

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

DISPONIBILIDADE HÍDRICA PARA OUTORGA:
AVALIAÇÃO DE ASPECTOS TÉCNICOS E
CONCEITUAIS

JUSSARA CABRAL CRUZ

jussara@ct.ufsm.br

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Engenharia

Orientador: Carlos Eduardo M. Tucci

Co-orientadores: Robin Clarke e André L. Lopes da Silveira

Porto Alegre, dezembro de 2001

APRESENTAÇÃO

Este trabalho foi desenvolvido no Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sob a orientação do Professor Ph.D. Carlos Eduardo Morelli Tucci e co-orientação dos professores Ph.D. Robin Clarke e Dr. André L.Lopes da Silveira, ambos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Contou com auxílio financeiro da Coordenadora de Aperfeiçoamento do Pessoal de Ensino Superior – CAPES.

AGRADECIMENTOS

Ao professor Carlos E. M. Tucci, pelo apoio e incentivo à busca constante de novos conhecimentos e, principalmente, pela orientação firme e precisa ao longo de toda elaboração da tese.

Ao professor Robin Clarke, pela valorosa orientação na fase inicial desta tese.

Ao professor André L.L. da Silveira, pelas ricas discussões que conduziram à estruturação inicial da tese e pelo constante apoio ao longo do trabalho.

À CAPES, pelo fornecimento de bolsa de estudos.

Aos demais professores do IPH, pela formação recebida e amizade demonstrada no convívio junto à instituição. Aos funcionários do IPH, em especial a Nadir Solari, pela sua incansável disposição de atendimento e apoio.

À Universidade Federal de Santa Maria, em especial ao Departamento de Hidráulica e Saneamento, pelo apoio ao desenvolvimento desta pesquisa.

À Maria da Graça, pela amizade e apoio no processamento de dados; ao Alessandro e Cirângelo, pelo apoio na programação e editoração e, também pelo apoio em determinados momentos, aos alunos da UFSM Emilene, Peretti e Rodrigo.

À toda minha família, principalmente aos meus pais, Ledy e Agnelo; a minha sogra, Dra. Yolanda, às cunhadas Lúcia Helena e Soninha, pelo grande apoio moral e logístico durante todo o período do curso e, também, a Moema, responsável por meu labor em recursos hídricos.

Ao meu marido Geraldo, amigo, companheiro de todas as horas, colega de trabalho e grande incentivador do meu estudo.

Aos meus filhos Matheus, Carolina e Laura, pelo carinho e compreensão nos momentos em que estive ausente.

RESUMO

O gerenciamento de recursos hídricos visa solucionar conflitos resultantes do uso intensivo da água, resultado do crescimento econômico e populacional, bem como assegurar que a água, recurso natural, finito e insubstituível à vida, se mantenha com oferta adequada e preserve as funções hidrológicas, biológicas e químicas dos ecossistemas.

Um dos instrumentos de suporte para esta atividade é a “outorga de uso”, licença emitida pelo Estado, para que o usuário possa derivar determinados volumes de água para atender suas necessidades. Para a instrução de um processo de outorga, é necessário o cotejo de duas grandezas fundamentais: a disponibilidade hídrica (oferta) e a demanda. A demanda pode ser estimada a partir do cadastramento de usuários, dinâmico e contínuo no tempo. A disponibilidade hídrica varia no tempo e no espaço e é estimada a partir da avaliação do regime hidrológico da bacia. Esta é a informação básica de apoio à decisão e possui diversas interpretações, função de particularidades jurídicas, sociais, ambientais e econômicas de cada região.

Sendo assim, o objetivo da presente tese se insere na fase inicial de instrução do processo de outorga (planejamento) e a contribuição se concentra na avaliação de aspectos técnicos e conceituais que embasam *duas etapas* relativas à (i) *avaliação de disponibilidades hídricas para outorga*, definidas por curvas de permanência de vazões e considerando os aspectos de variabilidade, sazonalidade, aleatoriedade e erros de estimativas; (ii) *gerenciamento da outorga*, considerando o equacionamento do problema de outorga para atendimento da demanda, bem como a avaliação da influência de diferentes aspectos no atendimento da demanda e na conservação ambiental, através do balanço hídrico do sistema.

Para o desenvolvimento da pesquisa foram utilizados dados fluviométricos existentes das bacias dos rios Vacacaí, Vacacaí-Mirim, Pardo, Pardinho e Baixo Jacuí, pertencentes à bacia do rio Guaíba, no Rio Grande do Sul. Os estudos com simulação de outorga foram aplicados às seções de referência definidas em estudo anterior na bacia do Baixo Jacuí.

