticas favorecem a determinação dos indicadores mais característicos do corpo de água em estudo, embora não permitam generalizações para todos os corpos de água, já que cada sistema hídrico, em princípio, possui sua característica peculiar (Haase et al., 1989). Por outro lado, como instrumento de avaliação ao longo do tempo ou do espaço, estes índices permitem acompanhar as alterações ocorridas no eixo hidrográfico.

Um dos métodos usados na formulação de índices de qualidade de água baseia-se na técnica multivariada da análise fatorial (Shoji et al., 1966; Lohani and Mustapha, 1982; Haase e Possoli, 1993). Em resumo, tal técnica representa uma forma exploratória de conhecer o comportamento dos dados a partir de uma dimensão reduzida do espaço original dos parâmetros. Esta técnica permite selecionar as variáveis mais representativas do corpo hídrico, favorecendo a definição de indicadores mais sensíveis, tanto para adoção de um programa de monitoramento como para avaliação das alterações ocorridas nos recursos hídricos. O modelo estatístico subjacente à análise fatorial é expresso por:

$$z_{ij} = \sum_{p=1}^m a_{jp} \cdot F_{pi} + u_j \cdot Y_{ji} \quad (i = 1, 2, \dots, N; j = 1, 2, \dots, n) \quad (4.6)$$

em que: $a_{jp} \cdot F_{pi}$ = contribuição do fator comum p à combinação linear; $u_j \cdot Y_{ji}$ = erro residual na representação da medida observada z_{ij} .

Sem qualquer perda de generalidade, pode ser assumido que os F 's e os Y 's têm média zero e variância unitária, visto que na prática eles são desconhecidos. Além disso, os n fatores únicos são supostos ser independentes e independentes dos m fatores comuns. No modelo anteriormente descrito, os F 's são variáveis estatísticas ou variáveis aleatórias, definidos por uma função de densidade de probabilidade, que para certos propósitos é tomada como sendo normal.

A análise fatorial demanda três etapas: a) Preparação da matriz de correlação; b) Extração dos fatores comuns e a possível redução do espaço e c) rotação dos eixos relativos aos fatores comuns, visando uma solução mais simples e facilmente interpretável. Em síntese, o procedimento estatístico obtém uma combinação linear de parâmetros de qualidade de água, onde os ponderadores são obtidos por técnicas de estatística multivariada como análise de componentes principais ou análise fatorial.

Já no trabalho de Bilich e Lacerda (2005) o objetivo deste estudo foi avaliar a qualidade da água em todos os pontos de captação da Companhia de Água e Esgoto de Brasília (CAESB) no Distrito Federal, por meio do Índice de Qualidade de Água (IQA), nos últimos dez anos, utilizando um Sistema de Informação Geográfica (SIG). Cada ponto de captação possui um monitoramento periódico que compreende coleta de amostras para análises laboratoriais físicas, químicas e biológicas da água. Para a identificação e padronização da qualidade da água, utilizou-se o Índice de Qualidade de Água (IQA). Este constitui uma ferramenta prática, de comunicações eficientes, obtidas por meio da indexação das informações de diversos parâmetros ou variáveis analisadas. O índice de qualidade de água (IQA) utilizado pela CAESB é calculado por meio de

uma equação empírica aritmética simples, que utiliza os seguintes parâmetros e seus respectivos pesos: coliformes fecais (0,2), turbidez (0,15), cor (0,1), amônia (0,15), ferro (0,15), cloreto (0,1), pH (0,05) e Demanda Química de Oxigênio- DQO (0,1).

Para cada ponto de captação, por ano e por mês calculou-se a média aritmética simples dos valores do IQA. Essas médias foram distribuídas em duas estações: inverno e verão. O período da estação verão compreendeu os meses de outubro a março e da estação inverno de abril a setembro. Para cada estação de cada ano foi, então, calculada uma média aritmética dos valores de IQA. Além dos resultados das análises laboratoriais, a CAESB forneceu as coordenadas geográficas de cada ponto de captação. Com estas coordenadas gerou-se uma tabela e por meio da ferramenta *Add xy data* do software ArcView 8.3, estes pontos foram inseridos no banco de dados digital, gerando o *Mapa de distribuição dos pontos de captação de água do Distrito Federal*. Alguns pontos não ficaram bem localizados e estes foram corrigidos por pequenos ajustes nas coordenadas.

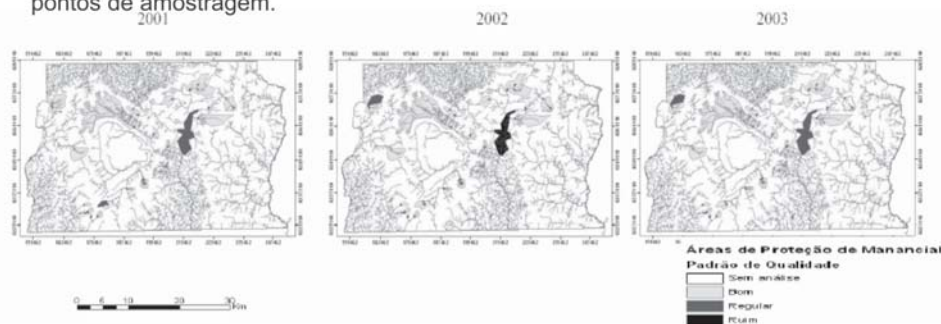
Para possibilitar a entrada dos valores de IQA no ArcView 8.3, foram estabelecidas cinco classes de qualidade, em um padrão semelhante ao utilizado pela CETESB (Companhia de Tecnologia Ambiental do Estado de São Paulo). Cada média de IQA calculada de cada estação de cada ano foi enquadrado em uma classe, observando os intervalos dos valores estabelecidos. As classes e seus intervalos estão expressos na tabela 4.2.

Tabela 4.2: Classes de qualidade estabelecidas e seus respectivos intervalos.

Classes	Intervalos
Excelente (1)	$90 < IQA \leq 100$
Bom (2)	$70 < IQA \leq 90$
Médio (3)	$50 < IQA \leq 70$
Ruim (4)	$25 < IQA \leq 50$
Muito ruim (5)	$00 < IQA \leq 25$

A título de exemplo de resultado é apresentada na figura 4.25 a qualidade da água na bacia hidrográfica a montante do ponto de amostragem associada ao valor do IQA com a faixa de valores apresentados na tabela 4.2.

Figuras 4.25: Classes de IQA associadas as bacias hidrográficas de montante aos pontos de amostragem.



4.2.6 Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana

As atitudes comportamentais do homem, desde que ele se tornou parte dominante dos sistemas, tem uma tendência em sentido contrário à manutenção do equilíbrio ambiental. Ele esbanja energia e desestabiliza as condições de equilíbrio pelo aumento de sua densidade populacional, além da capacidade de tolerância da natureza, e de suas exigências individuais. Não podendo criar as fontes que satisfazem suas necessidades fora do sistema ecológico, o homem impõe uma pressão cada vez maior sobre o ambiente. Os impactos exercidos pelo homem são de dois tipos: primeiro, o consumo de recursos naturais em ritmo mais acelerado do que aquele no qual eles podem ser renovados pelo sistema ecológico; segundo, pela geração de

produtos residuais em quantidades maiores do que as que podem ser integradas ao ciclo natural de nutrientes. Além desses dois impactos, o homem chega até a introduzir materiais tóxicos no sistema ecológico que tolhem e destroem as forças naturais (Falkenmark et al., 1991).

A maior parte da água que é retirada não é atualmente consumida e retorna a sua fonte sem nenhuma alteração significativa na qualidade. A água é um solvente versátil freqüentemente usado para transportar produtos residuais para longe do local de produção e descarga. Infelizmente, os produtos residuais transportados são freqüentemente tóxicos, e sua presença pode degradar seriamente o ambiente do rio, lago ou riacho receptor (White and Rasmussen, 1998).

Com isso, em todas as partes povoadas da Terra, a qualidade da água doce natural está sendo perturbada. Os problemas são rapidamente agravados em países tropicais, onde os custos do tratamento de águas poluídas têm compartilhado fundos com outras atividades mais urgentes (Falkenmark et al., 1991).

Entre essas atividades emergenciais constantes em países tropicais, destacam-se as doenças provocadas pela água não tratada, o que gera um ciclo de causa-efeito de difícil solução. As primeiras ameaças antropogênicas aos recursos aquáticos foram freqüentemente associadas a doenças humanas, especialmente doenças causadas por organismos e resíduos com demanda de oxigênio.

Regiões de grande densidade populacional foram as primeiras áreas de risco, mas águas de áreas isoladas também sofrem degradação (Meybek and Helmer, 1989). A rápida urbanização concentrou populações de baixo poder aquisitivo em periferias carentes de serviços essenciais de saneamento. Isto contribuiu para gerar poluição concentrada, sérios problemas de drenagem agravados pela inadequada deposição de lixo, assoreamento dos corpos d'água e conseqüente diminuição das velocidades de escoamento das águas (Magalhães, 1997). Com o aumento da população humana e de sua tecnologia, impactos, como os seguintes, diversificaram-se: a) produção de efluentes domésticos; b) erosão seguida de alteração da paisagem pela agricultura, pela urbanização e pelo reflorestamento; c) alteração de canais de rios e margens de lagos por meio de diques, canalização, drenagem e inundações de áreas alagáveis e dragagem para navegação; d) super-colheita de recursos biológicos; e e) proliferação de agentes químicos tóxicos específicos ou não (Karr, 1991).

Dentro da idéia genérica de poluição, podem ser incluídos vários processos alterados de qualidade, como contaminações bacteriológica e química, eutrofização e assoreamento. As contaminações são originárias principalmente do lançamento de águas residuais domésticas e industriais em rios e lagos. A poluição de um ambiente aquático envolve, portanto, processos de ordem física, química e biológica (Sperling, 1993).

Todavia, no contexto geral, o conceito de poluição não está ainda definido com exatidão e nem divulgado corretamente na esfera da população. Para uns, poluição é a modificação prejudicial em um ambiente onde se encontra instalada uma forma de vida qualquer; para outros, essa forma de vida tem de ser o homem, e outros também a admitem como uma alteração ecológica nociva direta ou indiretamente ligada à higidez humana (Carvalho, 1980).

O déficit de água, produto da modificação ambiental cujo processo encontra-se acelerado, atinge a higidez humana não somente pela sede, principal conseqüência da escassez de água, mas também por doenças e queda de produção de alimentos, o que gera tensões sociais e políticas que, por sua vez, podem acarretar guerras (Wrege, 2000).

Atualmente, a cada 14 segundos, morre uma criança vítima de doenças hídricas (Wrege, 2000). Estima-se que 80% de todas as moléstias e mais de um terço dos óbitos dos países em desenvolvimento sejam causados pelo consumo de água contaminada, e, em média, até um décimo do tempo produtivo de cada pessoa se perde devido a doenças relacionadas à água. Os esgotos e excrementos humanos são causas importantes dessa deterioração da qualidade da água em países em desenvolvimento. 2 Tais efluentes contêm misturas tóxicas, como pesticidas, metais pesados, produtos industriais e uma variedade de outras substâncias. As conseqüências dessas emissões podem ser sérias (Wrege, 2000).

Quando imprópriamente manuseados e depositados, os despejos industriais atingem a saúde humana e a ambiental. Exposição humana (ocupacional ou não ocupacional) a despejos industriais tem conduzido a efeitos na saúde que compreendem desde dores de cabeça, náuse-

as, irritações na pele e pulmões, a sérias reduções das funções neurológicas e hepáticas. Evidências dos efeitos genotóxicos à saúde, como câncer, defeitos congênitos e anomalias reprodutivas, também têm sido mencionadas. Aumento de incidência de carcinomas gastrointestinais, de bexiga, anomalias reprodutivas e malformações congênitas tem sido encontrado em populações que vivem próximas a perigosos depósitos de despejo (Houk, 1992).

Os despejos urbanos são, evidentemente, muito variados. Estima-se que as águas residuais urbanas contenham quantidades consideráveis de matéria em suspensão, metais pesados e, em determinadas épocas, cloro procedente da dispersão de sais nas ruas. A qualidade das águas residuais é, conseqüentemente, muito variável, tendo em certas ocasiões registros de altos índices de demanda biológica de oxigênio (Mason, 1980). Porém, propriedades físico-químicas, identidade e origens de genotoxinas em águas de despejo doméstico e águas de superfície permanecem desconhecidas (White and Rasmussen, 1998).

Sabe-se que os metais são naturalmente incorporados aos sistemas aquáticos por meio de processos geoquímicos. No entanto, nas últimas décadas, têm sido verificadas inúmeras alterações ambientais provenientes, sobretudo, dos processos de urbanização e industrialização (Rodriguez, 1998).

Certos metais pesados causam forte impacto na estabilidade de ecossistemas e provocam efeitos adversos nos seres humanos. Alguns desses metais são capazes de provocar efeitos tóxicos agudos e câncer em mamíferos devido a danos que causam no DNA (Steinkellner et al., 1998). Até mesmo os elementos químicos essenciais à manutenção e ao equilíbrio da saúde, quando em excesso, tornam-se nocivos, podendo comprometer gravemente o bem-estar dos organismos (Rodriguez, 1998).

Inúmeras pesquisas têm detectado freqüência anormalmente alta de neoplasias em peixes em regiões industrializadas (White and Rasmussen, 1998). Estudos em plantas e animais selvagens de ambientes impactados por despejos perigosos ou efluentes industriais proporcionam evidência adicional dos efeitos genotóxicos. Aumento estatisticamente significativo de mutações cromossômicas foi verificado em plantas coletadas ao longo de um rio contaminado, quando comparadas a plantas crescendo em região não contaminada. Outros estudos realizados com peixes de águas doce e salgada têm mostrado alta incidência de neoplasias em espécies coletadas em correntes poluídas por despejos industriais (Houk, 1992).

Foram encontradas, também, elevadas freqüências de células aberrantes em sistema-teste vegetal (*Allium cepa*) tratado com águas de efluente municipal que desemboca às margens do rio Paraguai, no pantanal sul-matogrossense, comprovando a genotoxicidade dessas águas. O referido local de despejo encontra-se muito próximo a um aglomerado humano que, certamente, desconhece o potencial deletério dessas águas (Moraes, 2000).

Tais resultados despertam preocupação do ponto de vista ambiental e em relação ao organismo humano, pois resultados provenientes de bioensaios genéticos são relevantes à saúde humana porque o alvo toxicológico é o DNA, o qual existe em todas as formas celulares vivas. Portanto, pode ser extrapolado que compostos que se mostram reativos com DNA em uma espécie têm o potencial de produzir efeitos similares em outras espécies. Em geral, perturbações do material genético são deletérias para o organismo e podem conduzir a conseqüências severas e irreversíveis à saúde (Houk, 1992).

A toxicidade aguda representa o primeiro nível de impacto no ecossistema aquático. Todavia, atualmente está muito bem estabelecido que diversas descargas industriais contêm muitas substâncias que podem não ter efeito agudo, mas que são capazes de reduzir, em longo prazo, a sobrevivência de um organismo via danos do genoma de células somáticas e germinativas. Tais danos genéticos têm sido relacionados a desordens genéticas hereditárias e ao câncer (White and Rasmussen, 1998).

Muitos indicadores da saúde dos sistemas biológicos têm sido testados nos últimos anos. Cada um tem sensibilidade a diferentes níveis de degradação e a diferentes tipos de estresse antropogênico. Portanto, a complexidade dos sistemas biológicos e a diversidade dos fatores responsáveis pela sua degradação tornam pouco provável que alguma medida tenha sensibilidade suficiente para ser usada sob todas as circunstâncias (Karr, 1991).

O impacto dos efluentes genotóxicos no ambiente e o significado para a saúde humana são, de fato, difíceis de prever, porque eles são misturas complexas de substâncias químicas. A interpretação completa de seus efeitos freqüentemente requer, de forma complementar, análises químicas dos constituintes. Tais análises podem indicar os componentes dos efluentes que podem persistir e acumular na biota exposta e, então, representar potencialmente um perigo à saúde humana (Odeigah et al., 1997).

As tabelas a seguir foram extraídas de Bruschi et al. (2002) e relacionam a ocorrência de doenças a áreas dos recursos hídricos.

A título de exemplo apresenta-se um estudo de caso da ocorrência de morbidade de Sarampo nas regionais de saúde do RS. Neste exemplo trabalhou-se com dados obtidos no datasus (<http://www.datasus.gov.br>) relativos a morbidade acumulada causada por sarampo entre os anos 1996, 1997 e 1998 no Estado do Rio Grande do Sul. Quando da execução desta proposta será utilizada a base municipal como base geográfica sendo trabalhados dados de ocorrência de doenças. A espacialização adotada foi a das regionais de saúde (19) cujos dados e resultados são apresentados na tabela 4.6. Os dados da segunda coluna (população na regional de saúde) e quinta coluna (morte por sarampo) foram obtidos diretamente da *homepage* do datasus. A terceira coluna apresenta os dados de morbidade em cada 100.000 pessoas. As demais estimativas foram realizadas da seguinte forma:

1. Divisão do índice de mortalidade em faixas (percentis)

O - casos observados; E - casos esperados, obtidos de uma população de referência

2. Distribuição de Poisson (probabilidades)

$$f(O_i, \theta, E_i) = \frac{e^{-(\theta E_i)} (\theta E_i)^{O_i}}{O_i!} \quad \text{onde: } \hat{\theta} = \frac{\sum_{i=1}^n O_i}{\sum_{i=1}^n E_i} \quad (4.7)$$

3. Mapeamentos

Exploração da estrutura espacial e neste exemplo apresentação dos valores de probabilidade nas quais a ocorrência de morte por sarampo é mapeada em termos de um mapa de ricos (com probabilidades < 0.1). As atividades apresentadas, neste exemplo, restringiram-se até esta etapa, entretanto quando da realização deste projeto (com os dados municipais) serão realizadas ainda as seguintes etapas:

4. Modificações

Aproximação Bayesiana, Estrutura espacial e temporal integradas, Análise de agrupamentos.

Tabela 4.3: Doenças Relacionadas com a Ausência de Rede de Esgotos.

Grupos de Doenças	Formas de Transmissão	Principais Doenças	Formas de Prevenção
Feco-orais (não bacterianas)	Contato de pessoa para pessoa, quando não se tem higiene pessoal e Doméstica adequada.	- Poliomielite - Hepatite tipo A - Giardíase - Disenteria amebiana - Diarréia por vírus	- Melhorar as moradias e as instalações sanitárias - Implantar sistema de abastecimento de água - promover a educação sanitária
Feco-orais (bacterianas)	Contato de pessoa para pessoa, ingestão e contato com alimentos contaminados e contato com fontes de águas contaminadas pelas fezes.	- Febre tifóide - Febre paratífóide - Diarréias e disenterias bacterianas, como a cólera.	- implantar sistema adequado de disposição de esgotos melhorar as moradias e as instalações sanitárias - implantar sistema de abastecimento de água - promover a educação sanitária
Helminths transmitidos pelo solo	Ingestão de alimentos contaminados e contato da pele com o solo.	- Ascariíase (lombriga) - Tricuriase - Ancilostomíase (amarelão)	- Construir e manter limpas as instalações sanitárias - Tratar os esgotos antes da disposição no solo - Evitar contato direto da pele com o solo (usar calçado)
Tênias (solitárias) na carne de boi e de porco	Ingestão de carne mal cozida de animais infectados	- Teníase - Cisticercose	- construir instalações sanitárias adequadas - tratar os esgotos antes da disposição no solo - inspecionar a carne e ter cuidados na sua preparação
Helminths associados à água	Contato da pele com água contaminada	- esquistossomose	- construir instalações sanitárias adequadas - tratar os esgotos antes do lançamento em curso d'água - controlar os caramujos - evitar o contato com água contaminada
Insetos vetores relacionados com as fezes	Procriação de insetos em locais contaminados pelas	- filariose (elefantíase)	- combater os insetos transmissores - eliminar condições que possam favorecer criadouros

4. Junção com estudos de alocação dos recursos

Trabalhos anteriores, neste contexto,^{26,27,28} indicaram que um dos caminhos mais eficientes para comunicar informações ao meio político e a comunidade em geral das tendências atuais e modificações futuras das políticas na área da saúde é por meio de índices, especialmente se os resultados podem ser visualizados por mapas coloridos em ambiente de geoprocessamento. É enfatizado em tais documentos, que a indexação proposta (como o *Coeficiente Geral do Município – CG* em SES (1999a) ou *Índice de Carência Social – ICS* em SES (1999b)) torne-se um dos balizadores principais para a alocação dos investimentos na área de saúde nos vários municípios gauchos, permitindo desta forma uma melhor execução orçamentária.

Tabela 4.4: Doenças Relacionadas com Água Contaminada

Grupos de Doenças	Formas de Transmissão	Principais Doenças	Formas de Prevenção
Transmitidas pela via feco-oral (alimentos contaminados por fezes)	O organismo patogênico (agente causador da doença) é ingerido.	- Diarréias e disenterias, como a cólera e a giardíase - Leptospirose - Amebíase - Hepatite infecciosa	- proteger e tratar as águas de abastecimento e evitar o uso de fontes contaminadas - fornecer água em quantidade adequada e promover a higiene pessoal, doméstica e dos alimentos.
Controladas pela limpeza com água	A falta de água e a higiene pessoal insuficiente criam condições favoráveis para sua disseminação	- infecções na pele e nos olhos, como o tracoma e o tifo relacionado com piolhos, e a escabiose	- fornecer água em quantidade adequada e promover a higiene pessoal e doméstica
Associadas à água (uma parte do ciclo de vida do agente infeccioso ocorre em um animal aquático)	O patogênico penetra pela pele ou é ingerido	- esquistossomose	- adotar medidas adequadas para a disposição de esgotos - evitar o contato de pessoas com águas infectadas - proteger mananciais - combater o hospedeiro intermediário
Transmitidas por vetores que se relacionam com a água	As doenças são propagadas por insetos que nascem na água ou picam perto dela	- malária - febre amarela - dengue - elefantíase	- eliminar condições que possam favorecer criadouros - combater os insetos transmissores - evitar o contato com criadouros - utilizar meios de proteção individual

²⁶ - SES (1999a) *Municipalização solidária e participativa: Equidade e democracia no financiamento e organização da saúde*. Documento interno da Secretaria Estadual de Saúde. Porto Alegre, RS.

²⁷ - SES (1999b) *Projeto de desenvolvimento metodológico de critérios para alocação de recursos na área de saúde*. Documento interno da Secretaria Estadual de Saúde. 2 vol. Porto Alegre, RS

²⁸ - MENDES, C.A.B.; ASSIS BRASIL, A.L. and SAMPAIO, G. (1999) *The use of Geographic Information System for evaluating health costs in the state of Rio Grande do Sul*. Paper presented to the 2nd International Workshop on Geomedical Systems. Paris, November.

Tabela 4.5: Doenças e Outras Consequências da Ausência de Tratamento do Esgoto Sanitário

Poluentes	Parâmetro de Caracterização	Tipo de Esgotos	Consequências
Patogênicos	- Coliformes	- Domésticos	- Doenças de veiculação hídrica
Sólidos em suspensão	- Sólidos em suspensão totais	- Domésticos - Industriais	- Problemas estéticos - Depósitos de lodo - Absorção de poluentes - Proteção de patogênicos
Matéria orgânica biodegradável	- Demanda bioquímica de oxigênio	- Domésticos - Industriais	- Consumo de oxigênio - Mortandade de peixes - Condições sépticas
Nutrientes	- Nitrogênio - Fósforo	- Domésticos - Industriais	- Crescimento excessivo de algas - Toxicidade aos peixes - Doenças em recém-nascidos (nitratos)
Compostos não-biodegradáveis	- Pesticidas - Detergentes - Outros	- Industriais - Agrícolas	- Toxicidade - Espumas - Redução da transferência de oxigênio - Não biodegradabilidade - Maus odores

Tabela 4.6: Número de mortes por sarampo e probabilidades resultantes em municípios gaúchos

Regional Saúde	População Residente	Num_Por_100.000	Esperado	Morbidade Sarampo_96-97-98	Probabilidade
4301 Porto Alegre-01	3171392	0.095	5.143	3	0.2456
4302 Porto Alegre-02	691436	0.145	1.121	1	0.6913
4303 Pelotas	775435	0.000	1.257	0	0.2844
4304 Santa Maria	495219	0.000	0.803	0	0.4480
4305 Caxias do Sul	867799	0.000	1.407	0	0.2448
4306 Passo Fundo	520669	0.192	0.844	1	0.5701
4307 Bagé	253388	0.000	0.411	0	0.6631
4308 Cachoeira do Sul	231160	0.000	0.375	0	0.6874
4309 Cruz Alta	145840	0.000	0.236	0	0.7894
4310 Alegrete	438898	0.228	0.712	1	0.5092
4311 Erechim	232850	0.429	0.378	1	0.3145
4312 Santo Ângelo	328060	0.305	0.532	1	0.4126
4313 S.Cruz do Sul	297501	1.681	0.482	5	0.0001
4314 Santa Rosa	256996	0.778	0.417	2	0.0661
4315 Palmeira das Missões	167086	0.000	0.271	0	0.7627
4316 Lajeado	328745	0.000	0.533	0	0.5868
4317 Ijuí	184757	0.541	0.300	1	0.2589
4318 Osório	260003	0.000	0.422	0	0.6560
4319 Frederico Westphalen	219694	0.000	0.356	0	0.7003

As figuras abaixo ilustram visualmente os dados obtidos na tabela 4.6. A partir de análise semelhante no contexto municipal e com dados relativos a doenças de veiculação hídrica pode ser realizado a junção entre dados socio-econômicos e os dados epidemiológicos.

Mapas como os apresentados nas figuras 4.26 a 4.28, mostram a distribuição de algum fenômeno sobre uma área geográfica em termos de frequências absolutas (figuras 4.26 e 4.27). Este método é bastante útil como uma simples descrição de dados, mas apresenta desvantagens se deseja realizar inferências sobre a distribuição espacial do fenômeno estudado (neste caso morte por sarampo).

Entretanto vários outros bancos de dados existem e podem ser dispostos em mapas. Cada um dos dados deve ser referenciado a uma unidade de análise geográfica. Grande parte dos bancos de dados utilizados na área de saúde possui campos de identificação do município. Por outro lado, as bases cartográficas devem conter campos que permitam o relacionamento com bases de dados. É a partir do relacionamento entre base de dados e base cartográfica que se pode realizar diversos procedimentos comuns do geoprocessamento como a análise geo-estatística, gerência de informações gráficas e não-gráficas, operações espaciais

ais e representação gráfica de resultados. Neste exemplo o campo indexador é o código do município (padronizado pelo IBGE) e como campos auxiliares as siglas e códigos dos estados.

Dentre as bases de dados de interesse ambiental destacam-se as informações coletadas pelos programas de monitoramento ambiental, o uso de imagens de satélite e radar e os dados de agências de saneamento. Diversas bases de dados hoje abordam questões relativas à atividade industrial. Entre as mais importantes destacam-se o censo industrial (realizado periodicamente pela IBGE), o cadastro de indústrias potencialmente poluidoras (gerenciado por órgãos de controle ambiental no Brasil) e a lista de indústrias (mantida pela entidade da classe de industriais). O relacionamento entre estas bases de dados permite a identificação de lacunas nos sistemas de informação sobre controle ambiental e possíveis relações com dados de saúde. A localização destas informações permite sua sobreposição a dados ambientais, orientados especificamente para o monitoramento da qualidade ambiental em regiões industriais. Devido às próprias necessidades de sistemas de monitoramento ambiental, os dados de qualidade ambiental são referenciados a territórios previamente delimitados e pontos de coleta de amostras fixos. Esta característica facilita o georreferenciamento destas informações e o acompanhamento de variações espaço-temporais. Dados meteorológicos, de qualidade atmosférica e da água são localizáveis em um SIG por pares de coordenadas.

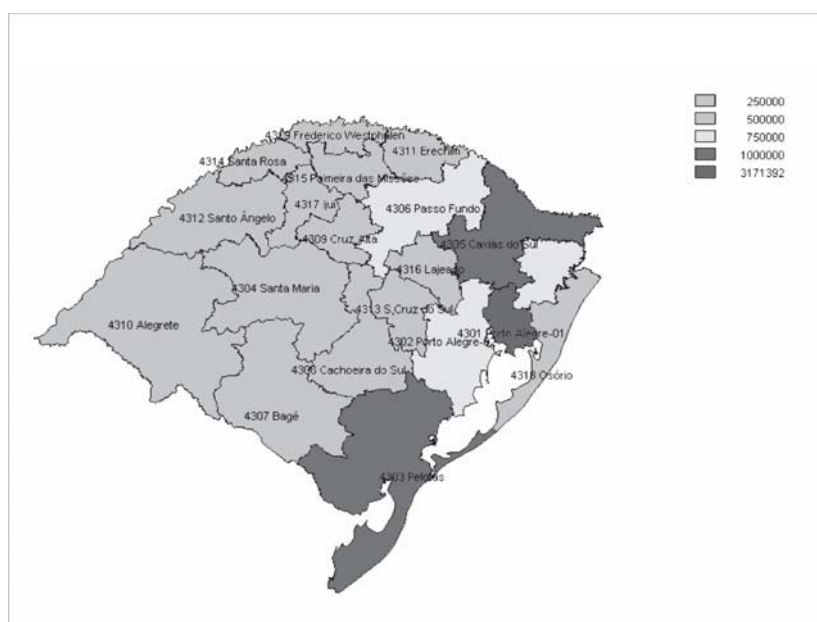


Figura 4.26: População residente em 1998 nas regionais de saúde do RS.

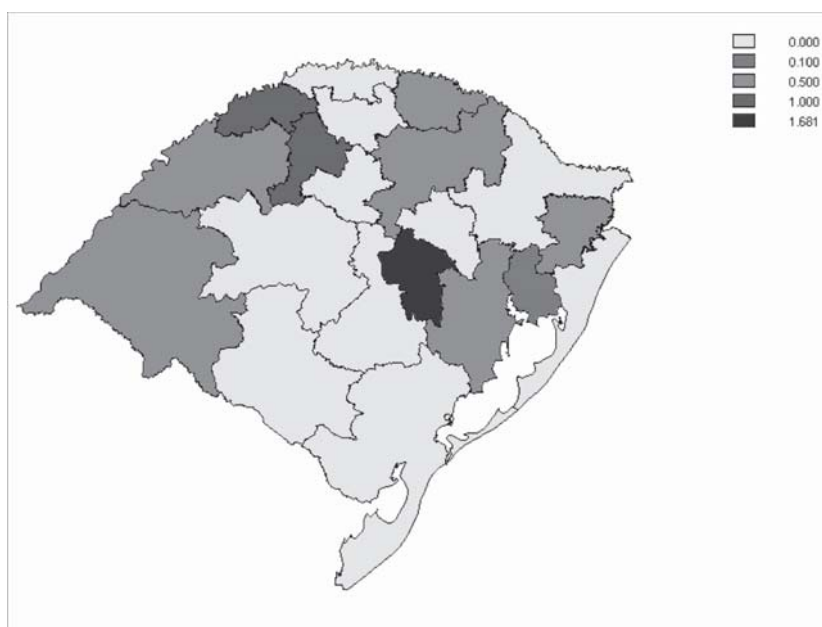


Figura 4.27: Mortes por sarampo em cada 100.000 pessoas.

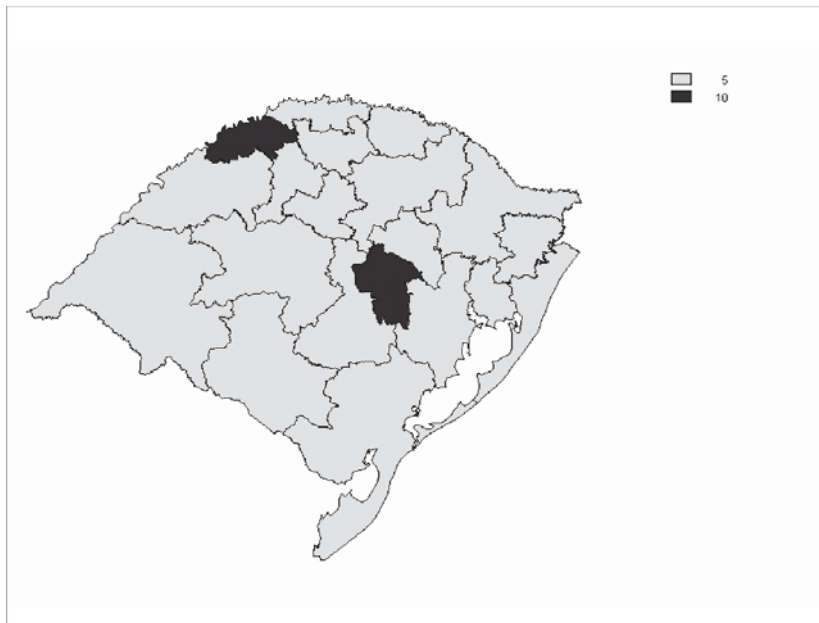


Figura 4.28: Mapa de riscos de mortes por sarampo (com alta probabilidade, as demais áreas apresentam probabilidades não significantes).

A expectativa é a produção de “mapas de riscos” e a junção destas informações aos critérios de alocação de recursos. Dentro do amplo espectro do que é denominado “mapa de risco” encontram-se mapas que têm como conteúdo desde a presença de agentes ambientais de risco até suas conseqüências, previstas ou medidas, sobre a população.

4.2.7 Indicadores qualitativos ou visuais do estado de bacias hidrográficas

Algumas constatações feitas em campo, por estarem tão explicitadas visualmente na paisagem de bacias, não exigem a aplicação de metodologias de amostragem de dados e/ou simulação de processos físicos para constatar a ocorrência ou não de impacto sendo classificado como “indicadores visuais ou qualitativos da saúde da microbacia”, conforme ilustrado na figura 4.29.

Os indicadores visuais expressam, desta forma, o resultado das ações humanas ao longo do tempo facilmente percebidas na paisagem. Como os parâmetros de qualidade de água, os atributos visualmente percebidos na paisagem permitem integrar respostas às práticas de manejo na escala de microbacias. Uma avaliação mais consistente desses indicadores procura-se relacionar o estágio em que se encontram os impactos visuais com medições na escala micro e os respectivos indicadores de ordem quantitativa.

4.3 Avaliação multi-objetiva dos indicadores

A necessidade de compreender as relações entre as diversas variáveis existentes nos modelos de investigação científica torna o estudo da análise multivariada (multi-objetivo, multicritério) um conteúdo de grande importância para a descrição e simulação dos fenômenos físicos e sociais. Essa analogia torna possível não só a manipulação, mas também o controle de qualquer variável em estudo.

Segundo Johnson (1988), a análise multivariada é um “*mixed bag*”, ou seja, um pacote misto constituído de diversas técnicas em que é difícil estabelecer uma classificação. Estas, geralmente, são empregadas com os seguintes propósitos:

- Simplificação estrutural ou redução de dados. O fenômeno é representado como uma possível simplificação sem sacrificar o valor da informação, esperando-se uma fácil interpretação.



Figura 4.29: Indicadores visuais utilizados para avaliação de microbacias rurais

- Classificação e agrupamento. Grupos de objetos ou de variáveis “similares” são criados com base nas características mensuradas ou por meio de funções para a classificação de objetos dentro dos grupos.
- Investigação da dependência entre variáveis. A natureza da relação entre as variáveis é permite conhecer como são dependentes ou independentes umas das outras.
- Predição. A relação entre as variáveis deve ser determinada com o objetivo de prever os valores de uma ou mais variáveis com base na observação de outras variáveis.
- Construção e teste de hipóteses. Hipóteses estatísticas, formuladas nos parâmetros da população multivariada, são testadas. Isto pode ser feito para validar suposições ou reforçar convicções.

O uso dos métodos de análise multivariada para a interpretação de dados não se restringe somente à transformação de objetos e números em um “pacote”. Além disso, possibilita também uma visão interativa do estudo, tornando-se assim uma *ferramenta* relevante para o processo de investigação científica.

Portanto, o uso diversificado deste tipo de técnica faz com que a razão principal desta abordagem esteja centrada na conexão existente entre a aplicação do método empregado e os objetivos do estudo em questão.

Definem-se abaixo, alguns dos elementos comuns aos problemas decisórios.

- **O que é um problema?** Pela noção intuitiva, uma das respostas aparente pode ser apenas “algo que não está bem e precisa ser melhorado”, mas se tivermos mais cuidado veremos que problema na verdade é algo que depende da percepção individual de cada pessoa em determinado momento da vida do mesmo e, portanto, pode ser entendido como uma “representação mental do déficit de desempenho de uma situação percebido por um indivíduo”. Sendo assim, podemos ir além

e imaginar que o problema não é necessariamente algo bem definido em nossas mentes e que antes de tentar resolvê-lo, devemos tentar primeiro elaborá-lo em nossas cabeças.

- **O que seria então o problema de um grupo de indivíduos?** Poderíamos imaginar como um déficit de desempenho comum percebido por todos os indivíduos de um grupo. Mas, novamente, devemos perceber que um problema não pode ser restrito apenas a algo comum ao entendimento de todos, mas sim, algo que deve partir da “negociação” das percepções individuais de cada indivíduo do grupo. Como negociação, entenda-se algo que deva ser elaborado, ou construído, individualmente, para depois ser agregado num problema coletivo quando todos adquirem um mesmo nível de conhecimento do contexto decisório e entrem em comum acordo.

- **E a decisão?** Esta pode caber a um determinado indivíduo (decisor), mas geralmente envolve mais de um decisor. A decisão não é tomada no momento do processo decisório onde se encontra a solução ótima, mas sim, é parte de um processo ao longo do tempo envolvendo interação entre os atores até que se adquira conhecimento suficiente do contexto decisório para se chegar na solução mais adequada.

4.3.1 Elementos de Análise de Decisão Multi-Objetivo

Os problemas de planejamento que envolvem usos múltiplos da água são geralmente muito complexos e exigem um conhecimento considerável por parte dos decisores, porém, a matemática se torna aliada, pois propicia uma aproximação para a solução do problema, tornando suas soluções possíveis. Cohon (1978) apresenta uma metodologia geral para a resolução de um problema multiobjetivo. Esta metodologia consiste em 6 (seis) passos e é apresentada na tabela 4.7.

A metodologia inicia com a identificação e quantificação dos objetivos (passo 1), seguida da definição das variáveis e restrições (passo 2). Isto é, é determinada a parte mais importante da análise (os objetivos), logo após o controle que os tomadores de decisão tem disponível para eles (as variáveis de decisão) e o tamanho limite do controle, ou seja, as restrições.

Depois os dados são coletados no passo (3), sendo geradas e avaliadas as alternativas (passo 4), baseadas nas variáveis e restrições em conjunto com os dados coletados, para os impactos e objetivos.

Tabela 4.7: Passos da metodologia de planejamento de problemas multiobjetivos

Passos da metodologia de planejamento nde problemas multiobjetivos	
1	Identificação e quantificação do objetivo
2	Definição das variáveis decisórias e restrições
3	Coleção dos dados
4	Geração e avaliação de alternativas
5	Seleção de uma alternativa preferida
6	Implementação da alternativa selecionada

No passo (5), uma alternativa preferida é selecionada pelos tomadores de decisão, realizando a análise por meio de uma política para seleção da solução do melhor. Isto pode ocorrer de diferentes formas, a depender do número de decisores e do contexto da formação do decisor, por exemplo, um simples tomador de decisão, pode selecionar uma alternativa, um grupo de tomadores de decisões, assim como os membros de uma comissão de bacia de um rio, pode selecionar uma alternativa consensual, o ainda como um grupo de tomadores de decisão (como um corpo legislativo) pode selecionar por um mecanismo de votação direta.

A análise com multiobjetivos é caracterizada pela otimização de problemas com duas ou mais funções objetivos. O problema da análise multiobjetivo difere dos tradicionais apenas nas expressões de suas respectivas funções objetivo. É comum que se encontre uma otimização de apenas um objetivo, com n variáveis de decisão e m restrições como mostrado abaixo:

$$\text{maximize } Z(x_1, x_2, \dots, x_n) \quad 4.8$$

$$g_i(x_1, x_2, \dots) \leq 0, i = 1, 2, \dots, m) \quad 4.9$$

$$x_j \geq 0, j = 1, 2, \dots, n \quad 4.10$$

Já com problemas multiobjetivos a otimização com n variáveis decisórias e m restrições e p objetivos tem-se:

$$= [Z_1(x_1, x_2, \dots, x_n), Z_2(x_1, x_2, \dots, x_n), \dots, Z_p(x_1, x_2, \dots, x_n)] \quad 4.11$$

$$g_i(x_1, x_2, \dots) \leq 0, i = 1, 2, \dots, m) \quad 4.12$$

$$x_j \geq 0, j = 1, 2, \dots, n \quad 4.13$$

onde: $Z_1(x_1, x_2, \dots, x_n)$ é uma função com um único objetivo e $Z_1(x_1, x_2, \dots, x_n), Z_2(x_1, x_2, \dots, x_n), Z_3(x_1, x_2, \dots, x_n), \dots, Z_p(x_1, x_2, \dots, x_n)$ são para p funções objetivo.

Num problema com apenas um objetivo a melhor solução é chamada de solução ótima: a solução possível responde ao melhor valor da função objetivo, ou seja, o ótimo valor da função objetivo é único. Esta noção de otimalidade deve ser dosada para problemas com multiobjetivos, pois uma solução que maximiza um único objetivo, em geral, não é a mesma solução que maximiza todos os outros objetivos.

Atingir o ótimo em uma parte da ação é importante na solução de problemas com simples objetivos. Isto permite que os analistas e tomadores de decisão restrinjam suas atenções para uma simples solução ou uma quantidade pequeníssima de soluções dentre a quantidade de conjuntos de soluções possíveis.

Um novo conceito, o de não-inferioridade, limita a um pequeno propósito os problemas multiobjetivos. A idéia de não-inferioridade é muito parecida com o conceito de dominância. Não-inferioridade é chamada de "não-dominância" por matemáticos, "eficiência" por estatísticos e economistas, e por "Otimalidade de Pareto" por economistas do bem-estar.

Admitindo um problema com dois objetivos e com 3 (três) alternativas apresentadas na Tabela 4.8, pode-se afirmar que a solução C é dominada pelas alternativas A e B, pois ambas possuem valores maiores em ambos objetivos, Z_1 e Z_2 . Uma solução que é dominada é chamada pelo termo *inferior*. Portanto, as soluções que não são dominadas são chamadas de *não-inferiores*. Desta maneira, as alternativas A e B são *não-inferiores*.

Tabela 4.8 - Um exemplo de não-inferioridade

Alternativa	Z_1	Z_2	
A	10	13	Não-inferior
B	13	10	Não-inferior
C	9	8	Inferior

Para se obter uma definição que possua maior poder de compreensão pode-se afirmar que num conjunto de soluções possíveis para um problema multiobjetivo, são chamadas de *não-inferior* se não existir solução possível que possa melhorar um objetivo sem prejudicar outro objetivo estudado.

Graficamente pode-se ter uma gama arbitrária de possíveis alternativas para maximização de um problema com dois objetivos mostrada na figura 4.30. São chamadas possíveis aquelas soluções que estão no interior ao limite da figura 4.30. Nota-se que os eixos do gráfico são os objetivos Z_1 e Z_2 . Nesta figura, é plotada a curva do espaço dos objetivos, por considerar os valores

referentes aos objetivos para a formação da mesma, sendo a região (área possível) da chamada de região das soluções possíveis no *espaço dos objetivos*.

Agora a definição de não-inferioridade pode ser usada para se obter as soluções não inferiores na Figura 4.30. Todas as soluções no interior devem ser inferior ao menos para um objetivo para que, na busca por uma possível solução, possa melhorar ambos os objetivos simultaneamente. Considerando C um ponto interior na, qualquer alternativa na área hachurada para o nordeste de C será dominada por ela, por isso C é chamada de alternativa dominante.

Gerando assim, uma regra geral para esta situação: quando todos os objetivos devem ser maximizados, uma possível solução é não-inferior quando as demais soluções são possivelmente válida para o nordeste, isto é, em uma área tal que a parte hachurada da figura 4.30. Podendo chamar esta regra como a "regra do nordeste". A solução não-inferior para região possível na são aquelas que se encontram na porção hachurada do limite entre os pontos E e F.

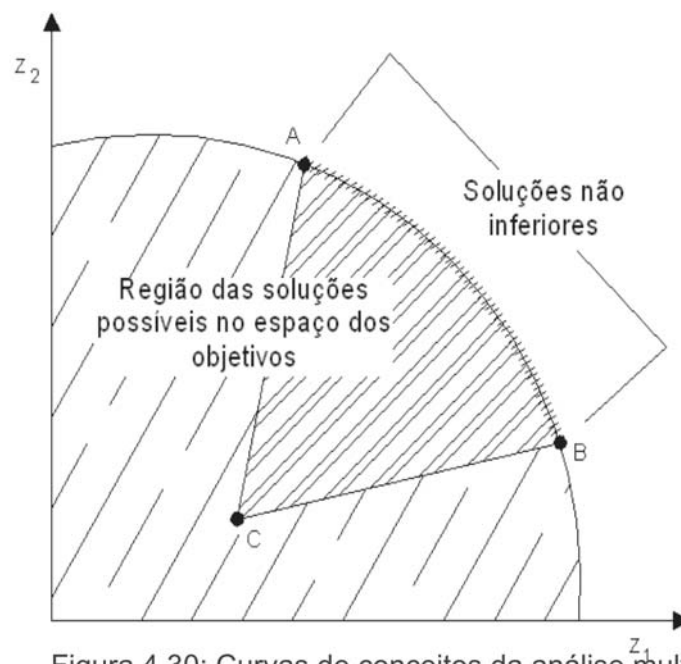


Figura 4.30: Curvas de conceitos da análise multiobjetivo

Alguns outros termos, além da não-inferioridade, são necessários para um melhor entendimento da análise multiobjetivo, sendo estes termos introduzidos através do exemplo abaixo.

O problema apresentado como exemplo possui dois objetivos e duas variáveis decisórias, sendo o mesmo apresentado como:

$$\text{Máx } [f(x) = [Z_1(x) \ Z_2(x)]] \quad 4.14$$

$$Z_1(x) = 5x_1 - 2x_2 \quad 4.15$$

$$Z_2(x) = -x_1 + 4x_2 \quad 4.16$$

Sujeito as restrições:

$$g_1(x) = x_1 + x_2 - 3 \leq 0 \quad 4.17$$

$$g_2(x) = x_1 + x_2 - 8 \leq 0 \quad 4.18$$

$$g_3(x) = x_1 - 6 \leq 0 \quad 4.19$$

$$g_4(x) = x_2 - 4 \leq 0 \quad 4.20$$

$$g_5(x) = -x_1 \leq 0 \quad 4.21$$

$$g_6(x) = -x_2 \leq 0 \quad 4.22$$

A região possível para este problema é apresentada na figura 4.31. Os eixos do gráfico são definidos para x_1 e x_2 , as variáveis de decisão. A área compreendida por estes eixos é chamada de *espaço de decisões* (F_d). A região possível, inclusa na área F_d , é apresentada na Tabela 4.9.

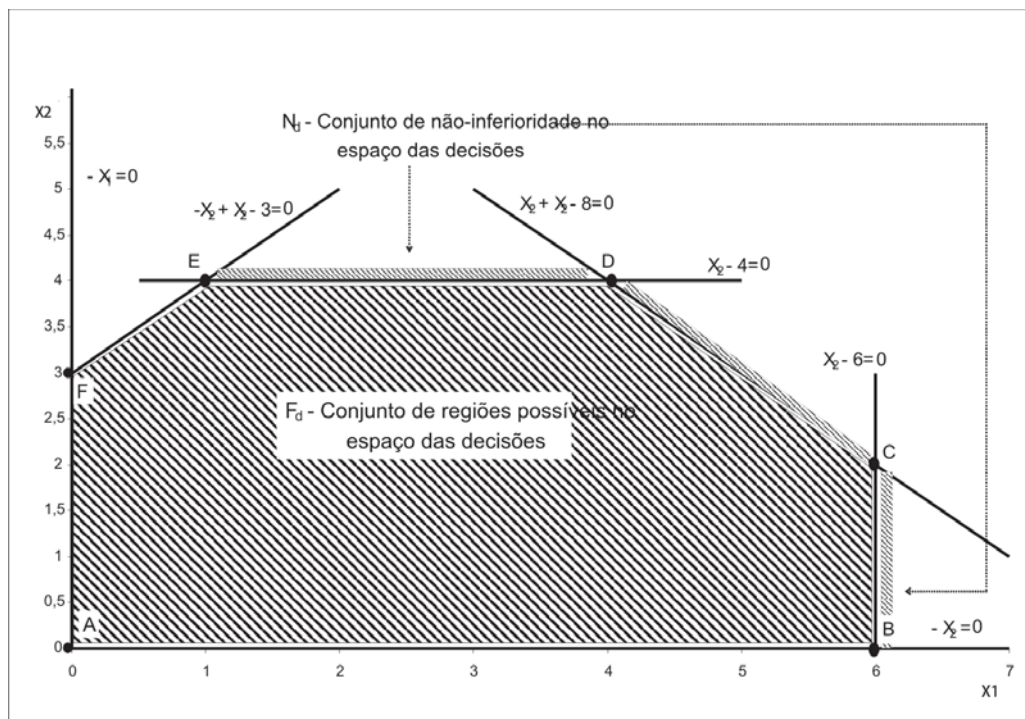


Figura 4.31: Região não dominada no espaço das decisões

Tabela 4.9: Valores de variáveis de decisões e o objetivos para o problema simples

Pontos Extremos	x_1	x_2	Z_1	Z_2
A	0	0	0	0
B	6	0	30	-6
C	6	2	26	2
D	4	4	12	12
E	1	4	-3	15
F	0	3	-6	12

A avaliação de Z_1 e Z_2 nos pontos extremos do *espaço de decisões* permite um ponto extremo em um novo espaço, o *espaço dos objetivos*. O *espaço dos objetivos* é definido pelos eixos com os objetivos correspondentes. O desenho no *espaço dos objetivos* é mostrado na Figura 4.32. Os valores de Z_1 e Z_2 nos pontos extremos de A-F são listados na Tabela 4.9 e plotados em Figura 4.32. Os pontos plotados no *espaço dos objetivos* são imagens de pontos correspondentes no espaço de decisões. Deste modo, o ponto A na Figura 4.31 leva ao ponto A na Figura 4.32 diretamente com os valores de Z_1 e Z_2 que A produz. Nas duas figuras os pontos extremos são os mesmos.

Numa análise nos seis pontos extremos que são apresentados na Figura 4.32 nota-se que apesar das variáveis decisórias serem não-negativas, as funções objetivos têm valores negativos.

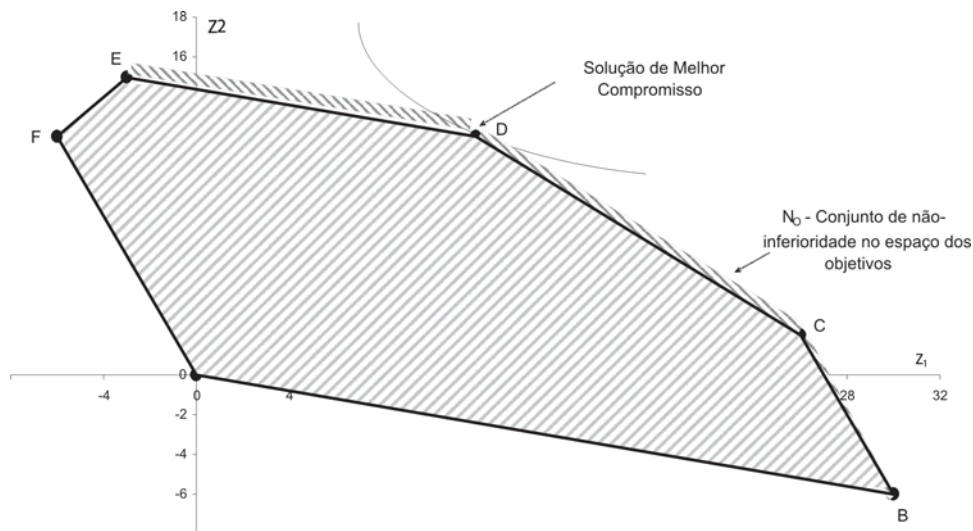


Figura 4.32: Região viável do espaço dos objetivos

Todas as soluções contidas na área hachurada pertencem ao conjunto de regiões possíveis no espaço dos objetivos, esta região pode ser identificada por F_0 . Usando a regra do nordeste descrita anteriormente, o conjunto não-inferiores no espaço dos objetivos N_0 são encontrados na parte hachurada de limite de F_0 na Figura 4.32. Os pontos extremos B, C, D e E e todos os outros da solução nas linhas conectadas são não-inferiores. Logo, analisando conjuntamente as duas Figuras, pode-se concluir que os pontos B, C, D e E são não-inferiores no espaço objetivo, assim como, são também não-inferiores no espaço de decisões. Neste caso, seria necessário uma atenção especial para a aplicação da regra do nordeste para soluções não-inferiores pois, esta é aplicada somente para o espaço dos objetivos, a regra não pode ser usada no espaço da decisão.

A parcela final da terminologia são as noções de *trade-offs*. *Trade-offs* é a solução de melhor compromisso, que é o conjunto de soluções não-inferiores das restrições que não são dominados por nenhuma outra possível solução. Por exemplo, o ponto C possui 26 unidades do objetivo Z_1 e apenas 2 do objetivo Z_2 , enquanto que D possui 12 unidades de cada objetivo. Qual é o melhor? Este valor perde 14 unidades em Z_2 para ganhar 10 unidades em Z_1 se movendo de D para C? A soma de um objetivo deve ser sacrificado para o ganho incremental do outro objetivo é chamada de *trade-offs*. Para a situação citada, o *trade-offs* entre Z_1 e Z_2 movendo de D para C é (14/10) ou (7/5), isto é, (7/5) unidades de Z_2 deve ser perdido para cada unidade ganha pelo objetivo Z_2 . Da mesma forma, são necessárias (5/7) de ganho de Z_1 para cada unidade perdida por Z_2 . A direção e o modo com que o *trade-offs* é medido não importa. Isto é apenas importante que seja claro e consistente quando a *trade-offs* é declarado.

O conjunto de soluções não-inferiores geralmente inclui muitas alternativas, obviamente apenas uma delas será selecionada pelos decisores. A solução não-inferior que é selecionada como a preferida alternativa é chamada de solução de melhor compromisso.

Nas situações onde os objetivos são conflitantes, o conceito de otimização da função objetivo é abandonado e utiliza-se o conceito de solução satisfatória, pois procura-se a melhor solução que atenda melhor a todos objetivos simultaneamente.

4.3.2 Multi-Objetivo versus Multi-critério

Enquanto o problema com um único objetivo pode conter vários critérios de atendimento a este objetivo, o apoio multi-objetivo a decisão pode ser visto como um conjunto de métodos que se prestam a tornar claro um problema, no qual as alternativas são avaliadas por múltiplos critérios, os quais são conflitantes, na maioria dos casos. Neste contexto, freqüentemente faz-se uso de métodos que utilizam a abordagem de superação, a fim de selecionar um subconjunto de um conjunto finito de alternativas ou mesmo ordená-las. Há outras traduções para os métodos de superação, tais como: sobreclassificação, prevalência ou subordinação e síntese (Almeida, 2005).

As vantagens da aplicação dos métodos multi-objetivos podem ser enumeradas em três partes. A primeira vantagem está relacionada às possibilidades de soluções geradas, podendo aumentar o número de cenários de escolha e explicita os compromissos entre os objetivos. A segunda vantagem seria o fato de permitir papéis mais apropriados aos participantes do processo decisório e, por último, a terceira vantagem seria uma maior aproximação da realidade através do uso de unidades adequadas a cada peso ou objetivo em particular.

As variáveis de decisão para a localização de um reservatório, por exemplo, pode ser representado pelo seguinte vetor:

$$\vec{f}(x) = \begin{bmatrix} f_1(x) \\ f_2(x) \\ f_3(x) \\ f_4(x) \\ f_5(x) \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \text{Área da superfície do reservatório} \\ \text{Capacidade de Armazenamento} \\ \text{Perdas por infiltração} \\ \text{Distância dos centros de demandas} \\ \text{Custo de transporte da água} \end{bmatrix} \quad (4.23)$$

A solução ideal é definida na forma de um vetor. Esse vetor representa o melhor valor possível a ser alcançado pelo modelo quando respeitado o seu conjunto de restrições: Genericamente o ponto ideal é representado pela Equação 4.24:

$$f^\circ = [f_1^\circ, f_2^\circ, \dots, f_n^\circ] \quad 4.24$$

onde: f° = representa o vetor de solução ideal; f_i° = é a solução ótima obtida para o objetivo i .

Cada elemento do vetor acima pode, a princípio, ser quantificado de alguma maneira. Neste contexto, um pré-requisito para uma posterior análise, é a padronização dos elementos das variáveis contínuas, isto é, dos valores atribuídos para cada local em cada função de cada critério a ser considerado no processo de análise para seleção da localização de reservatórios, fazendo com que as informações possam ser cruzadas, ou seja, permite-se que seja realizada uma análise comparativa entre os seus elementos. Estas variáveis estão representadas pelo vetor acima descrito.

A padronização envolve a transformação das escalas das variáveis, de tal forma que todas as variáveis sejam expressas no mesmo intervalo de grandeza, por exemplo, entre zero e um. Um elemento padronizado (f_i^*) torna-se:

$$f_i^*(x) = \frac{f_i(x)}{f_i^{\max}(x)}; \text{ indicador de benefícios, ou} \quad 4.25$$

$$f_i^*(x) = 1 - \frac{f_i(x)}{f_i^{\max}(x)}; \text{ indicador de custos.} \quad 4.26$$

As equações garantem que $0 \leq f_i^* \leq 1$, resultando que quanto mais próximo da unidade de melhores os resultados.

Alternativamente, os procedimentos anteriores podem ser representados por:

$$f_i^{\max}(x) = \max_{i=1}^n f_i(x) \quad 4.27$$

Onde: $f_i^{\min}(x)$ é o mínimo valor de f_i , calculado por $f_i^{\min} = \min_{i=1}^n f_i(x)$

Em geral, muitas decisões práticas possuem vários objetivos conflitantes e não-mensuráveis. Os procedimentos anteriores representam estes diferentes objetivos em um denominador comum.

Outro conceito importante que já foi apresentada no texto é a solução de Pareto (também conhecida por não-inferior, eficiente, ou solução não-dominada). A noção de solução de Pareto, fica melhor aplicada por meio de um exemplo de um modelo multiobjetivo (com dois objetivos opostos) : a) maximização da renda do trabalhador $f_1(x)$ e b) minimização da poluição gerada $f_2(x)$. Se a renda gerada cresce muito, a qualidade ambiental piora, e por outro lado, se existe um programa de redução de poluentes muito forte, implica em redução de empregos. A figura 4.33 ilustra tal fronteira decisória com estes dois objetivos conflitantes.

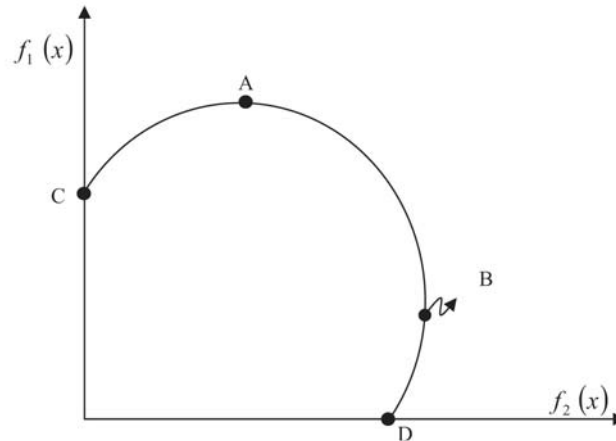


Figura 4.33: Fronteira decisória com dois objetivos opostos.

Um exame mais detalhado na figura 4.34, indica que todos os pontos entre o trecho AB fazem parte da solução de Pareto, pois: todos os pontos interiores são dominados pelos pontos na fronteira; todos os pontos na fronteira C-A e D-B são dominados pelos pontos A e B.

A Figura 4.34 ilustra a solução de Pareto enfatizando-se o ponto de solução ideal ($f_i^{\circ}(x)$) da solução eficiente ($f_i^*(x)$), ou solução de Pareto.

Figura 4.34 ilustra a solução de Pareto enfatizando-se o ponto de solução ideal ($f_i^{\circ}(x)$) da solução eficiente ($f_i^*(x)$), ou solução de Pareto.

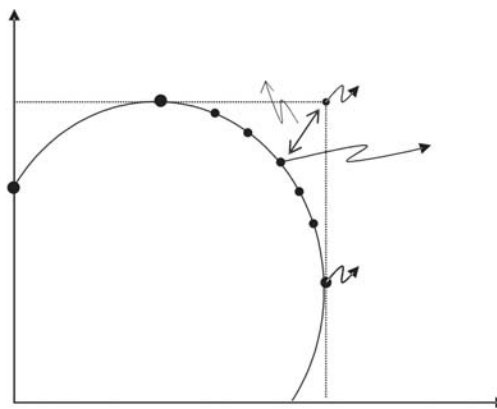


Figura 4.34: Ilustração da programação compromisso com dois objetivos opostos.

Neste contexto, a solução de Pareto é um compromisso entre o que é desejável (solução ideal) e o que é possível (solução de Pareto). Este compromisso é baseado na menor discrepância entre os pontos, sendo expresso, numa forma geral por (d_p). e Esta forma de generalização do conceito de distância tornou-se comumente conhecidas a partir dos estudos de Minkowsky:

$$d_p = \left(\sum_{i=1}^n (f_i^{\circ}(x) - f_i^*(x))^p \right)^{1/p} \text{ para } p \geq 1$$

Incluída nesta definição de distância está a distância euclidiana, que acontece quando o valor de p é igual a 2, porém, a de se salientar que p pode assumir qualquer valor no intervalo de 1 até ∞ . Portanto, a forma euclidiana (d_e), comumente utilizada é apresentada pela Equação 4.31:

$$d_e = \left(\sum_{i=1}^n (f_i^o(x) - f_i^*(x))^2 \right)^{1/2} \quad 4.31$$

4.3.3 Classificação de Problemas Multi-Objetivos

Os métodos podem ser classificados segundo Cohon (1978), e Cohon & Marks (1975) definindo algumas destas técnicas de acordo com cada forma que o decisor precisa utilizar para a solução de seu problema. Estas técnicas são definidas como:

Técnicas que geram o conjunto das soluções não dominadas

Nesta técnica são consideradas apenas as restrições físicas do problema. Sendo a ênfase é dada ao desenvolvimento de informações sobre o problema multiobjetivo. Consideram um vetor de funções objetivo, e mediante tal vetor geram o conjunto das soluções não dominadas. São restrições apresentadas ao decisor para a solução do problema.

Durante o processo não são consideradas as preferências do decisor e o analista deve tratar apenas com as restrições físicas do problema (Braga e Gobetti, 2002). Dentro destes métodos estão classificados os seguintes: método da ponderação; o método das restrições e; o método multiobjetivo linear.

Nos estudos de Cohon & Marks (1975) é apresentado um exemplo de aplicação deste método ao planejamento de um rio hipotético, considerando objetivos regionais e nacionais. A obtenção de ótimos segundo cada um dos objetivos foi feita aplicando um modelo linear. Estes métodos tem uma carga conceitual matemática muito grande. Em geral são muito laboriosos e requerem um processamento tal que, na prática, os tomadores de decisões reais tendem a duvidar deles e a não aplicá-los.

Técnicas que utilizam uma articulação antecipada das preferências

Neste grupo as técnicas solicitam, anteriormente a decisão a ser tomada, a opinião do decisor a respeito das eventuais trocas entre os objetos e valores relativos a estes. A depender do problema e de suas características, as variáveis de decisão utilizadas podem ser contínuas ou discretas. É importante salientar que algumas técnicas são aplicadas a variáveis discretas ou a contínuas e em algumas situações em ambas os tipos de variáveis (Braga e Gobetti, 2002).

São baseados na articulação antecipada das preferências os métodos da função utilidade, da programação por metas, o método Electre, o método Promethee, o método do valor substituto de troca, o método da matriz de prioridades e o método da análise-Q.

Braga e Gobetti, (2002) utilizou o método Função utilidade multidimensional. Brans & Vincke (1985) *apud* Braga e Gobetti (2002) apresentam exemplo da utilização do método Promethee. Uma aplicação clássica no cenário nacional utilizando o método da Matriz de Prioridades foi apresentado por Braga Jr. e Rocha (1988) para a localização o pólo Petroquímico do Rio de Janeiro considerando o método bastante atrativo do ponto de vista prático, considerando as análises realizadas pelos decisores com base nos resultados do método aplicado.

Técnicas que utilizam uma articulação progressiva das preferências

Este grupo é destinado a solução de conflitos entre muitos grupos de interesse ou decisores. Assim que uma solução é alcançada, pergunta-se ao decisor se o nível atingido de atendimento aos objetivos é satisfatório e caso contrário o problema é novamente modificado, até que o decisor tenha uma postura a partir da melhor solução ou solução satisfatória para o problema. Como exemplo desta técnica são apresentados, os métodos de passo e os métodos da programação compromissos. Esta última mais estudada e mais conhecida no ambiente de recursos hídricos. Cohon & Marks (1975) analisam estes métodos além de compará-lo entre métodos de outros grupos anteriores. Duckstein & Opricovic (1980), aplicaram o método da programação compromisso no caso da Central Tisza River Basin, Hungria comparando o mesmo com o método Electre.

Gershon & Duckstein (1984) compararam as técnicas Electre, Programação Compromisso, Função Utilidade Multidimensional. Sendo todas as técnicas aplicadas no planejamento de bacias hidrográficas, com poucas e sensíveis diferenças entre os mesmos.

4.3.4 Arcabouço de um sistema de suporte a decisão (espacial e multi-objetivo)

O estudo de Schumann and Geyer (1997), usado como exemplo da integração entre técnicas de multi-objetivo e geoprocessamento, refere-se a uma análise para localização de reservatórios de cheias usando o sensoriamento remoto e o SIG. Foram considerados os usos de várias características, sendo as mesmas calculadas para muitos locais diferentes, de reservatórios potenciais através da utilização de um modelo de elevação digital (DEM) e um sistema de informação geográfica (SIG).

O primeiro critério de planejamento considerado foram as características geomorfológicas, capacidade de armazenamento, área inundada e limite inundado do rio. Estas características dependem da altura do reservatório e o local da mesma. Os critérios de planejamento relevante ao armazenamento de cheias são a área drenada do reservatório, a distância entre os locais de reservatórios e o ponto de controle de cheias, e as características da bacia drenada que são importantes para a formação do escoamento na bacia de drenagem do reservatório, ou seja, a capacidade de armazenamento do solo.

No que diz respeito aos objetivos mencionados acima das seguintes características do reservatório para posições diferentes foram estimados:

- a capacidade de armazenamento e a superfície da inundação do reservatório para uma altura da represa de cinco metros;
 - a área da bacia de drenagem do reservatório e a capacidade de armazenamento desta área;*e*;
 - a distância entre o reservatório e o ponto de controle de cheias
- Para a comparação dos diferentes locais dos reservatórios foram usados as seguintes variáveis decisórias:

- a capacidade de armazenamento S e a área da bacia drenada do reservatório A_R ;
- A capacidade de armazenamento relativa S_R que podem ser estimadas com a relação

$$S_R = \frac{S}{A_{total}} ; \text{ onde: } S_R = \text{capacidade relativa de armazenamento em } mm; S = \text{capacidade de}$$

armazenamento dos reservatórios em $mil m^3$; A_{total} = área da bacia de drenagem no ponto de controle em Km^2 ; S_R é a medida da altura de vazão que pode ser armazenado no reservatório relacionado para a área total da bacia de drenagem no ponto de controle de cheia;

- A área da superfície inundada, A_F é um parâmetro econômico usado na aquisição da área;
- a capacidade de armazenamento do solo da bacia de drenagem do reservatório, um critério que é relevante para a resposta da bacia de drenagem para chuva; e
- a distancia entre o reservatório e o ponto de controle de cheia, esta distância caracteriza o comprimento de rio que está protegido contra cheias.

A área de estudo escolhida foi a bacia Prum uma bacia secundária da bacia Mosel. O tamanho da bacia de drenagem é $576 Km^2$. Neste trabalho houve o uso de um banco de dados, mostrado na figura 4.35, foram:

- Um modelo de elevação digital (MNT) com resolução de $50m \times 50m$,
- Dados uso do solo classificado de um Landsat-TM cena de 20 de agosto de 1989 ; Mapa do solo USDA-textures.

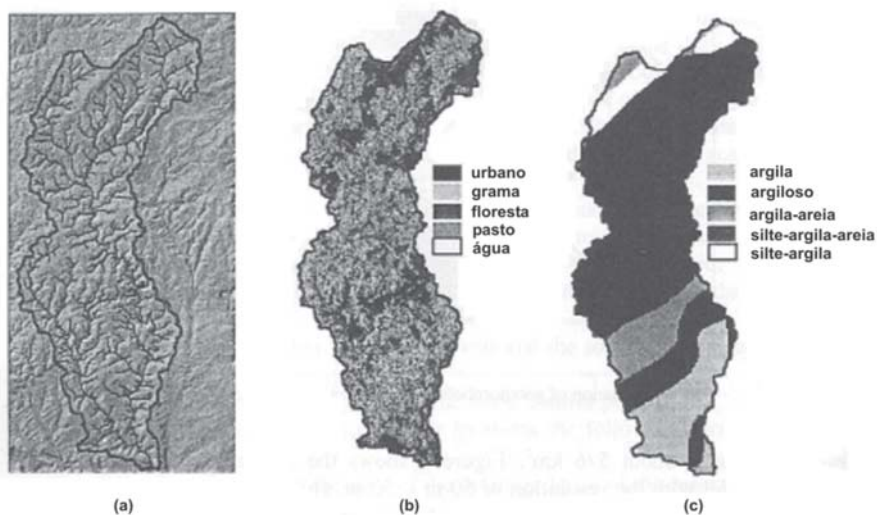


Figura 4.35 - Dados usados para estimação de reservatórios

Outros dados poderiam ser considerados, mas sua precisão à partir do MNT é baixa. Os dados são: a) a seção longitudinal de um reservatório de bacia de drenagem, b) a seção transversal do reservatório da bacia de drenagem e c) a área da seção transversal da represa (barragem).

Para a determinação do local do reservatório foi utilizada a programação compromisso, sendo usado o método apresentado por Loucks et al, (1981). O vetor distância foi normalizado para um intervalo (0,1). Para cada local de reservatório potencial o l_p – valores métricos (Duckstein & Opricovic, 1980) foram computados:

$$l_p = \left[\sum_{i=1}^n \alpha_i^p \left| \frac{f_{bi} - f_i(x)}{f_{bi}(x) - f_{wi}(x)} \right|^p \right]^{1/p} \tag{4.32}$$

onde: α_i = o peso do reservatório característico i ; f_{bi} = o valor ideal de i característico; f_{wi} = o pior valor de i característico; $f_i(x)$ = o estado do reservatório característico i no local x $p =$ expoente maior que 1. A seguir a combinação de objetivos foi comparado por cada reservatório usando este método e considerando as seguintes combinações: a) A capacidade de armazenamento relativa S_R ; b) S_R e distancia entre o ponto de controle; c) S_R e área inundada do reservatório; d) S_R e capacidade de armazenamento do solo; e) S_R área inundada, capacidade de armazenamento do solo, distancia da saída;

A Tabela 4.10 apresenta os resultados segundo os sistemas adotados. Assim como a figura 4.36 apresenta os resultados encontrados no trabalho.

Tabela 4.10: Resumo de diferentes sistemas de localização dos reservatórios

S I S T E M A	(2) Cap. Total de armaz.	(3) Cap. relativa de armaz.	(4) Distância média dos reservatórios ao ponto de controle	(5) Área inundada total de todos os reservatórios	(6) Capacidade média de armazenament o do solo todos os reservatórios	(7) S_R para a cap. total de armaz. do solo da bacia	Combinaç ão entre as colunas 7 e 6.
	Milhões m^3	mm	Km	Km^2	mm	210 mm	
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
1	9.619	16.69	8.86	82.435	193.40	0.079	0.086
2	5.182	9	.47.27	1.500	138.00	0.043	0.065
3	6.55	11.55	8.18	1.655	174.20	0.055	0.066
4	6.4725	1.22	37.70	1.804	149.00	0.053	0.075
5	3.8975	6.76	54.27	1.053	117.80	0.032	0.057

Os resultados apresentados por Schumann & Geyer (1997) mostram a possibilidade da integração de diferentes tipos de dados em análises complexas que são utilizáveis em projetos hidrológicos de reservatórios de cheias. A metodologia proposta mostrou a alta praticabilidade da análise baseada no Sistema de Informações Geográficas, sendo suas maiores motivos: a) grande quantidade da distribuição espacial de dados podem ser agregados em informações hidrológicamente relevantes que podem ser comparadas em maneiras altamente efetivas e; b) novo reservatório característico (i.e. a capacidade de armazenamento do solo) que são difíceis para estimação sem um SIG pode ser integrado dentro da análise.

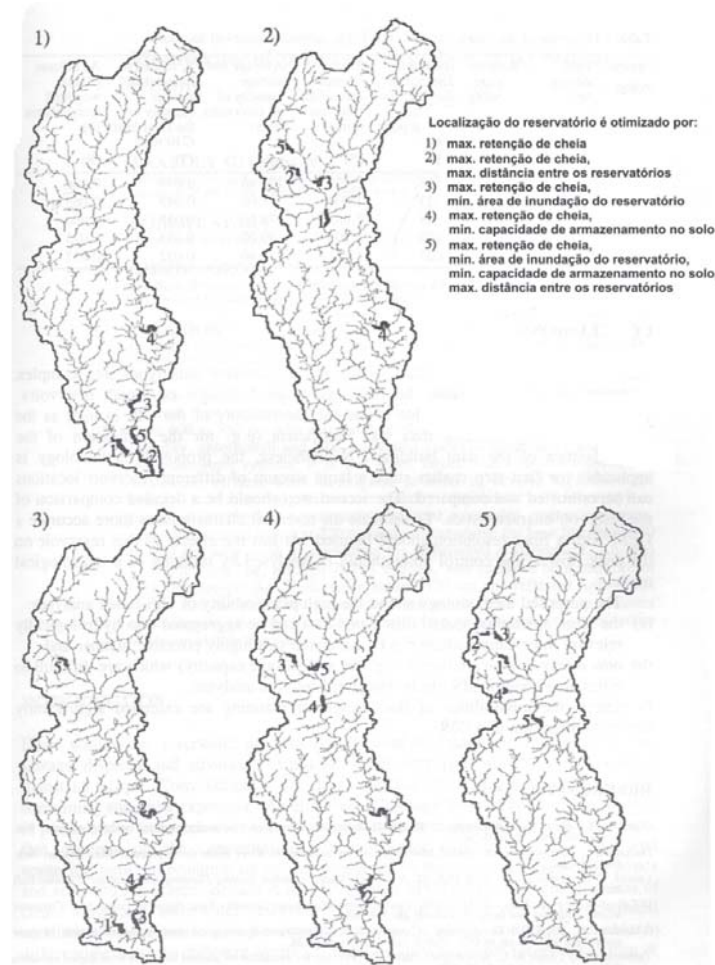


Figura 4.36: Resultado da localização do reservatório de cheias (sem escala).

4.4 Avaliação distribuída dos impactos ambientais na bacia hidrográfica e área de influência

4.4.1 Critérios de avaliação

A tomada de decisão é o processo que conduz a uma escolha entre um conjunto de alternativas para a resolução de um problema. A tomada de decisão geográfica implica na análise e interpretação da informação geográfica relacionada ao conjunto de alternativas. Em um contexto geográfico, a tomada de decisão é usada frequentemente na análise do aptidão agrícola, zoenamentos ecológicos-econômicos ou na seleção de localização apropriada para empreendimentos específicos. Neste contexto os elementos chaves na tomada de decisão geográfica, envolvem:

- **Incerteza:** Toda processo de tomada de decisão tem um grau de incerteza, variando de uma situação previsível (determinística) a uma situação incerta (Malczewski, 1999). Saliente-se que as situações incertas podem ser subdivididas nas decisões estocásticas (que podem ser modeladas por teorias de probabilidade e estatísticas) e decisões de lógica “nebulosa” (que podem ser modeladas por teorias de conjuntos fuzzy). Conseqüentemente, particularmente em situações incertas, a tomada de decisão envolve o risco de se fazer uma decisão “errada”, porque a informação adquirida é insuficiente ou a aproximação usada é imprópria. Quando

a incerteza é parte do processo, esta incerteza pode, em alguns casos, ser quantificada fazendo parte do processo decisório.

• **Objetivos versus critérios:** Em um objetivo define-se uma meta final a ser alcançada, por exemplo, encontre-se os melhores 5000 ha de terra para o melhor desenvolvimento residencial. Um critério é uma variável descritiva de que define o objetivo, que no exemplo anterior pode ser o tipo do solo, declividade do terreno, proximidade às estradas, ou custo do desenvolvimento. Em tratando-se de critérios múltiplos, o primeiro obstáculo na tomada de decisão é a definição de quais variáveis (critérios) são relevantes. O segundo obstáculo está na determinação da importância relativa de cada critério (ponderação). A maioria de decisões geográficas podem ser classificadas em uma das seguintes 3 categorias (Fisher, 1999):

	Único critério	Multi critério
Único objetivo		
Multi objetivos		

• **Restrições versus fatores:** Uma restrição é um critério absoluto de inclusão ou exclusão de resultados possíveis. Este pode ser um limite para uma área do desenvolvimento, ou declividades que são demasiadamente íngremes. Um fator é um critério que influencia a "aptidão" da decisão, de acordo com seu valor fornecendo um ordenamento.

• **O processo de tomada de decisão:** Todo o processo de tomada de decisão começa com a definição do problema ou do objetivo a ser alcançado. Em seguida define-se um conjunto de critérios que refletem todos os interesses do problema e as formas de combinação destes critérios. Estas funções definem ou hierarquizam os resultados encontrados, por ponderadores dos critérios. A finalidade dos pesos é expressar a importância ou a preferência de cada critério relativo a outros critérios. As alternativas são determinadas frequentemente pelas restrições, que limitam o espaço decisório de alternativas praticáveis. Em síntese, a decisão é obtida através da integração de critérios, pesos e preferências para gerar uma avaliação total das alternativas. As recomendações são baseadas em um ordenamento das alternativas, em referência às incertezas ou às possíveis sensibilidades. Segundo Malczewski, (1999) a tomada de decisão é um processo seqüencial composto de:

1. Definição do problema decisório (objetivo)
2. Determinação do conjunto de critérios de avaliação a ser usado
3. Definição dos pesos e preferências dos critérios, que geram alternativas
4. Aplicação das regras de decisão
5. Recomendação da mais melhor solução ao problema

• **Elementos ponderadores:** Os critérios múltiplos têm tipicamente uma importância variável. Para ilustrar isto, em cada critério pode ser atribuído um peso específico que reflete a importância relativa a outros critérios. O valor do peso é não somente dependente da importância de todo o critério, ele é também dependente na escala possível dos valores do critério. Um critério com variabilidade de seus valores contribuirá mais ao resultado da alternativa e deve conseqüentemente ser considerado como mais importante do que critérios com poucas mudanças em sua escala. Os pesos são normalizados, de modo que em um conjunto de ponderadores

$$(w_1, w_2, \dots, w_n) \text{ tal } \sum_{i=1}^n w_i = 1.$$

Há diversos métodos para derivação de pesos, entre eles (Malczewski, 1999): Ordenamento, Avaliação, Tabela de comparação cruzada e Trade-off. A maneira a mais simples é o Ordenamento (em ordem da preferência: 1 = mais importante, 2 = segundo mais importante, etc.). O ordenamento é convertido então em pesos numéricos em uma escala de 0 a 1, de modo que o somatório seja 1.

4.4.2 Único objetivo / Multi critério

A facilidade analítica mais usada em ambiente de geoprocessamento envolve a sobreposição de vários mapas para definição de áreas que são comuns aos critérios dados, ou as áreas que se excluem. Observem-se os exemplos abaixo:

• **Restrições booleanas:** A maneira mais fácil de se operar vários critérios para definição de um único objetivo, é através da lógica booleana encontrando-se combinações de mapas que são definidos usando operadores lógicos: **E** para a interseção de mapas, **OU** para a união, e **NÃO** para a exclusão das áreas (Jones, 1997). Nesta abordagem, o critério é verdadeiro ou falso, sendo as áreas designadas por um número, **1** (verdadeiro), ou **0** (falso). A figura 4.37 ilustra esta situação onde 4 critérios são definidos e o objetivo final (mais a direita da figura) atende a todos eles.

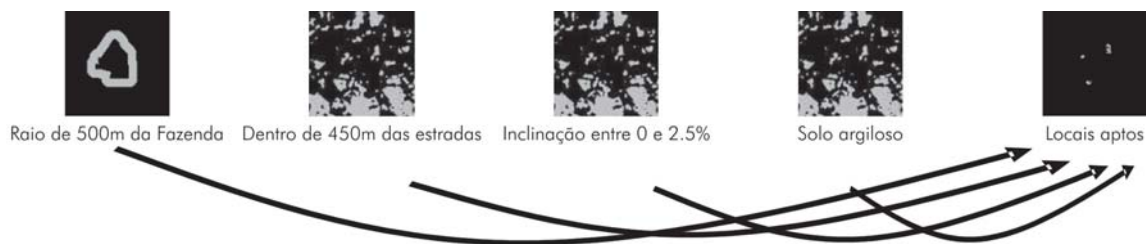


Figura 4.37: Operadores Booleanos

• **Variáveis Fuzzy:** Na lógica "fuzzy" os critérios são definidos por funções contínuas entre o intervalo de 0 à 1 (funções de pertinência "fuzzy"). Neste caso pretende-se aproximar mais a representação da realidade ao modelo computacional, pois a idéia de continuidade (um número real entre o intervalo 0 à 1) é mais correta do que a representação booleana (um número inteiro, 0 ou 1). Os critérios podem ser modelados como variar variável contínuo de de a maioria de apropriado (valor 1) a menos apropriado (valor 0). A figura 4.38 repete o exemplo anterior, porém cada variável tem uma representação "fuzzy" e o produto final segue esta lógica. Saliente-se que agora apresenta-se a aptidão da área (valores próximos de 1 são os mais aptos).



Figura 4.38: Lógica "Fuzzy"

• **Ponderação de mapas:** É a técnica a mais usada na tomada de decisão envolvendo multi-criterios. Os critérios podem incluir fatores, ponderadores e restrições. A representação matemática comumente utilizada é, $R = \sum_{i=1}^n W_i * X_i * r_i$, onde R = resultado final, W_i = onde ponderador, X_i = variável e r_i = restrição. A figura 4.39 mostra um procedimento de combinação linear de mapas com ponderadores unitários, para definição de um único objetivo: as melhores áreas (> 1000 ha) para desenvolvimento industrial.

4.4.3 Multi objetivo / Multi critério

Em geral, esta classe de problemas, envolve objetivos contraditórios. Determina-se uma solução de compromisso (ver figura 4.34) que tenta maximizar a conveniência de terras por cada objetivo com respeito aos ponderadores nomeados delas.

A figura 4.40 ilustra o procedimento multi-critério/multi-objetivo com 2 objetivos contraditórios: proteger os melhores 6000 ha de áreas agrícolas; ao mesmo tempo que identifica os melhores 1500 ha para desenvolvimento industrial.

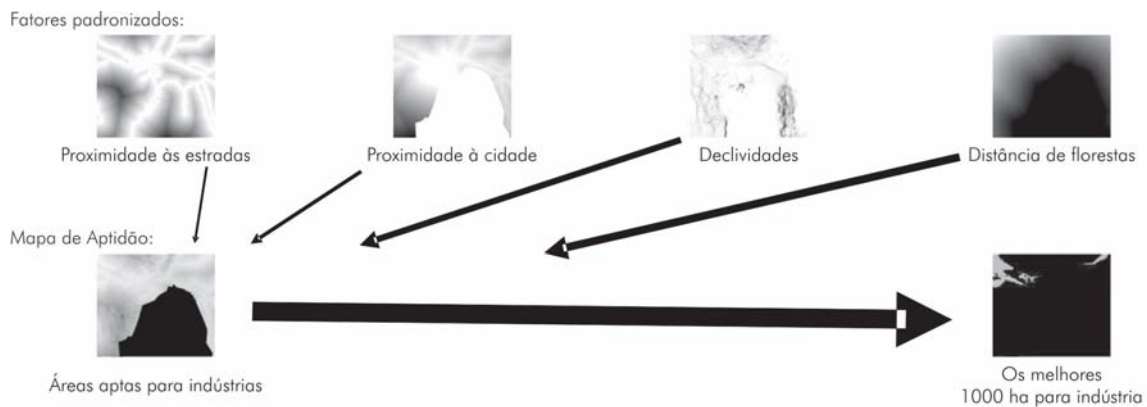


Figura 4.39: Combinação de mapas por média ponderada

4.4.4 Exemplo de aplicação: Licenciamento de Aproveitamentos Hidroelétricos em Bacias Hidrográficas

O objetivo deste item é apresentar os métodos desenvolvidos para a avaliação ambiental das barragens inventariadas na bacia 75 pela Companhia Estadual de Energia Elétrica (CEEE) e pela Cooperativa Regional de Energia e Desenvolvimento Ijuí Ltda. (CERILUZ), conforme ilustrado na figura 4.41; enfatizando-se a avaliação ambiental multi-critério efetuada para subsidiar a FEPAM na tomada de decisões sobre os empreendimentos hidrelétricos inventariados. Este item faz parte do estudo "Análise de Fragilidades Ambientais e da Viabilidade de Licenciamento de Aproveitamentos Hidrelétricos das Bacias Hidrográficas dos Rio Ijuí e Butuí-Piratinim-Icamaquã, Região Hidrográfica do Rio Uruguai" (FEPAM / UFRGS, 2004)

O trabalho avalia dois objetivos conflitantes, ou seja: a fragilidade ambiental, e a favorabilidade energética para toda a rede de drenagem da bacia hidrográfica empreendimentos - para toda a drenagem e não somente para os trechos indicados nos inventários. Outra necessidade imposta é a avaliação da propagação dos impactos na rede hidrográfica (figura 4.41).

A integração das informações contidas nos mapas síntese que representam os diferentes critérios (mapas síntese do ambiente físico, da vegetação, da fauna terrestre, da fauna aquática e do meio antrópico), associadas às informações referentes aos mapas que representam áreas de restrições absolutas, foi efetuada no IDRISI 32 através do módulo de análise multi-critério (MCE: Multi-Criteria Evaluation), apresentado a título de exemplo na figura 4.42.

Conforme se definiu no item anterior, todos os mapas que representam variáveis contínuas são chamados de fatores e todos os mapas que representam variáveis booleanas, isto é, que somente assumem valores zero e um, são chamados de restrições.

Para padronização dos fatores representadas nos diferentes mapas, utilizou-se o módulo Fuzzy do software de informações geográficas IDRISI32. Este módulo contém algoritmos para transformação das variáveis para um valor padronizado (por exemplo no intervalo de 0 à 1).

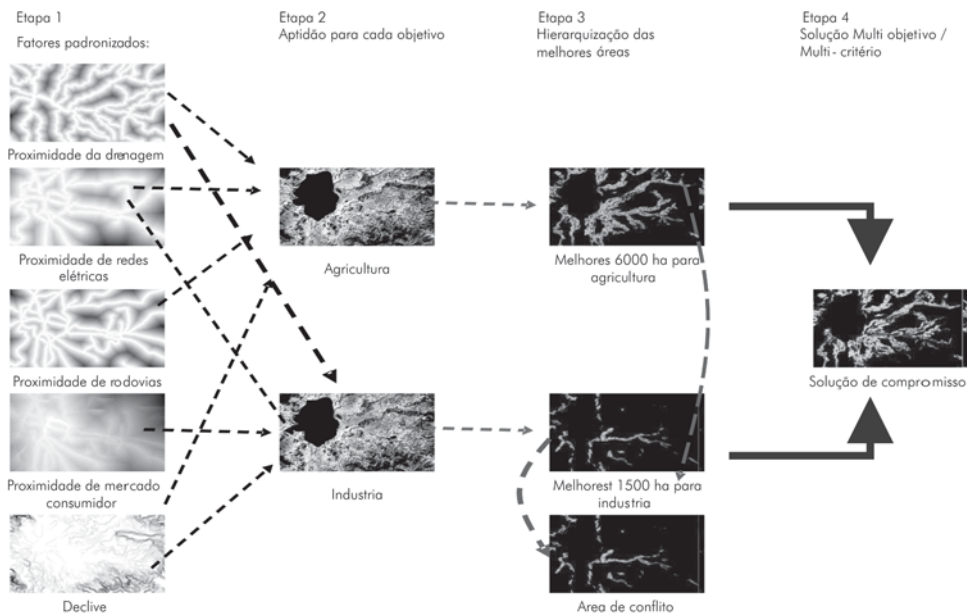


Figura 4.40: Procedimentos Multi objetivos / Multi-critérios.

Os mapas restrições funcionam como máscaras que excluem da análise todas as áreas nas quais, por algum motivo, não é possível a instalação de empreendimentos hidro-energéticos. Neste trabalho foram consideradas como áreas de exclusão as definidas em lei, como as Unidades de Conservação e Terras indígenas. Nas áreas restantes, onde existe a possibilidade de instalação destes empreendimentos, os mapas fatores hierarquizam as áreas, de acordo com a média ponderada e, opcionalmente, com a ponderação do ordenamento (ranking) das células produzido pela média ponderada. Esta última opção (de ordenação pela média) permite que se possa efetuar um certo gerenciamento de risco. Ao se atribuir pesos iguais para as diversas classes de ordenamento das células, o resultado equivale à aplicação da média ponderada dos fatores. No entanto, ao se atribuir pesos maiores ou menores para os mais ou para os menos ordenados, desvia-se a resultante para uma solução mais ou menos conservativa. Se a variável refere-se à favorabilidade para o empreendimento, então a solução mais conservativa é resultante de atribuir-se pesos maiores às piores ordenadas. Se a variável refere-se à fragilidade do ambiente, então a solução mais conservativa é resultante de atribuir-se pesos maiores aos melhores ordenados, isto porque quanto maior o valor da fragilidade, maior o grau de restrição.

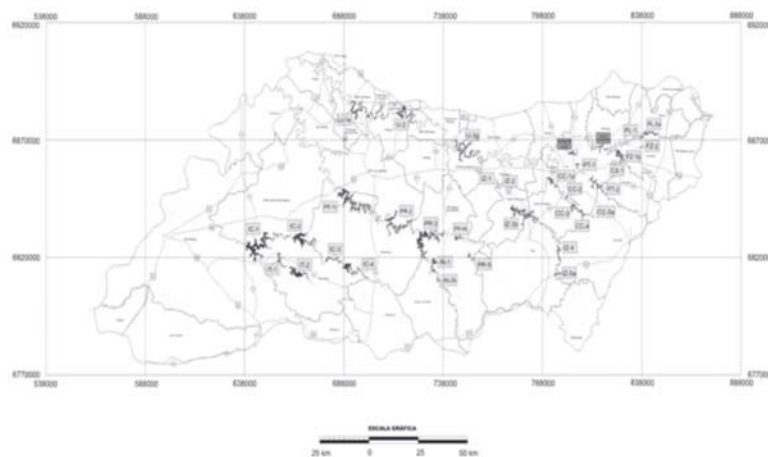
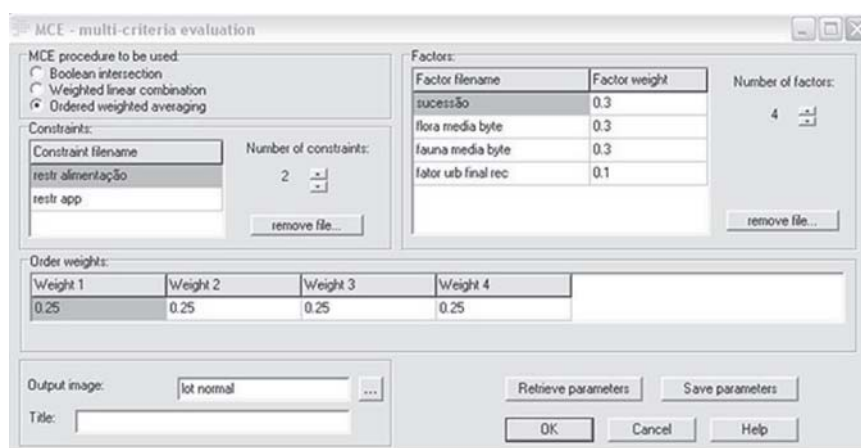


Figura 4.41: Localização dos barramentos.



4.42: Caixa de entrada do mõdulo MCE (multi criteria evaluation) do Idrisi32.

Os dados extraídos das diversas bases georreferenciadas foram sintetizados para expressar as aptidões para implantações de empreendimentos hidrelétricos, de maneira que o conjunto de vari´veis fosse reduzido, facilitando a visõo do conjunto das vari´veis indicadoras. Este processo envolveu, por exemplo, a síntese dos mapas de h&abacute;bitats de todas as espécies de interesse especial de peixes, que foram mapeadas (66 espécies) em um único mapa.

Além desta síntese, que resultou em 19 mapas, dos quais 17 representam maps de fatores e 2 representam mapas de restrições, foi efetuada uma nova síntese por blocos tem´ticos, efetuada por uma combinações linear ponderada no mõdulo MCE do IDRISI32. A Tabela 4.11 apresenta a relações entre os blocos tem´ticos e os mapas que os originaram com as devidas ponderações dentro de cada bloco (os pesos dentro de cada bloco devem somar 1,0).

A figura 4.43 apresenta o mapa síntese do meio antrõpico resultante de uma combinações linear de mapas e ponderadores listados na tabela 4.11. Oito vari´veis foram utilizadas para indicar os processos que afetam a fragilidade do meio físico. Destas, cinco (DBO esgotos, DBO indústria, DBO rebanhos, ârea agrícola e carga met´lica remanescente) representam processos relacionados com a qualidade da âgua do ponto de vista de gerações de cargas org´nicas, contaminantes industriais e fertilizantes e agrotõxicos (60% dos pesos). Uma refere-se à conflitos de uso (âreas de minerações, 10% dos pesos) e dois referem-se aos processos de intemperismo, erosõo e transporte de sedimentos (geomorfologia e solos, 30% dos pesos).

A combinações linear ponderada (de acordo com pesos expressos na Tabela 4.11) destes mapas de fatores resultou no mapa síntese do meio físico, apresentado na Figura 4.44. J´ no caso do meio aqu´tico, tr&eas vari´veis indicadoras foram utilizadas para avaliações das favorabilidades ambientais para implantações de barragens na Bacia 75. Foram o fator de vulnerabilidade com base na fauna ítica (30% dos pesos), o fator de fragmentações dos trechos de rios (50% dos pesos) e o fator de vulnerabilidade de zonas de endemismo (20% dos pesos). Saliente-se entretanto, que a falta de informações como as coordenadas geogr´ficas do local de coleta ou a correta identificações das espécies em muitos casos inviabilizou sua utilizações na an´lise em curso.

Tabela 4.11 : Blocos temáticos

Tipo de mapas	Bloco	Mapas	Relação com favorabilidade	Número de mapas	Pesos para mapa síntese do bloco
fatores	meio antrópico	marcos de fronteira	inversa	1	0.03
		rodovias	inversa	1	0.07
		áreas urbanas	inversa	1	0.4
		índice fundiário	inversa	1	0.5
	meio físico	geomorfologia	inversa	1	0.1
		solos	inversa	1	0.2
		DBO esgotos	inversa	1	0.1
		DBO indústria	inversa	1	0.05
		DBO rebanhos	inversa	1	0.15
		área agrícola	inversa	1	0.2
		áreas mineração	inversa	1	0.1
		carga metal	inversa	1	0.1
	meio aquático	fauna ictica	inversa	1	0.3
		trechos livres de rios	inversa	4	0.5
	meio biótico terrestre	endemismo	inversa	1	0.2
vegetação		inversa	1	0.5	
restrições		fauna terrestre	inversa	1	0.5
		áreas indígenas	excludente	1	
		Unidades de Conservação	excludente	1	

A Figura 4.45 apresenta o mapa síntese do meio biótico terrestre, onde duas variáveis indicadoras foram utilizadas: o fator da vegetação e o fator da fauna terrestre, ponderados de forma igual.

Finalmente, a figura 4.46 ilustra os mapas de restrições devido as Unidades de Conservação e Terras Indígenas, representados por mapas booleanos (somente valores 1 e 0). A Terra Indígena representada por um círculo é Toldo São Miguel, do grupo Guarani M'Bya, código FUNAI 492. A Unidade de Conservação é a Reserva Biológica do banhado São Donato.

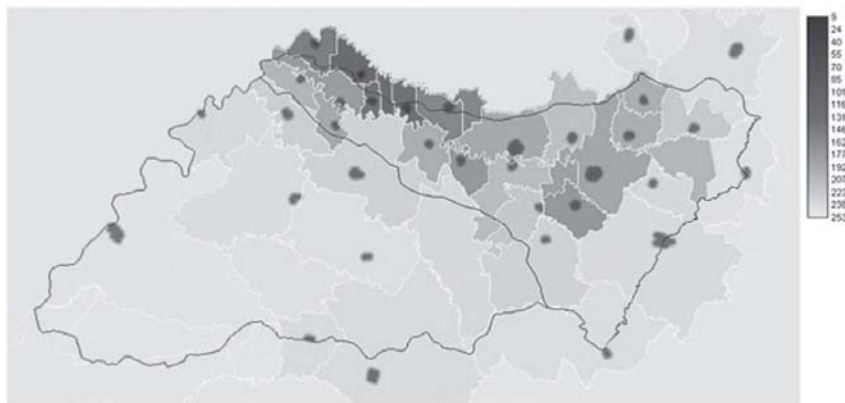


Figura 4.43: Mapa síntese do meio antrópico.

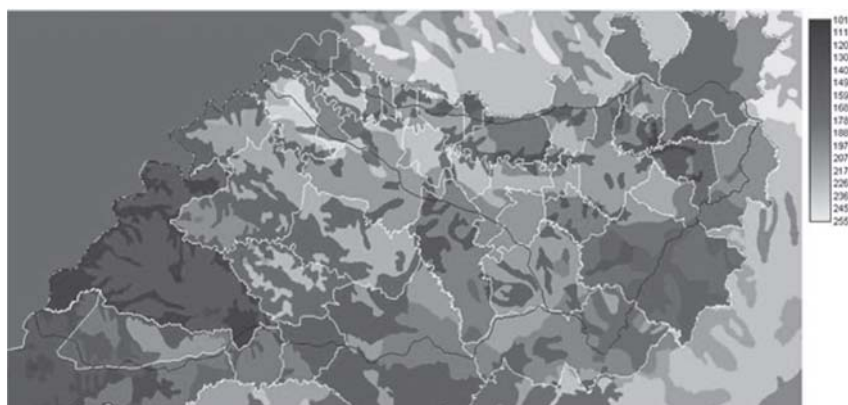


Figura 4.44: Mapa síntese do meio físico.

Enfatize-se que, o barramento de uma usina hidroelétrica produz impactos que se propagam tanto à montante como à jusante do eixo instalado. Dados estes impactos, foi proposto neste estudo dois critérios para avaliar os impactos em rede: a presença de ao menos um rio livre de barramentos por tipologia e uma distância mínima de rio livre entre duas barragens.

A tabela 4.12 propõe a construção de cenários de simulação, observando-se que o mapa de trechos de rios livres define os quatro cenários que foram ensaiados, envolvendo uma combinação de dois critérios: a temporalidade (atual ou futura, considerando no cenário futuro a construção de todas as barragens inventariadas) e a localização do ponto de partida da medição dos tamanhos de segmentos de rios livres de represas em relação à sustentabilidade de populações de peixes migradores.