Foram estudados dois critérios para obtenção da curva de permanência de vazões. O primeiro aceita a hipótese de que a curva representa o risco ou probabilidade no período da amostra. Neste critério, tradicionalmente utilizado em hidrologia, a frequência de excedência

é calculada pelo processamento conjunto de toda série histórica de vazões. O segundo critério aceita a hipótese de que cada ano é um evento hidrológico independente e prevê o cálculo de uma curva de permanência de vazões para cada *ano*. Neste critério, a disponibilidade hídrica é caracterizada pela média das curvas e respectivo intervalo de confiança, o qual representa a variabilidade interanual das vazões. Para consideração da sazonalidade, foi adotado o critério de cálculo das curvas de permanência obtidas para cada mês do ano.

Para o cotejo entre a disponibilidade hídrica (vazão de referência) e a demanda, foi utilizado um modelo de balanço hídrico otimizado, considerando todo sistema e vazões de referência como disponibilidade, desenvolvido em planilha eletrônica. A aplicação do modelo, considerando a variabilidade e sazonalidade da disponibilidade hídrica e diferentes critérios de outorga, permitiu avaliar oito diferentes aspectos do problema de outorga e concluir pela adequabilidade da técnica para seu planejamento, bem como análise de cenários futuros e cenários de racionamento. A grande diferença entre os valores outorgados com as disponibilidades estimadas pelos critérios da série toda e do ano a ano, indica que ambos devem ser considerados no planejamento da outorga, embora não sejam concorrentes entre si e a escolha entre eles reflita o risco a ser selecionado pelos planejadores para a outorga.

Posteriormente, foi realizada uma análise do desempenho do modelo de proporção de áreas e de uma versão modificada deste, para transferência de informações fluviométricas de uma seção com dados para outra sem, a partir de uma pequena amostragem no local. Os resultados mostraram que o modelo modificado é uma técnica potencialmente mais adequada, para a síntese de informações em locais com poucos dados, do que a simples proporção de áreas e de técnicas de regionalização. Isso porque consegue sintetizar a influência de particularidades relativas a fatores antropogênicos, geomorfológicos e pedológicos.

Foram realizadas, também, simulações de verificação das conseqüências ambientais das outorgas planejadas com o modelo otimizado, que mostraram que o critério de outorga, baseado em vazões de referência, é pouco agressivo ao ambiente. Isso devido à fraca influência na alteração do padrão de pulsos hidrológicos dos rios, devendo-se, porém, tomar cuidado quando do seu uso em sistemas sujeitos a obras de regularização.

ABSTRACT

Water resources management is a tool in hand that can be used in finding solutions for conflicts derived from intensive usage of the utility, which is directly connected to economical and populational growth. Being water a natural and finite resource, unreplaceable and essential to life, its adequate management means assuring that while its used for human purposes it is still available in the necessary quantity and maintaining the hydrological, biological and chemical ecosystems properties.

One of the tools available for water resources management is the water rights permits, warranted by the government, which grant to the holder allocates the use of a specific amount of water to satisfy his needs. In order to be able to be licensed, two basic variables related to the water system will have to be taken into account: hydrologic water availability and water demands. Such demand may be estimated from a poll of possible users that has to be constantly updated. Water availability conditions vary according to time and area under scrutiny and are estimated through hydrological studies of the watershed to be considered for the licensing process. Such data are basic to support the decision making process, which is in turn deeply related to different social, environmental, economical and legal aspects that are unique to each region.

This work is inserted in the initial stages of the water allocation system (planning stage) and its main contribution is that it evaluates technical and conceptual factors that are basic to both (i) assesment of water availability as determined by flow duration curves, considering variability due to seasonal changes, random factors and model uncertainty; and (ii) management of water allocation system, taking into account that it will be essential to solve any conflicts arising from different demands. Also, evaluation of the influence of different aspects related to such licensing procedures and the environmental impacts of such procedures were assessed through a hydrological balance of the system.

Stream flow measurements from the gauging sites of the Vacacaí, Vacacaí-Mirim, Pardo, Pardino e Baixo-Jacuí subwatersheds pertaining to the basin of Guaiba river, Rio Grande do Sul State were used in this research. The simulation permits studies had been applied to control points defined in previous study in.