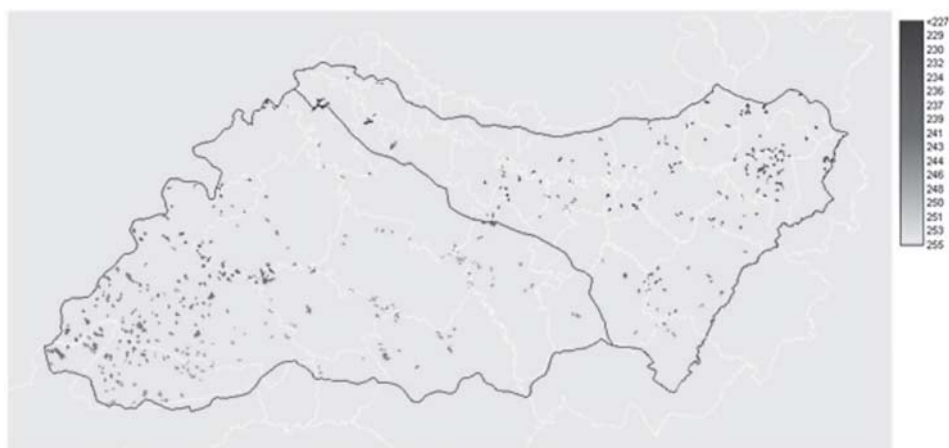


Figura 4.45: Mapa síntese do meio biótico terrestre.

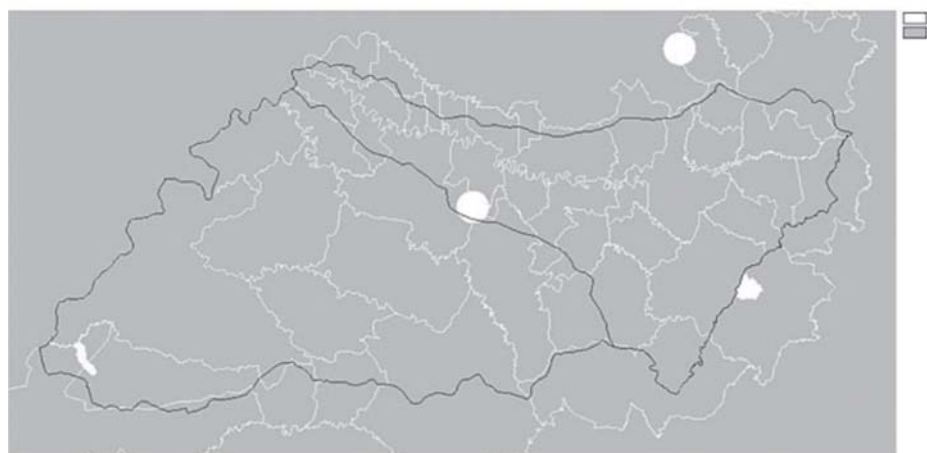


Figura 4.46 Mapa de restrições de Unidades de Conservação e Terras Indígenas

Tabela 4.12: Cenários definidos para o critério de trechos de rios livres

Cenário	Temporalidade	Ponto de partida para avaliação de distâncias mínimas
1	atual	fisiográfico
2	atual	UHE Garabi
3	futuro	fisiográfico
4	futuro	UHE Garabi

A operacionalização das análises multi-critério efetuou-se do módulo MCE do IDRISI32, utilizando-se a opção de ordenação da média ponderada. A Figura 4.42 apresenta a tela de entrada do módulo MCE com um exemplo. Neste caso existem dois mapas booleanos que representam restrições (constraints) e quatro mapas que representam fatores (factor). Os pesos dos fatores estão definidos à direita do nome dos arquivos. Os pesos definidos para o ordenamento das médias ponderadas dos fatores estão expressos em quatro classes de ordenamento com seus respectivos pesos (order weights). No exemplo os pesos são iguais,

resultando numa saída igual à combinação linear ponderada. Quando os fatores expressam fragilidades, e deseja-se gerar um cenário mais conservativo, atribuem-se pesos maiores para as médias ponderadas mais bem ordenadas, ou seja, à direita na caixa de entrada. As variáveis foram adotadas como favorabilidade para implantação de barragens, o procedimento é inverso. O cenário mais conservativo deve dar mais peso para as classes situadas à esquerda da caixa de entrada da figura 4.42.

Considerando-se os quatro cenários estipulados, foram definidas composições de pesos para fatores e para cenários conservativos, normais e permissivos, os quais estão expressos nas Tabelas 4.13 e 4.14.

Tabela 4.13: Pesos dos blocos por cenários adotados para avaliação da sensibilidade do modelo de avaliação multi-critério - pesos dos blocos em cada cenário.

MCE	bloco	cenário 1	cenário 2	cenário 3	cenário 4
modelo 1	meio antrópico	0.25	0.25	0.25	0.25
	meio físico	0.25	0.25	0.25	0.25
	meio aquático	0.25	0.25	0.25	0.25
	biótico terrestre	0.25	0.25	0.25	0.25
modelo 2	meio antrópico	0.35	0.35	0.35	0.35
	meio físico	0.35	0.35	0.35	0.35
	meio aquático	0.15	0.15	0.15	0.15
	biótico terrestre	0.15	0.15	0.15	0.15
modelo 3	meio antrópico	0.15	0.15	0.15	0.15
	meio físico	0.15	0.15	0.15	0.15
	meio aquático	0.35	0.35	0.35	0.35
	biótico terrestre	0.35	0.35	0.35	0.35
modelo 4	meio antrópico	0.2	0.2	0.2	0.2
	meio físico	0.5	0.5	0.5	0.5
	meio aquático	0.15	0.15	0.15	0.15
	biótico terrestre	0.15	0.15	0.15	0.15
modelo 5	meio antrópico	0.15	0.15	0.15	0.15
	meio físico	0.15	0.15	0.15	0.15
	meio aquático	0.5	0.5	0.5	0.5
	biótico terrestre	0.2	0.2	0.2	0.2
modelo 6	meio antrópico	0.5	0.5	0.5	0.5
	meio físico	0.2	0.2	0.2	0.2
	meio aquático	0.15	0.15	0.15	0.15
	biótico terrestre	0.15	0.15	0.15	0.15
modelo 7	meio antrópico	0.15	0.15	0.15	0.15
	meio físico	0.15	0.15	0.15	0.15
	meio aquático	0.2	0.2	0.2	0.2
	biótico terrestre	0.5	0.5	0.5	0.5
modelo 8	meio antrópico	0.15	0.15	0.15	0.15
	meio físico	0.25	0.25	0.25	0.25
	meio aquático	0.4	0.4	0.4	0.4
	biótico terrestre	0.2	0.2	0.2	0.2

Dos modelos 5 e 8 (exemplo Figuras 4.47) foram extraídos os valores médios das células que compõem a drenagem, resultando em três hierarquias de cenários, respectivamente para os modelos normais, conservativo e permissivo (Tabela 4.14). A Figura 4.48 apresenta uma amostra do resultado.

Cada combinação de “modelos” da tabela 4.13 (blocos com o meios antrópico, físico, aquático e terrestre) permitem a elaboração do índice de favorabilidade ambiental, utilizando o módulo MCE do IDRISI32. Inicialmente foi obtido o índice de favorabilidade ambiental, com base na análise multi-critério efetuada através da combinação linear ponderada dos fatores acima descritos, utilizando-se as diferentes combinações de pesos apresentadas na Tabela 4.13. Deste procedimento foram obtidos 32 mapas expressando a favorabilidade ambiental para construção de barragens.

A análise dos resultados levou à escolha de dois modelos para continuidade das análises, expressando o consenso interdisciplinar da equipe técnica e da equipe da FEPAM, após reunião de trabalho específica para tal escolha. Foram os modelos 5 e 8 (Tabela 4.13). Para estes modelos foram extraídos os valores referentes à drenagem de toda a bacia, a fim de avaliar os impactos cumulativos e sinérgicos sobre a bacia hidrográfica, e os valores referentes

às margens alagadas pelos reservatórios, a fim de avaliar e hierarquizar os empreendimentos conforme seus impactos locais.

Para estes mesmos modelos também foi efetuada a análise multi-critério pelo método de ordenamento das médias ponderadas, com pesos para as classes de ordenamento conforme apresentado na Tabela 4.14. As Figuras 4.47 a 4.54 apresentam os mapas com os resultados para os modelos escolhidos, onde as tonalidades mais amareladas indicam as piores situações, isto é, menos favorável sob a ótica ambiental.

Tabela 4.14: Pesos para as classes de ordenamento das médias ponderadas para os modelos permissivo, normal e conservativo.

Fator	Peso		
	Modelo conservativo	Modelo normal	Modelo permissivo
Peso 1	0,4	0,25	0,1
Peso 2	0,3	0,25	0,2
Peso 3	0,2	0,25	0,3
Peso 4	0,1	0,25	0,4

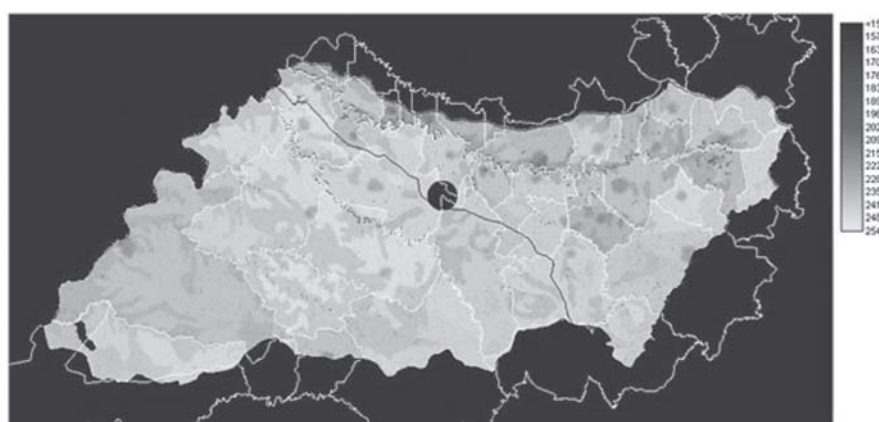


Figura 4.47: Índice de favorabilidade ambiental - modelo 5, cenário 1.

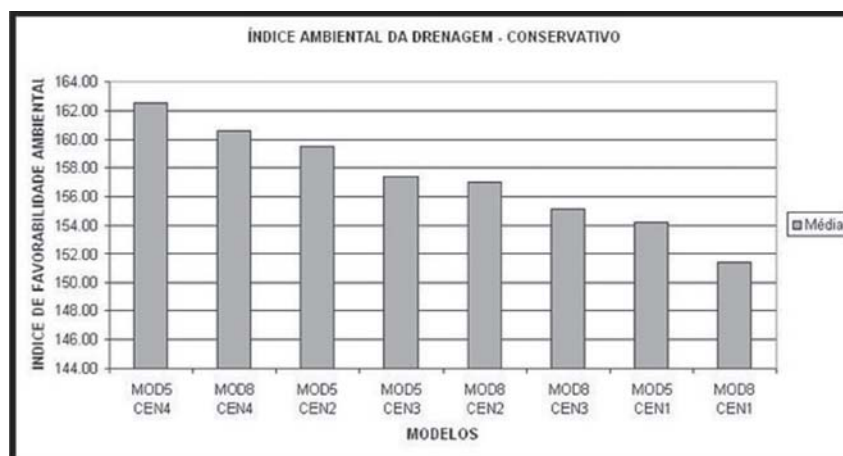


Figura 4.48 Índice de favorabilidade ambiental da drenagem- conservativo.

Observa-se que somente os modelos normais (tabela 4.14), isto é, sem alteração do resultado da média ponderada através da atribuição de pesos diferenciados para as classes de ordenação, resultaram em uma ordenação de favorabilidades consistente com o esperado, ou seja, o cenário 1 de cada modelo, representando a atual condição da bacia, obtendo a menor favorabilidade; o cenário 4, considerando a instalação de todos os barramentos projetados pelos inventários CEEE e CERILUZ e a UHE Garabi, obtendo a maior favorabilidade; o cenário 2 com favorabilidade maior que o cenário 3, ou seja, a UHE Garabi afeta mais individualmente a qualidade da bacia do que a implantação de todo o conjunto de barragens projetadas pelos inventários em análise.



Figura 4.49: Barragens analisadas neste estudo (inventários CEEE e CERILUZ).

Os valores dos índices de favorabilidade ambiental foram obtidos considerando-se a média dos valores que compõem a área de margens alagadas pelos reservatórios. A Tabela 4.15 apresenta uma amostra do resultado da extração do índice de favorabilidade ambiental das barragens (áreas alagadas) para os modelos 5 e 8. Este índice, no entanto, é medido “célula-a-célula”, não refletindo o tamanho do reservatório de cada empreendimento. Para contornar este problema, foi utilizado um redutor do índice de favorabilidade ambiental proporcional à ordenação das barragens de acordo com o tamanho do reservatório.

Este procedimento resultou no índice de favorabilidade ambiental relativa, o qual foi calculado para o modelo 8, cenário 2, que representa a situação mais restritiva do modelo que apresentou maior consistência. A Tabela 4.16 e a Figura 4.50 apresentam a ordenação das barragens estudadas de acordo com o índice de favorabilidade ambiental relativa.

Estes resultados, no entanto, devem ser interpretados dentro da escala para a qual foram gerados. Embora os valores médios sejam extraídos para as áreas de inundação de cada barragem, os valores representam a posição deste barramento no contexto de toda a bacia hidrográfica, não podendo ser interpretados em termos de seus impactos locais, os quais, para serem avaliados, dependem de estudos locais.

Na área energética, foi escolhido como indicador da eficiência energética dos empreendimentos o índice potência/área. A Tabela 4.19 apresenta os resultados para este indicador

Observa-se que as barragens localizadas nos rios Icamaguã situam-se entre as de pior eficiência energética, enquanto que algumas das barragens localizadas nos rios Palmeira, Ijuizinho, Fiúza e Ijuí, apresentam as maiores eficiências energéticas. A Figura 4.51 apresenta a ordenação dos empreendimentos de acordo com este critério.

Como a decisão de construir barragens em uma bacia hidrográfica deve ser tomada no âmbito dos Planos de Bacia Hidrográfica, esta deve ser resultado de um processo de negociação entre os diversos usuários da bacia, incluindo o Estado enquanto tutor dos direitos difusos, entre os quais situam-se os usuários futuros e o meio ambiente. Deste modo, a equipe técnica considera que a obtenção de um índice sintético, que inclua tanto os indicadores de favorabilidade ambiental como de eficiência energética, pode prejudicar a qualidade deste processo de negociação, uma vez que as sutilezas de cada índice podem passar despercebidas ao serem colocadas no mesmo índice.

Tabela 4.15 Índice de favorabilidade ambiental das barragens, modelo conservativo.

Tabela 4.15 Índice de favorabilidade ambiental das barragens, modelo conservativo.

BARRAGEM	MODELO CENÁRIO	5				8			
		1	2	3	4	1	2	3	4
IC-1	1	209,67	209,67	210,19	210,19	203,79	203,79	204,50	204,49
IT-1	2	212,04	212,04	213,02	212,96	210,89	210,89	212,24	212,20
IT-2	3	216,55	216,55	217,00	216,96	215,43	215,43	216,04	216,02
IC-2	4	212,20	212,20	212,75	212,75	206,27	206,27	206,99	206,99
IC-3	5	209,94	209,94	210,57	210,57	205,97	205,97	206,90	206,90
IC-4	6	209,71	209,71	210,32	210,32	205,64	205,64	206,47	206,47
PR-1c	7	170,82	170,93	171,61	171,61	166,67	166,99	167,68	167,68
PR-2	8	161,63	161,64	162,60	162,60	161,16	161,30	162,74	162,74
PR-3	9	202,72	202,30	202,92	202,92	194,59	193,95	194,75	194,75
IN-1	10	203,93	203,48	204,26	204,26	198,08	197,11	198,35	198,35
PR-5	11	206,67	206,67	207,55	207,55	205,43	205,43	206,63	206,63
PR-4b	12	197,81	197,49	198,05	198,05	189,56	189,03	189,75	189,75
IN-2b	13	208,03	207,26	208,62	208,62	207,26	205,31	207,73	207,73
IJ-2	14	123,29	123,62	125,13	125,13	122,39	122,68	124,54	124,54
IJ-1e	15	114,93	115,11	116,04	116,04	113,10	113,38	114,53	114,53
IZ-1	16	213,56	213,56	213,96	213,85	215,39	215,39	215,71	215,62
IZ-2	17	197,05	197,05	197,86	197,73	195,65	195,65	196,29	196,18
IZ-3b'	18	207,40	207,40	207,93	207,93	204,71	204,71	205,44	205,44
IZ-4	19	216,65	216,65	217,26	217,23	215,99	215,99	216,83	216,80
IZ-5ª	20	218,96	218,96	219,50	219,51	217,84	217,84	218,64	218,64
CC-5ª	21	213,13	213,13	213,49	213,45	207,13	207,13	207,61	207,58
CC-4	22	198,13	198,37	198,99	198,99	194,45	194,89	195,61	195,61
CC-3	23	188,83	189,08	189,54	189,54	184,57	184,99	185,48	185,48
CC-2	24	196,33	196,89	197,32	197,33	192,75	193,75	194,09	194,10
CC-1ª	26	202,40	202,77	203,05	202,94	200,35	201,21	201,42	201,34
PT-1	27	202,81	203,13	203,37	203,37	200,04	200,77	200,96	200,96
PT-2	28	207,91	207,91	208,10	208,10	205,78	205,78	205,94	205,94
CX-1	32	206,86	206,86	207,16	207,11	203,81	203,81	204,27	204,24
FZ-2	34	185,26	185,26	186,00	186,00	182,31	182,31	183,28	183,28
PL-2ª	35	179,88	179,88	180,07	180,07	170,37	170,37	170,51	170,51
PL-1	36	187,88	187,88	188,59	188,59	181,34	181,34	182,04	182,04
IJ-3g	37	129,90	129,84	129,84	130,61	127,45	127,37	127,37	128,21
FZ-1b	38	193,87	193,87	193,97	194,05	190,98	190,98	191,15	191,21
CERILUZ (FONTE JUJ)	40	144,54	145,08	145,08	145,23	142,94	143,59	143,59	143,70
MAXIMO		218,96	218,96	219,50	219,51	217,84	217,84	218,64	218,64
MINIMO		102,08	102,12	102,81	102,81	100,56	100,61	101,82	101,82

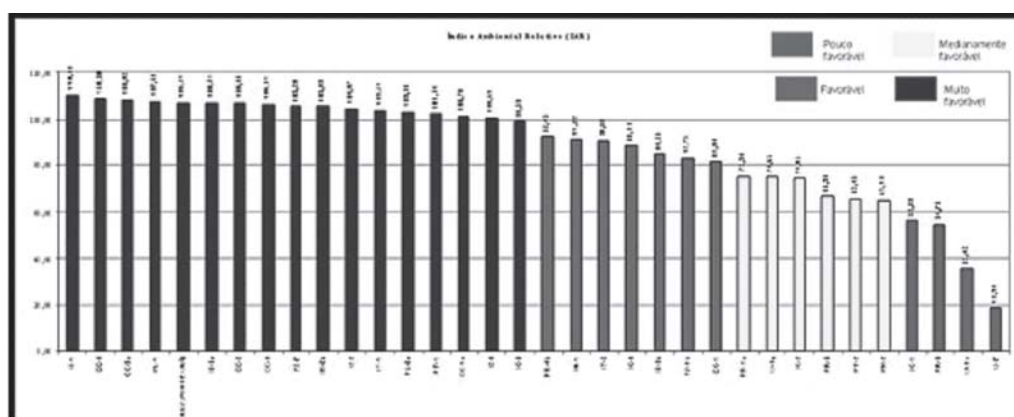


Figura 4.50: Gráfico do índice de favorabilidade ambiental relativa das barragens- modelo 8 - cenário 2.

Portanto, a apresentação simultânea dos dois índices (índice de favorabilidade ambiental *versus* índice de eficiência energética) pode permitir um assessoramento mais qualificado ao processo de tomada de decisões. A Figura 4.52 apresenta a síntese dos resultados deste trabalho.

Tabela 4.16: Índice de favorabilidade ambiental relativa das barragens, modelo 5 - cenário I.

Nome do aproveitamento	Rio	Área inundada no $N_{a_{máx}}$ (ha)	Área inundada relativa	Índice ambiental margem	Índice de favorabilidade ambiental relativa
CC-5 ^a	Conceição	40	1.19	228.68	113.74
IZ-5 ^a	Ijuizinho	141	4.20	230.37	113.09
IZ-1	Ijuizinho	33	0.98	223.82	111.42
IZ-4	Ijuizinho	254	7.57	228.51	110.47
FZ-1b	Fiúza	8	0.24	218.23	109.00
PT-1	Potiribú	144	4.29	220.64	108.18
CC-4	Conceição	116	3.46	216.48	106.51
IC-3	Icamaquã	360	10.73	223.28	106.28
CX-1	Caxambú	486	14.48	225.95	105.73
PR-5	Piratinim	233	6.94	218.09	105.57
IN-2b	Inhacapeum	219	6.53	217.52	105.50
PL-1	Palmeira	20	0.60	210.10	104.75
IT-1	Itacurubi	534	15.91	225.36	104.73
CC-2	Conceição	186	5.54	213.94	104.20
FZ-2 ^a	Fiúza	46	1.37	207.78	103.21
IZ-2	Ijuizinho	75	2.23	208.06	102.91
CC-1a	Conceição	572	17.04	220.91	101.93
PR-4b	Piratinim	552	16.45	218.65	101.10
CC-3	Conceição	362	10.79	212.92	101.07
PT-2	Potiribú	753	22.44	224.23	100.90
IN-1	Inhacapeum	689	20.53	220.63	100.05
PL-2a	Palmeira	398	11.86	210.24	99.19
IT-2	Itacurubi	1496	44.58	231.34	93.38
IC-4	Icamaquã	1282	38.20	224.39	93.09
IZ-3b	Ijuizinho	1199	35.73	221.73	93.00
IC-2	Icamaquã	2177	64.87	227.87	81.50
Passo Ajuricaba (CERILUZ)	Ijuí	408	12.16	167.59	77.72
Fonte Ijuí (CERILUZ)	Ijuí	130.67	3.89	156.22	76.16
PR-3	Piratinim	2987	89.00	222.34	66.67
IC-1	Icamaquã	3356	100.00	227.44	63.72
PR-1c	Piratinim	2298	68.47	181.39	56.46
PR-2	Piratinim	2288	68.18	167.44	49.63
IJ-3g	Ijuí	2423	72.20	144.52	36.16
IJ-1e	Ijuí	2060	61.38	125.33	31.97
IJ-2 ^a	Ijuí	2876	85.70	134.13	24.22
	máximo	3356			

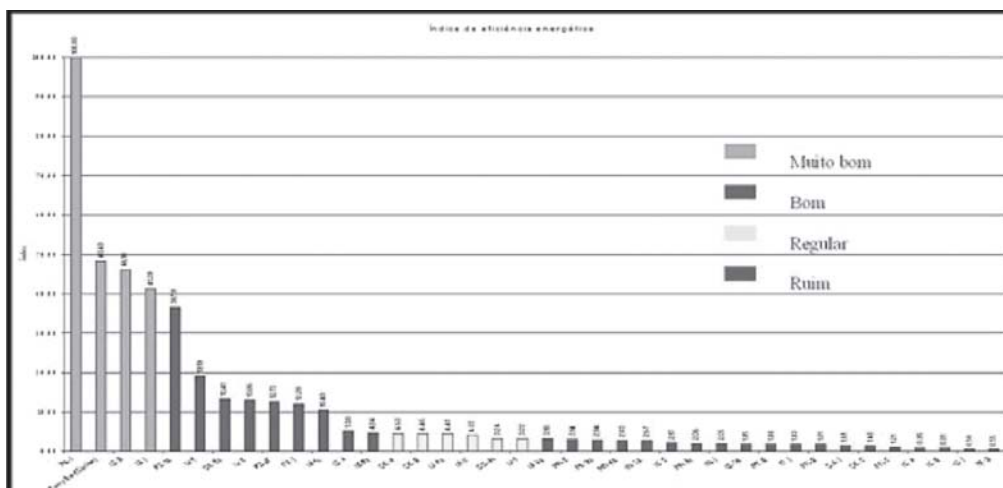


Figura 4.51: Índice de eficiência energética das barragens.

Tabela 4.19: Índice de eficiência energética relativa das barragens.

Nome do aproveitamento	Rio	Energia firme (MW médios)	Índice potência / área (MW/ha)	Índice potência / área relativo
PL-1	Palmeira	4.1	0.21	100.00
IZ-2	Ijuizinho	7.1	0.09	46.18
IZ-1	Ijuizinho	2.8	0.08	41.39
FZ-1b	Fiúza	0.6	0.08	36.59
Fonte Ijuí (CERILUZ)	Ijuí	3.725	0.03	13.91
CC-5a	Conceição	1.1	0.03	13.41
FZ-2'	Fiúza	1.2	0.03	12.73
PT-1	Potiribú	3.6	0.03	12.20
IJ-1e	Ijuí	43.9	0.02	10.40
IZ-4	Ijuizinho	2.8	0.01	5.38
IZ-5a	Ijuizinho	1.4	0.01	4.84
Passo Ajuricaba (CERILUZ)	Ijuí	3.89	0.01	4.65
CC-4	Conceição	1.1	0.01	4.63
CC-2	Conceição	1.7	0.01	4.46
IJ-2'	Ijuí	24	0.01	4.07
CC-1a	Conceição	3.8	0.01	3.24
IJ-3g	Ijuí	15.8	0.01	3.18
PR-5	Piratinim	1.5	0.01	3.14
PL-2a	Palmeira	2.4	0.01	2.94
PR-4b	Piratinim	3.2	0.01	2.83
IN-2b	Inhacapeum	1.2	0.01	2.67
IC-3	Icamaquã	1.6	0.00	2.17
PR-1c	Piratinim	9.7	0.00	2.06
IN-1	Inhacapeum	2.9	0.00	2.05
IZ-3b	Ijuizinho	4.8	0.00	1.95
PT-2	Potiribú	2.9	0.00	1.88
IT-1	Itacurubi	2	0.00	1.83
PR-2	Piratinim	8.5	0.00	1.81
CX-1	Caxambú	1.6	0.00	1.61
CC-3	Conceição	1.1	0.00	1.48
PR-3	Piratinim	7.4	0.00	1.21
IC-4	Icamaquã	2.5	0.00	0.95
IC-2	Icamaquã	3.6	0.00	0.81
IC-1	Icamaquã	4	0.00	0.58
IT-2	Itacurubi	1.7	0.00	0.55

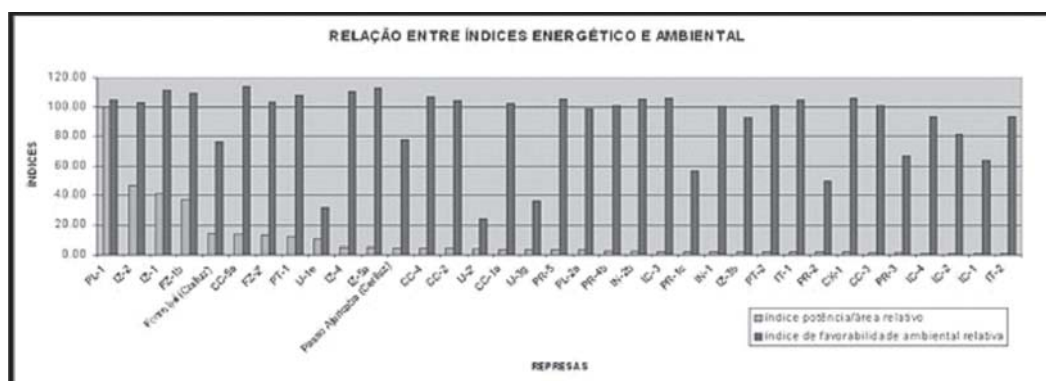


Figura 4.52: Comparação entre o índice de eficiência energética e o de favorabilidade ambiental relativa das barragens.

Saliente-se que os procedimentos apresentados consistem em árvore hierárquica (figura 4.6). Os dados são agrupados a partir de mapas básicos, por meio de técnicas de análise multi-critério (que neste exemplo basicamente é uma combinação linear de fatores e restrições). A síntese final dos estudos, indicada na figura 4.51 consiste em macro-indicadores. Observa-se na figura 4.50 a natureza dos dados (antagonismo de valores, na maioria dos casos) podendo a solução ser obtida por técnicas multi-objetivo (programação por compromisso, por exemplo) não utilizadas neste trabalho. Enfatize-se, entretanto, que embora estes critérios tenham sido utilizados em bases quantitativas, os critérios, fatores, restrições e suas conseqüências não foram avaliados quanto a propagação de seus efeitos na rede de drenagem, fato este somente obtido através da aplicação de modelos matemáticos (ver figuras 4.14 e 4.15).

REFERÊNCIAS

- ALEGRE, H. 1998 - Indicadores de desempenho de sistemas de abastecimento de água - trabalho em curso no âmbito da IWSA. 4º Congresso da Água. Lisboa.
- ALEGRE, H. 2002- *Performance indicators as a management support tool em Urban Water Supply*, Eds. Larry W. Mays, McGraw-Hill, Capítulo 9, pp. 9.3-9.
- ALEGRE, H.; BAPTISTA, J.M. 1995 - A avaliação de níveis de qualidade de serviço. Série Gestão de Sistemas de Saneamento Básico, Volume 12, LNEC. Lisboa.
- ALLEN, G. R.; PEREIRA, L. S., RAES, D. E SMITH, M. 1998 *FAO Irrigation and Drainage Paper n° 56 – Crop Evapotranspiration*.
- ALMEIDA, A.T. DE (2005). Modelagem Multicritério para Seleção de Intervalos de Manutenção Preventiva Baseada na Teoria da Utilidade Multiatributo. *Pesquisa Operacional*, 25(1), 69-81.
- BANA E COSTA, C. A. 1995 *Processo de Apoio à Decisão: Problemáticas, actores e acções. Apostila do Curso de Metodologias Multicritério em Apoio à Decisão. ENE UFSC, Florianópolis*.
- BARTH, F.T. (1991) Aspectos ambientais da gestão dos recursos hídricos. Subsídio técnico para a elaboração do Relatório Nacional do Brasil para a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento UnCED 92.
- BENETTI, A.D.; LANNA, A. E.; E COBALCHINI, M.S. (2003). Metodologia para determinação de vazões ecológicas em rios. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. 8(2): 149-160.
- BERNARDO, J. M. (1996) Definição de caudais ecológicos em cursos de água de regime mediterrâneo? Algumas reflexões de um biólogo. In: Congresso da Água, 3., SILUBESA, 7., 1996, Lisboa, Portugal. Anais... Portugal, v.3, p.545-550.
- BERNARDO, S. (1982) *Manual de Irrigação*. Imprensa Universitária – Universidade Federal de Viçosa. 2ª ed. Viçosa, MG.
- BILICH, M. R.; E LACERDA, M.P.C. (2005) Avaliação da qualidade da água do Distrito Federal (DF), por meio de geoprocessamento. Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil, 16-21 abril 2005, INPE, p. 2059-2065.
- BOISIER, S. (1999), *“Teorías y metáforas sobre desarrollo territorial”*, Naciones Unidas, CEPAL ISBN 92-321486-3. Santiago de Chile.
- BOVEE, K.D., LAMB, B.L., BARTHOLOW, J.M., STALNAKER, C.B., TAYLOR, J., HENRIKSEN, J., (1998), *Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology: U.S. Geological Survey, Biological Resources Division Information and Technology Report USGS/BRD-1998-0004*. 131p.
- BRAGA, B.P.F.; E GOBBETTI, L.E.C. (2002). Técnicas quantitativas para o gerenciamento de recursos hídricos. In: PORTO, R.L.L. Porto Alegre: Ed. UFRGS/ABRH, p 361-418.
- BRAGA, B.P.F. E ROCHA, J. M.M. (1998). Localização do Pólo Petroquímico do Rio de Janeiro – uma análise multiobjetivo. *Revista Águas e Energia Elétrica*. São Paulo. v 5, n 13, p 54-60.
- BREDICH, M.; BILHARZ, S. E MATRAVERS, R. (1997) – *Sustainability Indicators – Report of a project Indicator of Sustainable development, Scopes 8, Wiley, England*.
- BRUSCHI, D. M.; ET al., (2002) *Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios*. / Denise Marília et al. — 3. ed. rev. atual. — Belo Horizonte: FEAM, 2002. (Série Município e Meio Ambiente, 1) 1 CD-ROM
- CARVALHO BA. (1980) *Ecologia aplicada ao saneamento ambiental*. Rio de Janeiro: ABES.
- COELHO, T.; ALEGRE, H.; PINHEIRO I. (1994) – *Caracterização das origens de fugas e outras perdas nas redes de distribuição de água, estudo realizado para a EPAL – Empresa Portuguesa das Águas Livres, relatório 196/94, LNEC. Lisboa*.

- COHON, J.L. (1978). *Multiobjective programming and planning*. New York Academic Press 233p.
- COHON, J. L. & MARKS, D.H. (1975). *A review and evaluation of multiobjective programming techniques*. *Water Resources Research*. v 11, n 2, p 208-220.
- COSTA, H. L. (2004) *Dinâmica de Sistemas – Vensim PLE*. *Ventana Systems, Inc.* 91 pp.
- COUILLARD, D.; LEFEBVRE, Y. (1985) *Analysis of water quality indices*. *Journal of Environmental Management*, v.21, p.161-179, 1985.
- D.G.A. (2001) – Proposta para um Sistema de Indicadores de Desenvolvimento Sustentável, *Edição Direção Geral do Ambiente Direção de Serviços de Informação e Acreditação Amadora*.
- D.G.O.T.D.U. (Janeiro, 2000) – Ordenamento do Território e Cidade na Perspectiva da Sustentabilidade, *Workshop, Lisboa*.
- DEB, A; WESTON, R. (1994) *Water distribution system performance indicators*. *Water Supply*, 12 (3/4), pp.11-20.
- DUCKSTEIN, L.; AND OPRICOVIC, S., (1980). *Multiobjective optimization in river basin development* *Water Resources Research*. v16 n1, p14-20.
- EASTMAN, J.R. (1999) *Multi-criteria evaluation and GIS*, Longley, Goodchild, Maguire and Rhind (Eds.) *Geographical Information systems: Principles and Technical Issues*, Vol. 1, pp 493 -502
- FALKENMARK M, ALLARD B. (1991) *Water Quality and disturbances of natural freshwaters*. In: *Hutzinger O, editor. The handbook of environmental chemistry. Part A - Water pollution*. Berlin: Ed. Springer Verlag; v. 5. p. 46-78.
- FAO.(1998) *Manual do CropWat 4 Windows Version 4.3*
- FEPAM,UFRGS (2004) *Análise de fragilidades ambientais e da viabilidade de licenciamento de aproveitamentos hidrelétricos dos rios Ijuí e Butuí-Piratinim-Icamaquã, região hidrográfica do rio Uruguai, RS / Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler [e] Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Centro de Ecologia. Porto Alegre : 1 CD-Rom: il. (Cadernos de planejamento e gestão ambiental, 5).*
- FIGUEIREDO, S.; DUARTE, P; ALEGRE, H.; CARVALHO, R. (2000) - Estado de conservação e práticas de manutenção de sistemas de distribuição de água em Portugal. 9º Encontro Nacional de Saneamento Básico. Águas e Resíduos/Oportunidades e Desafios do Programa Operacional do Ambiente 2000-2006. Loures.
- FISHER, P.F. (1994) *Probable and fuzzy models of the watershed operation* *Innovations in GIS 1*, pp. 161-175
- FISHER, P.F. (1999) *GY 705 Geographical Decision Making, University of Leicester, Lecture notes and practical tutorials*
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO) (2006) . *Lead Virtual Research and Development Centre. Livestock and Environment Toolbox*. Disponível em: <http://lead.virtualcenter.org/pt/dec/toolbox/index.htm>. Acesso em 21 de mar. 2006.
- HAASE, J.; KRIEGER, J.A.; POSSOLI, S. (1989) *Estudo da viabilidade do uso da técnica fatorial como um instrumento na interpretação de qualidade das águas da bacia hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil*. *Ciência e Cultura*, v.41, p.576-582, 1989.
- HAASE, J.; POSSOLI, S. (1993) *Estudo da utilização da técnica de análise fatorial na elaboração de um índice de qualidade de água: comparação entre dois regimes hidrológicos diferentes, RS*. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.6, p.245-255, 1993.
- HARMANCIOGLU, N.B.; OZKUL, S.A.; ALPASLAN, M.N. (1998) *Water monitoring and network design*. In: *HARMANCIOGLU, N.B.; SINGH, V.P.; ALPASLAN, M.N. (Ed.) Environmental data management*. The Hague: Kluwer Academic Publishers,. p.61-100. (*Water Science Technology Library*, 27).

HOUK VS. (1992) *The genotoxicity of industrial wastes and effluents: a review*. *Mutat Res*;277:91-138.

JOHNSON,R. A.(1988) *Applied Multivariate Statistical Analysis*, New Jersey: Prentice Hall 816 p.il.

JONES, C. (1997) *Geographical Information Systems and Computer Cartography*, pp. 215 - 230

KARR JR. (1991) *Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management*. *Ecol Appl* ;1:66-84.

LAMBERT, A. (2000) – *International Report: Water losses management and techniques – Water Science and technology: Water Supply Vol. 2 (4) pp. 1-20.*

LAMBERT, A.; HIRNER, W. (2000) - *Losses from water supply systems: Standard terminology and recommended performance measures*. The Blue Pages. *International Water Association*.

LANNA, A.E.L. (1999) *Gerenciamento de Bacia Hidrográfica. Notas de aula do programa de pós-graduação do IPH/UFRGS. Porto Alegre-RS. N47 pp.*

LOHANI, B.N.; MUSTAPHA, N. (1982) *Indices for water quality assessment in river: a case study of the Linggi river in Malaysia*. *Water Supply and Managment*, v.6, p.545-555.

LOUCKS, D. P., STEDINGER, J.R. & HALL , D.A. (1981). *Water Resources Systems Planning and Analysis*. Prentuce-Hall Inc.559p

MAGALHÃES T. (1995) Perigo de morte (ou risco de vida). *Bio*;7(7):4-9.

MALCZEWSKI, J. (1999) *GIS and Multicriteria Decision Analysis*. 408 pp.

MASON CF. (1980) *Biología de la contaminación del agua dulce*. S.l.:s.n.

MENDES, C. A. B.; CIRILO, J. A. (2001) *Geoprocessamento em Recursos Hídricos: Princípios, Integração e Aplicação*. Associação Brasileira de Recursos Hídricos.534 p.ISBN 85-88686-03-1

MENDES, C. A. B.;GREHS, S.A.; JOHNSON, J.(1999) *Uso eficiente de recursos hídricos com apoio de técnicas de geoprocessamento*. In: GISBRASIL'99 Congresso e Feira para usuários de geoprocessamento da América Latina,1999,Salvador. Brazil. Anais. Salvador.1999. p. 1-30.

MENDES, C.A.B.; ASSIS BRASIL, A.L. AND SAMPAIO, G. (1999) *The use of Geographic Information System for evaluating health costs in the state of Rio Grande do Sul*. Paper presented to the 2nd International Workshop on Geomedical Systems. Paris, November.

MEYBEK M, HELMER R. (1989) *The quality of rivers: from pristine stage to global pollution*. *Paleogeogr Paleoclimatol Paleoecol* ;75:283-309.

MORAES DSL. (2000) *Avaliação dos potenciais tóxico, citotóxico e genotóxico de águas ambientais do município de Corumbá, MS, em raízes de Allium cepa [Dissertação de mestrado]*. Londrina (PR): Universidade Estadual de Londrina.

NEVES, N. (1996) – *Aplicação de Sistemas de Informação geográfica ao Planejamento Municipal: Desenvolvimento de Modelos de Simulação e Decisão*, Dissertação apresentada para obtenção de Doutorado, Departamento de Geografia Humana, Faculdade de Geografia y História, Barcelona.

ODEIGAH PGC, NURUDEEN O, AMUND OO. (1997) *Genotoxicity of oil field wastewater in Nigeria*. *Hereditas* ;126:161-7.

OLIVEIRA, S. (Coord.) (1993) *Relatório de qualidade ambiental no Estado de São Paulo*. São Paulo: CETESB, 1994. 50p. (Série Relatórios).

OREA, D.G. (1998) *Evaluación de impacto ambiental*. Madrid: Editorial Agrícola Española. 260p.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). *OECD (2003) Environmental Indicators: Development, Measurement and Use. Reference Paper*. 37p

PALMER, W.C. (1968). *Keeping track of crop moisture conditions, nationwide: The new Crop Moisture Index. Weatherwise* 21:156-161

PARRY, R. (1998) *Agriculture phosphorus and water quality: a U.S. Environmental Protection Agency perspective. Journal of Environmental Quality*, v.27, p.258-26.

PELISSARI, V. B. (2000) *Vazão ecológica de rios: Estudo de caso: Rio timbuí, Santa Teresa, ES. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Departamento de Hidráulica e Saneamento, Centro Tecnológico, Universidade federal do Espírito Santo, p.151.*

PINEDA, M.D.; SCHÄFER, A. (1987) *Adequação de critérios e métodos de avaliação da qualidade de águas superficiais baseada no estudo ecológico do rio Gravataí, Rio Grande do Sul, Brasil. Ciência e Cultura*, v.39, p.198-206, 1987.

PINTER, L., K. ZAHEDI AND D CRESSMAN. (2000). *Capacity Building for Integrated Environmental Assessment and Reporting: Training Manual. IISD/UNEP.*

RICHTER, B. D.; BAUMGARTNER, J.V.; WIGINGTON, R.; AND BRAUN, D. P. (1997). *How much water does a river need. Freshwater Biology*. 37:231-249.

RIO GRANDE DO SUL. (1996). Decreto no 37.033, de 21 de novembro de 1996, regulamenta a outorga do direito de uso da água no Estado do Rio Grande do Sul, prevista nos arts. 29, 30 e 31 da Lei n o 10.350, de 30 de dezembro de 1994.

RODRIGUEZ AF. (1998) *Os caminhos das águas. Agroanalysis*;18:22-6.

SES (1999a) *Municipalização solidária e participativa: Equidade e democracia no financiamento e organização da saúde. Documento interno da Secretaria Estadual de Saúde. Porto Alegre, RS.*

SES (1999b) *Projeto de desenvolvimento metodológico de critérios para alocação de recursos na área de saúde. Documento interno da Secretaria Estadual de Saúde. 2 vol. Porto Alegre, RS*

SHCHUMANN, A. H., AND GEYER, J. (1997). *Hydrological design of flood reservoirs by utilization of GIS and remote sensing. Remote Sensing and Geographic Information for Design and Operation of Water Resources Systems (Proceedings of Rabat Symposium 53, April 1997 IAHS Publ.n 242, p173-180.*

SHOJI, H.; YAMANOTO, T.; NAKAMURA, T. (1966) *Factor analysis on stream pollution of the Yodo River systems. Air and Water Pollution*, v.10, p.291-299.

SIMS, J.T.; SIMARD, R.R.; JOERN, B.C. (1998) *Phosphorus loss in agricultural drainage: historical perspective and current research. Journal of Environmental Quality*, v.27, p.277- 293, 1998.

SPERLING EV. (1993) *Considerações sobre a saúde de ambientes aquáticos. Bio* 2(3):53-6.

STEINKELLNER H, MUN-SIK K, HELMA C, ECKHER S, MA TH, HORAK O, ET AL. (1998) *Genotoxic effects of heavy metals: comparative investigation with plant bioassays. Environ Mol Mutagen* ;31:183-91.

TUCCI, C.E.M. (1986). *Modelos Matemáticos em Hidrologia e Hidráulica, Editora da RBE, (Rio de Janeiro), 3 volumes, 600 p.*

WHITE PA, RASMUSSEN JB. (1998) *The genotoxic hazards of domestic wastes in surface waters. Mutat Res* ;410:223-36.

WRC (1994) *Managing leakage, Vol. A – J, Water Research Centre/Water Services Association/Water Companies Association, Reino Unido.*

WREGGE M. A (2000) *ética da água. Inform ANDES* (96):12.

5. AVALIAÇÃO AMBIENTAL INTEGRADA

Carlos E. M. Tucci

5.1 Abordagens da AIA - Histórico

As avaliações de impactos ambientais (AIA), institucionalizadas entre o final da década de 60 e início dos anos 70, subsidiavam a reparação de danos e o estabelecimento de limites para as atividades danosas ao meio ambiente. Nesse período, foi instituída a *National Environmental Policy Act* – NEPA, política ambiental dos EUA, que introduziu a AIA na análise de planos, programas, projetos e de propostas legislativas de intervenção no meio ambiente, naquele país. Valendo-se de uma abordagem interdisciplinar e sistemática e visando à prevenção ou eliminação de danos, buscava assegurar que os valores ambientais passassem a ser considerados nos processos decisórios, juntamente com os aspectos técnicos e econômicos (Sadler, 1996 *apud* Nicoladis, 2005).

No contexto brasileiro, a Resolução do CONAMA N° 001/86, que dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental, introduziu a AIA na forma do estudo ambiental, estabelecendo um padrão técnico-científico fundamental para sua legitimação perante os setores e os segmentos sociais. O estudo ambiental que, ao lado dos princípios de publicidade e participação pública, é um dos principais subsídios para o processo de licenciamento ambiental (fig.5.1), tem a finalidade de identificar, prever e interpretar os efeitos e impactos sobre o meio ambiente, de ações propostas decorrentes de políticas, planos, programas, projetos, entre outros. A avaliação de impactos e o licenciamento ambiental são definidos como instrumentos da Política Nacional de Meio Ambiente, distintos, mas por força da Resolução do CONAMA N° 001/86, vêm se desenvolvendo vinculados um ao outro.

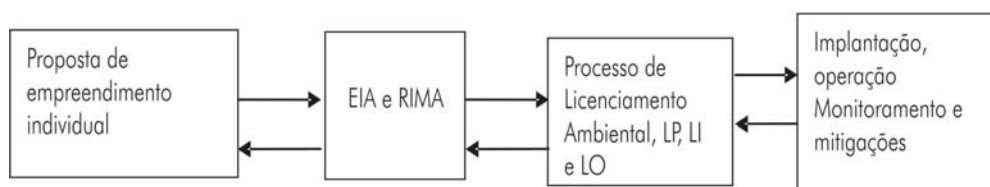


Figura 5.1 Processo de avaliação ambiental de empreendimentos; onde EIA é o Estudo de Impacto Ambiental, RIMA é o Relatório de Impacto de Meio Ambiente, LP é a Licença Prévia, LI é a Licença para Instalação e LO é a Licença de Operação.

A avaliação de um projeto por um Estudo de Impacto Ambiental-EIA (CONAMA, 1986) é um processo que analisa decisões já tomadas sobre empreendimentos individualizados. Ao longo das últimas décadas de uso do EIA, verificou-se alguns problemas na aplicação desta ferramenta de gestão ambiental, principalmente quanto ao seguinte:

(a) *Antecipação de projetos, impactos e sustentabilidade*: O EIA é reativo a proposta de empreendimento, e isso acontece numa fase em que muitos compromissos já estão firmados, principalmente em termos de acordos financeiros, contratos, orçamentos, etc., e algumas vezes, são esses compromissos que dão o tom dos prazos e dos critérios no processo. Acresce-se a isso a não aplicação de uma ferramenta apropriada a uma avaliação do conjunto de projetos elaborados para atingir um determinado programa, ou a avaliação de quão adequado é o programa, ou a antecipação de uma avaliação de impactos que permita medir a capacidade de sustentabilidade do ambiente, favorecendo um cenário de ineficiência do processo. No caso dos recursos hídricos, a antecipação do planejamento da área quanto aos aspectos ambientais permite gerenciar os potenciais conflitos futuros pelo uso da água, aplicando ou utilizando mais mecanismos que não apenas os econômicos.

(b) Embora a Resolução CONAMA 01/86 já preconizasse que, na definição da área de influência dos empreendimentos, deveria ser considerada a bacia hidrográfica e a compatibilidade entre planos e programas governamentais e que, na análise dos impactos ambientais do projeto e de suas alternativas, deveriam ser discriminadas, entre outras, as suas propriedades **cumulativas e sinérgicas**, não foi desenvolvida metodologia sistematizada para avaliação dos efeitos sinérgicos ou integrados. Esses foram obstáculos ao desenvolvimento de uma visão mais abrangente do conjunto de intervenções sobre uma região ou setor, seja como projetos, planos, programas ou políticas, o que dificultou a eficiência da análise integrada dos meios físico, biótico e socioeconômico, cuja exigência já constava dos termos de referência.

(c) Integração de Política Ambiental: a integração de políticas setoriais do desenvolvimento econômico e social com o ambiental necessitam refletir na aprovação dos projetos.

Ainda que diversas avaliações tenham se realizado sem atingir um nível de discussão necessário para o planejamento da inserção no meio ambiente de novos projetos, a avaliação de impactos e o licenciamento ambiental contribuíram muito para o avanço dos debates sobre alternativas de projeto, evoluindo ambos para o estabelecimento, nos órgãos ambientais licenciadores, de procedimentos e estudos ambientais específicos. Ademais, foram algumas das deficiências observadas na aplicação da AIA que favoreceram as discussões sobre avaliações em níveis estratégicos de planejamento, compatíveis com as diretrizes de sustentabilidade assumidas pelo modelo de desenvolvimento do País, que demandam uma visão mais abrangente sobre as interações e as dinâmicas dos processos mais relevantes que constituem o meio ambiente.

A Avaliação Ambiental Integrada e a Avaliação Ambiental Estratégica (figura 5.2) são formas de abordagem da AIA, desenvolvidas para fazer análises antecipadas e integradas de políticas, planos e programas que afetam o meio ambiente e, por conseguinte, são ferramentas que podem estar auxiliando no sentido de melhorar, desde a sua concepção, a inserção ambiental dos projetos de desenvolvimento.

Embora sejam ferramentas muito semelhantes, principalmente porque se orientam segundo um contexto de desenvolvimento sustentável e de procedimentos ajustados a uma visão abrangente, senão, estratégica do território, e, embora a AAI seja uma ferramenta que pode ser utilizada pela AAE na identificação dos impactos e na avaliação dos cenários propostos em suas políticas, planos e programas, o que distingue claramente uma avaliação da outra é que a AAI é a análise ambiental de cenários e impactos na bacia **dentro** das políticas existentes ou planejadas e a AAE envolve além da avaliação integrada **a compatibilização entre** políticas, planos e programas de gestão dos usos e da conservação dos recursos naturais de um território, permitindo, pois, a incorporação da dimensão ambiental nos planejamentos setoriais e do país.

A Avaliação Ambiental Estratégica - AAE trata da avaliação antecipada e integrada das políticas, planos e programas que afetam o meio ambiente (figura 5.2). Segundo Goodland (2005) a AIA, na forma do EIA é uma ação ambiental reativa enquanto que a AAE é uma avaliação ambiental pró-ativa, procurando evitar impactos de gestão inadequada. A política de recursos hídricos, os Planos Nacionais, Regionais e de Bacia, além dos setoriais e os programas deles derivados seriam os focos das AAE.

A Avaliação Ambiental Integrada - AAI "é o processo interdisciplinar e social, ligando conhecimento e ação no contexto de decisão pública, para a identificação, análise e avaliação de todos os relevantes processos naturais e humanos e suas interações com atual e futuro estado da qualidade do meio ambiente e recursos nas apropriadas escalas de tempo e espaço, assim facilitando a definição e implementação de políticas e estratégias" (EEA, 1999).

A Avaliação Ambiental Integrada AAI é uma ferramenta que pode ser utilizada pela AAE na identificação dos impactos e na avaliação dos cenários propostos em suas políticas, pla-

nos e programas. A AAI na bacia hidrográfica trata de estudar os impactos ambientais previstos nas Políticas, Planos e Programas previstos para o desenvolvimento da bacia hidrográfica e avaliados no AAE. O que distingue uma avaliação da outra é que a AAI é a análise ambiental de cenários e impactos na bacia dentro das políticas existentes ou planejadas e a AAE envolve além da avaliação integrada a compatibilização das políticas, planos e programas de gestão dos usos e da conservação dos recursos naturais de um território.

Na tabela 5.1 Goodland (2005) apresenta uma síntese do consenso existente na literatura sobre a definição do AAE, destacando sete elementos principais que são a base da sua estrutura. Partidário (2003) distingue a diferença entre AAE e EIA, reproduzido na tabela 5.2. Existe uma hierarquia básica, no qual o AAE precede o EIA, identificando os projetos adequados dentro do setor, região ou bacia analisada.

Tabela 5.1 Principais elementos que definem a AAE, adaptado de Goodland (2005).

A avaliação ambiental estratégica (AAE ou SEA em inglês) tem os seguintes elementos que a definem:

1. AAE é um processo pró-ativo, ou seja, desenvolvido com antecipação e resulta num documento definido de acordo com o caso e não estabelece uma formalidade de aprovação;
2. AAE tem como foco três classes principais de trabalho: (a) política: legislação e outras regras governamentais; (b) Planos e estratégias: planos regionais, setoriais de bacia, etc; (c) Programas: um conjunto de projetos coordenados, já que projetos específicos não são produtos do AAE.
3. AAE deve ser preparado com antecedência, quando são planejadas as políticas, planos e programas e antes que projetos individuais sejam identificados.
4. AAE é um instrumento para identificar, prever, descrever, prevenir, compensar ou mitigar as implicações sociais, saúde e ambientais das políticas, planos e programas avaliados.
5. AAE é uma ferramenta de tomada de decisão projetada para melhorar os projetos, adiar projetos questionáveis, e ajudar a cancelar projetos ruins. Um AAE efetivo descreve as alternativas dentro dos setores considerando os impactos ambientais e sociais.
6. O AAE deve ser totalmente transparente e participativo.

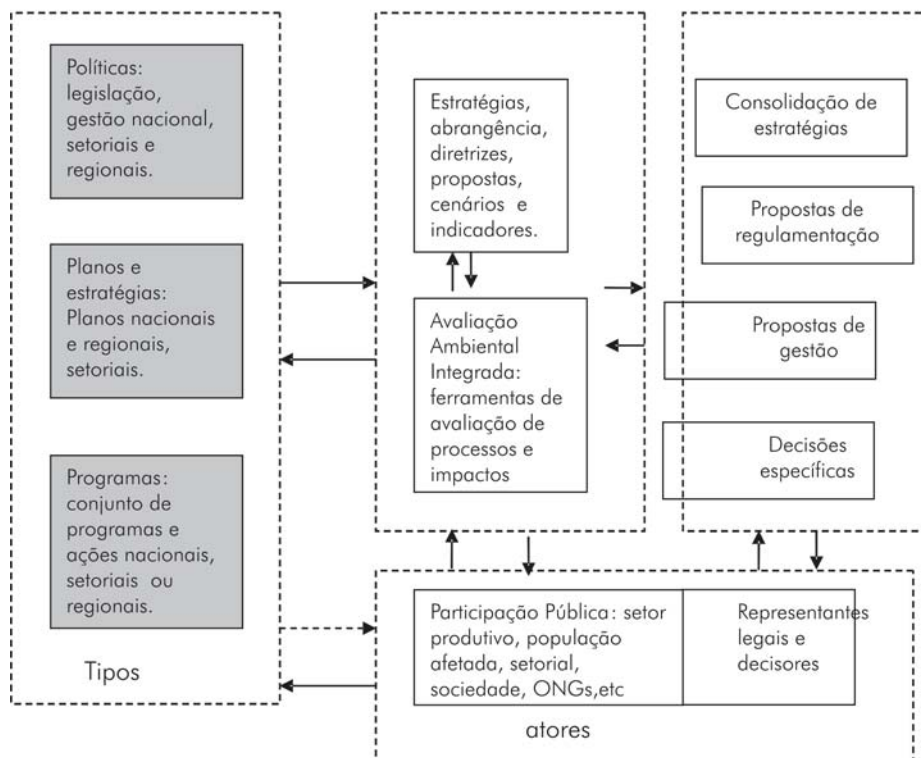


Figura 5.2 Avaliação Ambiental Estratégica.

A relação entre essas duas abordagens, no contexto dos recursos hídricos, demanda a integração entre políticas, planos e programas ambientais, senão vejamos:

No âmbito de Políticas: envolve a integração entre as legislações de recursos hídricos e a de meio ambiente e a gestão desses componentes. Deve-se considerar que a gestão ambiental extrapola os recursos hídricos em si e, na compatibilização das políticas, que o termo “ambiental” deve ser entendido no seu conceito mais amplo, o que representa incluir significativamente na abordagem o componente sócio- econômico (figura 5.3).

No âmbito dos Planos Nacional e Regionais de Recursos Hídricos (MMA, 2006): nos critérios e diretrizes para elaboração desses instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos são estabelecidos programas e ações de integração das políticas de recursos hídricos e ambientais (ver item 5.3.1). Nesse nível, deve-se procurar ter uma visão mais global das políticas, dos planos e dos programas no contexto da Nação ou do Estado, ou seja, numa amplitude bem maior que a da bacia hidrográfica.

No âmbito do Plano de Bacia: A bacia hidrográfica é o espaço definido de planejamento dos recursos hídricos. Esta definição é decorrência do efeito integrado que tem a bacia de montante a jusante. O Plano de Bacia é o instrumento previsto na legislação de recursos hídricos para o desenvolvimento da gestão na bacia hidrográfica. Tanto a avaliação ambiental integrada como a estratégica podem fazer previsões sobre a utilização da bacia, atuando como mecanismo de gestão ambiental e integrador dos objetivos de desenvolvimento econômico e social com os usos e o controle ambiental dos recursos hídricos. No item 5.3.2 são destacadas as integrações.

Tabela 5.2 Diferenças entre AAE e EIA (Partidário,2003)

	AAE	EIA ¹
Natureza da ação	Estratégia, visões, conceitos	Obra/ operações
Nível de decisão	Política, planejamento, programa.	Projeto
Relação com decisão	Facilitador	Avaliador
Soluções alternativas	Localização, tecnologias, medidas fiscais, estratégias econômicas, sociais ou físicas.	Localização específica, desenho, construção, exploração.
Escala dos impactos	Macroscópico, essencialmente global, nacional, regional.	Microscópico. Essencialmente local
Âmbito dos impactos	Questões de sustentabilidade, questões sociais e econômicas podem ser mais tangíveis do que questões físicas e ecológicas.	Ambiental com enfoque de sustentabilidade, questões físicas e ecológicas e também sociais e econômicas.
Prazo	Longo, médio.	Médio, curto.
Fontes de informação	Relatórios de Estado do Ambiente, Agenda 21 Local, dados estatísticos, instrumentos de política e planejamento.	Trabalho de campo, análise de amostras, dados estatísticos, instrumentos de política e planejamento.
Dados	Essencialmente descritivos, mas misturados com dados quantitativos	Essencialmente quantitativos
Rigor de análise (incerteza)	Menos rigor/ mais incertezas	Mais rigor/ menos incerteza
Benchmarks	Sustentabilidade (critérios e objetivos), política, padrões de qualidade.	Restrições legais, padrões de qualidade e boa prática
Resultados	Genéricos	Detalhados
Percepção pública do impacto	Vaga/ maior distanciamento	Reativa/NIMBY ²
Pós-avaliação e fases seguintes	Outras ações estratégicas ou desenvolvimento de projetos	Evidência observável/ construção e operação.



Figura 5.3 Integração de setores

5.2 Avaliação Ambiental Distribuída e Integrada

○ EIA tem como princípio a avaliação dos impactos dentro da sua área de influência, mas geralmente tem sido desenvolvido com profundidade limitada quanto aos aspectos integradores de cada tipo de projeto. Por exemplo: (a) a aprovação de um projeto de drenagem ou de um efluente não envolve a avaliação de todos os impactos existentes a montante e a jusante daquele local, mas os elementos que individualizam o projeto; (b) ○ EIA de uma hidrelétrica geralmente não considera os efeitos sinérgicos de toda a bacia quanto aos empreendimentos atuais e futuros previstos.

A limitação da avaliação individual dos projetos e os efeitos potencializados dos impactos ambientais intersetoriais têm levado a necessidade de avaliar o impacto ambiental dentro de uma visão integradora tanto no espaço como intersetorial visando a prevenção e a mitigação dos impactos.

No capítulo anterior foi apresentada a avaliação distribuída que caracteriza os impactos de acordo com sua espacialidade, ou seja, trata de visualizar como cada um dos meios (terrestre, sócio-econômico e aquático) se distribui no espaço. No entanto, a avaliação distribuída por mapeamento dos impactos não analisa os impactos integrados dentro de uma cadeia de causa e efeito.

A avaliação ambiental integrada - AAI na bacia hidrográfica é entendida como a identificação dos impactos à partir do conjunto de ações que interagem na bacia e que se refletem no seu próprio espaço.

Exemplo: Fazendo uma analogia entre o distribuído e o integrado, considere o mapa de isoietas de uma bacia hidrográfica, que mostra a distribuição da precipitação da bacia (onde chove mais ou menos e sua variação), que é resultado do clima regional, associado ao relevo local. O mapa de vazões específicas (vazão por unidade de área ou o total de precipitação que gera escoamento) mostra como o efeito integrado da precipitação produz vazão num determinado local da bacia. Nessa analogia, a chuva tem uma distribuição espacial e depende do clima regional, a vazão depende da precipitação e de outros fatores físicos, como solo e vegetação, que integrados produzem sua variação numa seção do rio.

A tendência do planejamento setorial é de priorizar o resultado setorial, sem incorporar a avaliação ambiental dos mesmos. Nos estudos que orientaram os investimentos energéticos nas bacias brasileiras os empreendimentos foram selecionados segundo a sua eficiência hidráulica e econômica, apesar de que, desde 1986, a Eletrobrás já vinha incluindo nos inventários de bacia a avaliação ambiental em algum nível (Eletrobrás, 1986).

Da mesma forma que no EIA, a avaliação ambiental integrada considera os impactos em três dimensões: meio sócio-econômico, ambiente terrestre e ambiente aquático (para os meios físico e biótico). Os dois primeiros podem extrapolar o espaço da bacia hidrográfica, enquanto o último depende principalmente da bacia hidrográfica. Quando se trata de avaliação integrada dos recursos hídricos, a ênfase se dá ao uso da área de influência relacionada com a bacia, podendo se expandir nas duas primeiras dimensões citados acima, se forem identificadas influências sensíveis. O uso da bacia hidrográfica como unidade territorial na AAI permite uma adequação à gestão dos recursos hídricos, que já é prevista na legislação brasileira.

5.3 Política, Planos e Programas de Recursos Hídricos e AAE

5.3.1 Política, Planos e Programas

No capítulo 3, deu-se ênfase à política de recursos hídricos no Brasil, que estabelece como instrumentos, entre outros, os Planos de Recursos Hídricos, a outorga e a cobrança pelo uso da água. Recentemente, foi concluído o Plano Nacional de Recursos Hídricos (MMA, 2006). Os Planos Estadual e de Bacia complementam, respectivamente, a estratégia regional

e a de bacia hidrográfica. O Plano de Bacia deve visar à proteção dos recursos hídricos e utilizar o enquadramento dos rios em classes (segundo o CONAMA) como meta. O enquadramento é uma meta para garantir as condições de qualidade da água do rio de acordo com os usos e impactos sobre o meio ambiente aquático.

No Plano Nacional de Recursos Hídricos é realizado um diagnóstico sobre biomas, ecorregiões, biorregiões e principais ecossistemas brasileiros, além da qualidade da água superficial e subterrânea (capítulo 2). É analisado o cenário para 2020 e estratégia (capítulo 3). No capítulo 3 deste texto foram apresentados esses cenários onde são destacados: o tratamento de efluentes e a solução dos aspectos ambientais relacionados com a construção de hidrelétricas. Nas estratégias relacionadas com o ambiente foram destacados os seguintes aspectos: (a) fortalecimento do sistema de gestão – prevenção de conflitos e educação ambiental; (b) gestão de demanda para racionalizar o uso e reduzir práticas de contaminação; (c) integração de políticas públicas; (d) antecipação de problemas nas regiões críticas.

Dentro dos programas e sub-programas planejados foram destacados aqueles que possuem contexto ambiental (tabela 5.3).

5.3.2 Plano de Bacia

Nos capítulos anteriores foram citados os conteúdos do Plano de Bacia para avaliação das relações de quantidade e qualidade da água na bacia. Também foram destacados que a meta ambiental quanto ao ambiente aquático no Plano de Bacia é baseada no enquadramento das classes dos rios. O enquadramento é realizado de acordo com os usos da água e as metas de conservação e preservação de cada trecho do rio. Para atingir estas metas são realizados a avaliação da qualidade da água no cenário atual, nos cenários tendenciais futuros e desenvolvidos programas de despoluição para atingir estas metas.

Um documento da ANA (2005) destaca os objetivos estratégicos para o Plano de Bacia através dos seguintes itens:

- Levantar e sistematizar informações sócio-ambientais da bacia e sobre as políticas, planos, programas de desenvolvimento regional e de aproveitamento, uso e/ou conservação dos recursos;
- Avaliar no contexto do desenvolvimento sustentável, os conflitos de uso e os impactos sócio-ambientais decorrentes ou que tenham implicações sobre aproveitamento, uso e/ou conservação dos recursos hídricos na bacia;
- Avaliar alternativas dos usos dos recursos hídricos da bacia e o equilíbrio ambiental.
- Propor ajustes às políticas, planos, programas e projetos setoriais que compatibilizem ações mitigadoras e compensatórias aos impactos sócio-ambientais e o maior retorno dos investimentos;
- Propor diretrizes para implementação dos instrumentos para a gestão integrada dos recursos hídricos (alocação de água, enquadramento de cursos de água, outorga, fiscalização e cobrança pelo uso).
- Recomendar o aperfeiçoamento dos mecanismos de participação pública.

Geralmente os aspectos ambientais são analisados dentro da cadeia causa-efeito-mitigação, no entanto deve-se considerar que na seqüência acima pode ser incluída a valoração de bens ambientais como meta.

Exemplos: (a) caso extremo: desenvolvimento de um empreendimento que alterará um importante bem ambiental como as Cataratas do Iguaçu seguramente não seria aprovado, pois existe um valor turístico e a sociedade estaria disposta a valorar sua preservação; (b) numa bacia hidrográfica, dentro de um objetivo energético, pode ser identificado um número muito grande aproveitamentos que alterariam todos os rios da bacia. Cabe a pergunta onde construir e onde preservar? Como uma negociação entre o desenvolvimento econômico e a sustentabilidade.

Tabela 5.3 Programas e sub-programas selecionados¹ do PNRH relacionados com o meio ambiente.

Programa	Sub-programa
I. Componente do desenvolvimento da Gestão Integrada dos Recursos Hídricos GIRH no Brasil	I.2 Estudos Estratégicos sobre cenários Nacionais de Desenvolvimento e Impactos Regionais que afetam os Recursos Hídricos
	I.4 Estudos para a definição de Unidades Territoriais e para a Instalação de Modelos Institucionais e respectivos Instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos
III. Desenvolvimento e a Implementação dos instrumentos da Gestão dos Recursos Hídricos	III.2 Rede Hidrológica Quali-Quantitativa Nacional
	III.3 Processamento, Armazenamento, Interpretação e Difusão das informações Hidrológicas
	II.6 Planos de Recursos Hídricos e Enquadramento de Corpos Hídricos em Classes de Uso.
IV Desenvolvimento Tecnológico, Capacitação, Comunicação e Difusão de Informações em Gestão Integrada de Recursos Hídricos	IV.2 Capacitação e Educação, em especial ambiental, para a Gestão Integrada dos Recursos Hídricos
V. Programa de Articulação Intersetorial, Inter e Intra-institucional da Gestão dos Recursos Hídricos	V.1 Avaliação de Impactos Setoriais na Gestão dos Recursos Hídricos
	V.2 Compatibilização e Integração de Projetos Setoriais e Incorporação de Diretrizes de Interesse para a GIRH
VI. Programa de Usos Múltiplos e GIRH	VI.2 Gestão da Oferta, Ampliação e Reuso das disponibilidades hídricas
	VI.3 Gestão de Demandas, Resolução de Conflitos, Uso Múltiplo e Integrado de Recursos Hídricos.
	VI.4 Gestão Integrada de Saneamento e Gestão Ambiental de Recursos Hídricos no Meio Urbano
	VI.5 Ações Integradas de Conservação de Solos e Água – Manejo de Micro-bacias do meio Rural
	VI.6 Estudos de sobre critérios e Objetivos múltiplos

1 – Praticamente todos os sub-programas têm componentes ambientais, mas foram selecionados alguns sub-programas com maior evidência.

Para atuar sobre a sustentabilidade ambiental é necessário ter claro as metas ambientais de conservação e preservação no Plano da bacia. Por exemplo, em alguns rios americanos a meta é garantir a sobrevivência do salmão, assim são definidos os estoques mínimos a partir do qual a espécie estaria com risco de extinção. A meta passa ser a de garantir que este estoque seja superior ao que garanta a sobrevivência nas condições mais desfavoráveis.

A figura 5.4 ilustra as etapas gerais do Plano de Bacia e a inserção dos aspectos ambientais estratégicos nesta estrutura básica.

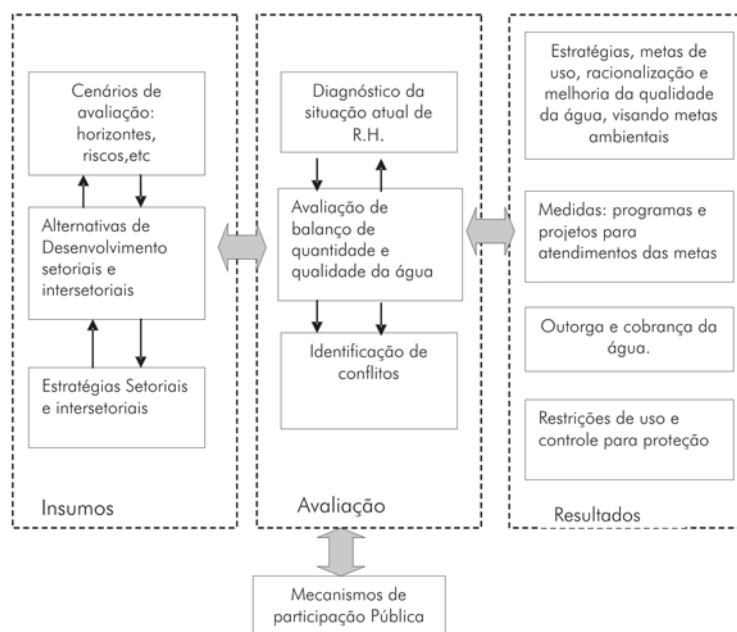


Figura 5.4 Conteúdo do Plano de Recursos Hídricos de Bacia

5.3.3 Planejamento Energético

○ Setor Elétrico Brasileiro vem desenvolvendo o Planejamento estratégico desde o século passado. O Plano Nacional de Energia 2030 (PNE – 2030) é um instrumento de planejamento de longo prazo do setor energético do país, que analisa as alternativas de expansão do sistema nas próximas décadas. Os estudos que subsidiarão as diretrizes do PNE – 2030 estão sendo elaborados pela Empresa de Pesquisa Energética - EPE.

○ PDEE Plano Decenal de Expansão da Energia Elétrica 2006-2015 (EPE, 2006) concluído recentemente estabelece as diretrizes de curto prazo para o setor no que se refere a expansão, mercado, geração, transmissão e aspectos sócio-ambientais. Este planejamento foi realizado dentro no novo modelo institucional que baseia a expansão da geração e transmissão por meio de agentes públicos e privados com investimentos definidos por leilões. Os agentes de distribuição (distribuidoras de energia) se comprometem a pagar pela energia, por contratos definidos em leilão, de nova energia (novos empreendimentos) à partir do terceiro ou quinto ano no futuro. Com base nisto as geradoras podem competir para produzir a energia e disputam em leilão os empreendimentos. Com base nestes contratos é possível identificar as necessidades de transmissão para entrega da energia gerada a distribuição. O objetivo do planejamento é definir um cenário de referência decenal para o setor em função do desenvolvimento econômico e das potenciais fontes de oferta, considerando os aspectos sócio-ambientais.

○ plano prevê a expansão do setor de 74.237 MW para 104.282 MW de 2006 para 2015, representando um incremento de 40% na capacidade instalada, chegando com uma proporção de 25% de energia térmica e 73% de energia hídrica.

○ Planejamento das hidrelétricas no setor seguiu um padrão baseado nas etapas destacadas na tabela 5.4. Pode-se observar que as etapas de Estimativa do Potencial Hidrelétrico e Inventário são aquelas que tratam da bacia como um todo, caracterizando as divisões de quedas e os indicadores ambientais do aproveitamento, buscando a melhor eficiência econômica, técnica e ambiental para a chamada “divisão de queda” de aproveitamentos de uma bacia (ELETROBRAS, 1997). Os empreendimentos têm sido licitados e o sistema possui vários empreendimentos nas diferentes fases de licenciamento, licença prévia (LP), instalação (LI) e operação (LO).

Tabela 5.4 Fases de planejamento do setor elétrico (adaptado de Eletrobrás, 1986)

Fases	Características da fase	Estudos ambientais	Nível
Estimativa do potencial hidrelétrico	Primeira avaliação (realizado no escritório) do potencial hidrelétrico. Define prioridades e escalona o custo dos estudos de inventário	Identificação das características ambientais gerais da bacia	Bacia
Inventário	Determinação do potencial hidrelétrico da bacia através da melhor divisão de quedas hidráulicas e custos estimados de cada hidrelétrica	Análise ambiental dos efeitos e seleção de barragens e indicação de recomendações específicas de estudos de viabilidade	Bacia
Viabilidade	Definição da concepção de cada hidrelétrica, incluindo projeto e infra-estrutura necessários a sua implementação	Detalhada análise dos efeitos ambientais de um desenvolvimento específico e avaliação dos custos de ação relacionados com o ambiente	Aproveitamento
Projeto básico	Definição das obras civis e equipamentos permanentes e construção da hidrelétrica	Detalhados estudos dos aspectos ambientais do projeto e preparação do plano diretor para uso do reservatório	Aproveitamento
Projeto executivo	Detalhado estudo do projeto básico usado para construção e implantação dos equipamentos	Operacionalização dos aspectos ambientais do projeto e preparação do Plano Diretor para uso do reservatório	Aproveitamento
Operação	Operação do reservatório: hidráulico e elétrico	Implementação do Plano Diretor para uso do reservatório.	Aproveitamento

A avaliação ambiental no inventário vinha sendo realizada muito mais num contexto de avaliação distribuída (ver acima), ou seja, considerando o impacto de cada aproveitamento dentro de um conjunto de escolhas.

Em setembro de 2004 foi assinado um termo de compromisso entre o MME, MMA, IBAMA, AGU e Ministério Público com o objetivo de estabelecer as diretrizes gerais para a elaboração do termo de referência para a avaliação ambiental integrada dos aproveitamentos hidrelétricos da bacia do rio Uruguai. No início de 2005 o termo de referência foi detalhado no Ministério de Meio Ambiente, com base num grupo de trabalho do MMA, MME, IBAMA, EPE, ANA, FEPAM (RS) e FATMA (SC), resultando no documento aplicado ao rio Uruguai. Nesta e outras bacias a Avaliação Ambiental Integrada dos aproveitamentos estão sendo revistos dentro desta nova visão, definido por:

“A Avaliação Ambiental Integrada (AAI) de aproveitamentos hidrelétricos situados em bacias hidrográficas tem como objetivo avaliar a situação ambiental da bacia com os empreendimentos hidrelétricos implantados e os potenciais barramentos, considerando seus efeitos cumulativos e sinérgicos sobre os recursos naturais e as populações humanas, e os usos atuais e potenciais dos recursos hídricos no horizonte atual e futuro de planejamento. A AAI leva em conta a necessidade de compatibilizar a geração de energia com a conservação da biodiversidade e manutenção dos fluxos gênicos, e sociodiversidade e a tendência de desenvolvimento socioeconômico da bacia, a luz da legislação e dos compromissos internacionais assumidos pelo governo federal” (MMA, 2005).

○ Manual de Inventário Hidrelétrico (ELETROBRÁS, 1997) também está sendo revisto para incluir esses conceitos. Outras bacias estão desenvolvendo os estudos com base no mesmo termo de referência, adaptado a cada bacia, são elas: Tocantins, Parnaíba, Paranaíba, Paraíba do Sul e Doce. As características desses termos de referência como metodologia para a AAI são apresentados nos itens seguintes.

○ Termo de referência estabelece os objetivos principais seguinte (MMA, 2005):

- Desenvolvimento de conhecimento para a melhor gestão integrada dos usos e conservação dos recursos hídricos e do meio ambiente, visando compatibilizar a exploração da hidreletricidade com a preservação da biodiversidade e manutenção dos fluxos gênicos;
- Abordagens integradoras para a análise dos impactos ambientais que a implementação de novos empreendimentos hidrelétricos poderá gerar na bacia, considerando os usos e a conservação dos recursos naturais;
- Desenvolvimento de procedimentos que garantam a efetiva participação das partes interessadas e dos segmentos sociais envolvidos.

As estratégias propostas são as seguintes:

- Avaliação ambiental integrada dos aproveitamentos hidrelétricos da bacia hidrográfica, considerando os usos dos recursos naturais, as dinâmicas das interações entre fatores ecológicos, econômicos e sociais, bem como a identificação das fragilidades e restrições ambientais para a área de abrangência do estudo;
- Estudo de alternativas de otimização hidráulica dos aproveitamentos, a partir de uma visão integrada dos aspectos ambientais, considerando a compatibilização do uso e a conservação dos recursos naturais;
- Integração da dimensão ambiental ao processo de planejamento energético e a articulação desse processo com o licenciamento ambiental.

A figura 5.5 apresenta o seqüenciamento de atividades previsto no setor que integram as atividades de planejamento energético e a avaliação e licenciamento ambiental dos projetos.



A figura 5.5 apresenta o seqüenciamento de atividades previsto no setor que integram as atividades de planejamento energético e a avaliação e licenciamento ambiental dos projetos.

5.4 Estrutura da Avaliação Ambiental Integrada

5.4.1 Estrutura metodológica

A metodologia de desenvolvimento da Avaliação Ambiental passa pela estrutura apresentada na figura 5.6, que sub-divide o problema em: caracterização da bacia hidrográfica quanto aos principais ecossistemas, avaliação ambiental distribuída (tratada no capítulo anterior), conflitos existentes na bacia hidrográfica, avaliação ambiental integrada e resultados esperados. A participação pública é um componente de acompanhamento do desenvolvimento dos estudos, visando a transparência e a efetiva consulta pública sobre os aspectos ambientais, conflitos e decisões associadas. A caracterização identifica os principais elementos da bacia, que serve de base para espacializar os impactos na bacia, identificando os principais conflitos. A etapa seguinte é avaliar a cadeia de impactos na bacia através da avaliação integrada setorial, intersetorial e espacial dos impactos ambientais, buscando atuar sobre as fontes causais dos impactos.

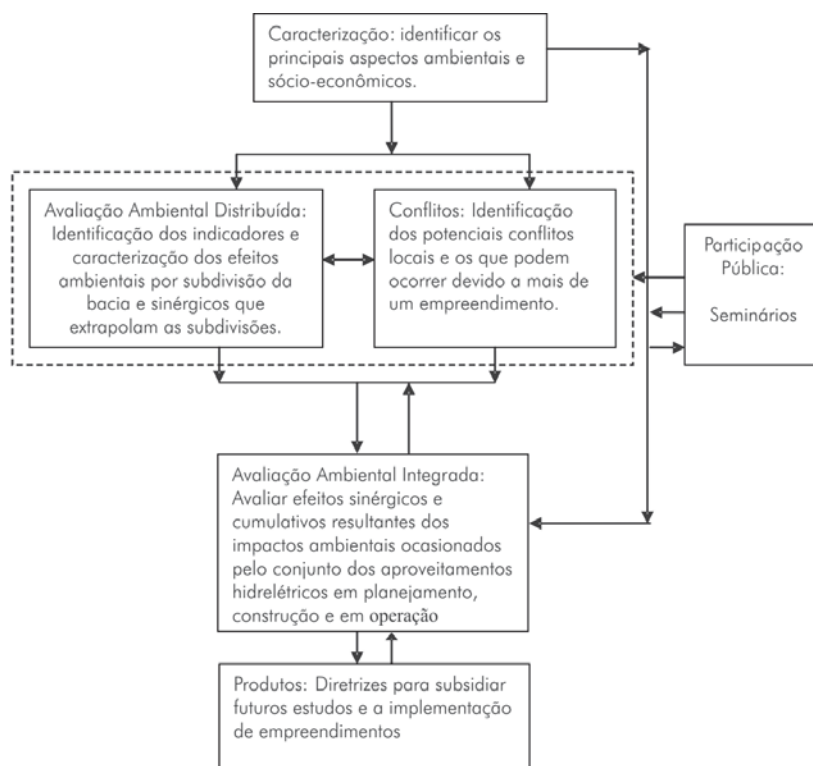


Figura 5.6 Etapas da Avaliação Ambiental Integrada.

A configuração apresentada na figura 5.6 deve ser vista como uma estrutura básica que pode ser alterada de acordo com as características associada à bacia hidrográfica. Cada bacia deve possuir um conjunto de aspectos ambientais e de recursos hídricos marcantes que caracterizam seu desenvolvimento. Estes aspectos globais e gerais (“issues”) devem ser inicialmente identificados e devem orientar os itens seguintes, evitando evidentemente qualquer tendenciosidade. Esta fase preliminar de identificação de problemas deve ser um exercício conjunto de profissionais das diferentes áreas e realizado em função do conhecimento individualizado e integrado no grupo, visto como uma primeira percepção, prévio ao uso de indicadores e que permite identificar quais os principais indicadores. Na figura 5.7 é apresentado um exemplo dos destaques dos principais aspectos na bacia do rio Uruguai, que certamente não abrange todos os aspectos (principalmente os socioambientais). Nesta caracterização inicial deve-se destacar:

- (a) potenciais problemas distribuídos;
- (b) condicionantes críticos na informação ou condicionantes básicos como: (i) efeito da variabilidade climática: No exemplo da bacia do rio Uruguai, existe um período de dados de 1942 a 1951 em que ocorreram 10 anos de vazões muito baixas em praticamente toda a região. Como a maioria das séries disponíveis não possui este período o planejamento de uso da água, conservação e impacto podem ser avaliados de forma inadequada. Um reservatório projetado sem considerar este período utiliza um volume metade do necessário; (ii) Dados insuficientes sobre caracterização podem inviabilizar o diagnóstico; (iii) condições físicas limitantes: solo, geologia e outros que condicionam os impactos;
- (c) efeitos potenciais integrados identificados previamente: No exemplo abaixo se podem observar alguns destes efeitos: (i) efeito da poluição da produção de aves e suínos em combinação com os reservatórios a jusante estabelecem impactos que combinam dos efeitos: a falta de tratamento de efluentes e a mudança no comportamento do rio por um reservatório; (b) a ocupação das áreas de risco de inundação a jusante das barragens e aceleração de riscos associados ao longo do tempo, limitando a sua operação; (c) risco de rompimento em cascata de barragens, que apesar de pequeno existe e é dramático a medida que não existe nenhum sistema de preventivo de alerta.

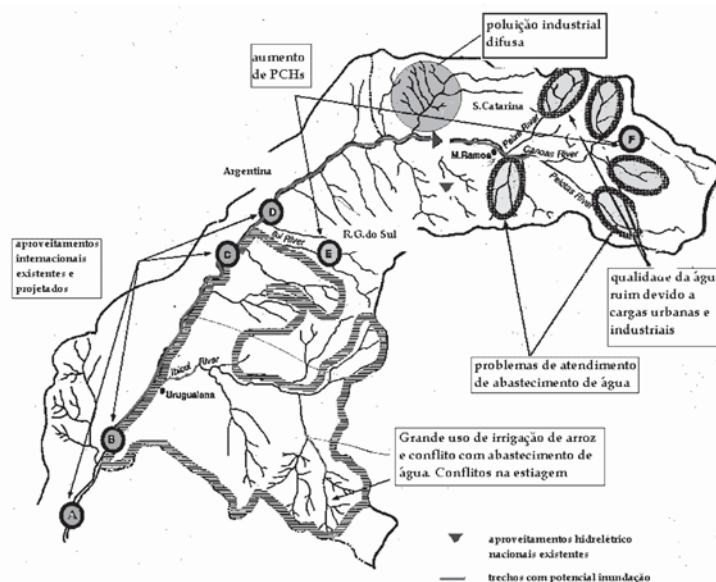


Figura 5.7 Aspectos relevantes na bacia do rio Uruguai.

5.4.2 Caracterização

A caracterização é entendida como a identificação no espaço e no tempo dos principais aspectos socioambientais que permitem uma visão abrangente dos efeitos cumulativos e sinérgicos dos aproveitamentos hidrelétricos e dos principais usos dos recursos hídricos e do solo na bacia. Essa caracterização visa obter um panorama geral da bacia, de modo a permitir a identificação e espacialização dos elementos que mais se destacam na situação atual, bem como suas tendências evolutivas, tais como:

- *As potencialidades da bacia:* a base de recursos naturais; as principais atividades sócio-econômicas associadas; as tendências de desenvolvimento dos setores produtivos; os usos dos recursos hídricos e do solo; aspectos cênicos e turísticos (cachoeiras, cânions, corredeiras, cavidades naturais e outros aspectos relevantes da paisagem); e os principais conflitos entre os usos;
- *Os espaços de gestão ambiental:* as áreas mais preservadas com vegetação original; as áreas frágeis; as áreas degradadas; e as áreas prioritárias para conservação da biodiversidade, identificadas pelo MMA, em função da presença de espécies endêmicas, ameaçadas de extinção etc; as áreas com restrições e condicionantes de uso, como por exemplo, Unidades de Conservação e Terras Indígenas.

Para desenvolver essa caracterização é necessário possuir uma base de dados adequada, destacado a seguir. Na seqüência, apresentam-se de forma resumida o conteúdo da avaliação para os principais ecossistemas e seus aspectos.

Num estudo deste tipo a *coordenação* é fundamental e deve ser desenvolvida por um profissional de conhecimento abrangente e com conhecimento interdisciplinar para evitar o tradicional erro dos EIA, onde cada especialista escreve sobre sua área sem que ocorram interações, resultando em capítulo “paralelos” sem maior conexão com o objeto do estudo. Na caracterização de cada tema devem-se descrever apenas conteúdos que serão utilizados na integração para dar destaque a um problema ou aspecto de sustentabilidade, ou ainda indicador. Por exemplo, não cabe a descrição detalhada de caracterização climática, balanço hídrico, dos diferentes tipos de geologia e solo que depois não serão utilizados nos indicadores ou na caracterização dos problemas fundamentais. É importante destacar que o estudo não “vende papel”, mas conteúdo e quanto menor e objetivo o conteúdo melhor será o estudo.

Base de Dados

Fonte de dados: Os estudos são desenvolvidos com base em informações secundárias disponíveis (bancos de dados oficiais, universidades, centros de pesquisas, entre outros). Os temas que não dispuserem de informações suficientes e se referirem a aspectos indispensáveis para o desenvolvimento dos estudos, deverão ser objeto de levantamento de dados primários, por meio de visitas a campo, análise de imagens de satélite, fotos aéreas existentes e outros métodos disponíveis. Como produto do estudo deve-se procurar recomendar o monitoramento e/ou determinação de dados necessários importantes para a melhoria das estimativas e a avaliação para tomada de decisão.

Escala: As variáveis e parâmetros que permitem a caracterização ambiental variam no tempo e no espaço numa bacia hidrográfica. Para identificação dos aspectos ambientais e sua visão integrada é necessário estabelecer uma escala espacial apropriada para uma representação que englobe a maioria dos indicadores.

A escala do estudo deverá permitir uma visão de conjunto dos aproveitamentos objeto da análise e dos efeitos considerados inicialmente fundamentais na avaliação ambiental. Poderão ser utilizadas escalas diferentes destas para a análise temática e aspectos relevantes, a partir das cartas oficiais disponíveis, que subsidiarão uma visão de conjunto. Os dados e informações deverão ser compatíveis com a escala do estudo, devendo ser elaborados mapas temáticos, na escala adequada, para os aspectos sócio-ambientais relevantes e de avaliação local (subdivisão de bacia, por exemplo). A escala freqüentemente adotada para representação das informações ambientais é de 1:250.000 para uma visão de conjunto da bacia (bacias superiores a $> 50.000 \text{ km}^2$). Bacias menores pode-se utilizar 1:100.000 ou 1:50.000. Escalas mais detalhadas podem ser utilizadas para representação de aspectos de detalhe. Por exemplo, uma área degradada podem ter uma abrangência espacial reduzida e devido a problemas localizados. Num mapa com as escalas citadas, representam apenas um ponto ou uma mancha indicativa de que ali existe uma área degradada. A sua caracterização, no entanto pode ser representada num escala que permita sua avaliação.

As informações espacializadas devem ser compatibilizadas no sistema de informações geográficas mais conveniente e associadas a um banco de dados. Na escala temporal, é importante a representatividade no tempo dos processos e dos impactos. A sazonalidade das variáveis e a variabilidade inter-anual permite uma real dimensão dos aspectos de quantidade e qualidade. Por exemplo, num rio a qualidade da água estimada pela concentração de uma substância, num período chuvoso ou mesmo seco, pode ser totalmente tendenciosa, não retratando a real condição crítica no qual pode estar submetido o trecho do rio.

Cenários

Os cenários são situações para as quais a bacia está ou pode estar sujeita quanto ao desenvolvimento econômico – social e das variáveis climáticas hidrológicas. Os usos dos recursos naturais pelo desenvolvimento econômico geram as pressões antrópicas diretas sobre a bacia e a variabilidade climática produz o risco dos recursos naturais sobre o sistema. Os cenários de desenvolvimento econômico e social são definidos pelo crescimento da população e sua mobilidade, desenvolvimento rural, implementação da infra-estrutura urbana de energia, transporte e recreação. A variabilidade climática associada a pressão antrópica gera os cenários de pressão ambiental. Esses condicionantes de pressão sobre o ambiente devem estar definidos no tempo (horizontes de planejamento) e no espaço (desenvolvimento no espaço da bacia).

Geralmente são definidos os cenários: (a) atual: envolve a ocupação, usos existente e o conhecido comportamento hidrológico; (b) curto prazo: até cinco anos no futuro onde são estimados os crescimentos e as mudanças de uso e tipo de solo na bacia em função de cenários econômicos; (c) médio prazo: representam horizontes de 10 a 15 anos; e (d) cenários de longo prazo da ordem de 30 anos. Os planejamentos setoriais possuem dimensões de tempo definidas. Associados a estes horizontes podem ser definidos cenários econômicos do país em função de tendências atuais como por exemplo: otimista, esperado e pessimista; gestão dos recursos hídricos e do meio ambiente.

No Termo de Referência elaborado para orientar os estudos da Avaliação Ambiental Integrada dos empreendimentos hidrelétricos na bacia do rio Uruguai, propõe-se a seguinte estrutura para a construção dos cenários:

1. *Cenário atual (A)*: configuração com aproveitamentos, contemplando os empreendimentos em operação, em instalação e com estudos de viabilidade aprovados e licenças prévias obtidas, considerando o estágio atual do desenvolvimento socioeconômico, o estágio de conservação dos recursos naturais, incluindo os usos e impactos existentes. As estimativas deste cenário devem ser realizadas com os dados mais atuais disponíveis quanto a análise das cartas geomorfológicas e de uso do solo e os dados obtidos nas visitas técnicas de campo;

2. *Cenário de médio prazo (B)*: considerar o cenário A adicionando os empreendimentos hidrelétricos em processo de licenciamento prévio e com estudos de inventário hidrelétrico aprovados, considerando os usos e impactos, o estágio de conservação dos recursos naturais e o desenvolvimento socioeconômico previsto para os próximos dez anos (2015);

3. *Cenário de longo prazo (C)*: considerar o cenário B com o eventual potencial hidrelétrico remanescente, considerando os usos e os impactos, o estágio de conservação dos recursos naturais e o desenvolvimento socioeconômico para os próximos vinte anos (2025).

Os principais aspectos, que podem ser analisados dentro de uma visão integrada dos processos que envolvem o ecossistema, são apresentados a seguir, sem esgotar os possíveis temas.

Caracterização do meio físico e dos ecossistemas terrestres

A caracterização do meio físico e dos ecossistemas terrestres poderá contemplar, os temas abaixo considerando suas relações de conservação e preservação. Estes temas devem ser tratados de forma sintética e objetiva que permita o leitor entender o principal e não os detalhes:

- a) As unidades geológicas e geomorfológicas, identificando a dinâmica superficial da bacia, suas principais feições, grau de estabilidade e suas formas erosivas e deposicionais;
- b) Caracterização do solo da bacia, descrevendo a aptidão agrícola e silvicultural e diferentes tipos e níveis de suscetibilidade à erosão;
- c) caracterização das diferentes formações vegetacionais e demais ecossistemas presentes, considerando seus estados de conservação e os componentes mais comumente afetados por aproveitamentos hidrelétricos;
- d) Caracterização dos sedimentos, da fauna e flora de áreas representativas da bacia, destacando os aspectos relevantes relacionados à biodiversidade ao nível das diferentes formações vegetais e demais ecossistemas presentes, seus estados de conservação e os componentes mais comumente afetados por aproveitamentos hidrelétricos;
- e) Áreas de sensibilidade ambiental, unidades de conservação e demais áreas protegidas por legislação específica.

Caracterização socioeconômica

A caracterização sócio-econômica deve apresentar um conjunto de indicadores que sintetizem estes condicionantes sem perder de vista os fatores que intervêm ou são impactos na gestão da bacia. Alguns dos elementos são:

- a) Demografia (distribuição populacional, taxa de crescimento, breve histórico da ocupação territorial urbana e rural), migração e etc;
- b) Patrimônios históricos, culturais e arqueológicos;
- c) Comunidades étnicas remanescentes, comunidades indígenas;
- d) Potencial turístico das atividades que de alguma forma estão ligadas aos recursos hídricos;
- e) Infra-estrutura de saneamento ambiental, incluindo abastecimentos de água, esgotamento sanitário, drenagem urbana e controle de inundações, coleta e disposição final de resíduos que interfiram nos recursos hídricos. Caracterizando aqui as cargas para os sistemas hídricos e a degradação do espaço;

- f) Condições gerais de saúde, com ênfase para as enfermidades relacionadas à transmissão por via hídrica e devidas às condições de saneamento básico;
- g) estrutura fundiária, identificação de assentamentos rurais consolidados; atendimento de energia elétrica; municípios polarizadores, núcleos urbanos ribeirinhos consolidados;
- h) agentes sociais que atuam na bacia (movimentos sociais, organizações não-governamentais - ONGs, associações, etc);
- i) principais atividades econômicas, urbana e rural, extrativismo, atividade pesqueira, e principais usuários dos recursos hídricos da bacia;
- j) articulação político-institucional na bacia hidrográfica: levantar e sistematizar informações sobre gestão, leis, políticas, planos e programas de desenvolvimento com interferência sobre a bacia.

Caracterização dos recursos hídricos e do ecossistema aquático

Os principais aspectos que podem ser identificados quanto aos recursos hídricos e ao ecossistema aquático são:

a) Caracterização física da bacia e suas variáveis principais: Entende-se aqui pelo conhecimento das características importantes que influenciam o escoamento a gestão da água e ambiental do estudo sobre geomorfologia dos rios e bacia, geologia, uso do solo natural e antrópico. Não deve ser extensivo e nem explicativo histórico de períodos e formações, mas sintético voltado para justificar indicadores e os problemas levantados. Por exemplo, o que é importante de entender o tipo de solo para agricultura que justifica o tipo de plantação encontrada, com o tipo de plantio ou de pasto e como isto poderá evoluir. Como o relevo influencia nisto? Como a geomorfologia permite maior ou menores inundações e a geologia disponibilidade hídrica para estiagem e regularização.

b) Características hidrológicas média, sazonalidade e extremos: precipitação, características climáticas, evapotranspiração, escoamento: médio, máximo e mínimo; disponibilidade hídrica superficial e subterrânea: Da mesma forma que no item anterior a hidrologia deve ser voltado para o entendimento dos principais aspectos de recursos hídricos e meio ambiente. Um bom entendimento dos períodos chuvosos sazonais e inter-anuais. Tendências inter-decadais que podem limitar o desenvolvimento e gerar períodos críticos para a bacia, capacidade de regularização anual e rapidez ou lentidão das inundações, etc.

c) Qualidade de água superficial e subterrânea: riscos distribuídos e sinérgicos da qualidade da água, trechos potencialmente críticos, analisados dentro de uma visão de carga de não de condicionamento instantâneo;

d) Usos dos recursos hídricos por sub-bacia: usos consuntivos e não-consuntivos, estimativa das demandas;

e) Vegetação marginal; ocorrência de macrófitas; ictiofauna, espécies ameaçadas e endêmicas, considerando os aspectos ecológicos de suporte para manutenção das espécies na bacia; a existência de espécies de peixes migratórios, com informações sobre rotas preferenciais e barreiras naturais.

5.4.3 Avaliação ambiental distribuída

A Avaliação Ambiental Distribuída – ADD - procura identificar no espaço os aspectos ambientais e sociais importantes e comprometidos com o desenvolvimento. Estes aspectos são geralmente identificados pela combinação de efeitos dentro de uma visão local, mas distribuído na bacia. Por exemplo, as áreas degradadas por erosão numa bacia hidrográfica podem ser identificadas por uso do solo, relevo e tipo de solo. As conseqüências desta erosão poderão se refletir a jusante pelo aumento de sedimentos, redução de seções de escoamento e assoreamento de reservatórios. Neste exemplo, a avaliação distribuída envolve a identificação das áreas degradadas e na avaliação integrada o efeito a jusante do resultado desta área degradada. No caso de mineração o uso de mercúrio ao ser transferido no escoamento e nos sedimentos para jusante pode produzir efeito na fauna e na própria população.

A seguir são apresentadas sugestões de etapas que podem ser utilizada na AAD:

1. *Subdivisão da área de estudo:* a área de abrangência do estudo deverá ser subdividida para realização da avaliação ambiental distribuída. A subdivisão (Tabela 5.5) poderá ser realizada de acordo com subáreas que englobem grupos de empreendimentos, considerando as características semelhantes dos ecossistemas terrestres e aquáticos e dos aspectos socioeconômicos. A finalidade dessa subdivisão é permitir a partir do conhecimento mais detalhado dos efeitos dos empreendimentos e do uso do solo e dos recursos hídricos, obter uma visão de conjuntos local e regional (Tabela 5.5), devendo-se evitar uma grande fragmentação utilizando no mínimo 3 (três) e no máximo 6 (seis) subdivisões.

2. *Seleção dos indicadores:* Para cada subdivisão deverão ser identificados indicadores ambientais que permitam a quantificação e qualificação dos efeitos de pressões sobre os ecossistemas terrestre, aquático e sobre as interações socioeconômicas, devido ao desenvolvimento sócio econômico e infra-estruturas como: urbanização, expansão rural, transportes, aproveitamentos hidrelétricos. Os indicadores devem captar estes efeitos e podem ser quantitativos ou qualitativos. Evidentemente que os indicadores devem incluir no mínimo os aspectos importantes identificados inicialmente. Algumas perguntas importantes que necessitam resposta são: Este indicador tem condições de captar os impactos que foram identificados de forma geral? O indicador poderá captar efeitos sinérgicos e integrados? Qual o nível de precisão e os métodos que necessito?

Alguns dos efeitos que estes indicadores usualmente analisam são:

- Áreas degradadas, erosão, assoreamentos, poluição e contaminação de solos e recursos hídricos por efluentes sanitários e agrícolas, depósitos de resíduos sólidos;
- Modificação do regime hídrico e da qualidade da água;
- Alteração do ambiente fluvial;
- Perdas de habitats específicos;
- Alteração da cobertura vegetal;
- Fragmentação de ambientes;
- Interferência em áreas de significante interesse ecológico;
- Interferências sobre populações (geração de doenças e remanejamento de famílias), sobre as atividades econômicas e sobre o patrimônio, histórico e cultural;
- Interferência nas cidades e seu desenvolvimento.

No anexo é apresentada uma relação de potenciais indicadores. A literatura é farta de publicações citando indicadores é fundamental que o mesmo se adapte a realidade da bacia em estudo, buscando identificar os problemas existentes. Para exemplificar o caso do rio Uruguai: (a) Considerando que a carga orgânica produzida na bacia é importante para a qualidade da água a jusante e seu efeito junto aos reservatórios hidrelétricos. Indicadores para esta avaliação podem ser: Concentração de Oxigênio Cargas de DBO e N, P nos sistemas fluviais, lembrando que a carga é o produto da vazão pela concentração. O reservatório poderá ficar eutrofizado e depende destas cargas, portanto fatores como: tempo de residência, número de Froude densimétrico (que mede a estratificação térmica) nitrogênio e fósforo a montante e a jusante do reservatório, são elementos fundamentais para avaliar o impacto; (b) no caso da inundação ribeirinha, a área de risco existente e com potencial de ocupar a montante e jusante dos empreendimentos.

3. *Avaliação dos indicadores:* Qualificar e quantificar os indicadores no espaço e nos cenários temporais.

4. *Hierarquização dos indicadores e mapeamento:* hierarquizar os indicadores das subdivisões (dentro delas, rios e sub-bacias) para a análise de conjunto e multi-critério, atribuindo pesos aos indicadores. O mapeamento relativo a cada subdivisão deve apontar as áreas mais críticas/frágeis. Este processo pode levar a uma grande subjetividade principalmente na identificação dos pesos associados a cada indicador. Para minimizar o efeito da subjetividade pode-se utilizar a análise de sensibilidade e a análise de risco.

5 *Identificação dos potenciais efeitos sinérgicos e cumulativos:* avaliar quais os efeitos

locais (Tabela 5.5) identificados que podem apresentar efeitos sinérgicos e cumulativos ao longo das subdivisões.

Nesta fase da metodologia, devem-se obter impactos locais hierarquizados pela sua importância nas subdivisões. Em seguida, analisam-se esses impactos de maneira integrada, numa seqüência espacial e temporal. Por exemplo, a avaliação do efeito resultante do conjunto das ações no uso do solo, na produção de cargas industriais e das cidades e o tipo e funcionamento dos reservatórios sobre a qualidade da água, em diferentes locais e em diferentes tempos, corresponde a análise integrada da qualidade da água da bacia.

A tabela 5.5 apresenta as definições dos termos utilizados ao longo do texto. A avaliação de efeitos integrados geralmente passa pelo uso de modelos matemáticos que integram processos na bacia hidrográfica, enquanto que a avaliação distribuída pode ser obtida por estimativas em sistemas geográficos pela combinação de “layers” e operações mais simples.

Tabela 5.5 Definições de termos utilizados.

Efeitos locais: todos os aspectos relacionados com o meio ambiente dentro de uma abrangência limitada espacialmente em comparação à subdivisão e toda a bacia. Exemplos: (a) a maior precipitação sobre uma parte da bacia é um efeito local ou sua variabilidade ao longo da bacia demonstram a representação espacial destes efeitos locais; (b) a produção de sedimentos dentro da bacia pode ser espacializada, representando os diferentes efeitos locais na bacia.

Efeitos cumulativos: alteração significativa na dinâmica ambiental a partir da acumulação de impactos locais, provocados por mais de um empreendimento. Esta alteração deve ser representativa de uma mudança num mesmo aspecto econômico, social, ambiental ou institucional. Exemplo, somatório dos empregos criados a partir da implantação e operação, variando de um AHE até n AHEs.

Efeitos sinérgicos: alteração significativa na dinâmica ambiental a partir da associação de impactos locais, provocados por mais de um empreendimento, resultando em fenômenos de nova natureza.

Efeitos integrados: são todos os aspectos integrados ao longo da bacia hidrográfica, resultados dos diferentes efeitos locais. Exemplos: (a) a vazão de uma seção de um rio é resultante da integração de todos os efeitos locais a montante, como a precipitação, características dos solos, etc; (b) os sedimentos em suspensão num trecho de rio corresponde a integração da precipitação, da produção de sedimentos e uso do solo, dos reservatórios existentes a montante.

Subdivisão: é uma forma de partilhar a bacia hidrográfica, buscando obter uma visão espacial dos efeitos locais que permita um melhor entendimento das aptidões do uso e da conservação do meio ambiente.

Variáveis: são entendidas como funções que representam a variação no tempo e no espaço de um determinado processo ou fenômeno. Exemplo: (a) a precipitação diária representa o total de água que entra numa bacia hidrográfica em um dia; e (b) a concentração de sedimentos em suspensão representa o processo de transporte de sedimentos ao longo de um rio ou reservatório.

Indicadores: É a combinação de uma ou mais variáveis para caracterizar um ou mais efeitos esperados para um local ou locais na bacia hidrográfica. Exemplo: O IQA - Índice de Qualidade da Água é uma combinação de concentrações de diferentes parâmetros que busca obter uma condição geral da qualidade da água na bacia. O indicador objetiva retratar uma situação, condução ou estado em um determinado corte temporal para um espaço específico, e/ou expressar uma dada evolução, indicadores captando uma determinada alteração.

Modelos: são representações (espaciais, matemáticas) dos processos que ocorrem na bacia hidrográfica e nos ecossistemas. Estes modelos são utilizados para prever os efeitos de cenários diferentes dos existentes. Exemplos: (a) Modelo Precipitação – Vazão: Calcula a vazão de um rio a partir da precipitação e de outras variáveis climáticas e características da bacia; (b) modelo de qualidade da água: calcula a concentração de determinadas substâncias ou parâmetros de qualidade da água a partir das cargas lançadas nos rios pelo transporte destes poluentes na bacia. Objetiva retratar uma situação, condição ou estado em um determinado corte temporal para um espaço específico, e/ou expressar uma dada evolução, indicadores captando uma determinada alteração.

Os modelos matemáticos utilizam os sistemas geográficos, mas geralmente integram no espaço os diferentes efeitos, obtendo em cada seção ou perfil os resultados das variáveis ou indicadores.

5.4.4 Conflitos

Neste item deverão ser identificados os programas, planos e projetos existentes para a região que possam interferir ou ser influenciados pela implantação de novos desenvolvimentos, gerando conflitos. Os potenciais conflitos devem ser entendidos como os problemas que de alguma forma se agravariam e/ou surgiriam com a introdução dos empreendimentos e estão relacionados com o sócio-econômico, os ecossistemas terrestres e aquáticos.

Na subdivisão estabelecida devem ser identificados os possíveis conflitos dos usos dos recursos hídricos e do solo, existentes e potenciais e a necessidade de conservação da biodiversidade e manutenção dos fluxos gênicos em função da implementação dos novos empreendimentos, tais como:

- Conflitos gerados pela forma de reassentamento de população urbana e rural;
- Substituição de usos da terra, desarticulação das relações sociais e da base produtiva;

especulação imobiliária;

- Interferência sobre o patrimônio arqueológico, histórico e cultural;
- Interferência sobre a paisagem e perda
- Áreas com conflitos pelo uso da terra;
- Interferência sobre a base de recursos naturais para o desenvolvimento;
- Perda de potencial turístico;
- Perda de recursos naturais (minerais e biodiversidade);
- Conflitos em relação ao uso múltiplo dos recursos hídricos (navegação, geração de energia, captação para abastecimento humano, dessedentação de animais, diluição de efluentes, irrigação);
- Interferência sobre Terras Indígenas, comunidades tradicionais e unidades de conservação federais, estaduais e municipais;
- Alteração na infra-estrutura urbana devido aos empreendimentos, exigindo um novo Plano Diretor de Infra-estrutura, considerando reassentamentos, impactos de efluentes, entre outros.

5.4.5 Avaliação Ambiental Integrada (AAI)

A partir das etapas anteriores do estudo é desenvolvida uma integração das informações geradas, subsidiando a compreensão da dinâmica sócio-econômica da bacia e dos padrões culturais e antropológicos, dos processos de intervenção antrópica sobre os ecossistemas, explicitando situações críticas potenciais e existentes, suas relações de causa e efeito, as potencialidades da região e os requisitos básicos para sustentabilidade dos recursos naturais.

A análise integrada, sempre numa perspectiva de sustentabilidade, deverá considerar os usos da água e empreendimentos em planejamento, construção e em operação na bacia, as áreas mais frágeis em relação aos impactos mais significativos decorrentes dos mesmos, os cenários alternativos de desenvolvimento da bacia em relação aos recursos hídricos, a biodiversidade e ao uso do solo, devidamente inseridos na dinâmica de desenvolvimento inter-regional e nacional.

Procedimentos

O termo “integrado” da expressão AAI refere-se à interação dos efeitos dos diferentes empreendimentos, desenvolvimento econômico e social na bacia e à interação entre os diferentes processos, representado pelas variáveis que caracterizam os impactos ambientais, no tempo e no espaço. Por exemplo, a qualidade da água numa seção de um rio é resultado da precipitação sobre a bacia que escoam sobre as superfícies urbanas e rurais transportando matéria orgânica, metais, pesticidas, entre outros. Este escoamento se integra aos efluentes das cidades (tratados e não-tratados) despejados dos rios e aquíferos, que estão sujeitas a alteração no seu transporte devido a construção de barragens, ao desmatamento, a retirada da mata ciliar, etc. Portanto, a referida concentração no tempo é resultado combinado de todos estes elementos. A retirada e despejo de água e poluentes em toda a bacia hidrográfica podem produzir cenários críticos em qualquer seção ao longo do trajeto do escoamento (espaço) em períodos diferentes (tempo).

A avaliação integrada dos aproveitamentos da bacia quanto aos aspectos ambientais nos diferentes cenários envolve preferencialmente a representação dos indicadores (parâmetros ou variáveis) em modelo espacial e/ou por modelagem matemática das variáveis que possam representar os principais aspectos ambientais, na área de abrangência que é a bacia hidrográfica. O modelo que pode representar a qualidade da água citado no exemplo acima deve representar: (a) a transformação de precipitação em escoamento na bacia (superficial e subterrâneo): para isto é necessário representar toda esta parte do ciclo hidrológico, sujeito a alterações do uso do solo na superfície da bacia, nos rios, reservatórios e lagos; (b) qualidade da água gerada pelas fontes de contaminação e seu transporte na bacia, rio e reservatório.

De forma geral, a avaliação integrada envolve as seguintes etapas principais (Figura 5.8):

- a) Principais aspectos ambientais: com base nos resultados das etapas anteriores são

definidos os temas prioritários relacionados com os ecossistemas e suas interações que podem ser abordados na avaliação integrada. Por exemplo, inundações em diferentes seções dos rios, entrada e saída de vazão dos rios (balanço hídrico), qualidade da água de rios e reservatórios, erosão e sedimentação, nutrientes, produção pesqueira, navegação energia. Os modelos integradores devem ser capazes de representar o comportamento destes processos, apresentando os indicadores que caracterizem os resultados e indicando resultados positivos e negativos em função das ações nos diferentes ecossistemas

b) Seleção das variáveis, indicadores e os modelos: estabelecer as variáveis representativas e os indicadores (Tabela 5.5), que caracterizem os processos e permitam avaliar os impactos sinérgicos e cumulativos. A seleção das variáveis representativas está relacionada diretamente à identificação dos principais efeitos na etapa anterior do estudo. Por exemplo, identificado que existirão problemas de eutrofização, será necessário representar a produção e transporte de fósforo e do nitrogênio na bacia. Os processos que retratam o comportamento dos ecossistemas, representados pelas variáveis e indicadores, devem ser modelados de forma qualitativa e quantitativa, considerando toda a área de abrangência do estudo, de acordo com o melhor conhecimento científico e tecnológico apropriado à precisão esperada neste tipo de estudo;

c) Simulação dos cenários: com base na caracterização dos ecossistemas e nos modelos teóricos são simulados os cenários especificados para avaliar as condições ambientais e atuais na bacia hidrográfica. As variáveis e indicadores ambientais obtidos da simulação para os cenários estudados permitirão identificar as condições ambientais críticas e as condições necessárias para a sua sustentabilidade. Estas variáveis e indicadores permitirão analisar os impactos sinérgicos dos cenários;

d) Avaliação dos cenários e dos aspectos ambientais de forma integrada: os resultados obtidos nas simulações devem ser analisados, verificando se os mesmos produzem efeitos adicionais aos previstos nas fases anteriores. Nessa situação, deve-se retornar a etapa “aspectos ambientais principais” e verificar se todos os processos necessários estão representados, identificando os aspectos que não tenham sido caracterizados *a priori* para, então, com base nos indicadores e sua variação espacial e entre cenários, identificar as principais fragilidades do sistema quanto aos empreendimentos;

e) Medidas Preventivas: Na avaliação dos impactos nos diferentes cenários devem produzir impactos ambientais e sociais. Medidas mitigadoras preventivas principalmente em nível de políticas e programas institucionais que poderão fazer parte de diretrizes para a gestão da bacia. Por exemplo: zoneamento de áreas de inundação, programas de conservação do solo, regulamentação sobre os efluentes urbanos, entre outros. Considerando estas medidas preventivas os cenários devem ser reavaliados para verificar da sua efetividade. Estes resultados permitirão definir as diretrizes ambientais e sociais para a bacia dentro da gestão de recursos hídricos.

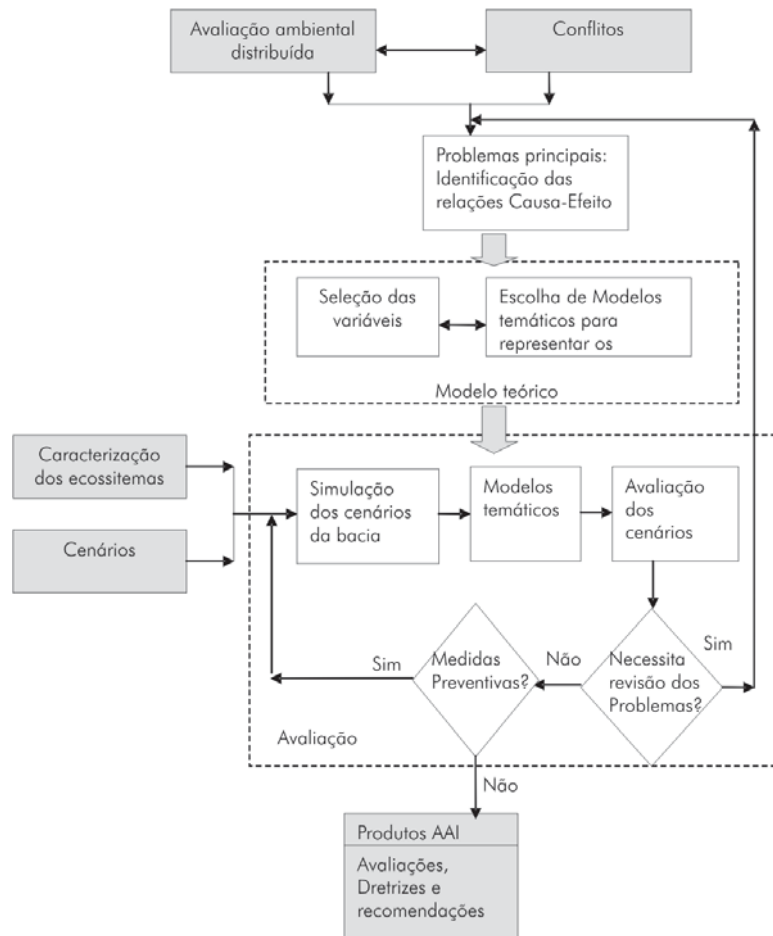


Figura 5.8 AAI Avaliação ambiental integrada.

e) Diretrizes: com base nas variáveis e indicadores ambientais e nos resultados dos diferentes cenários deve-se analisar quais as medidas preventivas necessárias para a bacia para minimizar os efeitos sinérgicos da bacia. Esta metodologia deverá subsidiar: (i) o estabelecimento das diretrizes gerais ambientais para a implantação de futuros aproveitamentos hidrelétricos na área de abrangência do estudo; e (ii) a prevenção sobre os efeitos potenciais cumulativos e sinérgicos sobre os recursos hídricos e o uso do solo.

A Figura 5.7 apresenta as diferentes etapas do procedimento de avaliação ambiental integrada dentro do conjunto da metodologia proposta. A participação pública não aparece no fluxograma, mas faz parte do processo através da interação em várias etapas destacadas em item abaixo.

Participação Pública

Este item trata do envolvimento público ao longo do desenvolvimento do estudo, com participação e retorno dos resultados às partes interessadas, onde possam ser ouvidos os principais segmentos sociais da região em estudo, destinadas a coletar subsídios e informações para o desenvolvimento dos trabalhos. Deverão ser realizados seminários para a apresentação, discussão e aporte de contribuições aos resultados parciais e finais da AAI. Os locais dos eventos serão distribuídos espacialmente na bacia.

Resultados

Os resultados consistem de uma consolidação das análises realizadas, apresentando medidas preventivas como diretrizes, recomendações para estudos complementares e elementos fundamentais para os EIAs. O resultado final do estudo poderá apresentar:

- Avaliação espacial e temporal dos efeitos integrados dos projetos previstos nos diferentes cenários;
 - Diretrizes gerais para a implantação de novos projetos, considerando o resultado dos estudos de bacia realizados, as áreas de fragilidades, o uso e ocupação do solo e o desenvolvimento regional;
 - Diretrizes técnicas gerais a serem incorporados nos futuros estudos ambientais dos projetos setoriais, para subsidiar o processo de licenciamento ambiental dos empreendimentos em planejamento/projeto na área de abrangência dos estudos, a serem licenciados pelos órgãos ambientais competentes;
 - Base de dados gerada pelo projeto em SIG, contendo todas as informações produzidas e obtidas ao longo do estudo para incorporação ao banco de dados georreferenciado.
- estudo também poderá apresentar *recomendações* para:
- As avaliações que apresentarem grandes incertezas quanto aos dados disponíveis e quanto à profundidade dos estudos, devem ser apresentadas recomendações quanto ao seu detalhamento e coleta de dados, para realização de futuros estudos ambientais de aproveitamentos hidrelétricos;
 - As atividades integradoras na bacia para os empreendimentos existentes e planejados que visem redução dos impactos;
 - Os estudos de viabilidade dos futuros empreendimentos;
 - De diretrizes de um plano de inserção regional dos empreendimentos hidrelétricos previstos para a bacia, com vistas a potencializar os impactos positivos e minimizar os negativos, contemplando a definição de um arranjo institucional;
 - Propor medidas de gestão preferencialmente institucionais para evitar conflitos e problemas futuros, orientando o licenciamento de projetos específicos. Deverão ser contemplados, entre outros: programas de prevenção de risco para redução das vulnerabilidades da sociedade e do meio ambiente na bacia; programa de monitoramento de informação, fiscalização de recursos ambientais e do meio ambiente ao longo da bacia; programas sustentáveis de educação, pesquisa, e orientação distribuída nos diferentes setores para garantir a sustentabilidade de longo prazo; propostas de ações para mitigação quanto aos impactos ambientais.

5.4.6. Produtos

Os produtos esperados deste tipo de estudo, além dos resultados mencionados no item anterior, envolvem uma avaliação e não a decisão sobre os investimentos na bacia. A avaliação deve subsidiar a decisão estratégica ambiental na bacia. Por exemplo, existirão estratégias que podem ser recomendadas aos decisores sobre conservação ou preservação de determinadas áreas ou ambientes da bacia. No entanto, cabe aos decisores de governo as escolhas que poderão ser implementadas por meio de mecanismos institucionais disponíveis.

5.5 Relações Causa-Efeito Potenciais na bacia Hidrográfica

Existe um infinito número de relações causa-efeito na bacia hidrográfica, as descrições relacionadas abaixo são uma amostra representativa das mesmas e podem ser utilizadas como informações potenciais. Existe uma relação direta entre os elementos que caracterizam a cadeia, caracterizados na figura 5.9 que são:

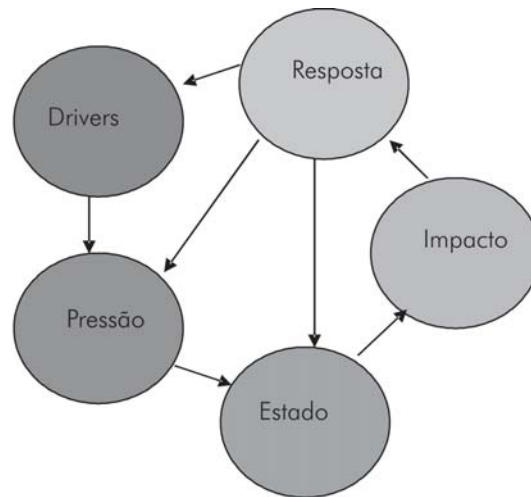


Figura 5.9 Relações entre causadores, causas, impactos e resposta ou mitigação Peirce e Mezei (1998).

Causadores: (drivers) que produzem a alteração como uma indústria, uma hidrelétrica, ou seja, o componente do desenvolvimento econômico que motivou a causa;

Pressão: o que produz o impacto como a emissão ou efluente de uma indústria, a barragem que altera o escoamento. O elemento que altera o ambiente.

Estado: a situação do ambiente em face da pressão exercida pelo *driver* ou causador da ação. O estado do ar ou da água depois da pressão exercida. No exemplo acima é a situação do ar e do rio ou aquífero com o cenário da instalação da indústria ou no caso da hidrelétrica o estado do rio e reservatório (jusante e montante) depois a construção da barragem;

Impacto: é a consequência sobre o ambiente devido à pressão exercida. Representa a alteração ambiental em face da pressão exercida sobre o mesmo. No exemplo, citado é alteração na qualidade do ar ou da água devido a uma determinada indústria ou da alteração aquática devido a hidrelétrica;

Resposta: é a resposta que o projeto dará para reduzir ou mitigar o impacto devido a pressão exercida para evitar que o mesmo ocorra, considerando que a avaliação se antecipa ao impacto.

A tabela 5.6 sintetiza algumas das relações para alguns dos principais sistemas de desenvolvimento econômico, que são os “drivers”, a pressão exercida sobre o meio ambiente, potenciais impactos avaliados pelos indicadores ambientais e as medidas que podem ser tomadas para prevenir ou corrigir. Esta tabela analisa grandes sistemas que aparecem integrados dentro da bacia hidrográfica e seus efeitos são integrados.

Por exemplo, numa bacia com cidades, agricultura, pecuária e aproveitamentos hidrelétricos todos os estes sistemas aparecem e, em cada seção de um rio os efeitos sobre a qualidade da água, flora e fauna são a integração destes meios de desenvolvimento da sociedade na bacia.

Os indicadores utilizados devem caracterizar as fontes causais dos impactos e permitir avaliar o efeito das medidas mitigadoras. Na tabela 5.6 e 5.7 são apresentadas algumas sugestões de indicadores que podem ser utilizados no estudo de avaliação ambiental integrada.

5.6 Modelos para simulação de cenários integrados

5.6.1 Conceitos

O *sistema* é qualquer engenho que responde, por meio de uma saída, a uma entrada. Cada sistema possui suas próprias características e pode, em função de cada caso, ser subdividido em subsistemas onde certas características são mais homogêneas. Um sistema pode

ser uma bacia hidrográfica, um trecho de rio, uma camada do solo, entre outros. Para representar os processos num sistema existem variáveis e parâmetros. Por exemplo, a infiltração no solo é um processo, representado pela variável que é taxa de infiltração num determinado intervalo de tempo (mm/h), enquanto o parâmetro é o fator que caracteriza um determinado sistema. A capacidade de campo de um determinado solo é um parâmetro do solo e representa um parâmetro.

O *modelo* é a representação de um sistema, numa linguagem ou forma de fácil acesso e uso, com objetivo de entendê-lo e buscar respostas para diferentes entradas (Tucci, 1998). O modelo por si só não é um objetivo, mas uma ferramenta para atingir um objetivo como o prognóstico de cenários diferentes dos conhecidos.

A simulação é o uso do modelo para representar o sistema. As simulações são: (a) ajuste; (b) verificação; (c) prognóstico. O ajuste é utilizado para determinar os parâmetros para um determinado sistema. A verificação é utilizada para verificar o desempenho dos parâmetros ajustado para períodos diferentes e o prognóstico é a fase de uso do modelo para simular os cenários desejados de estimativa da saída do modelo.

O ajuste ou determinação dos parâmetros pode ser realizado com base em valores de literatura, através do uso de dados históricos da entrada e da saída do sistema. A verificação é realizada com dados de outro período os parâmetros são mantidos constantes e no prognóstico existem somente os dados de entrada (tabela 5.8).

5.6.2 Modelos na Gestão dos recursos hídricos

O gerenciamento dos recursos hídricos é, por característica, um campo de ação interdisciplinar. O planejador necessita reunir os processos das diferentes fases de forma sucinta e clara, para que sejam tomadas as decisões que melhor atendam a sociedade e a proteção dos recursos naturais. Devido ao grande número de alternativas que existem no planejamento dos recursos hídricos, considerando seus usos, disponibilidades e preservação, é necessário utilizar metodologias que melhor quantifiquem os processos, permitindo analisar alternativas que auxiliem no processo de decisão. Os modelos utilizados no gerenciamento podem ser classificados segundo:

Tabela 5.6 Algumas das principais relações de impacto

Desenvolvimento	Potenciais ações	Potenciais impactos	Indicadores quantitativos	Potenciais medidas
1. Urbano	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Ocupações residenciais, comerciais e industriais; ▪ Infra-estrutura urbana de ruas, parques, comunicação, iluminação, etc; ▪ Serviços: clínicas, hospitais, etc 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Efluentes de esgoto doméstico, industrial, clínicas e hospitais; ▪ Erosão do solo e áreas degradadas, produção de lixo, ▪ Inundação e poluição pluvial. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Carga de DBO, Coliformes, DQO, N e P; ▪ Superfície de áreas degradadas; ▪ Concentração de sedimentos; quantidade de material sólido/pessoa; ▪ Frequência e locais de inundação 	Gestão integrada, com: <ul style="list-style-type: none"> □ Desenvolvimento sustentável do espaço urbano: mecanismos legais preventivos ▪ Tratamento de efluentes; ▪ Recuperação das áreas e planejamento de ocupação sustentável; ▪ Coleta de resíduos e educação; ▪ Controle das inundações.
2. Rural	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Plantios: subsistência, convencional ou direto; ▪ Uso de pesticidas e fertilizantes; ▪ Gado, aves, suínos. ▪ Irrigação 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Erosão e perda de solo fértil; ▪ Assoreamento dos rios; ▪ Qualidade da água dos rios; ▪ Barragens de regularização e conflito pelo uso da água 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Produção de sedimentos e áreas degradadas; ▪ Nitrogênio, fósforo, pesticida; ▪ Alteração dos leitos ▪ Consumo de água e retorno para os rios; ▪ Demanda x disponibilidade no período seco. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Manejo do solo e conservação do solo; ▪ Preservação dos leitos e áreas de risco. ▪ Racionalização do uso da água por meio de práticas sustentáveis
3. Produção de energia	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Barragem ▪ Operação da usina com flutuação dos níveis do reservatório 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Alteração dos níveis e vazões a montante e jusante; ▪ Eutrofização do lago, formação de gases e toxidade; ▪ Acumulação de sedimentos no reservatório e erosão a jusante ▪ Eliminação dos corredores biológicos; ▪ Alteração da fauna e flora; ▪ Conflito com a gestão das inundações; ▪ Reassentamento da população e impacto sobre a infra-estrutura urbana. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Curva de permanência dos níveis e vazões a montante e jusante; ▪ Nitrogênio e fósforo, algas: cargas e valores no lago e a jusante; ▪ Afluência de sedimentos e acumulação; ▪ Produção biológica a montante e a jusante; ▪ Vazões de cheia a montante e a jusante; ▪ Flutuação das vazões durante operação diária e semanal. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Redução das cargas afluentes; ▪ Escoamento das camadas superiores do lago para jusante; ▪ Lay-out de estruturas com turbulência; ▪ Escadas de peixe; ▪ Reaeração localizada; ▪ Sistemas de efluentes para limpeza de sedimentos; ▪ Sistema de volume de espera para gestão de inundação.

Tabela 5.7 Indicadores (MMA, 2005)

Elementos de Avaliação	Indicadores de impactos cumulativos e sinérgicos
Dimensão Físico-Biótica	
Interferência em Aspectos Físicos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Alteração de microclima. ▪ Sismos induzidos. ▪ Áreas degradadas e erosão. ▪ Contaminação de solos por efluentes sanitários e agrícolas.
Interferência em Ecossistemas Terrestres	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Perda e fragmentação de ambientes (devido à formação dos reservatórios e aos impactos indiretos, por exemplo, obras como vetor de ocupação em áreas mais preservadas). ▪ Interferência em áreas de significativo interesse ecológico. ▪ Alteração da cobertura vegetal. ▪ Alterações no uso do solo, fauna e flora, perda de áreas produtivas, recursos florestais e recursos minerais.
Interferência em Ecossistemas Aquáticos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Extensão de rio com alteração de regime, inclusive com vazão reduzida. ▪ Variação do regime hidrológico, possibilidade de cheias mais intensas. ▪ Perda de habitats especiais (corredeiras, remansos, praias e lagoas marginais). ▪ Elevação do lençol freático. ▪ Contaminação dos lagos devido aumento da carga de efluentes sanitários; utilização de insumos pela atividade agrícola (fertilizantes e agrotóxicos), suinocultura. ▪ Alteração na produção e transporte de sedimentos a montante e a jusante, erosão de margens, sedimentação e alteração de leito do rio. ▪ Qualidade da água. ▪ Eutrofização. ▪ Estoques pesqueiros. ▪ Existência de vegetação marginal.
Dimensão socioeconômica	
Organização do Território	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Alteração na rede urbana (núcleos urbanos atingidos). ▪ Infra-estrutura de comunicação e circulação regional e local modificada (extensão de estradas, de pontes, travessias de balsas, etc.). ▪ Patrimônio histórico, cultural, arqueológico afetado. ▪ Especulação imobiliária (aumento do preço da terra). ▪ Interferência sobre a base territorial municipal (área dos municípios atingidos; reassentamento populacional em municípios diferentes; mudanças político-administrativas; municípios atingidos por mais de um projeto). ▪ Número de pessoas atingidas/ remanejadas (rural e urbana). Impacto sobre comunidades tradicionais.
Interferência em Atividades Econômicas	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Base de recursos naturais afetados: perda de áreas de pastagens, recursos florestais, recursos minerais e pesqueiros, perda de fertilidade nas margens. ▪ Interferência na capacidade produtiva de grupos sociais, diminuição da renda, desemprego. ▪ Perda de terras produtivas: diminuição da produtividade agropecuária, diminuição de impostos gerados (aumento da dependência de municípios de receita externa). ▪ Perda de potencial turístico.
Pressão sobre Condições de Vida	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Alteração do quadro epidemiológico – aumento de doenças devido à formação do reservatório, intensificação do fluxo migratório e serviços de saúde sobrecarregados.

Tabela 5.8 Usos de informação na simulação

Informação	Ajuste	Verificação	Prognóstico
Entrada	E	E	E
Parâmetro	?	E	E
Saída	E	E?	?

E – a informação existe e é utilizada; ? – a informação não existe; E? a informação existe, mas não é utilizada apenas para comparação.

Modelos de comportamento: são modelos utilizados para descrever o comportamento de um sistema. O modelo é utilizado para prognosticar a resposta de um sistema sujeito a diferentes entradas ou devido a modificações nas suas características. Um modelo de comportamento, que represente um trecho de rio, busca reproduzir o hidrograma de jusante, sujeito a diferentes hidrogramas de entrada a montante ou a modificações no seu leito ou mesmo a construção de uma barragem no trecho. O modelo, neste caso, é utilizado para especular alternativas possíveis de ocorrerem no sistema, prognosticando a resposta do mesmo a estas ações.

Modelos de otimização: são técnicas que otimizam soluções de um sistema específico. Por exemplo, a rede de abastecimento de água de uma parte de uma cidade pode ser representada por um modelo hidráulico, o módulo de otimização é aquele que pesquisa o menor diâmetro comercial dos diferentes trechos da malha. No processo de otimização o modelo de comportamento hidráulico é utilizado para cálculo hidráulico de cada formulação proposta pelo modelo de otimização.

Modelos de planejamento ou um sistema de suporte à Decisão (SSD): simulam condições globais de um sistema maior. Normalmente, o modelo de planejamento envolve uma região ou uma bacia e busca não somente as soluções hidráulicas, hidrológicas ou econômicas, mas engloba também quantificação sócio-econômica e ambiental. Estas técnicas utilizam vários modelos de combinados de comportamento e de otimização de diferentes áreas, buscando disciplinar as ações e investimentos.

O gerenciamento de uma bacia hidrográfica envolve a avaliação de diferentes cenários relacionados com os componentes dos recursos hídricos. Devido ao grande número de alternativas existentes no planejamento ambiental dos recursos hídricos, considerando seus diferentes usos, disponibilidades e conservação, é necessário utilizar metodologias que melhor quantifiquem os processos, permitindo analisar alternativas que auxiliem no processo de decisão.

Na gestão de uma bacia hidrográfica os principais componentes envolvidos se referem aos usos dos recursos hídricos, seus impactos e o controle de inundação. Na avaliação das alternativas destes diferentes componentes serão necessários modelos para:

Determinar a série de vazões com extensão suficiente para avaliar de forma adequada a disponibilidade hídrica das bacias hidrográficas. Geralmente existem séries curtas de vazão e séries longas de precipitação. O modelo hidrológico que calcula a vazão com base na precipitação (Modelo precipitação – vazão) é utilizado para estender as séries de vazões nos locais de interesse para a avaliação da disponibilidade hídrica.

Geração de séries sintéticas: Considerando que a série histórica é uma das realizações possíveis do universo de possibilidades de seqüência de vazão uma das alternativas é a geração de séries de igual probabilidade de ocorrência que a série histórica e com as mesmas estatísticas básicas, desde que a série histórica, no qual se baseia a série sintética seja estacionária e representativa do comportamento sazonal, interanual e de seqüência de anos anômalos, que nem sempre estes modelos são capazes de reproduzir. Em estudos deste tipo a geração de séries sintéticas passa pelo uso de técnicas Multivariadas onde as séries com correlação devem ser geradas considerando a correlação cruzada serial. Este tipo de metodologia somente apresenta vantagens quando as séries de vazões têm extensões suficientemente longas para possuírem baixa incerteza.

Modelo de balanço do sistema: O modelo quantitativo de gerenciamento dos recursos hídricos parte de um cenário de planejamento dos diferentes componentes da bacia: entradas e

saídas de água para diferentes demandas; reservatórios para diferentes usos como produção de energia e abastecimento; e limites de conservação dos recursos hídricos. Com base nos diferentes componentes deste sistema são estudados os diferentes cenários de desenvolvimento da bacia, identificando os períodos e locais críticos e alternativas de solução. Este tipo de modelo agrega as retiradas e entrada de água da bacia; a operação hidráulica das barragens e canais e os respectivos resultados dos usos da água.

Qualidade da água: O Modelo de qualidade da água deve considerar as fontes de poluição natural e antrópica: difusas e pontuais que contribuem para o sistema hídrico, o transporte e dispersão dos poluentes no sistema e o comportamento dos reservatórios de forma integrada. Na fase de planejamento este tipo de modelo deve ser utilizado em conjunto com o modelo anterior visando tomar decisões hidráulicas ambientalmente compatíveis e não utilizar a prática comum de escolher as soluções quantitativas e depois buscar justificá-las ambientalmente.

Modelo Sedimentos: representa a produção de sedimentos em função do tipo e uso do solo. Para bacia de pequeno porte a metodologia é mais detalhada e caracteriza todo o transporte. Em bacias maiores são utilizados indicadores de produção em função de tipo, uso do solo e prática agrícolas. Com base na produção de sedimentos são analisados o transporte e assoreamento dos sedimentos ao longo dos rios e reservatórios. Os reservatórios tendem a reter os sedimentos e erodir a jusante.

Modelo Ecológico ou ambiental: O modelo ecológico amplia a representação do modelo de qualidade da água para representar não somente Nitrogênio e Fósforo, mas também Alga, Zooplâncton, Peixe, animais bentônicos, entre outros. Tucci (1998) e Chapra (1997) descrevem as relações representadas nestes modelos. O aprimoramento das funções que relacionam os parâmetros de qualidade da água e fauna e flora dos sistemas aquáticos é a base destes modelos.

5.6.3 Modelo de Qualidade da Água da bacia Hidrográfica

Estrutura

A escolha de um modelo matemático, para simular as condições de qualidade da água num sistema de rios e reservatórios, depende do seguinte: características do sistema a ser simulado; nível de precisão desejado em função dos objetivos do projeto; dos dados disponíveis sobre o sistema e; da disponibilidade de metodologia para representar os processos identificados.

A representação dos processos em rios e reservatórios depende das seguintes características fundamentais: (a) quantidade: condições hidrológicas e hidráulicas do meio; e (b) condições químicas e biológicas.

No modelo geralmente a bacia hidrográfica é representada em sub-sistemas como os seguintes: bacia, rio e reservatório ou lago e costeiro. A bacia é a denominação dada a parcela que contribui para os rios, considerada de forma integrada. O trecho de rio é aquele discretizado no modelo, já que dentro do módulo bacia existem também trechos de rios, mas foram considerados integrados ou concentrados na análise. O trecho de lago e reservatório é a parte discretizada em que o sistema tem o efeito de armazenamento preponderante em relação aos efeitos dinâmicos. O sistema costeiro é aquele em que existe influência de jusante devido ao mar seja nos aspectos quantitativos como de qualidade.

A figura 5.9 apresenta a estrutura geral do modelo de quantidade de água, que representa: a transformação da precipitação em vazão, a distribuição da água na bacia em trechos, usuários e operação de reservatórios; e do modelo de qualidade da água que estima a produção difusa, pontual e o transporte em rios e reservatórios.

As condições de escoamento do sistema determinam o tipo de estrutura básica do modelo a ser utilizado, sendo um dos condicionantes básicos para o transporte advectivo no meio fluvial. A precisão dos resultados obtidos pelo modelo está ligada aos objetivos e ao nível do

estudo. Por exemplo, na análise preliminar do problema podem ser utilizados modelos mais simplificados, que identificam numa macro-escala os locais mais problemáticos, enquanto que na fase de viabilidade, são utilizados modelos que detalham mais os aspectos mais importantes do processo.

Tipos de Modelos de rios e Reservatórios

Os modelos podem ser classificados segundo suas condições de escoamento, transporte de massa e características dos parâmetros de qualidade da água. Devido às condições de escoamento de um rio com fluxo livre e de um reservatório, os modelos apresentam formulações diferentes. Num reservatório, a velocidade do escoamento é pequena e a profundidade grande. Os processos principais se desenvolvem no sentido vertical. A incidência solar sobre a superfície livre da água, produz movimento de calor no sentido vertical, que se equilibra com o empuxo da massa de água. Além disso, devido à grande largura criada pelo lago, o vento produz turbulência nas camadas superiores do reservatório. Os resultados destes processos na massa de água podem produzir a estratificação de temperatura e densidade da água, que influenciam a estratificação de outros parâmetros como o oxigênio dissolvido.

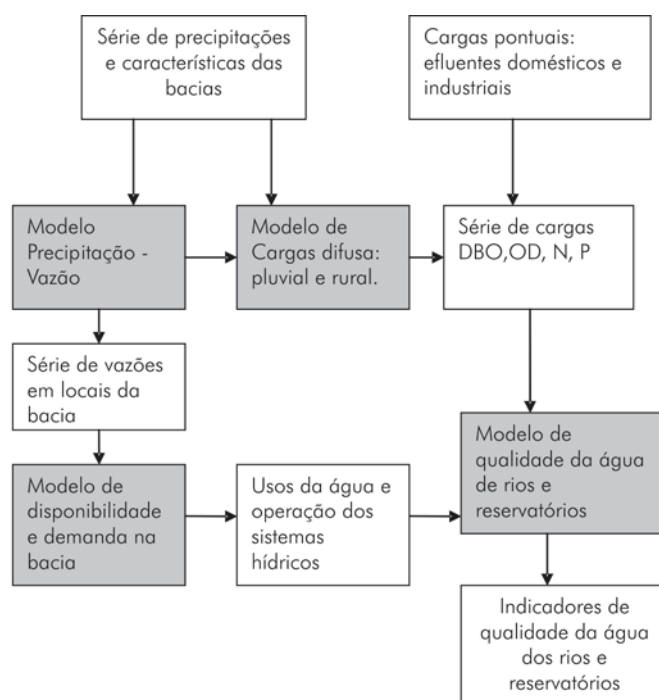


Figura 5.9 Modelos de quantidade e qualidade da água da bacia hidrográfica

Num rio, a velocidade é maior que no reservatório, produzindo transporte de massa no sentido longitudinal, com menor influência nas direções transversal e vertical.

A classificação dos modelos pode ser realizada, segundo diferentes critérios. A seguir são resumidos alguns:

Quanto a discretização espacial: A discretização espacial, das variáveis de fluxo e transporte de massa, varia de com acordo a importância destes processos:

No reservatório: os tipos de modelos podem ser do tipo Concentrado, Unidimensionais, bi-dimensionais ou tri-dimensionais.

Modelo concentrado (zero dimensão): este tipo de modelo, considera o reservatório

totalmente misturado, portanto não analisa a variabilidade espacial da concentração no reservatório. Os modelos concentrados consideram a variação da concentração média no tempo. Este tipo de modelo é utilizado em nível de planejamento (figura 5.11a);

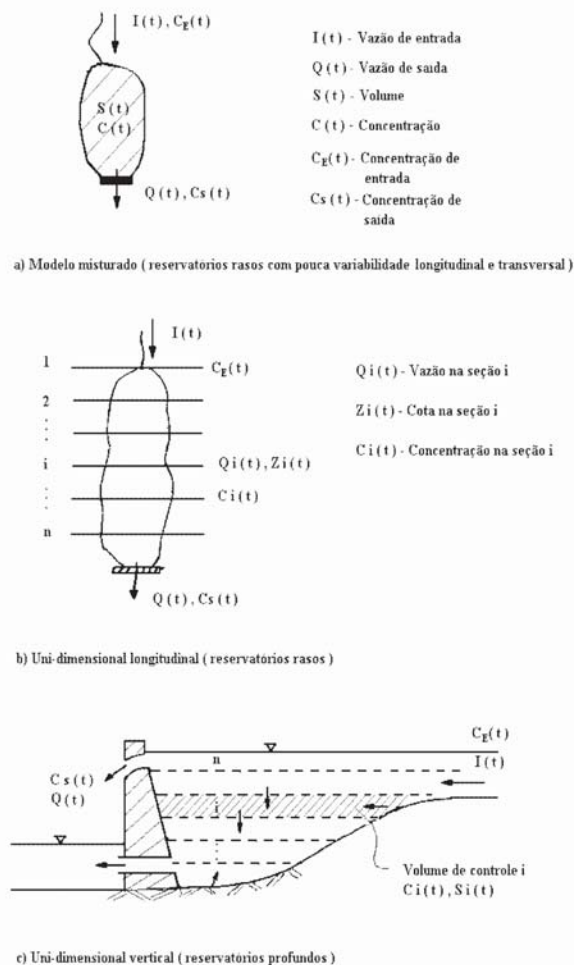


Figura 5.11 Características dos modelos em reservatório

Modelos unidimensionais: são modelos que simulam os processos, considerando apenas uma dimensão no espaço. Para estudar o fluxo num reservatório, podem ser utilizados modelos: unidimensional vertical (figura 5.11c) ou longitudinal (figura 5.11b). O primeiro considera a direção vertical e despreza as demais. Este tipo de modelo é utilizado para estudar as estratificações verticais, que ocorre principalmente em reservatórios com grande profundidade e grande tempo de residência. O segundo desconsidera as variações transversal e vertical. Este tipo de modelo é usado para analisar a variação longitudinal no reservatório. O seu uso é para reservatórios com pequena profundidade e baixo tempo de residência;

Modelos bidimensionais: são modelos que simulam os fenômenos, desprezando uma das direções e considerando as velocidades nas outras duas direções. Podem ser *bidimensionais no plano*, quando representam a velocidade longitudinal e transversal e despreza as variações na vertical; *bidimensional no perfil* quando representa as direções longitudinal e vertical e despreza as variações na transversal (figura 5.12a).

O modelo bidimensional no plano (figura 5.12b) permite a visualização das velocidades e concentrações no plano formado pelo reservatório. Desta forma, pode-se conhecer o campo de velocidades médias verticais. O módulo de transporte dificilmente é utilizado quando a profundidade é suficientemente grande para produzir estratificação vertical.

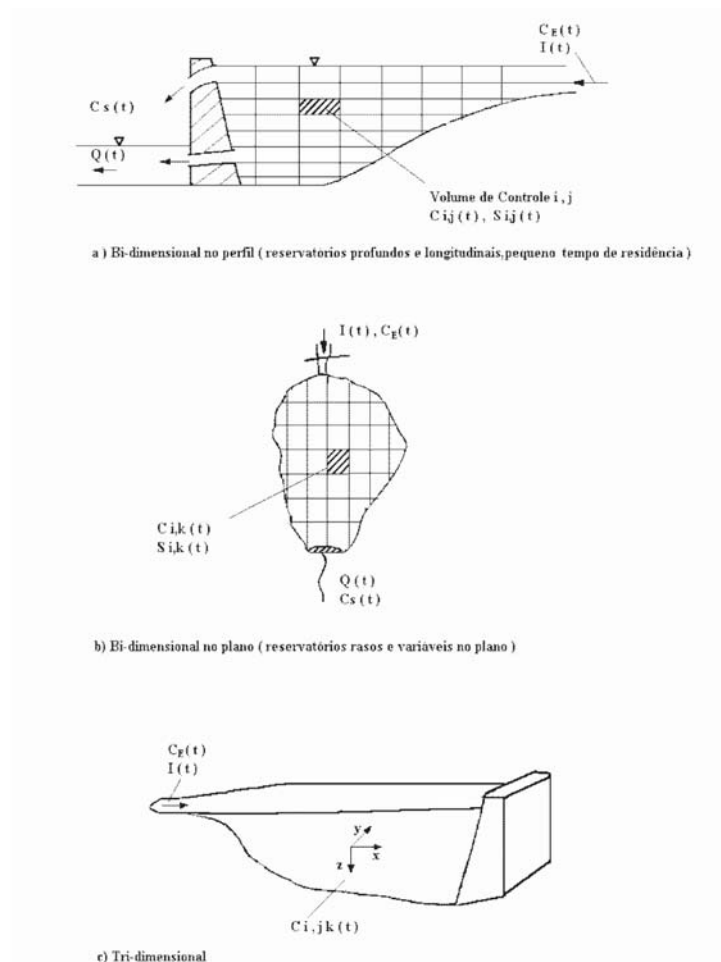


Figura 5.12 Características dos modelos em reservatório

O modelo bidimensional no perfil pode ser útil quando, além da estratificação vertical, existe variação longitudinal devido ao pequeno tempo de residência (escoamento que penetra o reservatório com velocidade significativa) e necessite a análise setorizada da concentração das substâncias. As dificuldades deste tipo de modelo são: grande número de parâmetros, dados a serem obtidos e instabilidade numérica. O grande número de parâmetros a serem estimados depende de dados observados e pode ser limitado por meio de uma análise de sensibilidade. A instabilidade numérica pode ocorrer pelas dificuldades de definir a malha de cálculo devido principalmente a diferença de velocidade na vertical (cm/dia) com a longitudinal (cm/s).

Modelos tridimensionais: estes modelos representam todas as direções do espaço (figura 5.12c). Estes modelos possuem um grande número de parâmetros e variáveis que necessitam ser estimado para que possam ser utilizados e o controle dos erros numéricos das equações diferenciais. No entanto, existem modelos tridimensionais simplificados, que desprezam a variabilidade da dinâmica do fluxo, utilizando apenas o balanço de massa e o transporte simplificado das substâncias. A maior dificuldade no uso deste tipo de modelo se refere à obtenção de dados para sua validação.

No rio: os modelos geralmente são unidimensionais com variantes bi-dimensionais perto dos estuários. As características que diferenciam o escoamento em rios, dos reservatórios e lagos, são a velocidade e a profundidade do fluxo. Os modelos de qualidade da água utilizados em rios são unidimensionais e representam o escoamento através da velocidade média na seção transversal, desprezando as variações vertical e transversal. Existe uma concentração média na seção, considera-se que na seção ocorra uma mistura completa. Nos trechos em que a variação de densidade é marcante, podem-se utilizar modelos do tipo bidimensional no perfil.

Quanto à variação no tempo: Os modelos também podem ser classificados quanto à variação no tempo em permanente e não-permanente. Os modelos em regime permanente desconsideram a variação no tempo das variáveis envolvidas no processo, enquanto que os modelos em regime não-permanente permitem a análise destas variações.

Os modelos em regime permanente podem ainda ser: uniforme e não-uniforme. No primeiro caso, estão os modelos que consideram a velocidade constante no rio. No segundo, o regime é permanente, mas a velocidade pode variar ao longo do rio. Estes modelos podem ser usados quando a situação crítica de qualidade da água é próxima de um regime permanente, como na estiagem.

Quando a situação de análise e os processos são não-permanentes, como regime variado de fluxo em estiagens, efeito de maré, cheias urbanas ou enchentes que revolvem o fundo do rio ou reservatório, o modelo de simulação da qualidade da água deve simular em regime não-permanente a parte hidráulica e a de qualidade da água destes sistemas. O risco de utilizar um modelo em regime permanente nestes casos é o de não obter os valores críticos reais.

Quanto ao tipo de parâmetro de qualidade da água

Os parâmetros de qualidade da água podem ser conservativos ou não-conservativos. Os primeiros são aqueles que não mudam devido a reações químicas e biológicas internas, como sal e outros cloridos. As substâncias não-conservativas são aquelas que reagem por processos químicos e biológicos internos, modificando sua concentração como a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e o Oxigênio Dissolvido (OD). A formulação dos processos internos na equação de transporte é realizada através do termo de perdas e ganhos.

Existem alguns processos químicos, biológicos e físicos que apresentam dificuldade na formulação matemática do seu comportamento. Muitas vezes estas formulações são simplificadas e podem não identificar todos os condicionantes da realidade observada ou medida.

Os primeiros modelos simulavam somente o OD e o DBO. Os modelos evoluíram introduzindo os ciclos de nitrogênio e fósforo, produção de algas e outros componentes. Para problemas específicos são desenvolvidas rotinas especiais que consideram, por exemplo, a inundação de matas e o acréscimo de carga orgânica pela decomposição vegetal. A principal dificuldade tem sido na obtenção de dados que validem os modelos, na melhor formulação de determinados parâmetros e na complexidade de certos processos que não são representados matematicamente de forma adequada.

5.6.4 Uso do modelo

Os modelos de qualidade da água podem ser utilizados nas diferentes fases dos projetos de recursos hídricos de acordo com o nível de precisão desejado e da abrangência dos estudos. Os estudos em geral as fases exemplificadas na tabela 5.4. No exemplo, é apresentada a seqüência adotada pelo setor elétrico nos seus empreendimentos, no entanto seqüência semelhante a esta pode ser adotada nos estudos de desenvolvimento de uma bacia hidrográfica. Dentro deste contexto é apresentada a seguir uma indicação com relação ao uso de modelos de qualidade da água dentro das diferentes fases deste exemplo de gerenciamento.

Estimativa do potencial hidrelétrico

Esta fase corresponde a avaliação preliminar da bacia. Esta fase é desenvolvida com base em elementos existentes. Nesta fase são identificados os principais aproveitamentos potenciais. A identificação das condições ambientais da bacia corresponde a uma descrição das condições naturais, evolução das ações antrópicas e seus potenciais impactos ambientais.

As condições de qualidade da água da bacia são avaliadas considerando o seguinte: (a) a localização das fontes potenciais de poluição na bacia: cargas domésticas, industriais e agrícolas; (b) distribuição espacial das cargas; (c) condições críticas hidrológicas e de carga natural de nutrientes; (d) interação das fontes de poluição com os usos existentes da bacia. Nos locais

potenciais de aproveitamentos são determinadas características físicas e de densidade de mata.

O diagnóstico é baseado na avaliação descritiva da informação com indicadores das condições ambientais, o que permite uma seleção ampla dos locais mais favoráveis. Os futuros estudos e projeções devem ser realizados pela amostragem e monitoramento de algumas variáveis nos locais mais favoráveis estimados nesta fase.

Alguns dos Indicadores ambientais de reservatórios são:

1. O *tempo de residência*, quanto maior o tempo de residência, pior será a condição ambiental no lago (ver capítulo 1);

2. *Número de Froude densimétrico* que caracteriza as condições de estratificação de um lago. Um lago com condições desfavoráveis de estratificação tende também a apresentar condições desfavoráveis.

3. *Carga vegetal*: uma das situações desfavoráveis para reservatórios tropicais com grande massa vegetal inundada decorre da carga de nutrientes a medida que o lago é inundado. Esta carga produz condições ambientais totalmente desfavoráveis. O impacto da carga vegetal é avaliado pela carga residual de DBO, N e P e pelo tempo que o OD leva para recuperar suas condições médias de oxigênio positivo. Este elemento pode ser simulado pelo modelo misturado apresentado neste capítulo;

4. *Relação entre área inundada/MW e população removida/MW*: Goodland (1996) mostrou que a medida que os dois indicadores crescem as condições ambientais econômico social tendem a ser inadequadas. Na figura 5.13 são apresentados os valores de diferentes reservatórios existentes no mundo identificados na tabela 5.9.

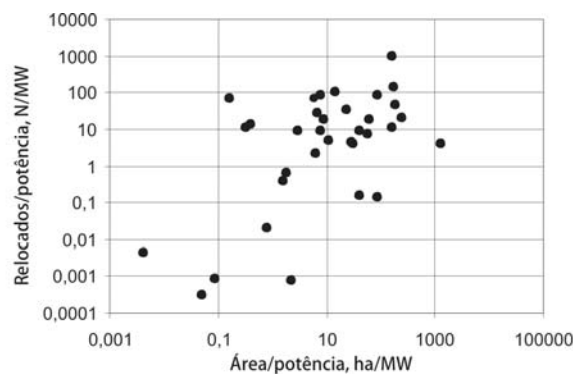


Figura 5.13 Relação entre coeficientes do número de relocados/potência e área inundada/potência (Goodland, 1996)

Tabela 5.9 Empreendimentos hidrelétricos e suas características de área de inundação e reassentados (Goodland, 1996)

Projeto	Potência MW	Área inundada, ha	Reassentados	Área/Potência ha/MW	Rel./Potência n/MW
Three Gorges	18200	110000	1300000	6,04	71,43
La Grande	14743	1293600	2000	87,74	0,14
Itaipu	12600	135000	59000	10,71	4,68
Guri	10300	426000	1500	41,36	0,15
Tucuruí	7600	243000	30000	31,97	3,95
Longtan	4200	37000	73000	8,81	17,38
Paulo Afonso	3984	1600	52000	0,40	13,05
Tabela	3478	24280	96000	6,98	27,60
Ertan	3300	10100	30000	3,06	9,09
Jingping	3200	160	1	0,05	0,00
Yacyreta	2700	172000	50000	63,70	18,52
Kalabagh	2400	55000	83000	22,92	34,58
Bakun	2400	70000	10000	29,17	4,17
Cabora Bassa	2250	380000	25000	168,89	11,11
Aswan High	2100	400000	100000	190,48	47,62
Xialangdi	1800	27200	181600	15,11	100,89
Ghazi Barotha	1450	2640	899	1,82	0,62
San Kosi	1357	3100	1	2,28	0,00
Segredo	1260	8200	2700	6,51	2,14
Kurokawa	1212	109	1	0,09	0,00
Indravati	1000	40000	8800	40,00	8,80
Narmada Sagar	1000	90829	80500	90,83	80,50
Kainji	760	125	50000	0,16	65,79
Saguling	700	5340	60000	7,63	85,71
Nam Theum	600	34000	4500	56,67	7,50
Pehuence	500	400	10	0,80	0,02
Lubuge	450	145	5000	0,32	11,11
Zimapan	292	2290	2500	7,84	8,56
Dom Sahong	240	1	1	0,00	0,00
Balbina	250	314700	1000	1.258,80	4,00
NamNgum	150	37000	3000	246,67	20,00
Kaipichira	125	200	50	1,60	0,40
Pak Mun	34	6000	4950	176,47	145,59
Kedung Ombo	29	4600	29000	158,62	1.000,00

Exemplo: Para alguns reservatórios da Amazônia, na tabela 5.10 são apresentados os valores do tempo de residência (coluna 2), número de Froude densimétrico (coluna 3), carga total de vegetação (coluna 4); oxigênio total necessário para degradar a matéria orgânica (coluna 5); carga total de nitrogênio (coluna 6) e fósforo (coluna 7). A carga total de matéria vegetal é estimada em kg de matéria úmida/m². Do total, folhas e vegetação mortas são partes que representam a carga de fitomassa. Cada uma destas partes tem uma proporção de matéria seca. A quantidade rapidamente degradável de matéria seca é a soma destas partes. Considerando que existe 44% de carbono na matéria vegetal, a quantidade de oxigênio necessária para a degradação da matéria orgânica é obtida por um fator de 2,88 e a quantidade de oxigênio necessária para oxidação do carbono da matéria rapidamente degradável é estimada por

$$D = \frac{1,267Dr.A}{V}$$

Tabela 5.10 Indicadores de reservatórios da região amazônica

Reservatório	Tr Dias	Fd	Dr (1) 10 ⁶ t	Odd(2) mg/l	CN (3) mg/l	CP (4) mg/l	TR dias
Tucuruí	50	0,58	6.324	176	2,03	0,281	7
Balbina	351	0,46	5.050	365	4,21	0,583	25
Samuel	107	0,58	1.198	467	5,38	0,746	13
Ji-Paraná	154	0,15	2.048	217	2,50	0,347	15
B. Peixe	875	0,03	0,925	50	0,58	0,08	19
Brokopondo	300	0,04	4.700	238	2,73	0,374	21
S. Quebrada	8	2,34	0.370	147	1,69	0,235	1
C. Porteira	81	0,23	1.952	203	2.33	0,324	10

(1) a carga total é baseada em valores de estudos prévios para Tucuruí, Brokopondo e Barra do Peixe; (2) demanda de oxigênio necessária para degradação do carbono existente na matéria vegetal; (3) concentração total de Nitrogênio devido a degradação da matéria vegetal; (4) concentração total de Fósforo devido a degradação da matéria orgânica.

onde D_r é a densidade de mata rapidamente degradável; A é área do reservatório com a densidade D_r ; V o volume correspondente.

Para Nitrogênio e Fósforo o coeficiente da equação acima se transforma em 0,0146 e 0,002, respectivamente. O tempo de recuperação do reservatório é o tempo que leva a concentração média do reservatório apresentar valores positivos. Estes valores foram obtidos utilizando o modelo mistura-Do. Estes valores são apresentados na tabela 5.10. Para os sistemas analisados, Tucuruí tem um pequeno tempo de residência e uma alta carga de matéria orgânica devido grande área de inundação do lago, mas devido ao volume a concentração final não é tão significativa como a de outros projetos. O tempo de recuperação é de apenas 7 dias. Barra do Peixe tem um alto tempo de residência, condições de estratificação, 19 meses para recuperação, mas pequena carga de matéria orgânica devido a pequena superfície e baixa densidade de matéria orgânica. Balbina apresenta os piores indicadores e o impacto ambiental é muito grande.

Inventário: O inventário é dividido em duas fases. Na fase preliminar são formuladas diferentes alternativas de desenvolvimento para serem detalhadas na fase final.

Na fase preliminar são estabelecidas as diferentes alternativas. A fase de inventário analisa a bacia como um todo. Modelos simplificados como o misturado para reservatório, de escoamento permanente uniforme para rios e de cargas para as bacias, pode ser utilizado para verificar as condições ambientais do conjunto da bacia. A combinação destas ferramentas simplificadas permite uma avaliação preliminar das alternativas com base na: (a) capacidade de recuperação durante o enchimento; (b) impacto das cargas de montante da bacia; (c) impacto a jusante no sistema de cascata. Os dados de carga e parâmetros são obtidos da literatura; estimativas preliminares de campo ou valores regionais de outros aproveitamentos. Na fase final, modelos unidimensionais verticais podem ser utilizados para análise das alternativas escolhidas. Neste caso, o modelo permitirá uma melhor avaliação do impacto a montante e a jusante. Esta fase é a que se assemelha a avaliação ambiental integrada da bacia.

Viabilidade: Nesta fase a análise é realizada num aproveitamento específico. Na avaliação do desenvolvimento, escolhido na fase de inventário, as características do modelo a ser utilizado dependem das condições do reservatório e dos problemas ambientais identificados na fase anterior. Os principais aspectos são: (a) impacto da inundação de floresta e tempo de recuperação; (b) condições de escoamento das turbinas como a formação de gás e corrosão; (c) eutrofização.

Normalmente, nestas circunstâncias, o efeito da entrada é pequeno e as variações transversais e longitudinais na temperatura e concentração não são significantes e o modelo vertical pode representar bem os processos. Contudo, um esforço deve ser realizado para melhorar os aspectos ecológicos, simulando além dos ciclos de nitrogênio e fósforo, também a formação de gases e o desenvolvimento de macrófitas.

Para os reservatórios com baixo tempo de residência, a variabilidade longitudinal pode ser importante. A variabilidade longitudinal pode ser importante para a avaliação seletiva da retirada da mata. Neste caso, dois tipos de modelos podem ser usados:

- Modelo unidimensional longitudinal combinado com um modelo vertical, quando o escoamento longitudinal é significativo e as profundidades são grandes. O modelo vertical é normalmente usado próximo ao corpo principal onde a profundidade é grande;
- Modelos bidimensional longitudinal e vertical para um reservatório com tempo de residência e grande profundidade. A tendência de reservatórios de energia é de apresentar estas características devido ao grande impacto ambiental e fatores sociais quando grandes áreas são inundadas. Para um volume menor a altura da barragem deve ser grande para manter condições econômicas de produção de energia.

Os modelos utilizados nesta fase devem se basear em dados coletados desde a fase de inventário, após a escolha dos empreendimentos.

Projeto básico e executivo: Nesta fase, a grande parte dos problemas foi analisada e detalhada. Contudo, aspectos específicos podem ainda existir com relação a definição das obras hidráulicas e a minimização do impacto ambiental. Alguns destes aspectos são:

- A avaliação das obras de saída do reservatório podem minimizar os impactos devido a corrosão e a qualidade de água a jusante do aproveitamento;
- Aeração artificial ou indução da turbulência para aumentar o oxigênio do escoamento;
- Áreas laterais com tempo de residência alto;
- Enchimento do reservatório.

A simulação de cada caso envolve a formulação específica do problema com o suporte de modelos desenvolvidos durante a fase prévia. Nesta fase, o monitoramento a ser desenvolvido durante a operação deve ser planejado levando em conta as conclusões previstas durante as fases iniciais. Atualmente os modelos tridimensionais são viáveis de serem utilizados principalmente para avaliação de condicionantes específicos.

Operação: Após o reservatório ter sido construído é necessário: (a) verificar as previsões e o desenvolvimento futuro das condições ambientais; (b) utilizar como fonte de dados para aproveitamentos a serem desenvolvidos na região; (c) monitoramento e revisão das avaliações realizadas nas fases anteriores; (d) análise operacionais e seus efeitos a jusante e montante e mitigação.

5.7 Estudos de Casos

Os estudos de caso apresentados a seguir resumem problemas, avaliações, conflitos, entre outros. Têm a finalidade de identificar cenários possíveis dentro de diferentes universos de bacias hidrográficas. A parte mais importante das análises é a identificação das relações de causa-efeito no conjunto das interações de um sistema ambiental – hídrico, para que seja possível realizar uma avaliação quantitativa dos impactos e a busca de alternativas de desenvolvimento sustentável. Cada um dos exemplos traz consigo conflitos e experiências boas e ruins que devem ser apreendidas e somente extrapoladas dentro de conhecimento técnico e institucional adequado, já que cada realidade tem sua própria combinação de impactos e de soluções.

5.7.1 Variações de longo prazo e seus impactos nos sistemas hídricos no Brasil

O desenvolvimento dos recursos hídricos ao longo do século vinte foi baseado em técnicas desenvolvidas por engenheiros para o dimensionamento e planejamento de sistemas hídricos. A base de todas estas técnicas é a estatística da série histórica das vazões medidas nos rios. Portanto, admite-se de início os seguintes princípios básicos: As séries de vazões são homogêneas ou estacionárias, ou seja, as suas estatísticas não variam com o tempo; as amostras utilizadas são representativas.

A não-estacionariedade pode ocorrer por um ou mais dos seguintes fatores: Variabilidade climática no período de amostra; Modificação climática; Modificação do uso do solo.

Variabilidade e representatividade

A histórica tem mostrado que o clima é um condicionante fundamental no desenvolvimento da população em diferentes partes do globo (Diamond, 1997). Mesmo considerando o avanço no último século da tecnologia, a variabilidade climática pode produzir impactos significativos no desenvolvimento dos países e comprometer a sustentabilidade das populações.

A variabilidade climática e a representatividade da amostra são condicionantes semelhantes, já que a falta de representatividade de uma amostra de dados observados pode não mostrar todas as variabilidades da população estatística da série. Os dois últimos fatores representam efeitos antrópicos sobre o sistema.

O que se observa é que existem poucas séries com período superior a 80 anos e somente nas últimas décadas aumentaram em diferentes partes do globo o número de séries longas, evidenciando as características interdecadal dos processos climáticos e hidrológicos. Existem séries de variáveis

climáticas como temperatura obtida por correlação com amostras de gelo ou de precipitação estimadas com base nos anéis de árvores, no entanto são informações indiretas que permitem uma idéia do comportamento, mas se diferenciam dos valores efetivamente observados.

O conhecimento do comportamento climático tem sido avaliado com base em séries de dados, na maioria de 20 a 50 anos de dados hidrológicos. São raras as séries com tamanho maior ou igual a 100 anos. Desta forma, grande parte dos resultados da variabilidade e comportamento do clima se basearam em amostras de períodos curtos que podem ser tendenciosos.

Na bacia do rio Uruguai e grande parte do Rio Grande do Sul o período entre 1942 e 1951 foi mais muito seco, se comparado com o restante da série. Isto pode ser observado em diferentes locais do Estado. Utilizando a série após 1951, por exemplo, 1951-2000, com 50 anos para dimensionar o volume útil de um reservatório o seu volume é 50% menor que o volume estimado considerando a série após 1942. O impacto neste caso ocorrerá sobre a infra-estrutura do Estado quando um período seco como este se repetir no futuro. Neste tipo de situação a amostra depois de 1950 não é representativa dos períodos úmidos e secos que aparecem em séries longas. Outra situação deste tipo foi observada na série do rio Paraguai em Ladário, quando na década de 60 (1960 a 1973) ocorreram níveis muito abaixo do período anterior.

Em Blumenau em Santa Catarina desde 1852 são observadas as cotas máximas de inundação (a série de cotas de inundações mais longa do país). A série de observação contínua iniciou em 1935, mas foram registradas todas as cotas acima de 9,0 m (cota do leito maior) desde de 1852, portanto pode-se considerar como uma série contínua de cotas de inundação. No período de 1912 a 1982 as cotas ficaram muito abaixo ($< 13,0$ m) das inundações que ocorreram antes e depois deste período (várias cotas entre 15 e 17,1 m, a máxima em 1880). Analisando a série de dados contínua desde 1935-2000, a mesma poderia ser considerada estatisticamente não-estacionária, mas como se observa estes condicionantes se referem a variabilidade de longo período e amostra pouco representativa (período de registro).

Tucci e Clarke (1998) e Collischonn et al (2001) mostraram, que bacias de grande porte na América do Sul (rio Paraguai e Paraná) e na África apresentavam períodos longos com tendências diferentes. Enquanto na América do Sul apresentou aumento de precipitação e vazão após 1970, na África houve redução substancial. A questões que facilmente aparecem quanto as causas são: serão estas tendências de longo prazo que a ciência não conseguiu identificar devido aos períodos curtos das informações? Este comportamento pode ter sido influenciado por condições antrópicas como o uso do solo ou o aquecimento devido ao efeito estufa? A respostas a estas questões requer um esforço importante de ciência dentro de uma visão integrada e global dos processos hidroclimático a nível global e de mesoescala. De outro lado, mesmo que não exista um entendimento completo e não seja possível prever com antecedência estes processos é necessário entender os impactos que a sociedade está sujeita devido a estas variabilidades para que sejam planejadas medidas mitigadoras.

Efeitos antrópicos

Alguns profissionais questionam o uso de séries históricas longas devido aos diferentes efeitos antrópicos ou inconsistência de dados a seguir listada: alterações no uso do solo como desmatamento, e uso de diferentes práticas agrícolas; construção de reservatórios de diferentes portes a montante na bacia, aumentando a evaporação do lago; modificação climática devido ao efeito estufa; inconsistência nos dados hidrológicos ao longo de muitos anos de medida e/ou alteração no leito do rio na seção de medição; retirada de água para usos consuntivos.

Todos estes fatores são importantes e devem ser analisados os condicionantes que possam alterar as séries hidrológicas, principalmente porque o uso das mesmas não será para o passado, mas para o futuro onde são planejados e gerenciados os sistemas hídricos. No entanto, deve-se considerar que o exame do cenário de projeto realizado no passado pode ser alterado, comprometendo o funcionamento dos sistemas existentes.

O desenvolvimento de modelos hidrológicos permite analisar o efeito da maioria dos itens acima dentro de alguns limites de precisão e futuramente os modelos climáticos poderão também permitir examinar o efeito da modificação climática nas séries hidrológicas.

A principal conclusão retirada desta análise é de que é necessário revisar a prática de projeto

e planejamento baseada no conceito de série estacionária. As séries devem ser revistas e desenvolvidas práticas de tratamento de séries não-estacionárias.

Impacto sobre os diferentes setores dos recursos hídricos

Abastecimento urbano: O abastecimento de água de comunidades pode ser realizado por meio de poços para populações de até 5000 habitantes, por pequenas bacias de acordo com a disponibilidade e demanda a fio d'água ou por regularização ou ainda por grandes bacias em função da localização da demanda. A fragilidade maior a variabilidade climática estão nas comunidades que atualmente possuem seu abastecimento nas seguintes condições:

- Regiões semi-áridas onde a disponibilidade é pequena, independentemente da regularização;
- Localidades abastecidas por rios de pequena bacia sem regularização, mesmo tendo uma vazão média alta. Nas cabeceiras do rio Uruguai é comum encontrar comunidades nestas condições que sofrem freqüentes racionamentos por falta de regularização;
- Mananciais urbanos com demanda acima da capacidade da disponibilidade hídrica, como em parte da Região Metropolitana de São Paulo, onde a demanda retirada para abastecimento é superior a disponibilidade de alguns mananciais;
- Redução da disponibilidade pela poluição dos sistemas hídricos devido ao ciclo de contaminação urbano (Tucci, 2002).

A grande fragilidade dos sistemas de abastecimento urbana está relacionada com a falta de monitoramento por parte da maioria das companhias de abastecimento da disponibilidade hídrica dos mananciais, ficando sempre sujeita a variabilidade interanual e ao racionamento. Estas companhias geralmente estão focadas no tratamento da água e de alguma forma no tratamento de esgoto (com pouco sucesso) e geralmente não tratam de conhecer a disponibilidade do seu insumo básico que é água. Este cenário gera maiores incertezas a sustentabilidade da quantidade e qualidade da água de abastecimento, já que qualquer anomalia maior sobre o sistema hídrico poderá gerar impactos significativos.

Observou-se em extensa região do país houve aumento na vazão depois dos anos 70, considerando que grande parte das séries hidrológicas utilizadas no planejamento de novas instalações, quando existem, iniciaram depois desta data, é provável que grande parte dos sistemas de abastecimento podem estar sub-dimensionados para atender a demanda. A forma de mitigar estes cenários é desenvolver estudos que analisem as alternativas emergenciais destes cenários e estudem mecanismos de segurança para atender este tipo de cenário.

Irrigação: Com a implementação da regulamentação do uso da água e da cobrança, poderão ocorrer dois processos opostos na área rural: (a) redução da demanda da irrigação nos projetos existentes devido à cobrança e à racionalização do uso da água, criando melhores oportunidades para a sustentabilidade regional da atividade, com obediência aos acordos e às decisões dos comitês de bacia; (b) aumento de conflitos, com dificuldades na implementação das decisões dos comitês e de restrições de diferentes naturezas. Provavelmente, o País deverá registrar os dois tipos de processos, mas é esperado que o primeiro predomine.

A irrigação é um dos grandes consumidores de água, principalmente no Sul com a irrigação de arroz que consome o equivalente a cerca de 800 pessoa/ hectare, com pouca racionalização do seu uso. A tendência é de que num cenário crítico de disponibilidade hídrica aumente o conflito entre a irrigação e o abastecimento de água, que já ocorre. Como a irrigação geralmente ocorre distribuída pelas propriedades e a ação envolve proprietários privados e as empresas de abastecimento de água são empresas com maior inércia e estão a jusante destas propriedades, num período crítico o abastecimento será penalizado e exigirá medidas fortes para inverter a prioridade prevista na legislação para o abastecimento humano.

No Nordeste grande parte da irrigação é realizada a partir do rio São Francisco, que por ser uma bacia muito grande, normalmente não apresenta limitações de disponibilidades apesar do conflito com a energia. No entanto, este cenário será sempre crítico para os perímetros fora do São Francisco onde as garantias são limitadas e dependente da variabilidade interanual para a garantia da sustentabilidade. Para aumentar a garantia são necessário reservatórios que

garantam a disponibilidade entre anos secos, mas reservatórios de maior volume se comparado com a vazão média, possuem grande tempo de residência nos anos secos, o que tende a salinizar devido a alta evaporação. Este cenário pode ser minimizado em parte com uso de conjuntos de reservatórios ou práticas locais como reservatórios subterrâneos. Aqui também o conflito entre o uso humano e a é significativo.

Nesta região do país observa-se uma tendência uma média móvel declinante da precipitação e de aumento da evapotranspiração nos últimos anos 13 anos, agravando ainda mais a sustentabilidade da população. A avaliação da tendência interdecadal e os efeitos climáticos para esta região são fundamentais para o planejamento de ações.

Na região Semi-Árida a tendência é do uso agrícola na vizinhança dos grandes mananciais seja voltada para cultivos de maior rentabilidade e para agricultura de subsistência nas áreas de pouca disponibilidade de água. A fruticultura e o café em algumas regiões têm mostrado rentabilidade que tornam viáveis o investimento, principalmente pela maior número de safras em um mesmo ano. Por outro lado, esses empreendimentos exigem regularização da água sem falhas durante períodos longos, já que o plantio é permanente. Pode-se, assim, esperar uma tendência de investimento de empresas agrícolas na região do São Francisco, com crescimento econômico da região por meio de investimentos privados. A sustentabilidade desse processo em longo prazo dependerá do aprimoramento tecnológico. Nas áreas agrícolas fora da cobertura da disponibilidade hídrica sem riscos, onde os rios não foram perenizados, o potencial de água é pequeno, sendo pouco eficiente e conflituoso o recurso sistemático à irrigação de baixo valor agregado. De acordo com as condições atuais, o desenvolvimento se dará muito mais no sentido de buscar a sustentabilidade social da população por meio da melhora dos indicadores sociais a partir de investimentos sociais não necessariamente relacionados à água. O cenário potencial é de gradual solução de alguns problemas críticos de sustentabilidade social, como mencionado, por meio de investimentos externos à região, proporcionando atendimento a uma maior demanda por água para irrigação, sobretudo para a fruticultura irrigada praticada no raio de ação dos rios perenes ou perenizados.

Na região Sul e Sudeste do país a irrigação não abrangem grandes áreas até porque os períodos secos não têm sido muito longos desde a década de 70 o que leva parte dos agricultores a não optarem pela irrigação. No entanto, se houver uma modificação de tendência poderá aumentar a demanda por irrigação, tornando-se viável a sua implantação em função de um maior resultado econômico e da diminuição da disponibilidade nos períodos secos. O Centro-Oeste onde se encontra grande parte do cerrado brasileiro, área de grande potencial agrícola depende muito da regularização da água já que o lençol freático é profundo (Planalto) e a sazonalidade anual da precipitação mostra vários meses (maio a agosto) praticamente sem precipitação. Portanto, a viabilidade da expansão agrícola desta área está relacionada com a disponibilidade hídrica e sua regularização.

Quanto aos programas de conservação do solo, deve-se observar que ainda ocorrerão grandes discrepâncias regionais de ações. As regiões em que o agricultor é mais bem treinado e em que há uma ação mais presente da extensão rural deverão apresentar resultados bons como já acontece hoje. Em outras regiões, prevê-se uma ação federal mais efetiva para garantir investimentos em capacitação do homem do campo, em pesquisa aplicada e em extensão rural. Os grandes desafios deverão envolver no controle da ocupação dos limites da Amazônia e o desenvolvimento do Cerrado. Esse processo dependerá muito das políticas governamentais de apoio de investimento.

Energia: Em termos mundiais, o Brasil é um dos grandes produtores mundiais de energia hidrelétrica com 10% da produção mundial. O sistema de produção energético brasileiro depende da energia hidrelétrica e tem planejado sua diversificação com termelétricas. O sistema é fortemente dependente da disponibilidade hídrica de médio e longo prazo, para a produção de energia firme e, portanto, da garantida de atendimento do sistema. O sistema foi projetado com base na probabilidade de falha estimada através do uso de séries históricas de vazão que iniciaram em 1930 e incorporam mais informações anualmente. Silveira e Guerra (2001) avaliaram a crise de energia atual do setor elétrico e mostraram que os investimentos no setor entre 1985 e 1995 foram inferiores à demanda (veja figura 5.14) o que resultou no rebaixamento do reservatório equivalente do sistema Sudeste Centro Oeste como pode ser observado na figura 5.15, transformando um sistema de regularização interanual em um sistema de regularização intra-anual.

Apesar do sistema hidrelétrico apresentar uma grande interligação energética, o que reduz o risco de falha do sistema como um todo, a maioria das usinas hidrelétricas está localizada na região Sudeste, o que concentra o risco de falha do ponto de vista espacial, porque as diversas usinas estão sujeitas a variabilidades climáticas simultâneas.

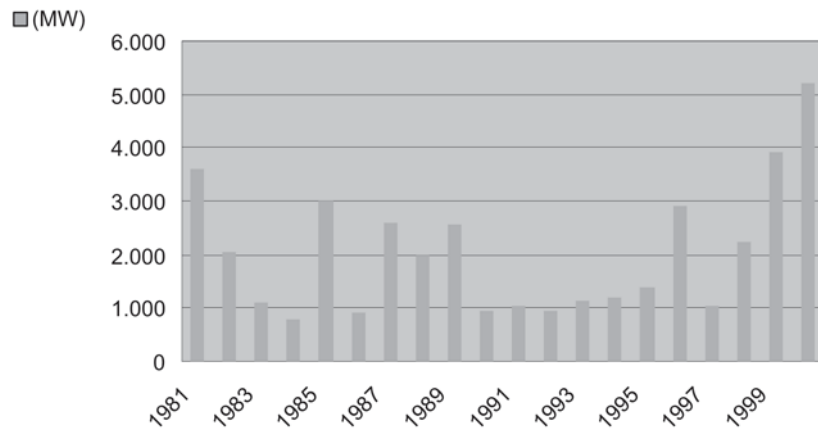


Figura 5.14 Incremento de anual de potência instalada (Silveira e Guerra, 2001)

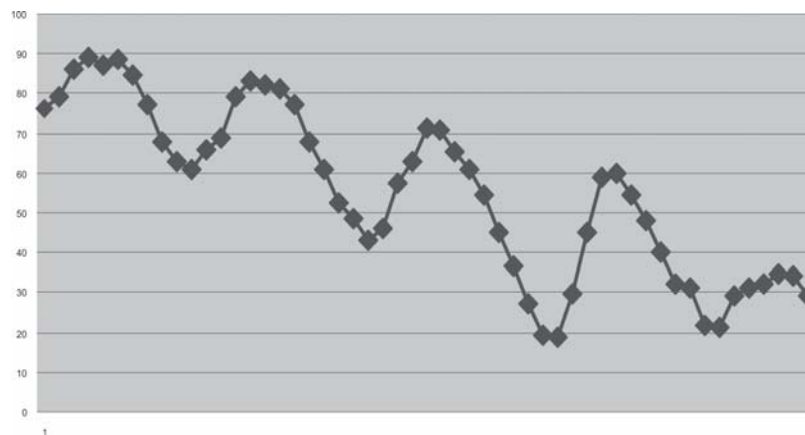


Figura 5.15 Nível de (%) de armazenamento do reservatório equivalente do sistema SE/CO de janeiro de 1997 a junho de 2001 (Silveira e Guerra, 2001)

Desde 1970 as regiões Centro – Oeste, Sul e Sudeste apresentam vazão média cerca de 30% superior a do período anterior, o que significa que, para a mesma capacidade instalada, é possível gerar mais energia, com menor risco de falha. Isto tem permitido, ao longo do tempo, aumentar a energia firme das usinas.

O aumento de vazões ocorre, pelo menos parcialmente, como consequência de um aumento simultâneo, mas menos intenso, das precipitações na mesma região do Brasil. Enquanto isto, algumas regiões na África, como a bacia do rio Congo e a região sub-sahariana experimentam um longo período menos úmido do que o anterior, e a redução das vazões.

Os processos que produzem alterações climáticas deste tipo, em regiões distintas, ainda são pouco explicados pelos climatologistas. Existem observações do oceanógrafo de que existem períodos longos, de aproximadamente 30 anos, (veja análise no capítulo 1). O primeiro período observado se estendeu de 1940 a 1970, quando ocorreram seqüências de El Niños de fraca intensidade e La Niñas de forte intensidade, o que indica períodos mais secos em parte das regiões da América do Sul. O segundo período se estende de 1970 até 2000, quando ocorreram El Niños mais intensos e La Niñas menos intensas.

Este comportamento somente poderia ser observado estatisticamente com séries suficientemente longas e tem passado sem ser considerado. Somente agora, com mais conhecimento sobre o clima, e com séries de dados hidrometeorológicos que se aproximam dos 100 anos, é possível observar estes processos.

Em algum grau, parte desta variabilidade climática tem sido prevista com base em modelos de circulação atmosférica, em horizontes de aproximadamente 6 meses. Estes modelos permitem prever, com relativo sucesso, se as variáveis climáticas estarão superiores ou inferiores à média climática de uma estação ou seqüência de meses. Mais recentemente (Tucci et al 2002) estas previsões mostraram que é possível reduzir as incertezas nas previsões de até seis meses no rio Uruguai.

O sistema elétrico brasileiro, mesmo com o período de vazões altas atual, está no limite de atendimento da demanda (como citado acima). Condições climáticas mais desfavoráveis resultariam em condicionantes críticos ao desenvolvimento econômico brasileiro, mantidas as tendências de aumento da demanda e de reduzida ampliação da oferta.

Além disso, o mercado atacadista de energia, que entrará em funcionamento nos próximos anos, dependerá, de forma significativa, da previsão das condições climáticas de curto e médio prazo. Provavelmente haverá um importante desenvolvimento tecnológico neste setor, em função do prêmio do conhecimento prévio dos condicionantes que norteiam os preços. Da mesma forma que existe a previsão de safras agrícolas, em função das condições climáticas e do plantio, a agência reguladora poderá se especializar para informar as condições previstas, de curto e médio prazo, de volume dos reservatórios, que devem regular os preços do setor.

O risco de um sistema hidrelétrico com pouca folga de oferta é o de ocorrência de externalidades climáticas, cíclicas e de longo prazo, que podem comprometer as atividades econômicas durante um longo período, dada a inércia de ajuste do sistema. Como é impossível prever as condições climáticas de longo prazo, torna-se necessário conceber e planejar o sistema não só para que ele possa ter um plano de emergência para esta situação como também incorporar duas premissas para planejamento diversificação: das fontes e da localização dos sistemas hidrelétricos.

No cenário tendencial espera-se que na matriz energética tenda a aumentar as térmicas, mas no horizonte previsto deverá possuir ainda grande predominância das Usinas Hidrelétricas (> 70%) devido ao potencial disponível.

Navegação: O cenário do transporte do país está muito concentrado no rodoviário e a capacidade deste sistema está no limite. A tendência é de ampliação dos outros meios de transporte na medida que o país se sofisticava e cresce. Portanto, o transporte hidroviário interior deverá se incrementar, principalmente em função das grandes áreas de produção agrícola no Centro-Oeste do país. O transporte hidroviário é uma das importantes alternativas devido a sua economia de escala. No entanto, é fortemente dependente da variabilidade dos níveis dos rios e de sua previsão de curto e médio prazo, além das estatísticas destes níveis.

A carga transportada por um barco depende fundamentalmente do calado do rio. Como seu transporte pode demorar vários dias em rios como Paraná, Paraguai, Jacuí, Amazonas, entre outros é necessário prever com antecedência os níveis para estabelecer a carga a ser transportada. Da mesma forma em termos de condições médias futuras é possível avaliar os custos de transporte em função dos níveis de água e a capacidade de transporte das embarcações. Como a maioria dos rios não possui regularização para navegação (com poucas exceções, como no Tietê e o Jacuí, ainda com conflitos com outros usos) o impacto de períodos longos acima ou abaixo dos conhecidos pode comprometer o preço e a viabilidade do transporte hidroviário.

Qualidade da água e meio ambiente: A qualidade da água é dependente da vazão nos rios. Quanto maior a vazão, maior será a capacidade de diluição dos corpos de água. No entanto, deve-se considerar outro efeito que é o aumento da demanda bentônica (carga no fundo dos rios) quando a vazão aumenta e a erosão do fundo incorpora esta carga no volume transportado pelo rio, reduzindo a sua qualidade. No rio Paraguai e seus afluentes, uma das condições mais críticas de qualidade da água ocorre durante o início do período chuvoso, em algumas lagoas e trechos de rios. Com início das chuvas, grande parte da parcela inicial de escoamento que chega nos rios, traz consigo grande quantidade de matéria vegetal. Este volume adicional e a erosão do fundo em alguns pontos traz aumento da carga de matéria vegetal para decomposição no rio. A matéria vegetal em decomposição utiliza grande quantidade de oxigênio (mesmo processo da inundação de mata em reservatórios construídos), reduzindo o OD (oxigênio dissolvido) dos rios, chegando a zero em muitos trechos, o que produz mortalidade de peixes.

Na maioria dos sistemas hídricos as condições críticas de qualidade da água ocorrem

durante as estiagens quando a vazão nos rios diminui e sua capacidade de diluição das cargas urbanas e rurais diminui. Nas áreas urbanas, início das inundações a carga do pluvial também gera condições críticas de qualidade da água.

A questão básica deste sistema é quais são as condições que podem ser agravadas com a variabilidade climática?

- Períodos mais secos como ocorreram antes de 70 podem representar um menor capacidade de diluição e, piora da qualidade da água dos rios;
- de outro lado, intensificando as precipitações nos centros urbanos devido ao efeito de aquecimento das superfícies urbanas e processos convectivos, as cargas pluviais representarão custos maiores para melhoria da qualidade da água;
- o desmatamento e a expansão das áreas agrícolas tenderão a ampliar a carga difusa rural sobre os sistemas hídricos, além de reduzir a capacidade de regularização natural das bacias. No entanto, a expansão do uso do plantio direto pode ser uma atenuante neste processo, apesar de ainda não se dispor de avaliação adequada das cargas de pesticidas e outros compostos.

Como condicionante ambiental para conservação da fauna e flora é muito mais importante a manutenção da variabilidade sazonal do que efetivamente um valor limite como discutido na qualidade da água. Evidentemente que um valor limite baixo pode comprometer a fauna do rio, mas a duração de valores acima ou baixo de determinados patamares pode alterar significativamente a flora. No rio Paraguai a sustentabilidade do Pantanal depende muito mais da ocorrência do extravasamento da calha do rio, onde este volume alimenta os baixios com água e sedimentos que permite a sustentabilidade destas áreas como banhado. Alterando a magnitude das inundações reduzirá as áreas inundadas e o banhado pode se transformar em cerrado devido ao balanço hídrico negativo desta área, como de certa forma ocorreu entre 1960 e 1973.

A construção de um reservatório que regulariza a vazão a jusante, reduzindo sua amplitude altera os condicionantes ambientes a jusante em função da redução da amplitude de variação dos níveis e vazões. Neste sentido, o impacto potencial da variabilidade climática pode produzir alteração da paisagem e alteração ambiental de alguns ambientes. Somando-se a isto as ações antrópicas é necessário conhecer as conseqüências desta complexa realidade que o homem pode produzir.

O comprometimento ambiental de regiões como Amazônia, Pantanal, Cerrado, entre outros, pela variabilidade climática e ações antrópicas deve ser examinado para que medidas preventivas e mitigadoras possam ser planejadas, principalmente no zoneamento ecológico em desenvolvimento a nível de governo.

Inundações: A inundação ribeirinha é um processo natural em que o rio inunda o seu leito maior de acordo com a intensidade e duração das precipitações e condições iniciais de umidade. Quando ocorrem modificações no rio, como a construção de uma barragem os níveis de inundação podem se alterar em função das condições operacionais da barragem.

Os principais impactos sobre a população ocorrem devido a falta de: conhecimento sobre a ocorrência dos níveis de inundações e; do planejamento da ocupação do espaço de acordo com os riscos de ocorrência das inundações.

No Brasil não se observa nenhum programa sistemático de gerenciamento do controle das inundações, apenas ações isoladas de construção de obras de proteção, enquanto que medidas não-estruturais praticamente são reduzidas. Observa-se em alguns trechos de rios o Alerta de inundação pela simples informação dos níveis ou a previsão de curto prazo como no trecho inferior do rio Paraná, no trecho do Pantanal do rio Paraguai e no rio Iguaçu. Na cidade de São Paulo existe um sistema de previsão de alerta com base em radar meteorológico.

O cenário comum de impacto é decorrência do seguinte: a população ocupa a várzea de inundação quando ocorre uma seqüência de anos de níveis anuais máximos pequenos, já que áreas planas são propícias ao assentamento. Quando retornam os anos com maiores inundações os prejuízos são significativos e a população exige dos governos uma ação no

sentido de construir obras de controle como barragens, entre outros.

5.7.2 Bacia do rio Taquari: alternativas de hidrelétricas

Os resultados a seguir foram obtidos de Tucci et al (2003) e Larentis et al (2006). Na bacia do rio Taquari – Antas (área de drenagem de 26.500 km²) localizada no Rio Grande do Sul, afluente do rio Jacuí (figura 5.16) foram planejados cerca de 56 reservatórios para produção de energia hidrelétrica. A população da bacia é de 1,17 milhões de pessoas em 119 municípios. A qualidade das águas do rio Taquari-Antas é afetada, principalmente, por alguns de seus formadores, os rios Forqueta, Guaporé, Carreiro e Prata (ou Turvo), que percorre uma zona industrial de alto potencial poluidor e por riachos que drenam importantes áreas urbanas de cidades como Caxias do Sul, Bento Gonçalves, Lajeado e Estrela (figura 5.16).

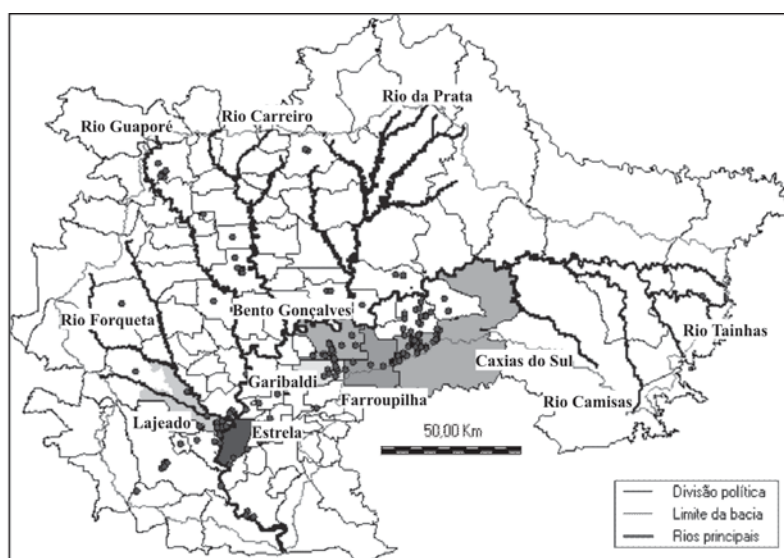


Figura 5.16 Cidades e rede de drenagem da bacia do rio Taquari (Larentis et al, 2006).

Em 1993 foi realizado um inventário, pela Companhia Estadual de Energia Elétrica onde foram selecionadas 56 usinas hidrelétricas com uma potência instalada total de 1.100,2 MW (CEEE, 1993). O estudo de Diagnóstico Ambiental da Bacia do Taquari-Antas (FEPAM, 2001) identificou quais das usinas inventariadas podem produzir os maiores impactos ambientais e quais seriam as áreas mais impactadas na bacia. A partir de critérios que levassem em conta os impactos sobre os ecossistemas terrestres e a ictiofauna (meio biótico), a qualidade da água (meio físico) e os usos do recurso pelo homem (meio antrópico), 17 empreendimentos foram considerados inviáveis. Atualmente, das 56 pequenas e grandes usinas hidrelétricas inventariadas pela CEEE na bacia, duas estão em fase adiantada de licenciamento ambiental (Complexo Ceran) e duas estão operando no rio das Antas, Passo do Meio (Brascan/Azaléia) e Monte Claro (Ceran), em destaque na figura 5.16.

O estudo analisou o efeito sobre a qualidade da água de cenários hidrelétricos considerando as condições antrópicas já existentes na bacia. Os cenários estudados foram: (1) sem hidrelétricas, situação atual; (2) Com 4 hidrelétricas já licenciadas em operação, previsto para 2013; (3) com 38 hidrelétricas selecionadas nos estudos prévios, cenário de 30 anos no futuro. Detalhes sobre os cenários são apresentados na tabela 5.11.

Foi utilizado um modelo hidrológico de grandes bacias (IPH-MGB, Collischonn, 2001), que simula o escoamento à partir da precipitação considerando o tipo e uso do solo numa malha quadrada de 8 x 8km, onde o sistema de drenagem é representado em conjunto com os reservatórios (figura 5.17). O modelo de qualidade da água representa as cargas difusas, pontuais, transporte nos rios e reservatórios e foi incorporado ao modelo citado por Tucci et al (2003). O modelo representa OD, DBO, Coliformes, N e P totais. O modelo foi ajustado com os dados existente na rede de monitoramento (figura 5.16).

Os dados de entrada foram das indústrias (322 existentes), cargas das cidades, cargas agrícola e pluvial das cidades, representando as cargas difusas. Uma amostra do ajuste é apresentada na figura 5.18. Na figura 5.19 é apresentada de forma esquemática a representação espacial dos cenários das barragens. Foram simulados os períodos hidrológicos com

vazões do passado para os cenários futuros e obtidos os resultados para os parâmetros de qualidade da água e analisadas as alterações hidrológicas. Na figura 5.20 é apresentado o perfil de OD obtido nos diferentes cenários. Maiores detalhes dos resultados podem ser obtidos em Larentis et (2006).

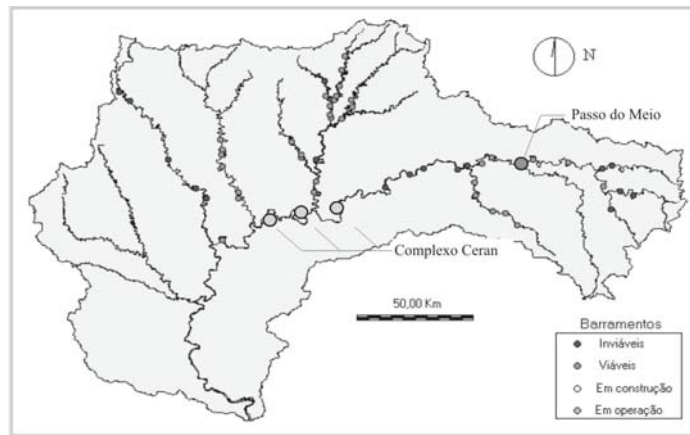


Figura 5.17 Localização das Usinas no Rio Taquari

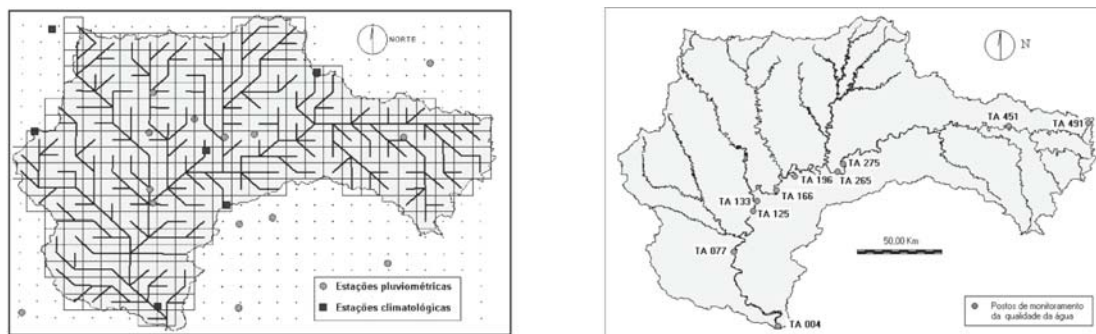
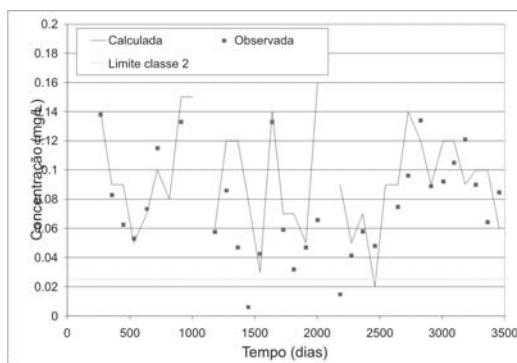


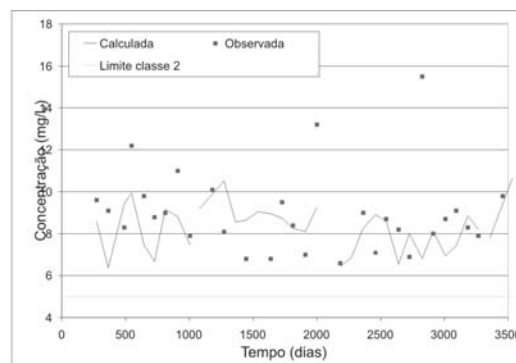
Figura 5.18 Discretização da bacia em módulos, postos pluviométricos, fluviométricos (figura da direita) e rede monitoramento de qualidade da água (figura da esquerda)

Tabela 5.11 Características dos cenários

Cenários	Horizonte	Nº de UHE's	Taxa de crescimento da pop. (%)	Coef. de majoração da Qindustria
1	Últimos 10 anos	0	-	-
2	2013	4	13,0	1,83
3	2033	38	44,3	5,13



(a) Fósforo na seção TA 004



(b) OD na seção TA 451

Figura 5.19 Resultados de ajuste do modelo (Larentis et al, 2006).

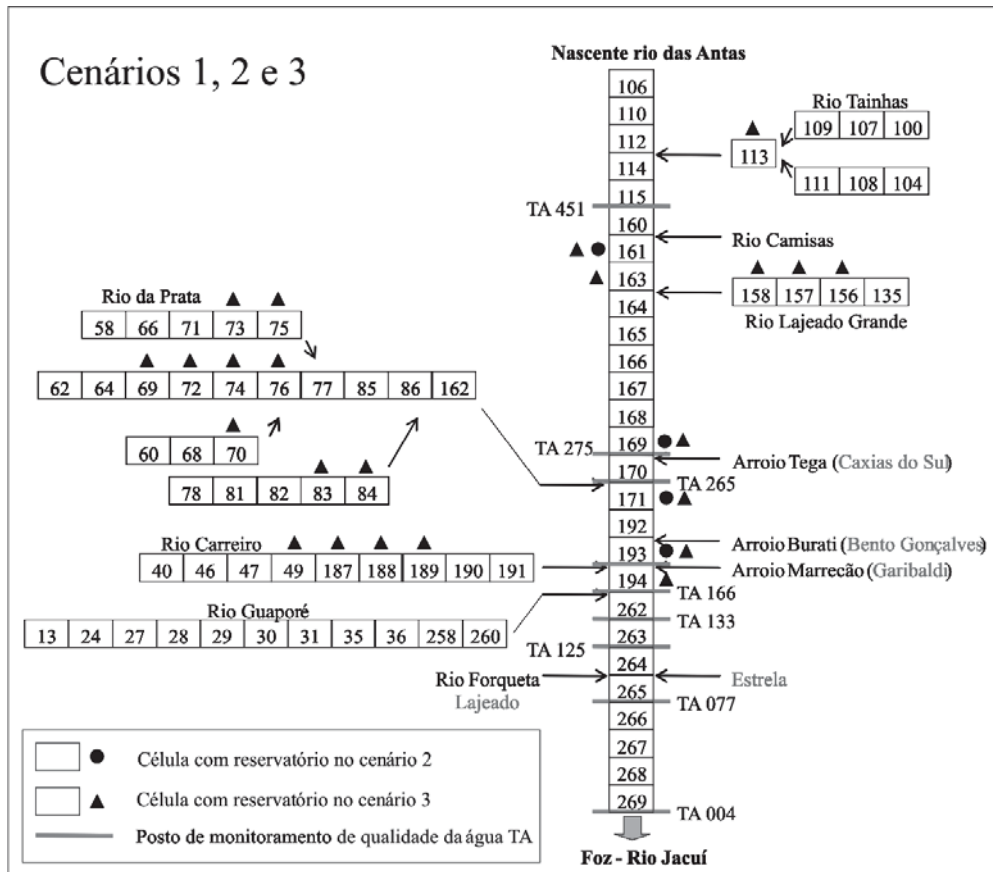


Figura 5.20 Representação esquemática da bacia nos diferentes cenários (Larentis et al 2006).

A figura 5.21 possibilita a verificação do efeito dos reservatórios sobre a concentração média de OD no rio. A concentração no cenário 3 atinge valores críticos logo após a entrada do rio Tainhas. No trecho a jusante há uma forte recuperação da concentração de OD destes cenários, superando o perfil do cenário 2. Ocorre que com o aumento dos volumes armazenados nas cabeceiras do Antas e seus afluentes há um maior consumo de matéria orgânica neste locais, possibilitando a recuperação dos níveis de OD mais próximos da saturação ao longo do rio. Houve pouca alteração ao se comparar os cenários. A mudança de comportamento mais significativa ocorreu com a entrada do rio Tainhas no rio das Antas. Neste local, o cenário 3 colocaria o Antas na classe 3, enquanto que no cenários 1 e 2 como classe 2, no que diz respeito ao parâmetro DBO.

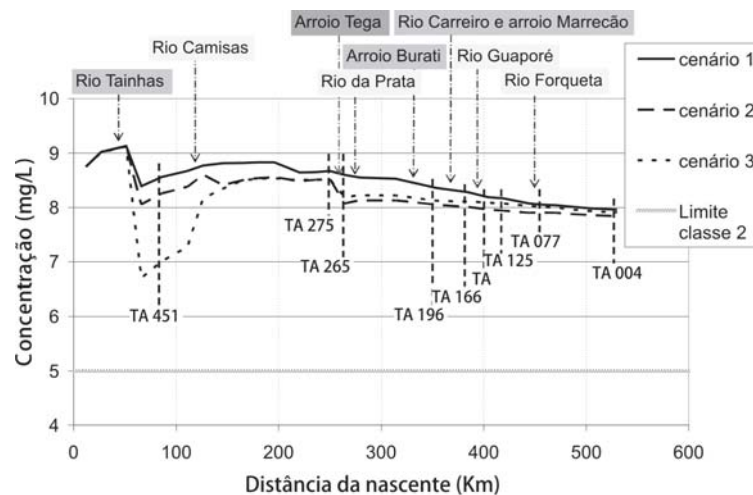


Figura 5.21 Perfil de OD no rio Taquari para os cenários.

5.7.3 Banhado do Taim

Os sistemas aquáticos sofrem efeitos naturais e antrópicos que são analisados por meio de vários indicadores relacionados. Um dos principais impactos está relacionado com a eutrofização. O nível de eutrofização nestes ecossistemas é medido através da disponibilidade de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, os quais são fatores limitantes de produção primária (vegetação aquática). Para avaliar o nível de eutrofização são utilizados modelos matemáticos que: (a) representem a hidrodinâmica do sistema por meio de determinação dos fluxos quantitativos do meio; (b) estimar a dinâmica de nutrientes, modelando os mecanismos de transporte das substâncias, principalmente, fósforo e nitrogênio; e (c) avaliar a produção primária disponível no meio, retratando os mecanismos biológicos relacionados ao fitoplâncton.

A oferta de nutrientes, bem como o tratamento dos fluxos, determinam a potencialidade de produtividade dos organismos de um ecossistema aquático através das interações em cascata da estrutura trófica (fitoplâncton, macrófitas aquáticas, zooplâncton, peixes, etc), isto significa que as alterações no topo da cadeia alimentar influenciam o nível trófico mais baixo (Jakobsen *et al*, 2004) (Figura 5.22).

Um modelo que considera os termos citados acima foi utilizado no Banhado do Taim (Frahoso Jr, 2005) para analisar o impacto do uso da água e a sustentabilidade da Estação ecológica do banhado. O Sistema Hidrológico do Taim está localizado entre o Oceano Atlântico e a Lagoa Mirim, sul do Estado do Rio Grande do Sul, Município com uma extensão de 2254 km² (Figura 5.22). Contido neste sistema está a Estação Ecológica do Taim (ESEC-Taim).

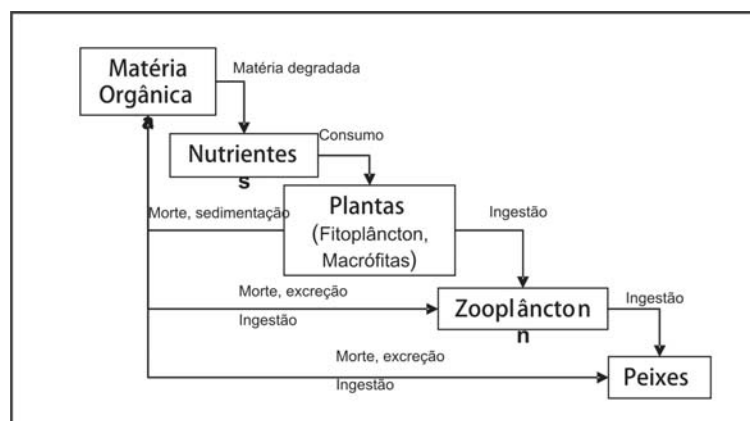


Figura 5.22. A cadeia alimentar e as interações da estrutura trófica em cascata, na direções descendentes, representadas no modelo conceitual (Jakobsen *et al*, 2004).

A região de inserção do SHT é parte de uma série de áreas alagáveis que se estende dos arredores da cidade de Pelotas, passa por Rio Grande e entra no Uruguai. Este sistema é caracterizado por seus banhados e lagoas associadas, de água doce, em uma dinâmica de baixo relevo marginal ao Oceano Atlântico. Esta região do SHT é composta essencialmente de quatro unidades ecodinâmicas, a saber, a Planície Marinho-Eólica, o alinhamento dos Banhados Pós-Planícies Marinho-Eólica, o Platô de Santa Vitória do Palmar/Formação Chuí e o Mosaico do Sudeste da Lagoa Mirim. Por sua vez o Banhado do Taim está contido na sua maioria na unidade dos Banhados Pós-Planícies Marinho-Eólica, entre a Lagoa Mangueira e a BR417.

Um modelo hidrodinâmico bi-dimensional de transporte de nutrientes e fitoplâncton foi utilizado com base no: (i) o contorno e a topografia do fundo do terreno; (ii) dados hidrometeorológicos relativos às condições de contorno (direção e intensidade do vento, nível da água, radiação solar incidente na superfície da água, temperatura da água, precipitação, evapotranspiração, etc); (iii) parâmetros hidrodinâmicos e biológicos, tais como os coeficientes de viscosidade turbulenta, de rugosidade e arrasto do vento. O indicador de fitoplâncton estimado foi a concentração de clorofila.

Os valores dos parâmetros hidrodinâmicos, químicos e biológicos foram adotados conforme a experiência em outras simulações em lagos e regiões semelhantes (Lopardo, 2002; Paz, 2003; Chapra, 1997) ou por amostragem local e ajuste do modelo. Os resultados da simulação da clorofila obtidos com o modelo, considerando os efeitos hidrodinâmicos de transporte e os

efeitos externos de radiação solar, vento, entre outros permitem examinar como se distribuem no sistema (figura 5.23). Este sistema também pode ser simulado nas suas condições de nutrientes e parâmetros indicadores do ciclo citado acima em função da retirada de água.

5.7.4 Conflitos de energia x inundação: Rio Iguaçu em União da Vitória x Foz de Areia

As cidades de União da Vitória e Porto União se desenvolveram nas margens do rio Iguaçu, onde só aconteceram enchentes pequenas ou médias por um período razoavelmente longo (1935 a 1982, figura 5.24). Essa baixa frequência, que também ocorreu em bacias vizinhas como a do rio Itajaí-Açu, induziu a população a ocupar a área de risco da planície de inundação.

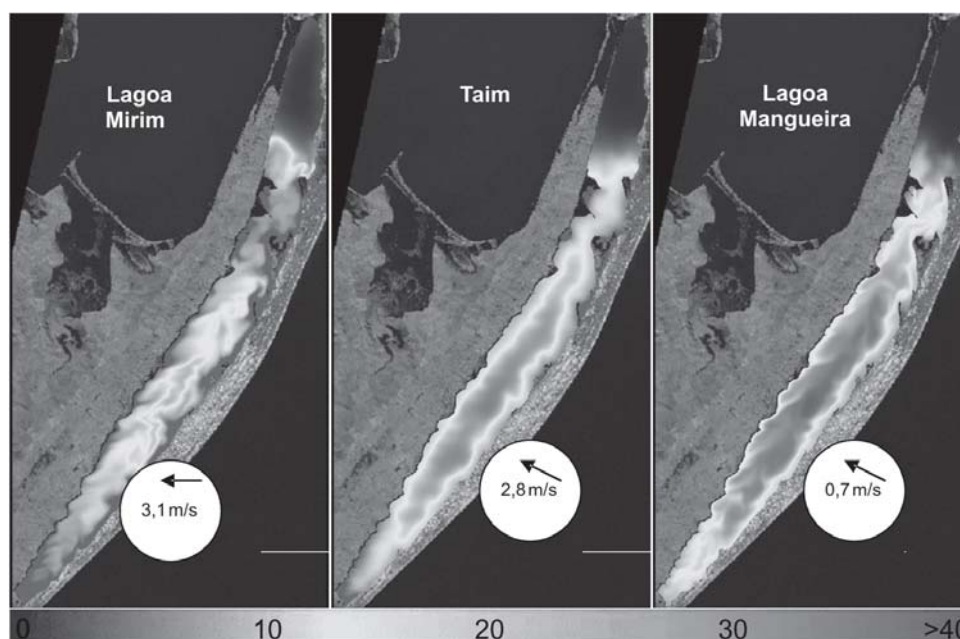


Figura 5.23. Campos de concentração de clorofila a em $\mu\text{g}/\text{m}^3$, para o sistema com vento e com uma redução de 80% da radiação solar incidente no Banhado do Taim, nos instantes: (esquerda) 1200 horas; (meio) 1600 horas; (direita) 2000 horas (Fragoso Jr, 2005).

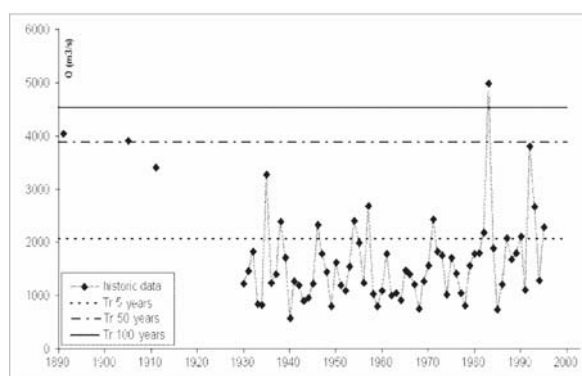


Figura 5.24 Níveis máximos de enchentes no rio Iguaçu em União da Vitória (bacia de cerca de 25.000 km^2), (Tucci e Villanueva, 1997)

Em 1983 as cidades sofreram uma enchente de significativo impacto, com prejuízos econômicos (tabela 5.12) que redundaram em grandes dificuldades para a população e para as empresas industriais e comerciais locais, algumas das quais nunca se recuperaram, e outras ainda hoje se ressentem daquelas perdas, incapacitadas de realizar investimentos indis-

pensáveis à sua modernização. Essa enchente teve a maior cota de inundação em 107 anos (risco estimado de 170 anos e 62 dias de duração) e o prejuízo estimado em US \$ 78,1 milhões. Na época, apenas com os dados de registros contínuos (1930-1983), foi estimada que a cheia poderia ter um tempo de retorno da ordem de 1000 anos. No entanto, esses resultados não consideraram as marcas históricas, e sobreestimaram o tempo de retorno. Em 1992 ocorreu outra enchente, menor que a de 1983, mas de magnitude e impactos semelhantes (risco estimado de 50 anos, duração de 65 dias e prejuízos de U\$\$ 54,6 milhões). Cabe destacar que a parte das cidades afetada pelas enchentes é uma região em geral valorizada, próxima do centro e com boa infra-estrutura. Isso é particularmente assim no caso de União da Vitória, que tem dificuldades de expansão, limitada pelo rio e por Porto União.

Na figura 5.25 são apresentadas foto aérea da cidade com a inundação de 83 e outra em período normal. Em 1983 a população fez uma dedução simples: “antes da barragem não tinha enchentes, e depois da barragem nos inundamos, a causa é a barragem”, e passou a considerar a Usina de Foz de Areia e a COPEL os grandes culpados pela enchente. Foi assim gerado um conflito, agravado pela difícil comunicação entre as partes. Com o tempo, esse conflito foi perdendo força, até a enchente de 1992. Como a população tinha entendido que o risco era muito pequeno e novamente, em menos de 10 anos, tinha ocorrido uma segunda enchente, o conflito retornou com intensidade maior.

Tabela 5.12: Perdas estimadas (mil U\$) em União da Vitória e Porto União (JICA, 1995)

	1982	1993	1992	1983
Nível	746,06	746,86	748,51	750,03
perdas diretas	6.910	17.289	36.388	52.081
perdas indiretas (50%)	3.455	8.644	18.194	26.040
PERDAS TOTAIS 1000 U\$S	10.365	25.933	54.582	78.121

O longo período (1935 a 1982) sem enchentes importantes tinha criado uma falsa segurança entre a população, que foi ocupando as áreas ribeirinhas. Isto também incentivou a não execução de planejamento e prevenção contra inundações. A enchente de 1983 levantou um alerta sobre o risco, mas este foi desprezado com base em estudos estatísticos aparentemente confiáveis (50 anos de dados), que, no entanto, não levaram em conta informações existentes e valiosas (as marcas históricas de inundação). Quando em 1992 ocorreu uma outra enchente, menor que a de 1983, mas de magnitude e impactos semelhantes, gerou-se entre a população um clima de revolta e desconfiança em relação aos estudos técnicos. Estas condições motivaram a criação em 1993 de uma Organização Não Governamental, a SEC-CORPRERI (Sociedade de Estudos Contemporâneos - Comissão Regional Permanente de Prevenção Contra Enchentes do Rio Iguaçu). Essa ONG tem se transformado no principal agente de conscientização e mobilização da sociedade local, assim como em um interlocutor válido frente a todos os organismos (municipais, estaduais e federais) com jurisdição sobre o problema. Entre as ações desenvolvidas pela SEC-CORPRERI estão: (a) Campanhas educativas e palestras; (b) contratação de estudos e assessoria técnica para orientar a cidade; (c) Plano de Ação SEC-CORPRERI: um conjunto de atividades e de propostas com o objetivo específico de minimizar os impactos das enchentes na região; (d) apoiar a Atualização Do Plano Diretor.



Figura 5.25 União da Vitória e Porto União na inundação de 1983

Estudos realizados pelo CEHPAR por solicitação da COPEL indicavam que nem a barragem de Foz do Areia nem sua operação durante as enchentes tiveram influência sobre os níveis atingidos em União da Vitória e Porto União. A população, no entanto, não acreditou nos resultados dos estudos. Estudos independentes (Tucci e Villanueva, 1997) contratados pela CORPRERI (ONG local) confirmam que Foz do Areia não produziu influência sobre as enchentes nas cidades.

Jica (1995) analisou a alternativa de construção de dique de proteção contra inundação para as duas cidades e recomendou um estudo de viabilidade. Os estudos independentes (Tucci, 1993) e Tucci e Villanueva (1997) e a discussão com a comunidade eliminou a alternativa estrutural devido ao seguinte: (a) financiamento das obras; (b) alteração da convivência da cidade com o rio, que representa um elemento turístico fundamental. Desta forma as alternativas recomendadas foram as seguintes: (a) zoneamento das áreas de inundação das cidades e implementação no Plano Diretor das mesmas; (b) previsão e alerta de inundações.

A proposta de zoneamento (Tucci e Villanueva, 1997) foi de evitar as construções na cota inferior a 10 anos e disciplinamento da ocupação até a cota da cheia de 1983. Na figura 5.26 são apresentadas as áreas de risco no qual se baseou o zoneamento das cidades. A cidade de Porto União incluiu as medidas por legislação e União da Vitória ainda existem muitas resistências. O sistema de previsão em tempo real é operado pela COPEL, que transmite para a Defesa Civil da cidade quando níveis de alerta são atingidos.

Algumas das medidas relacionadas: (a) as informações foram de colocar marcas nos postes para identificar as inundações e tornar público os riscos, para evitar especulação imobiliária por falta de informações; (b) Casas sobre palafitas são um dos mecanismos adotados para conviver com as cheias. É freqüente ver casas a 2 ou 3 metros do chão, como na figura 5.27 (geralmente do lado de outras ao nível do chão). No entanto, a simples observação de muitas delas levanta dúvidas sobre a resistência estrutural dos pilares frente ao embate das águas. Outro mecanismo de convivência com as enchentes que vem sendo adotado pelas cidades é a ocupação das áreas de inundação com atividades como áreas de lazer e parques, para impedir a ocupação das áreas de inundação.

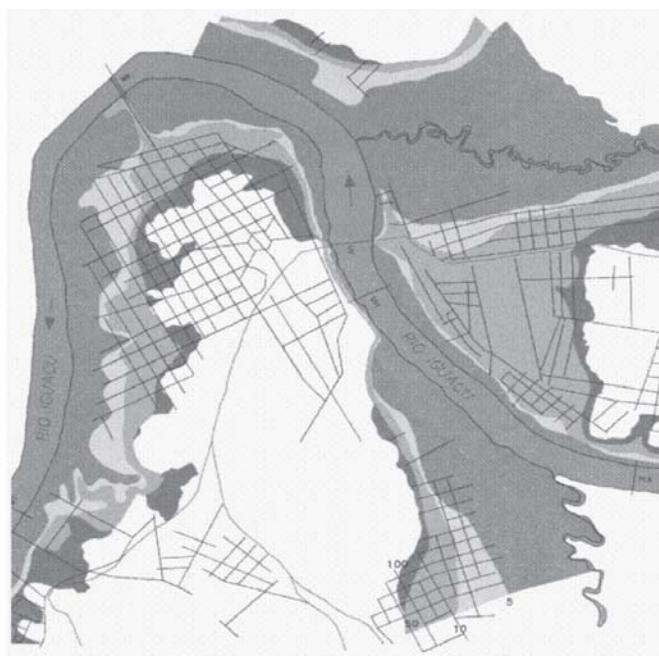


Figura 5.26 Áreas de Risco nas cidades de União da Vitória e Porto União.

5.7.5 Uso do solo e variabilidade climática no rio Paraná

Depois da década de 70 observou-se aumento médio de 30% nas vazões dos rios no rio Paraná ao longo de quase toda a bacia (figura 5.28). Esta vazão proporcionou aumento da geração da energia para a mesma capacidade instalada, gerando valor agregado para o

setor e diminuindo o risco de racionamento. Neste período o país investiu menos que a demanda em novos empreendimentos utilizando esta capacidade adicional. A pergunta que fica é a seguinte: Este aumento é permanente ou transitório? Os efeitos principais que poderiam afetar o escoamento são: (a) alteração no uso do solo; (b) alteração na precipitação. A seguir são analisados os dois aspectos.

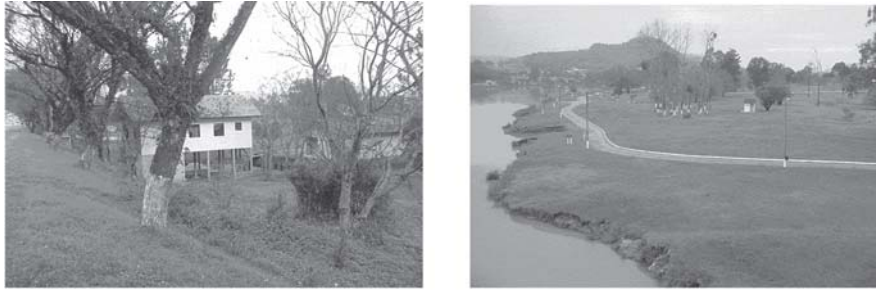


Figura 5.27 Casas com palafitas para conviver com as cheias. Aproveitamento da planície de inundação para parque.

Efeito do Uso do Solo

A bacia do rio Paraná sofreu grande desmatamento ao longo do século vinte. Na tabela 5.13 pode-se observar a evolução deste desmatamento e observa-se que na década de 60 a região que cobre S. Paulo e Paraná, que representa na maior parte a bacia do rio Paraná, já se encontrava com pequena cobertura vegetal natural. O desmatamento em São Paulo é anterior ao do Paraná, que em 1965 possuía 23,6 % de cobertura, na sua maioria na área de contribuição direta ao rio Paraná no trecho atual do reservatório de Itaipu.

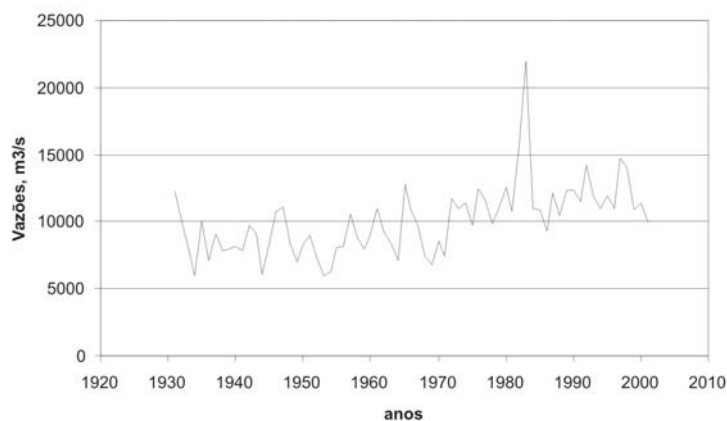


Figura 5.28 Vazões médias anuais afluentes a Itaipu

O desmatamento ocorrido foi realizado para diferentes usos. Em São Paulo, inicialmente foi utilizado para café e depois para a cana de açúcar e no Paraná, o processo foi semelhante, mas o café foi substituído por plantios anuais como a soja e milho. No final da década de 60 houve uma grande geada no Paraná que matou grande parte das árvores de café e ocorreu a substituição do café (que leva cerca de 4 anos para crescer e dar resultados econômicos) pela soja, plantio anual com forte modificação nas características hidrológicas das bacias hidrográficas. Na figura 5.29 é apresentada a amostra da evolução do uso do solo numa região do Paraná.

Tabela 5.13 Evolução do desmatamento da cobertura original

Ano	São Paulo %	Ano	Paraná %	Ano	Leste do Paraguai %
< 1886	81,8	< 1890	83,4	1945	55
1886	70,5	1890	83,4	1960	45
1907	58,0	1930	64,1	1970	35
1935	26,2	1937	58,7	1980	25
1952	18,2	1950	39,7	1990	15
1962	13,7	1965	23,9		
1973	8,3	1980	11,9		
		1990	5,2		

Kroner (1990) apresentou um estudo detalhado da evolução da erosão do solo no estado do Paraná entre 1952 e 1985. Para caracterizar esse processo, o autor escolheu quatro áreas de estudo (aproximadamente de 100.000 ha), como amostras de quatro regiões do Estado (figura 5.30). As áreas 2, 3 e 4 são representativas do terceiro planalto ou planalto de Guarapuava e a região 1 é a amostra representativa do segundo ou planalto de Ponta Grossa. Em cada área foram realizadas as avaliações do uso do solo entre 1952 e 1980, entre outras atividades.

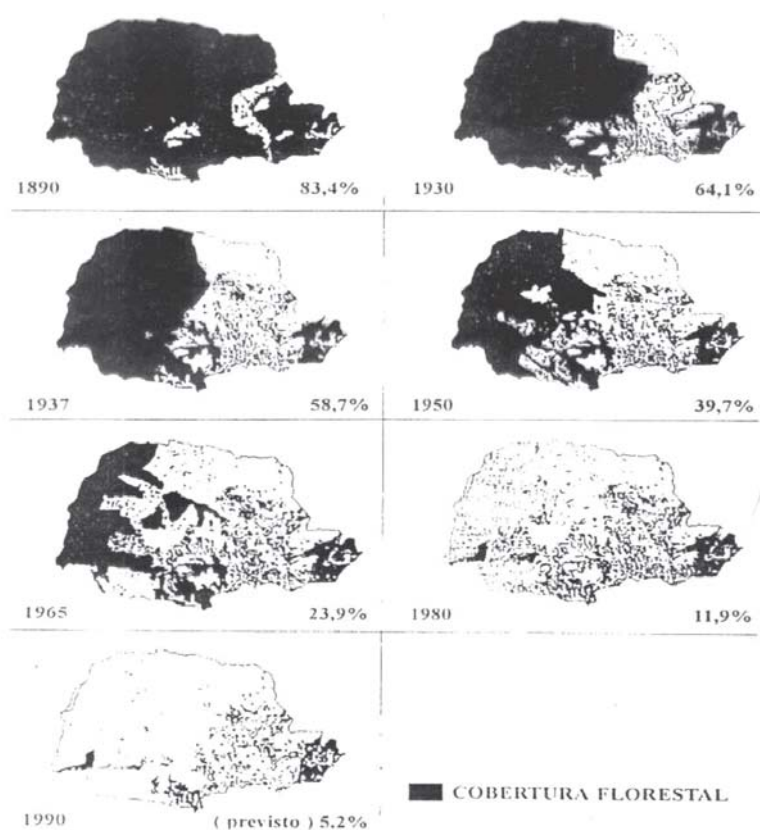


Figura 5.29 Evolução do desmatamento no Paraná (Gubert Filho, 1986 apud Themag, 1994)

Nas figuras 5.31 a 5.34 é apresentada a evolução da mudança do uso do solo nas quatro áreas entre 1952 e 1985. Na região 1 (Ponta Grossa), pode-se observar que as áreas de florestas não sofreram grande alteração no período; houve redução de pastagem em detrimento do aumento de culturas anuais. Na região 2 (Sudoeste) observou-se uma forte redução de florestas, inicialmente em detrimento da pastagem e do café (menor proporção).

No entanto, após os anos 70 houve um forte incremento das culturas anuais. Na região 3 (Norte) observou-se que já em 1952 a área de floresta era pequena, com predominância do café e pastagem. Na década de 1970, como na região anterior, inicia um forte incremento das culturas anuais, reduzindo o café e as pastagens. Na região 4 (Oeste) observou-se uma sistemática redução das florestas e das áreas de café (principalmente do primeiro) em detrimento principalmente das pastagens. As culturas anuais não representaram uma área significativa.

O Paraná na primeira metade do século desenvolveu principalmente a cafeicultura. Com as geadas de 1969 a 1975 iniciou-se um novo ciclo, que transformou o uso de solo de café para soja. Essa última uma típica cultura anual, muitas vezes plantada em rotação com o trigo, de acordo com a sazonalidade. Esse processo teve uma intensa mecanização sem a apropriada prática de conservação do solo. Na figura 5.35 é apresentada a evolução do número de tratores/colheitadeiras no estado do Paraná entre 1960-1985. Novamente, observa-se um forte gradiente de aumento de máquinas após a década de 70. Parchen e Bragagnolo (1991) apresentaram os principais impactos desse processo na região, que são os seguintes:

- Depauperação dos solos arenosos no noroeste paranaense, formação de voçorocas e início do processo de desertificação;
- Degradação física e empobrecimento, aliado a fortes processos de erosão laminar nos solos derivados do derrame basáltico nas regiões oeste e norte do Estado;
- Redução da cobertura vegetal, assoreamento dos rios, contaminação por agrotóxicos.

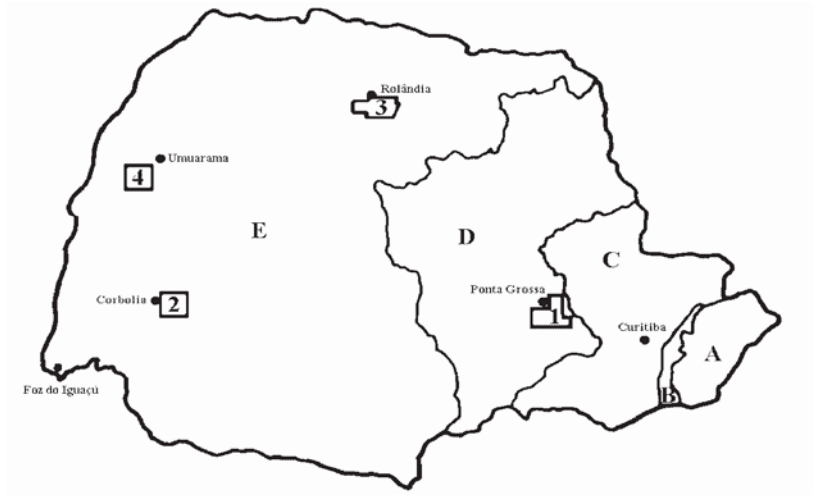


Figura 5.30 Áreas de amostragem no Estado do Paraná, na bacia do rio Paraná.

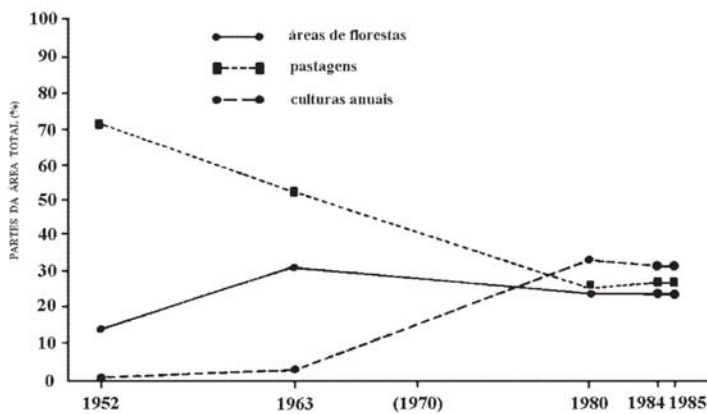


Figura 5.31 Evolução do uso do solo na região 1 (Kroner, 1990)

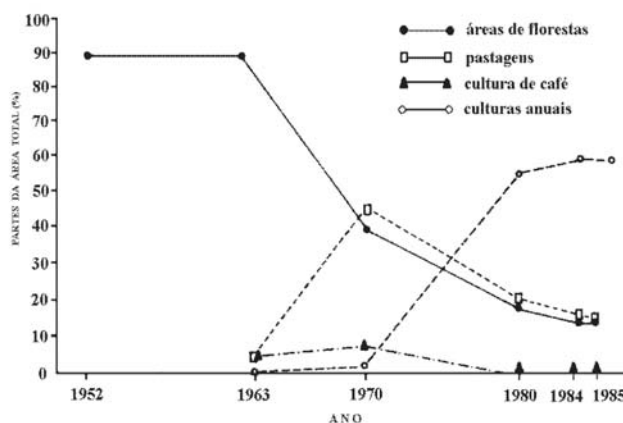


Figura 5.32 Evolução do uso do solo na região 2 (Kroner, 1990)

Em 1978 o governo Federal instituiu o Programa Nacional de Conservação do Solo e o governo do Paraná criou a versão estadual chamado de Programa Integrado de Conservação dos Solos, seguido por outros programas na década de 80. Esses programas buscaram disseminar a prática de conservação do uso do solo, que permite uma maior infiltração da precipitação em detrimento do escoamento superficial, que gera maior erosão do solo fértil

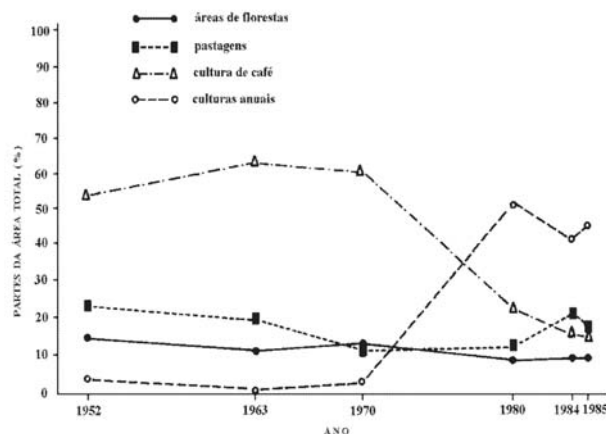


Figura 5.33 Evolução do uso do solo na região 3 (Kroner, 1990).

Esse programa se desenvolveu principalmente após 1980, com base em microbacias. Estes programas tiveram três grandes estratégias técnicas:

- Aumento da cobertura vegetal do solo, visando reduzir a energia do impacto das gotas de chuva;

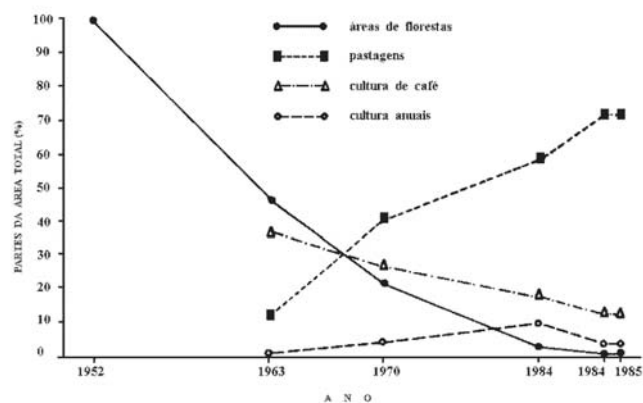


Figura 5.34 Evolução do uso do solo na região 4 (Kroner, 1990)

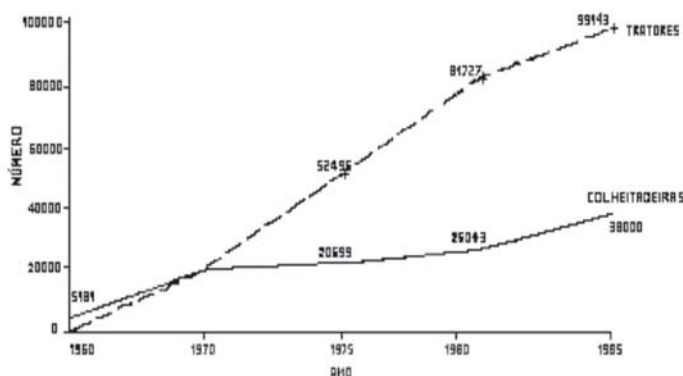


Figura 5.35 Evolução dos tratores e colheitadeiras no Paraná (Parchen e Bragagnolo, 1991)

- Aumento da infiltração da água no perfil do solo visando reduzir o escoamento superficial e promover maior disponibilidade de água no perfil do solo;
- Controle do escoamento superficial, visando reduzir os efeitos erosivos da água de

escoamento superficial, evitando o transporte de solo para os mananciais e facilitando o processo de infiltração da água.

Na tabela 5.14 são apresentados os resultados dessas práticas no Estado entre 1984 e 1990. Kroner (1990) apresentou os indicadores de conservação do solo anteriores a década de 80 através da percentagem da área com curvas de nível para as quatro regiões identificadas na figura 5.27. Essa evolução é apresentada nas figuras 5.29 a 5.32. Como se observa nesses gráficos, esse processo iniciou-se após a década de 70 com a tendência de aumento de culturas anuais.

Tabela 5.14 Resultados de práticas agrícolas no Paraná (Parchen e Bragagnolo, 1991)

Prática	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	total
Terraceamento (1000ha)	442,5	156,9	150	300	650	368	262	2.329
Reflorestamento (ha)	2.734	4.634	2.620	3.460	5.000	12130	11.260	41.841
Adequação de estradas (km)	665	989	1.975	5.734	5.000	7.600	6.250	28.213
Número de microbacias (valores acumulados)	338	498	547	680	1.017	1.150	1.200	1.200

Variabilidade climática

Barros et al. (1995) descobriram tendências positivas na precipitação anual na maior parte da Argentina no período 1916-91, especialmente depois da década cinqüenta. Eles apresentaram a variação média espacial da precipitação anual, calculada com registros dos postos Paraná, Rosário, Concórdia, Buenos Aires, las Flores Azul e Mar del Plata, que *"mostra um aumento na média de 850 mm na década 20 até 1150mm na década de 80. A maior parte desse aumento ocorreu depois de 1960."* Os autores também dizem que *"na parte nordeste da Argentina e no Paraguai....[houve] um aumento marcante até 1960, seguido por um decréscimo até o presente"*.

As séries de vazões na bacia do rio Paraná apresentam uma importante não estacionariedade entre os períodos antes e depois da década de 70. Na tabela 5.15 são apresentadas as estatísticas destes valores para várias seções do rio Paraná. Pode-se observar que o incremento de vazão varia na vizinhança de 30%. Este processo também é observado em várias sub-bacias do rio Paraná em território brasileiro. As perguntas que naturalmente são feitas são:

Esta variação de vazão é resultado de aumento de precipitação ou da alteração do uso do solo? Caso tenha sido devido ao aumento de precipitação, será devido a modificação climática ou variabilidade natural do clima?

Tabela 5.15 Vazão média anual $m^3 s^{-1}$ (Tucci e Clarke, 1998)

Local	Antes de 1970	1970-1990	Aumento %
Rio Parana em Jupiá	5,852 (+)	6,969	19,1
R. Paranapanema em Rosana	1,057 (+)	1,545	46,2
R. Paraná em São José	6,900 (+)	8,520	23,3
R. Paraná em Guaira	8,620 (+)	11,560	34,1
R. Paraná em Posadas	11,600(+)	14,255	22,9
R. Paraná em Corrientes	15,265	19,510	27,8

Na figura 5.28 é apresentada a série de vazões médias anuais do rio Paraná afluente a Itaipu, onde se observa nitidamente o aumento das vazões citadas.

As causas potenciais desse aumento de vazão são as seguintes: Aumento da precipitação no período devido a modificação climática ou condições amostrais; Modificação do uso do solo por

desmatamento; Variabilidade amostral da vazão, em conjunto com a precipitação. Neste estudo e nos anteriores foram levantados elementos circunstanciais, para caracterizar cada um dos elementos acima discutidos a seguir:

Aumento da Precipitação: Os elementos atualmente existentes sobre a modificação climática, como descrito no capítulo anterior, mostram que existe uma tendência de aquecimento do globo e aumento da temperatura. O aumento ou diminuição da precipitação depende de cada região em específico.

As previsões apresentadas são baseadas em modelos que ainda apresentam grandes incertezas e as projeções de modificação foram realizadas para o próximo século, enquanto que as alterações atuais, se existem, estão dentro da faixa de flutuação natural dos processos climatológicos.

A outra hipótese de aumento da precipitação, se refere ao impacto devido ao desmatamento ocorrido na região Sul e Sudeste. Nos resultados apresentados de ensaios de modelos na Amazônia sobre o desmatamento de grandes áreas tem demonstrado, que existe um ciclo interno que pode afetar a precipitação regional, o seu impacto é, em geral, de reduzir a precipitação com o desmatamento e não de aumentar. No entanto, deve-se considerar também, que as incertezas dessas avaliações ainda são muito grandes.

A série de precipitações da bacia incremental apresentou uma média cerca de 6% superior, para o período de 1971 a 1990, se comparado com o período de 1930-1970. Esse aumento não se mostrou estatisticamente significativo no período, para indicar qualquer potencial alteração climática, e pode ser simplesmente uma flutuação de uma série temporal. Existe, no entanto, a possibilidade que parte deste aumento depois dos anos 80 tenha algum componente de alteração climática.

Desmatamento: A literatura é unânime em experimentos, demonstrando que o *desmatamento produz aumento de escoamento médio* (veja capítulo 1). Com relação as estiagens, o desmatamento pode provocar uma diminuição ou aumento do escoamento mínimo, de acordo com as condições do solo e com o tipo de tratamento usado no desmatamento e uso do solo, após o desmatamento.

Essas conclusões, no entanto, se referem principalmente a bacias de pequena escala, onde o experimento pode ser controlado. Para bacias maiores a literatura é pobre sobre o assunto porque a variabilidade espacial dos diferentes fatores que interferem no escoamento é muito grande. Devem-se observar alguns indícios importantes na bacia incremental em estudo:

- o desmatamento inicial (até 1970) na bacia incremental foi utilizado para a implantação do café na região Norte do estado do Paraná. O café tem características semelhantes a uma área com mata, no que se refere ao efeito sobre o escoamento já que o solo é protegido e a cobertura é mantida;

- na década de 70 iniciaram os seguintes processos: (a) forte incremento de culturas anuais como o soja, milho e trigo, que geram maior escoamento e se mantém ao longo dos anos; (b) aumento da mecanização, que aumenta ainda mais o escoamento médio, devido a compactação do solo (ver item anterior); (c) incremento do desmatamento no oeste do Paraná. Esse tipo de uso do solo tem condições de provocar um aumento mais importante na vazão média, como a literatura tem mostrado (capítulo 2).

- no final da década de 70 iniciou um forte processo de conservação do uso do solo no Paraná. O processo de conservação do solo induz a um aumento da infiltração, o que pode permitir um aumento das vazões mínimas.

- a literatura mostra, também, que o desmatamento seguido de ocupação do solo com culturas anuais, a bacia não recupera o balanço hídrico, como acontece quando ocorre o crescimento da floresta natural.

Esses indícios levam a crer que parte do aumento das vazões seja devido ao desmatamento da bacia incremental. A maior dificuldade é conhecer o real impacto do desmatamento sobre bacias do porte da bacia incremental, que é um dilema da hidrologia de escala. As dúvidas principais do problema são as seguintes:

- O aumento do escoamento numa pequena bacia (de alguns hectares) devido ao desmatamento pode ter seu efeito reduzido se, para a água se deslocar sobre a bacia, sejam criadas condições hidrológicas de evapotranspiração do escoamento excedente, que restituam, numa escala maior, as condições anteriores com florestas ou minimizem seus efeitos;

- Potencialmente as principais condições podem ser as seguintes: Maior extravasamento das vazões durante as cheias e como as cheias ocorrem no período de maior evaporação potencial, o

excesso poderia ser restituído a atmosfera; a água no seu transporte pelos rios e no subsolo, ao longo da bacia, permite que os volumes, antes interceptados e evaporados. Esses efeitos podem ser maiores ao longo de uma bacia grande.

Conseqüências do aumento verificado na vazão: O aumento verificado na vazão pode ser conseqüência da composição de dois efeitos:

Aumento da precipitação, que mesmo em pequena escala pode produzir aumento na vazão. Observou-se um incremento do coeficiente de escoamento que pode ser devido as alterações da bacia ou da precipitação. A dificuldade maior decorre em separar os dois efeitos em termos quantitativos (veja estimativas nas páginas seguintes).

Aumento devido as condições de alterações do solo na bacia incremental como discutido acima. Dessa análise observa-se que existem várias incertezas que dificultam uma identificação cabal quantitativa de quais são as causas. Existem, na realidade, vários indícios. Portanto, a pergunta principal seria: *As alterações de vazões são permanentes ou transitórias?* Essa pergunta é óbvia porque o aumento da disponibilidade hídrica influi em vários setores dos recursos hídricos como o de energia, abastecimento, irrigação, etc..

Sendo assim, reunindo os elementos até aqui tratados podemos concluir com o seguinte:

- Os indícios com os elementos até agora existentes mostram que o resultado do aumento (se não amostral) das vazões pode ser devido a composição de dois efeitos: (a) aumento da precipitação no período; (b) modificação do uso do solo;
- O aumento da precipitação tem maior probabilidade de ser amostral, portanto não tem garantido a sua permanência, podendo passar no futuro por ciclos de menores precipitações;
- O aumento devido às modificações do uso solo devem ser permanentes;

Muller et al (1998) analisaram dados de precipitação do estado do Paraná e São Paulo procurando identificar as alterações das variáveis hidrológicas nas sub-bacias contribuintes do rio Paraná, com área total da ordem 500.000 km². Foram utilizados dados de precipitação e vazão das bacias contribuintes do rio Paraná. Na tabela 15.16 são apresentadas resultadas sínteses das sub-bacias do Paraná. Pode-se observar claramente o aumento nas precipitações e das vazões. A dificuldade continua sendo de separar o efeito de uso do solo da variabilidade climática. Os autores calcularam com modelo, a evapotranspiração real e estimaram que no período depois de 1970 ocorreu diminuição da mesma em cerca de 10%, mesmo considerando que houve aumento de precipitação.

Destas informações pode-se observar o seguinte:

(a) o aumento de vazão é menor nas bacias do estado de São Paulo onde o desmatamento já tinha ocorrido muito antes de 1970, portanto é de esperar que as vazões analisadas possam, refletir apenas a variabilidade climática. Na tabela 15.15 observa-se que o aumento do coeficiente de escoamento entre os dois períodos não foi muito alto para as bacias do Grande e do rio Tietê. Analisando a relação entre precipitação e coeficiente de escoamento, verifica-se que os mesmos são compatíveis com o aumento de precipitação. Utilizando estes dados na equação apresentada no capítulo 1, obtêm-se cerca de 20,9 e 34,6% de aumento de vazão, respectivamente. Na tabela 15.16 os valores são 18% e 34%. Isto indica que o aumento do coeficiente de escoamento e das vazões estão diretamente relacionado com o aumento de precipitação;

(b) nas bacias do Paranapanema e Incremental, onde o desmatamento ocorreu na década de 60 e a mudança de tipo de plantio depois de 1970 (veja itens anteriores), observou-se aumento significativo no coeficiente de escoamento entre os dois cenários (figura 5.36) que não se justificam apenas pelo aumento da precipitação. Neste caso, utilizou-se a tendência entre C e P para determinar C₂ a partir de P₂. Com C₂, C₁ e P/ΔP estimou-se o aumento de vazão correspondente devido a precipitação e obteve-se 35% e 20%, respectivamente. Na tabela 15.16 observa-se que estes valores são 45 e 44%. Numa avaliação simplista pode-se concluir que a diferença entre os valores 10% e 24% corresponderiam ao efeito do uso do solo nas duas bacias. Estes valores representam 25% e 55% da variação total no período, respectivamente;

Tabela 16 Vazões dos períodos anteriores e posteriores a 1970 nas sub-bacias do rio Paraná (Muller et al, 1998).

Bacia	$P_2 - P_1$ mm	$Q_2 - Q_1$ Mm	Q_1/P_1	Q_2/P_2	Q_2/Q_1
Grande	228	90	0,33	0,34	1,18
Tietê	193	101	0,24	0,28	1,34
Paranapanema ¹	183	153	0,25	0,32	1,45
Incremental ¹	127	199	0,29	0,39	1,44

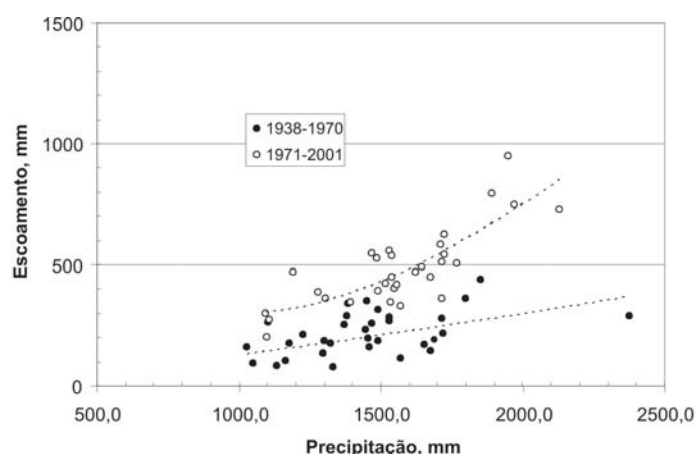


Figura 5.36 Relação Precipitação – Vazão na incremental Itaipu.

(a) Estas conclusões foram obtidas sobre dados macros e algumas simplificações, mas pode ser considerada uma estimativa inicial dos impactos observados nesta região.

Os citados autores analisaram também a variabilidade da vazão mínima de alguns postos da região e observaram em quase todos os postos aumento da vazão na estiagem. Na tabela 15.17 é reproduzida a relação das vazões mínimas dos dois períodos para a duração de 30 dias. Na figura 5.37 são apresentados os valores de aumento relacionados com a área, onde se observa que existem dois grupos de bacias com comportamento diferenciado em função das características de precipitação, tipo e uso do solo.

Com os elementos apresentados nesse documento pode-se observar que existem incertezas quanto ao conhecimento científico e sobre as principais questões que envolvem a variabilidade da disponibilidade hídrica.

Tabela 5.17 Variação percentual de aumento da vazão mínima de 30 dias em sub-bacias do rio Paraná (dados obtidos de Mueller et al. 1998)

Posto	Aumento percentual %	Área da bacia km ²
Cinzas	53	2015
Cinzas	71	5622
Laranjinha	63	3445
Capivari	32	722
Tibagi	33	8948
Tibagi	71	21955
Dos Patos	18	1806
Ivai	12	3572

5.7.6 Sustentabilidade do Alto Paraguai e sua população

A bacia do Alto Paraguai é sub-dividida em duas áreas bem distintas tanto em comportamento hidrológico como ambiental e sócio-econômico: *Planalto* (~240.100 km²) que corresponde a parte superior do rio principal e dos afluentes e o *Pantanal* (~124.300 km²) por cotas acima de 200 m, com precipitação anual acima de 1.400 mm, vazão específica da ordem de 20 l.s⁻¹ km⁻² (IPH,1996). A área é utilizada principalmente para agropecuária e mineração (no Mato Grosso) (MMA,1996). O solo apresenta grande fragilidade em parte importante da região, o que tem gerado grande produção de sedimentos devido ao crescimento da atividade antrópica. O escoamento proveniente do Planalto entra no Pantanal, portanto todas as ações produzidas no Planalto podem produzir impactos diretos sobre o Pantanal e para jusante em águas internacionais de Paraguai, Bolívia e Argentina.

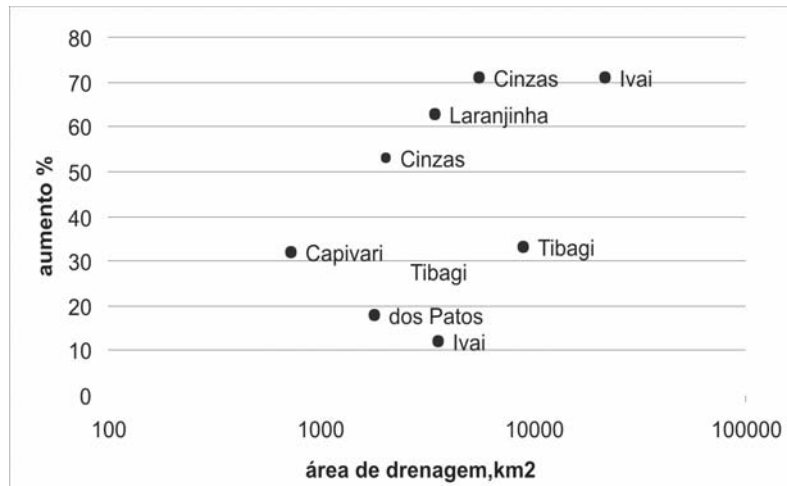


Figura 5.37 Aumentos percentuais da vazão mínima de 30 dias - sub-bacias do rio Paraná

O *Pantanal* é a grande planície do rio Paraguai e fica a jusante do *Planalto*. A precipitação anual é inferior a evapotranspiração potencial, a capacidade de escoamento dos rios é pequena, inundando toda a planície, formando uma das mais importantes áreas úmidas (*wetlands*) do mundo. O *Pantanal* tem um comportamento singular, já que cerca de 50 a 70% do volume de água e sedimentos de montante é retido pelas depressões no período de inundação devido a baixa capacidade de escoamento da rede fluvial, representando a fonte de vida para este sistema de áreas inundadas (IPH, 1996). O *Pantanal* tem mostrado uma sustentabilidade importante através da convivência entre o gado e a preservação do ecossistema. Nas últimas décadas alguns impactos ambientais podem ter comprometido esta convivência harmoniosa. Os principais são os seguintes:

- Aumento de sedimentos contaminados de montante pela mineração (Mato Grosso) ou degradação do solo pela agropecuária (Mato Grosso do Sul), criando depósitos com material tóxico, além do próprio assoreamento, a medida que o *Pantanal* retém sedimentos;
- Construção de obras hidráulicas como diques para reduzir as áreas inundadas;
- Projeto da construção da hidrovía entre Corumbá em Cáceres, alterando o leito do rio Paraguai (Tucci e Clarke, 1998);
- Desenvolvimento urbano e seus impactos sobre o sistema;
- Sustentabilidade econômica da população no *Pantanal*.

Características hidrológicas

Os rios, ao entrarem no *Pantanal*, sofrem drástica redução de velocidade, decorrente da brusca mudança de declividade. Associado a este fenômeno ocorre, o assoreamento no leito que se traduzem por uma seção transversal menor do que a montante no *Planalto*. Durante as enchentes, como as seções a jusante, no *Pantanal*, têm capacidade de escoamento menor do que a do *Planalto*, ocorrem extravasamentos para o leito maior. De acordo com a magnitude das enchentes, são atingidas, áreas de maior ou menores extensões. A planície pantaneira é ocupada por um grande número de depressões que, quando cheias, formam uma paisagem de pequenos lagos que se interligam nas águas altas e represam as águas de parte da rede de drenagem depois que os níveis do rio principal baixam. Grande parte do volume do hidrograma de montante, que extravasa para o leito maior, fica retido pelas depressões que não têm ligação superficial com o leito menor de drenagem principal do *Pantanal*.

Na planície, como a velocidade do escoamento é quase nula (principalmente nos baixios ou depressões), os sedimentos se depositam no fundo destes pequenos lagos, colmatando o seu fundo. Esse comportamento reduz a percolação, que ocorre principalmente pelas laterais (figura 5.38). O volume é reduzido principalmente pela evaporação, já que no total anual o volume precipitado é inferior ao da evaporação. Na figura 5.39 são apresentados os hidrogramas de montante e jusante do mesmo trecho do rio Cuiabá durante o período de cheia onde se observa claramente que o volume a jusante é menor que o de montante nos diferentes trechos definidos pelos postos. Esta redução varia de acordo com a inundação

entre 50 e 70%.

Balço hídrico do Pantanal: A precipitação média no Pantanal é de 1180 mm e a evapotranspiração potencial 1370 mm. No balanço total, a vazão média de entrada (Planalto) do período (1971-1981) é de 2.058 m³/s e a de saída em Porto Esperança 2.165 m³/s, mostrando que a vazão média deste período do Pantanal representa apenas 107 m³/s com vazão específica de 0,91 l/(s.km²). Este resultado positivo de volume pode parecer incoerente com os resultados apresentados acima do rio Cuiabá, mas este balanço realizado num período de 12 anos (1970-1981) considera o efeito do armazenamento interanual e de trechos, no rio principal onde não ocorre redução de volume. A importante constatação deste resultado é de que o sistema regulariza um volume significativo de água e cria um meio ambiente aquático típico de terras úmidas (*wetlands*) em grande parte da superfície do Pantanal.

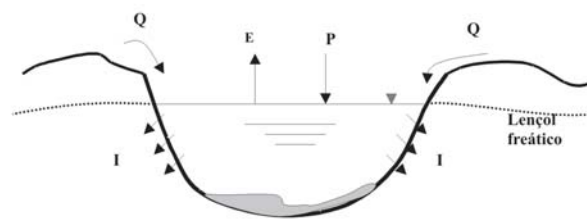


Figura 5.38 Balanço das depressões; P = precipitação; E= evaporação; Q = vazões de entrada; I = infiltração e percolação.

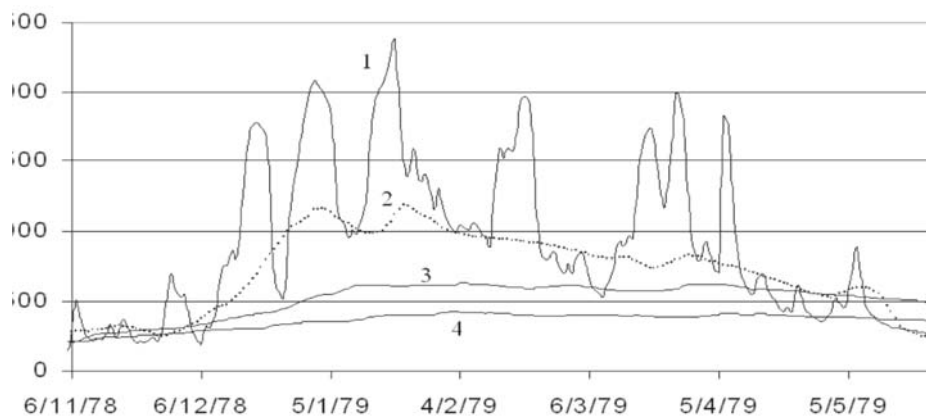


Figura 5.39 Hidrogramas no rio Cuiabá entre 1978 e 1979 . Cuiabá (1), Barão do Melgaço (2), Retiro Biguaçal (3) e São João (4).

Variabilidade espacial e sazonal das inundações: O período chuvoso no Alto Paraguai ocorre de Outubro a Abril com pequenas variações interanuais. As figuras 5.40 até 5.42 mostram o deslocamento lento das vazões de cheia ao longo do rio Paraguai desde Cáceres, na entrada do Pantanal até Porto Murtinho na saída. A vazão máxima se desloca de março para junho com três meses de defasagem ao longo do Pantanal. Analisando o escoamento ao longo do ano, geralmente existe apenas um pico com tempo de deslocamento próximo destes valores médios mensais, variando de acordo com a magnitude da inundação. Observe na figura 5.42 que as vazões máximas ocorrem meses depois das precipitações máximas, indicando que o hidrograma é resultado da propagação de montante. Estas figuras mostram que a velocidade da água através do rio Paraguai é pequena devido a baixa capacidade de escoamento do leito principal do rio Paraguai e seus tributários.

No Planalto o período seco ocorre entre Outubro a Março. Neste período os hidrogramas

encontram-se na sua fase de recessão. O escoamento no Pantanal vazão é mantido pela recarga dos aquíferos e o retorno dos volumes acumulados nos baixios. Na região entre o Planalto e o rio Paraguai, nos tributários, que formam os diferentes leques, como o Taquari, Miranda e São Lourenço, a inundação ocorre no período chuvoso devido   chegada das vazões do Planalto e da precipita o local. Neste momento o rio Paraguai ainda não transportou a vazão de inunda o do período chuvoso das suas cabeceiras e está mais baixo. Nestas condi oes este fluxo pode entrar no Paraguai, minimizando as inunda oes. Quando os tributários iniciam a redu o dos níveis chegam os volumes de montante, mantendo uma importante faixa ribeirinha alagada por muitos meses. O remanso do rio Paraguai gera a forma o dos leques. Esta situa o ocorre devido ao seguinte conjunto de fatores: o fluxo do tributário não possui capacidade hidráulica para penetrar no rio Paraguai, o solo possui pequena resistência e o rio tende a depositar no seu fundo os sedimentos de montante pela redu o de velocidade. Ao longo do tempo existe a tendência do fundo do rio possuir maior cota que a várzea lateral. Além disso, devido a pequena resistência das margens, o tributário pode abrir um novo leito e escoar parte do seu volume para bacia de forma distribuída invertendo o tradicional processo do curso d'água receber o escoamento da bacia (figura 5.43). Fora da área de influência do rio Paraguai os tributários, principalmente no Planalto, possuem comportamento sazonal úmido e seco semelhante ao período chuvoso.

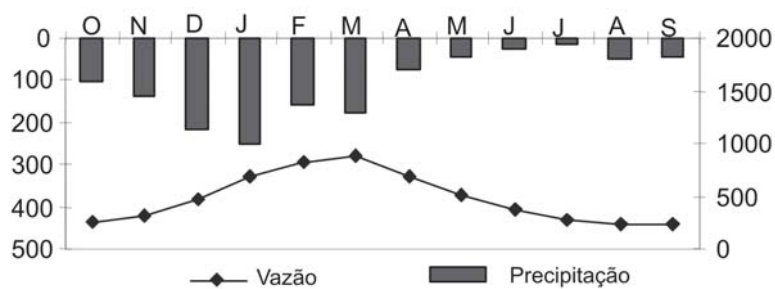


Figura 5.40 Precipitação e vazão Média mensal no rio Paraguai em Cáceres.

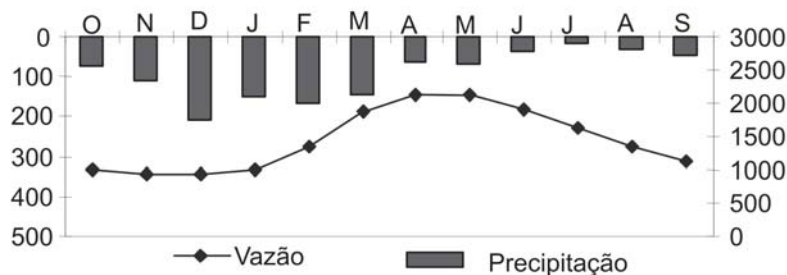


Figure 5.41 Precipitação e vazão média mensal no rio Paraguai em São Francisco.

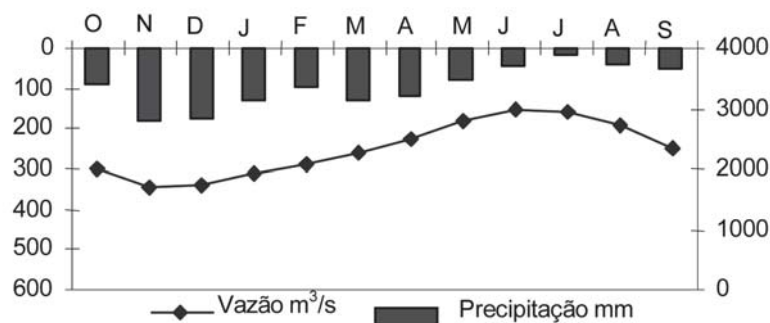


Figure 5.42 Precipitação e vazão média mensal no rio Paraguai em Porto Murtinho.

Variabilidade interanual: As séries históricas hidrológicas da bacia do Alto Paraguai não são extensas, apenas um posto, o fluviométrico de Ladário possui série desde 1900, os demais na sua maioria iniciaram na década de 60. 85% das precipitações ocorrem, em média, no período chuvoso. Na figura 5.44 são apresentados os níveis máximos anuais em Ladário para o todo o período de registro. Pode-se observar que entre 1900 e 1960 os níveis máximos ficaram, em média da ordem de 4,00 m, enquanto que entre 1960 e 1972 da ordem de 2,00 m. Já entre 1973 e 1995 variou em cerca de 5,0 m. Na figura 5.44 são apresentadas as curvas de permanências destes períodos mostrando as diferenças de níveis para a série diária.

Erosão e Sedimentação: Borges et al. (1996) com base em dados de sedimentos em suspensão nos rios identificou a quantidade de sedimentos na bacia do Planalto onde os valores são da ordem de $1 \text{ t.d}^{-1}.\text{km}^{-2}$ nas cabeceiras do rio São Lourenço e Taquari. Este volume é médio, mas com valores mais recentes, resultantes do período com vazões maiores após os anos 70. O aumento da vazão e, em consequência, da velocidade do escoamento aumenta a descarga de sedimentos, por exemplo, um aumento de 5% na velocidade do escoamento pode produzir da ordem de 15 a 40% da descarga de sedimentos (Ponce, 1995). O efeito do aumento da vazão, velocidade e da energia do fluxo sobre os leitos de inundação são de aumento da seção de escoamento pela erosão ou através do desenvolvimento de novo talvegue (figura 5.42).

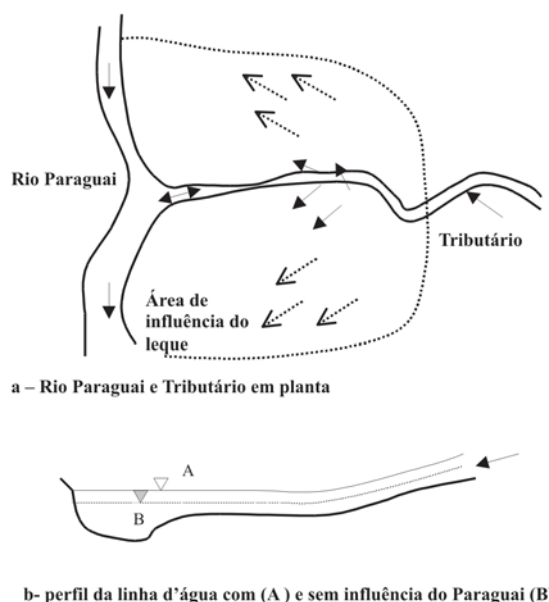


Figura 5.43 Características dos fluxos nos leques.

Dentro do Pantanal os processos não são de erosão superficial, mas modificação do leito pela ação do transporte do escoamento proveniente do Planalto e a energia que envolve a mobilidade do leito. Com o aumento das vazões e a carga de sedimentos proveniente de montante após a década de 70 houve grandes alterações no leito dos tributários geralmente do tipo apresentado na figura 5.44. No primeiro caso, observa-se o desenvolvimento de meandros e o seu corte em função da variabilidade da magnitude das vazões. O segundo tipo ocorre pelo processo descrito no item anterior, onde o remanso pelo rio Paraguai faz com que o tributário encontre outro leito. O exemplo principal desta situação ocorre com o rio Taquari que nos últimos anos mudou de leito, saindo no Paraguai-Mirim, um braço do rio Paraguai na região da junção entre os mesmos.

No balanço de erosão que entra no Pantanal pelos tributários a redução de sedimentos até sua chegada no rio Paraguai é da ordem de 50 a 70%, volume que fica retido nos baixios contribuindo para a diversidade do rio. A redução ao longo do rio Paraguai, é da ordem de 20 a 30% (Borges et al, 1996).

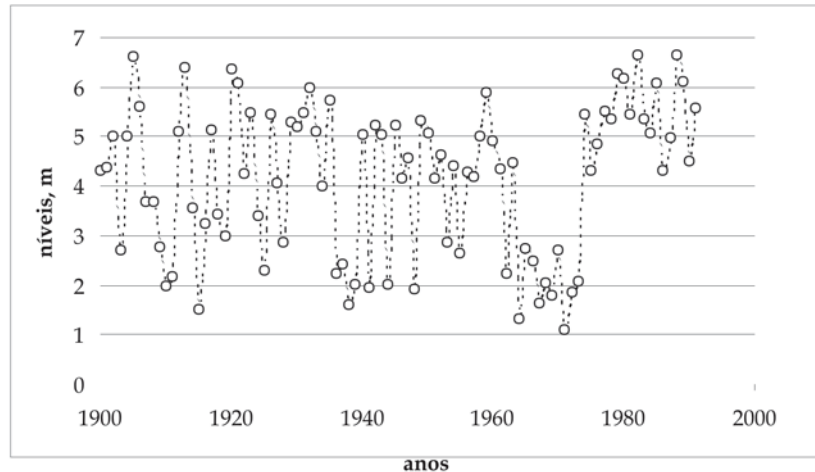


Figura 5.44 Níveis máximos anuais e média móvel de 5 anos.

Qualidade da água: Os principais impactos sobre a qualidade da água ocorrem devidos (a) efluentes urbanos domésticos, industriais e pluviais, principalmente no Planalto. Este processo é normalmente observado na vizinhança das cidades; (b) efluentes tóxicos da mineração, como o mercúrio, observado principalmente no Mato Grosso. O mercúrio agrega-se aos sedimentos e mantém-se no fundo dos rios um volume acumulado que se desloca para jusante; (c) no início do período chuvoso o fluxo transporta muita vegetação depositada na superfície das bacias e no leito dos rios. Com o aumento da vazão este volume é transportado para a massa de água e requer grande quantidade de oxigênio para a sua degradação, levando o rio a níveis muito baixos ou nulos de Oxigênio Dissolvido. Neste período, em alguns trechos, onde a velocidade do escoamento é menor (lagoas, baixios, áreas de remanso), observa-se grande quantidade de mortandade de peixes pela falta de oxigênio.

Balço de Nutrientes e o ecossistema: O volume de água e sedimentos proveniente do Planalto que extravasa para as várzeas do Pantanal trazem consigo nutrientes que são a base da vida da fauna e flora desta região (Tricart, 1982 e Junk et al, 1989). A quantidade de dados disponíveis não permite uma avaliação do balanço de nutrientes que chega ao Pantanal em função das vazões de montante. As questões principais são as seguintes: Em função da variabilidade de vazões devido às condições climáticas, como o balanço de nutrientes afeta a fauna e a flora regional? O período da década de 60 apresentou áreas de inundação muito menores que os períodos anteriores e posteriores, como o sistema reagiu a esta redução de água e provavelmente de nutrientes? Os últimos 30 anos foram marcados por vazões altas provenientes do Planalto e extensas áreas de inundação. O aumento dos nutrientes de montante permitiu o desenvolvimento ambiental que poderá ser fortemente afetado quando ocorrer redução deste volume na hipótese da variabilidade climática retornar as condições prévias a 70. A alteração da curva de permanência (figura 5.45) entre os períodos mostrou novos padrões do ambiente aquático quanto ao nível de inundação, que afetam a fonte de nutrientes disponíveis para o desenvolvimento da fauna nos baixios. A própria sazonalidade mudou de patamares, expulsando o gado em parte da área, devido ao alagamento e ampliando o banhado.

O regime de precipitações do Pantanal sustentaria um ambiente semelhante ao cerrado, com períodos de até cinco meses sem chuva e precipitações altas no período úmido. As condições físicas e o fluxo de montante, fazem com que o volume excedente gere áreas de inundação e transforme um ambiente de cerrado em banhado. Considerando que qualquer destes elementos sejam alterados, como a capacidade de escoamento (devido a ações antrópicas) ou a entrada de fluxo de montante devido às mudanças climatológicas, pode levar o sistema de banhado para cerrado pela redução de água, sedimentos e nutrientes para as áreas inundadas.

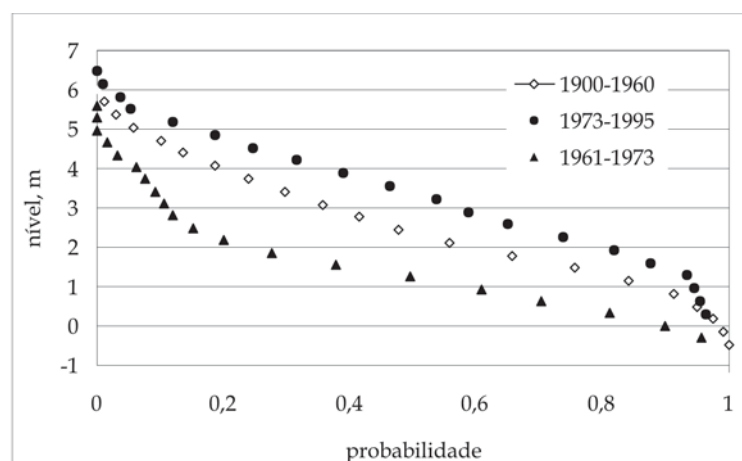


Figura 5.45 Curva de permanência das vazões diárias

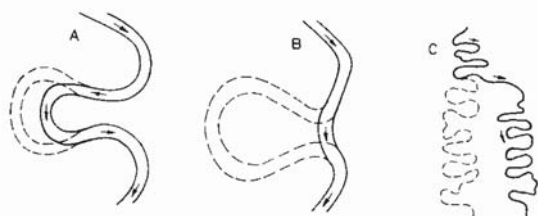


Figura 5.46 Características da variação dos leitos nos tributários do rio Paraguai (Press e Siever, 1986)

Usos da Água

Os principais usos dos recursos hídricos na bacia do Alto Paraguai são: abastecimento de água, navegação, irrigação, produção de energia e turismo. A utilização da água para abastecimento urbano e irrigação geralmente dependem de pequenas bacias, enquanto que para navegação e produção de energia as bacias envolvem grandes áreas.

Devido à pequena densidade habitacional regional, usualmente o conflito de demanda de água na bacia decorre principalmente da qualidade da água do manancial do que da disponibilidade. Quando as cidades se encontram nas cabeceiras, o manancial pode ser pequeno e sofre contaminação da falta de tratamento do esgoto jogado diretamente nos rios ou por meio de fossas sépticas, que contaminam os aquíferos. Cuiabá é um exemplo, pois existe quantidade disponível para atender a população, mas a poluição do rio Cuiabá, dos aquíferos da cidade e as dificuldades no sistema de distribuição de água pública tomam o abastecimento irregular.

Nos aquíferos do Planalto a qualidade da água geralmente é boa (quando não é contaminado pelas cidades), mas a vazão é baixa. No Pantanal a vazão que pode ser retirada é alta, já que o lençol freático é alto, mas a qualidade é baixa devido aos minerais existentes.

Os potenciais aproveitamentos hidrelétricos somente são viáveis no Planalto na região de isoietas acima de 1500 mm e com quedas suficientes para produzir energia. São reduzidos os locais potenciais.

A navegação na região foi o meio de transporte por muitos anos (desde o século 16). O acesso a região em parte do século passado era realizado através do rio da Prata até Cáceres e Cuiabá. O rio perdeu grande parte do fluxo da carga de transporte devido ao desenvolvimento das rodovias, que permitiu uma chegada mais rápida das cargas na região. A navegação comercial tem se mantido no rio Paraguai até Cáceres, mas com maior quantidade de carga até Corumbá, já que entre Corumbá e Cáceres o calado disponível não é mantido durante todo o ano (principalmente a montante da entrada do rio Cuiabá). Os afluentes do rio Paraguai apresentam maior dificuldade de transporte comercial de cargas devido ao assoreamento e mudança de leito, o que tem permitido a navegação de pequenos barcos. No rio Taquari era possível navegar entre o rio Paraguai e Coxim. Atualmente nem mesmo

canoas conseguem navegar. O risco que existe na navegação da região é o transporte de produtos que, por acidente, possam contaminar o rio, além da ação sobre a estabilidade das margens.

A irrigação na região ainda é muito pequena, mas poderá aumentar a medida que agricultores do Planalto aumentarem seu investimento em produtividade. No entanto, dificilmente este uso será significativo quanto a demanda de água a medida que o *deficit* hídrico no Planalto é menor e o tipo de cultura plantada não utiliza grande de demanda de água. A demanda de irrigação somente será crítica em áreas particulares do Planalto e dificilmente será utilizada no Pantanal.

O turismo é uma das atividades de maior expansão na região, através da navegação turística, hotéis fazenda associados a fauna e às lagoas formadas no Pantanal. O ambiente como um todo tem um potencial significativo, desde que haja conservação ambiental.

Impactos ambientais e sobre a população

A água é o fator de sustentação do ecossistema da bacia e deve ser utilizada de forma racional não somente para a conservação ambiental como também para garantir a sustentabilidade do desenvolvimento regional. Os potenciais efeitos antrópicos estão relacionados com a expansão agropecuária, com predominância no Planalto que fica a montante do Pantanal.

Os principais impactos regionais são devido ao seguinte: variabilidade climática, sustentabilidade da população e variabilidade física do Pantanal; Inundação e o impacto sobre a população; aumento de sedimentos contaminados de montante pela mineração (Mato Grosso); degradação do solo pela agropecuária (Mato Grosso do Sul), criando depósitos com material tóxico, além do próprio assoreamento, a medida que o Pantanal retém 50 - 70% dos sedimentos; desmatamento no Mato Grosso; construção de obras hidráulicas como diques para reduzir as áreas inundadas; projeto da construção da hidrovía no trecho brasileiro do rio Paraguai; inundação das áreas ribeirinhas; drenagem urbana e erosão.

Variação climática e degradação do solo pela agropecuária: O desenvolvimento da região, associado às condições climáticas, apresentou etapas distintas, que atuaram fortemente sobre o seu meio ambiente e caracterizam muitos dos condicionantes atuais. Esta região foi ocupada no passado, através dos rios como via de transporte. Com a interiorização do país através das rodovias, o papel do rio como meio de transporte diminuiu mudando o crescimento econômico para outras áreas da região. A economia predominante no Pantanal foi a agropastoril com a criação de gado, onde se estabeleceu uma certa harmonia entre o uso do espaço e a conservação ambiental do sistema. Na década de 60 ocorreram cerca de 13 anos, com precipitações e níveis de água muito baixos, se comparados com período anterior e posterior. Os resultados mostraram que na década de 60 as precipitações estiveram abaixo da média de longo período em cerca de 15% (na média do período). O impacto da redução da precipitação sobre o escoamento é muito maior, já que o efeito se amplifica. Neste caso, dois efeitos são concomitantes, já que quando ocorre redução da precipitação a evapotranspiração aumenta e os dois efeitos são no mesmo sentido.

Durante os anos 60, o Pantanal era inundado no período chuvoso em média de 17.000 km², enquanto que no período posterior (1970 até o momento) as inundações, atingem em média 55.000 km², podendo chegar a 100.000 km². O aumento médio do nível em Ladário foi de 2,0 m. Na década de 60 as propriedades tinham um período de inundação menor (número de meses durante o ano) e com área menor, permitindo um período de uso do espaço mais longo, principalmente pelo gado, o que deu a propriedade rural um valor econômico maior que o período anterior.

Collishonn (2001) utilizou um modelo hidrológico que considera o uso do solo e simulou a bacia do rio Taquari e estimou, preliminarmente, que a alteração representava em média 400 mm, sendo que 1/4 deste total poderia representar o uso do solo (principalmente devido ao pasto) e 3/4 devido a alteração da precipitação.

Na década de 70 ocorreram dois fatores importantes, o primeiro foi uma maior migração da população para o Planalto e a introdução do plantio de culturas anuais (como o soja) e aumento do rebanho de gado, principalmente no Planalto do rio Taquari. As culturas anuais produzem dois efeitos fundamentais no ciclo hidrológico: aumento do escoamento médio pelo desmatamento e contínua alteração no solo e produção de sedimentos. O solo do Planalto é muito frágil e a expansão do gado

e soja geraram aumento significativo na produção de sedimentos. No entanto, a área ocupada pela soja é insignificante se comparada com a área de gado. Além disso, o solo que o gado ocupa é pouco produtivo e frágil. Esta fragilidade facilita a erosão principalmente nos caminhos formados pelo deslocamento dos rebanhos.

Impacto econômico e social no Pantanal: Observe que uma propriedade no Pantanal que inundava 20% do tempo na década de 60, agora inunda mais de 80% do tempo, tornando economicamente insustentável o uso da terra para o gado. Isto ocorreu principalmente nas áreas mais próximas ao rio Paraguai e afluentes nos leques. Estas condições fizeram com que proprietários de fazendas compradas na década de 60 perdessem sua propriedade.

O segundo fator importante foi o aumento da precipitação que levou ao aumento da capacidade erosiva e da vazão média de enchente. Neste período, no Pantanal, algumas propriedades produtivas passaram a ficar grande parte do ano inundada e os leitos de rios se alteraram devido à pequena resistência natural dos mesmos ao aumento da vazão, criando condições adversas para o transporte fluvial e a conservação ambiental nos tributários do rio Paraguai. Uma consequência direta desse processo de alteração do leito ocorre no rio Taquari dentro do Pantanal onde a população utiliza a denominação de *arrombado* para designar o corte de meandro produzido durante as cheias em rios de leito aluvionar, como o Taquari. Com o corte do meandro, a propriedade é subdividida, dificultando a vida e o manejo.

A reação usual dos proprietários das fazendas tem sido de: buscar construir diques para obter uma área maior sem inundação e fechar os *arrombados* (corte de meandro). No primeiro ocorre uma alteração nas características da flora e fauna local e o rio tende a médio e longo prazo inibir a ação dos diques. No segundo, a água retida é evaporada, os peixes morrem e o ambiente apresenta forte deterioração.

Antes da década de 70 a população tinha encontrado um meio de sobrevivência harmoniosa com o sistema por inundações sazonais (alguns meses do ano), mas as condições climáticas ficam inundadas áreas por períodos longos, superiores a um ou dois anos, o que empobreceu a população de forma dramática, e parte se deslocou para as cidades, criando novos bolsões de pobreza.

Mineração: A mineração utiliza o mercúrio que contaminou vários rios da região, gerando um depósito desse material nos rios da região junto aos sedimentos. Nos últimos anos existe uma atividade fiscal mais intensa, o que potencialmente reduziu a carga do mercúrio no sistema hídrico, no entanto ainda existem sedimentos no leito do rio, depósitos que se deslocam para jusante. Além disso, as áreas de mineração degradadas geraram dois problemas básicos, um social com a decadência das cidades depois da mineração, que ficaram sem alternativa econômica e estão desaparecendo e outra ambiental que é a degradação das áreas ribeirinhas devido à mudança do curso natural pela exploração dos minérios.

Desmatamento e queimadas: Este processo que ocorre principalmente no Mato Grosso e depende de fiscalização. São grandes as queimadas que ocorrem no período mais seco sobre toda a parte superior da bacia. Este problema é sério nos anos mais secos devido à baixa umidade no Planalto.

Desenvolvimento urbano: esgotamento sanitário, erosão e drenagem: o desenvolvimento urbano descontrolado quanto à preservação dos mananciais, ocupação de áreas de enchentes, despejo de cargas de esgotos sanitário e pluvial. Este é processo comum a grande parte das cidades brasileiras, que também ocorre na região. Para as cidades localizadas as margens dos grandes rios geralmente a qualidade da água não apresenta ainda um grande impacto devido à capacidade de diluição do rio. Neste caso, os problemas maiores são a ocupação das áreas ribeirinhas de risco por parte da população após uma seqüência de anos secos. Cidades maiores como Cuiabá apresentam problemas sérios de contaminação do rio devido a grande carga e a falta de tratamento de esgoto, além das inundações produzidas na drenagem urbana, em consequência de projetos inadequados. Este processo está ocorrendo em todas as cidades, já que durante seu desenvolvimento o uso da canalização na drenagem apenas transfere para jusante as inundações. Em algumas cidades do Planalto do

Mato Grosso Sul também sofre com problemas de controle de erosão na drenagem urbana e rural, processo que ocorreu no Norte do Paraná na década de 70. Verdadeiros *canyons* se formam com a exploração agrícola intensa e mesmo pela drenagem inadequada de obras dentro das cidades.

Navegação: Um dos maiores conflitos existentes atualmente na região envolve as potenciais alterações do leito do rio Paraguai para navegação dentro da proposta da hidrovia Paraguai-Paraná. Esta é uma hidrovia de 3.600 km, de Nova Palmira, próximo da costa no rio da Prata até Cáceres no Brasil, no rio Paraguai. Para permitir maior tráfego estão previstas várias obras em toda a via. O primeiro projeto foi apresentado pela Internave e o último pela Hidroservice-Louis Berger-EIH. Este último projeto apresentado tem as seguintes alternativas: (a) de Santa Fé (Argentina) até Assunção (Paraguai) o canal terá largura de 100 m e 3m de calado; (b) de Assunção até Corumbá o canal terá 90m de largura e 2,6 m de calado; (c) de Corumbá a Cáceres estão sendo propostas várias obras que resultará em calado de 1,5 a 1,8 m. A maior preocupação é o impacto ambiental das obras do canal do rio Paraguai sobre o Pantanal. As obras aumentarão a capacidade de escoamento do rio, aumentando também a vazão e a redução da quantidade de volume de água para as áreas de inundação. Esta redução de volume de água e sedimentos, que são os alimentos da fauna e flora dessas lagoas poderá, nos anos de estiagem, produzir alterações definitivas neste meio ambiente.

As principais questões deste problema são: (a) as alterações do leito de navegação modificarão as condições de tal forma que os volumes da várzea de inundação serão reduzidos? (b) como essas condições podem afetar a área de inundação numa seqüência de anos secos? Para responder a estas questões são necessárias informações físicas adequadas dos rios e das áreas de inundação, condições de troca de fluxo e evapotranspiração, integradas em modelos matemáticos de fundo móvel.

5.7.7 Casos variados de Impactos Ambientais

Diamond (2005) destaca que os impactos ambientais ocorrem devido a um ou mais dos cinco temas: impacto ambiental causado por seres humanos; mudanças climáticas; relação social com sociedades vizinhas amistosas; exposição dessa sociedade aos atos de outras sociedades hostis e a importância de uma resposta da sociedade aos seus problemas.

O autor destaca doze causas que minaram sociedades do passado: desmatamento e destruição do habitat, problemas com o solo (erosão, salinização e perda de fertilidade), controle da água, sobre caça, sobre pesca, introdução de outras espécies sobre as nativas e aumento per capita do impacto do crescimento demográfico, mudanças climáticas, aumento de produtos tóxicos no ambiente, carência de energia e uso total da capacidade fotossintética do planeta.

A seguir são descritos de forma resumida alguns casos de sustentabilidade.

Impactos Costeiros no baixo São Francisco

No rio São Francisco nasce no Sudeste do Brasil e escoar no sentido do semi-árido e chega ao mar no Atlântico, dividindo Alagoas e Sergipe. Na parte superior do São Francisco as precipitações são da ordem de 1500 mm, como escoamento de cerca de 30% e vazões específicas de $20 \text{ l.s}^{-1}.\text{km}^{-1}$, o que permite uma boa sustentabilidade hídrica. Ao longo do seu trecho, quando entra na Bahia as contribuições da margem direita são baixas, apesar da capacidade de regularização natural dos rios da margem esquerda como o rio Carinhanha. Esta região do semi-árido com precipitações anuais médias menores de 600 mm contribuem pouco para o rio chegando a valores de apenas $\text{l.s}^{-1}.\text{km}^{-1}$. Num período longo desde a década de 80 até 2004 houve uma tendência decrescente das precipitações e vazões afluentes ao sistema, principalmente no trecho do Nordeste semi-árido. Estas condições representam variabilidade climática, como ocorreu no outro sentido no Sul e Sudeste do Brasil. Este efeito somado a existência de uma cascata de reservatórios produziu redução de cerca de 90% dos sedimentos chegam ao Oceano Atlântico, tendo como consequência o seguinte: (a) erosão da costa, com o mar avançando 500 m em direção ao continente, já que a água do rio transportou menor quantidade de sedimentos e o oceano adquiriu maior capacidade erosiva para compensar; (b) redução dos da pesca no trecho do baixo S. Francisco até a costa, já que a retenção de sedimentos produziu a diminuição de nutrientes e

dos peixes, inviabilizando o trabalho de cerca de 50% dos pescadores; (c) o rio com menor turbidez na água permite a penetração da luz em maiores profundidades, permitindo a proliferação de algas nos trechos mais rasos devido a ação da luz sobre os depósitos bentônicos do fundo do rio; (d) a variabilidade operacional das usinas agiu sobre o lençol freático e a ação de derrocamento das margens. Efeitos sinérgicos deste tipo que combinam variabilidade climática, retenção de sedimentos, erosão e proliferação de algas e da fauna aquática e sustentabilidade econômica necessitam ser avaliados para que sejam tomadas medidas mitigadoras preventivas.

Salmão no Klamath river

Segundo Economist (2006), o Pacific Fishery Management Council, um grupo federal de orientação do NMFS National Marine Fisheries Services do Departamento de Comércio americano recomendou na primeira semana de abril (2006) que o comércio e pesca de salmão seja restringida cerca de 700 milhas da costa do Norte do Oregon da parte Central da Califórnia de Maio a Julho. O problema não é quantidade de Salmão na costa, mas a redução do Salmão no rio Klamath, terceiro principal rio com Salmão da costa Oeste americana. A combinação da existência de barragens com a ocorrência de secas reduziu a população abaixo de 35.000, limite necessário para manter a sustentabilidade do salmão neste rio. Como não existe forma de distinguir na costa a origem do Salmão depois que ele chega na costa, a proibição é para toda a faixa onde o salmão deste rio poderia atingir. Esta é uma má notícia já que o benefício econômico da pesca do salmão nest área é de US\$ 133 milhões anualmente.

As barragens do rio são de 1918 e foram construídas sem escadas de peixe. A construção das escadas representaria um custo de US \$ 200 milhões, mas a receita anual das hidrelétricas é apenas uma parcela deste custo. A água das barragens também é utilizada pelos agricultores que dependem da mesma para a produção da agrícola. Conflitos anteriores entre o departamento de pesca e de agricultura. Este é um cenário de conflito entre produção de energia, pesca e agricultura num mesmo sistema dependente da água.

Mineração em Montana

Diamond (2005) relata alguns casos de mineração em Montana nos Estados Unidos. A mineração no rio Clark, afluente do Columbia iniciou em 1882, em 1900 Butte, local da mineração, era responsável por 50% do cobre produzido nos EUA. Até 1955 a mineração era realizada por túneis, mas em 1955 a empresa mineradora (Anaconda) cavou um buraco de 2 km de diâmetro e 500 m de profundidade. Materiais ácidos e metais tóxicos chegaram ao rio. Em 1976 a empresa foi comprada e fechada posteriormente em 1983. O passivo ambiental resultante é o de maior custo para o fundo ambiental do governo¹. A empresa que comprou considera injusto ter que pagar pelo passivo de anos anteriores e estão procurando pagar o mínimo possível. A água ácida do poço será bombeada e tratada para sempre. A empresa já gastou milhões de dólares e seu compromisso financeiro representa da ordem de 1 bilhão de dólares.

A jusante da mina foi construída em 1907 uma barragem para gerar energia para uma serraria. Desde esta data 5 milhões de sedimentos misturados com arsênico, cádmio, cobre, chumbo e zinco escoaram da mina e se acumularam no reservatório. Em 1981 a população perceberam gosto ruim da água de seus poços, pois a água subterrânea depois de muitos anos foi contaminada com arsênico com níveis 42 maiores que os recomendados. A represa está em condições precárias e numa região de terremotos. Os técnicos federais recomendaram a remoção da barragem a um custo de US \$ 100 milhões que em 2003 estava quase certo de ser realizada devido a imposição da EPA, apesar da resistência da empresa.

REFERÊNCIAS

- ANA, 2005 Termo de referência para elaboração do Plano estratégico de recursos hídricos da bacia hidrográfica dos rios Araguaia e Tocantins. Agência Nacional de Águas.
- BARROS, V; CASTANEDA, M.E.; DOYLE, M. (1995) *Recent Precipitation Trends in Southern South America to the East of the Andes: An Introduction of a Mode of Climatic Variability. In: Proceedings of Latin American Workshop on Greenhouse Gas Emission of Energy Sector and their impacts: COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro.*
- BORGES, A; SEMMELMAN, F; BORDAS, M.; SIMÕES LOPES, M.; 1996. *Fluviomorfologia in: Hidrossedimentologia do do Alto PARAGUAY*, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, UFRGS. FEMA/MT Fundação do Meio Ambiente do Mato Grosso, SEMA, Secretaria do Meio Ambiente do Mato Grosso do Sul, Ministério do Meio Ambiente.
- CEEE, 1993. Inventário Hidrelétrico da Bacia do Rio Taquari-Antas – Relatório Final. Companhia Estadual de Energia Elétrica, RS.
- COLLISCHONN, W. 2001 Simulação Hidrológica de Grandes Bacias. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- COLLISCHONN, W.; TUCCI, C.E.M.; CLARKE, R. T., 2001. *Further evidence of changes in the hydrological regime of the River Paraguay: part of a wider phenomenon of climate change? Journal of Hydrology 245 (2001) 218-238.*
- CONAMA, 1986. *Resolução CONAMA 001 de 23.1.86. Conselho Nacional de Meio Ambiente.*
- CHAPRA, S. (1997). *Surface water-quality modeling. McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering.* Editora: McGraw-Hill.
- DIAMOND, J. 1997. *Armas, Germes e Aço o destino das sociedades humanas. Record 472p.*
- DIAMOND, J., 2005. *Colapso - como as sociedades escolhem o fracasso ou o sucesso. Record.*
- ELETOBRÁS, 1986 *Manual de Estudos de Efeitos Ambientais dos Sistemas Elétricos*, Eletrobras.
- ELETOBRÁS, 1997. *Manual de Inventário hidrelétrico de bacias. Versão 2.0.* ELETOBRAS.
- ECONOMIST, 2006. *Net Loss. Página 36. Economist abril 15 2006.*
- EEA. 1999. *Environment in the European Union at the turn of the century. Page 14. Environmental assessment report N° 2.*
- EPE, 2006. *Plano Decenal de Expansão da Energia Elétrica 2006 – 2015.* EPE Empresa de Pesquisa Energética.
- FEPAM, 2001. *Diagnóstico Ambiental da Bacia do Taquari-Antas.* Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Fundação de Proteção ao Meio Ambiente, RS.

FRAGOSO JR, C. R. (2005). *Simulações da dinâmica de fitoplâncton no Sistema Hidrológico do Taim*. Porto Alegre. Dissertação de Mestrado. UFRGS. 151p.

GOODLAND, R. 2005 *Strategic Environmental Assessment and World Bank Group. International Journal of Sustainable Development & World Ecology* 12 (2005) 1-11.

GOODLAND, R. 1996. Distinguishing better dams from worse. *International Water Power & Dam Construction* Setembro.

IPH, 1996. Estudos Hidrossedimentológicos do Alto Paraguai. PNMA. FEMA. SEMADES. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. 2 volumes.

JAKOBSEN, T. S.; HANSEN, P. B.; JEPERSEN, E.; SØNDERGAARD, M. (2004). *Cascading effect of three-spined stickleback *Gasterosteus aculeatus* on Community Composition Size, Biomass and Diversity of Phytoplankton in Shallow, Eutrophic Brackish Lagoons. Marine Ecology Progress Series. 279: 305-309.*

JICA, 1995. *The master study on utilisation of water resources in Parana State in the Federative Republic of Brazil*. Sectoral Report vol H- Flood Control.

JUNK, W.J.; BAILEY, P.B.; SPARKS, R.E., 1989. *The flood-pulse concept in river-floodplain systems. Anais do International Large River Symposium, Canadian Special Publication Fishing –and aquatic Sciences* 106 110-117.

KRONER M., 1990. *A erosão do solo de 1952 a 1985 e seu controle no Paraná* Londrina. IAPAR Boletim técnico n. 30. 53p.

LARENTIS, D, COLLISCHONN, W.; TUCCI, C.E.M. 2006. Simulação da Qualidade da Água em Grandes Bacias: rio Taquari-Antas. Submetido a RBRH.

LOPARDO, N. (2002). *Estudo Hidrodinâmico e Correlação com Sólidos Suspensos e Turbidez na Lagoa Itapeva do Litoral Norte do Estado do Rio Grande do Sul*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul: Instituto de Pesquisas Hidráulicas – Porto Alegre. 168p.

MMA, 2002. Avaliação Ambiental Estratégica. Ministério de Meio Ambiente.

MMA, 2005. Termo de Referência do Estudo da Avaliação Ambiental Integrada dos aproveitamentos hidrelétricos da bacia do rio Tocantins. Ministério do Meio Ambiente, EPE Empresa de Pesquisa de Energética, MME Ministério de Minas Energia.

MMA, 2006. Plano Nacional de Recursos Hídricos Ministério de Meio Ambiente Secretaria de Recursos Hídricos Agência Nacional de Água.

MME, 2006. http://www.mme.gov.br/site/menu_select_main_menu_item.do?channelId=8213.

MULLER, I. I.; KRUGER, C.M.; KAVISKI, 1998. Análise da Estacionariedade de séries hidrológicas na bacia incremental de Itaipu. RBRH V 3 n. 4 outubro.

PARCHEN, C. A.P.; BRAGAGNOLO, N. 1991. *A erosão e Conservação de solos no Paraná*, EMATER-PR 16p.

PARTIDÁRIO, M.R., 2003. Curso de formação em Avaliação Ambiental Estratégica - prática existente, procura futura e necessidade de capacitação. Lisboa Portugal.

¹ Depois da década de 70 o governo americano exige um seguro das empresas poluidoras para garantir a conservação ambiental no caso de falência e foi criado um fundo pelo governo para complementar estas condições

PAZ, A. R. (2003). *Análise dos principais fatores intervenientes no comportamento hidrodinâmico do banhado do Taim (RS)*. Dissertação de Mestrado. UFRGS. Porto Alegre. 155p.

PONCE, V, 1995 Impacto hidrológico e ambiental da hidrovía Paraná-Paraguai no Pantanal Matogrossense. San Diego State University.

PEIRCE, M; MEOZEI, P.G, 1998. *Computer Based Models in Integrated Environmental Assessment Technical Report 14 European Environment Agency*.

PRESS, F; SIEVER, R. 1986. *Earth*. Freeman. New York 656p.

SILVEIRA, CARLOS A C.; GUERRA, HÉLVIO N. 2001. A crise Energética e o monitoramento de reservatórios hidrelétricos. XIV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos Aracaju.

THEMAG, 1994a. *Verificação das Metodologias para Montagem do BDH-ELETOBRAS*, Themag Engenharia, Itaipu Binacional.

TRICART, J. 1982. El Pantanal; *Un ejemplo del impacto de la geomorfología sobre el medio ambiente. Geografía, 7(13-14), 37-50 São Paulo*.

TUCCI, C. E. M., 1998. Modelos Hidrológicos. Editora da UFRGS ABRH

TUCCI, C.E.M; CLARKE, R.T; 1998. *Environmental Issues in the La Plata Basin. Water Resources Development V14 N.2 p 157-173*.

TUCCI, C. E.M., 1993a. *Avaliação do Efeito de Foz de Areia sobre as enchentes em União da Vitória/Porto União*. CORPREHI, 25 p.

TUCCI, C.E.M. 2002. Gerenciamento da Drenagem Urbana. RBRH V7 N.1 p-5-25.

TUCCI, C.E.M.; DIAS, P.S; CLARKE, R.T; COLLISCHONN, W. 2002. Previsão de médio prazo de vazões afluentes a reservatórios no rio Uruguai. IPH/IAG/ANEEL 150 p.

TUCCI, C. E. M., COLLISCHONN, W. e LARENTIS, D. G., 2003. Desenvolvimento e Aplicação de Modelo Matemático com Base para Gerenciamento dos Recursos Hídricos na Bacia Hidrográfica do Rio Taquari-Antas. IPH-UFRGS, RP 2., Porto Alegre, RS. Universidade, Porto Alegre, RS.

TUCCI, C. E. M; VILLANUEVA, A. 1997. Controle de enchentes das cidades de união da Vitória e Porto União. CORPRERI, 117 p.

Endereços de Internet internacionais recomendados

1. Avaliação Ambiental Estratégica

[www.environment-agency.gov.uk/aboutus/512398/830672/832860 ?version=1&lang=_e](http://www.environment-agency.gov.uk/aboutus/512398/830672/832860?version=1&lang=_e)

Agência Britânica de Meio Ambiente que trata de Strategic Environment Assessment.

<http://ec.europa.eu/environment/eia/home.htm> - Agência Européia.

www.taugroup.com/ansea

http://en.wikipedia.org/wiki/Strategic_Environmental_Assessment

<http://www.iema.net/readingroom/c175>

<http://www.epa.ie/TechnicalGuidanceandAdvice/StrategicEnvironmentalAssessment/>

<http://www.dfait-maeci.gc.ca/sustain/EnvironA/strategic/sea0299-en.asp>

www.sei.se/fsheets/seafactsheet.PDF

<http://www3.sympatico.ca/david.macleod/SEA.HTM>

2. Avaliação Ambiental Integrada

<http://www.iisd.org/measure/capacity/iear.asp>

http://glossary.eea.europa.eu/EEAGlossary/l/integrated_environmental_assessment

<http://www.onderzoekinformatie.nl/en/oi/nod/onderzoek/OND1298101/>

<http://www.iemss.org/iemss2004/pdf/integratedmodelling/purwstru.pdf>

3. Outros sites

<http://www.worldbank.org> - Banco Mundial

<http://www.mma.gov.br> - Ministério do Meio Ambiente

<http://www.ibama.gov.br> - IBAMA

<http://www.ana.gov.br> - Agência Nacional de Águas

<http://www.aneel.gov.br> - Agência Nacional de Energia Elétrica

<http://www.epe.gov.br> - Empresa de Pesquisa Energética

<http://www.eletrobras.gov.br> - ELETROBRAS

<http://www.abrh.org.br> - ABRH Associação Brasileira de Recursos Hídricos

<http://www.iaia.org/> - International Association for Impact Assessment

<http://www.mma.gov.br/port/srh/index.cfm> - Secretaria de Recursos Hídricos