In order to obtain the flow duration curves two criteria were studied. The first one accepts the hypothesis that the curve represents the risk or probability on the basis of the whole available record period. Being rather usual in hydrology, this method considers that the

exceedence probability of flow is measured by processing all historical series. The second one accepts the hypothesis that there is one hydrological event that is independent every year and that there is, accordingly, one flow duration curve for every one-year period. In this method, water availability is measured by the mean curve of the curves and their confidence intervals, which represents the output variability throughout the period being considered. Seasonal variance was determined by calculating flow duration curves for each month of the year.

The comparison between water availability and demand was achieved using the optimized hydrological balance structured by spreadsheets, considering the whole system and reference flow as water availability.

Model application, considering variability and seasonal changes in water availability, and different criteria for water allocation system enable to analyse eight aspects of the issue and, also, to conclude that this technique is adequate to plan the licensing process and to foresee both future and scarcity scenarios. The considerable difference among licensed amounts and water availability estimated through the whole series and the yearly system seems to indicate that both should be considered in the licensing process, though they do not compete with each other. Also, the choice of method may indicate the existence of certain risk factors that will have to be dealt with by those involved in planning the water allocation system.

Analysis of area proportion model performance was done and a modified version of it to transfer water data from one section of the river to another, using a sample from this section. Results show that the modified model is technically more adequate to process data from places where little information is available than the simple ratio area and regionalization techniques. The modified model can, thus, synthesize the influence of anthropogenic, geomorphological and pedologic factors.

Simulations of possible environmental impacts deriving from the water permits were undertaken using the optimized model. It was possible to ascertain that a criterion that takes into account the reference flow is rather non-aggressive to the environment for it does not alter significantly hydrologic pulses in the river, though one should be careful about using it when the river has been subject to intervention to regulate floods.

ÍNDICE

DISPONIBILIDADE HÍDRICA PARA OUTORGA: AVALIAÇÃO DE ASPECTOS TÉCNICOS E CONCEITUAIS.....	I
1 INTRODUÇÃO	1
1.1 FUNDAMENTOS INSTITUCIONAIS DOS RECURSOS HÍDRICOS	1
1.2 OBJETIVO DA PESQUISA.....	4
2 DISPONIBILIDADE HÍDRICA E OUTORGA	5
2.1 CONCEITOS.....	5
2.2 SÉRIES HIDROLÓGICAS	11
2.2.1 Aleatoriedade: representação estatística do mundo real.....	12
2.2.2 Homogeneidade	12
2.2.3 Representatividade.....	15
2.2.4 Risco e incertezas	15
2.3 CARACTERÍSTICAS DAS FUNÇÕES HIDROLÓGICAS	20
2.3.1 Curva de Permanência.....	21
2.3.2 Curva de Frequências de Vazões Mínimas	24
2.4 ESTIMATIVA DAS SÉRIES E FUNÇÕES HIDROLÓGICAS EM LOCAIS COM DADOS ESCASSOS	26
2.4.1 Interpolação.....	26
2.4.2 Regionalização Hidrológica.....	28
2.4.3 Estimativas de Vazões por Amostragens	32
2.4.4 Modelos hidrológicos	34
2.5 CRITÉRIOS DE OUTORGA	35
2.5.1 Sistemas de propriedade das águas.....	36
2.5.2 Direito de uso das águas	38
2.5.3 Usos da água e influência na disponibilidade.....	41
2.5.4 Conservação ambiental.....	42
2.5.5 Vazões de referência	47
2.5.6 Vazão de outorga escalonada (racionada).....	49
2.5.7 Vazões de outorga sazonal.....	52
2.5.8 Vazões de outorga qualitativa.....	54
2.6 SISTEMA DE APOIO À DECISÃO DE OUTORGA	57
3 METODOLOGIA	61
3.1 ESTIMATIVA DA DISPONIBILIDADE HÍDRICA	62
3.1.1 Métodos baseados em dados locais: Permanências de vazões.....	62
3.1.2 Métodos baseados em informações indiretas	67
3.2 SISTEMA DE GERENCIAMENTO DA OFERTA E DEMANDA	76
3.2.1 Definição dos trechos de gerenciamento	77
3.2.2 Modelo de Balanço Hídrico Otimizado para planejamento global de outorga	78
3.2.3 Modelo de Simulação do Balanço Hídrico para verificação da confiabilidade da outorga otimizada.....	86
3.2.4 Análise de sistemas de recursos hídricos	88

4 BACIA DO BAIXO JACUÍ	92
4.1 CARACTERÍSTICAS HÍDRICAS DA BACIA DO BAIXO-JACUÍ.....	94
4.2 EFEITO DAS OBRAS HIDRÁULICAS	96
4.3 GEOLOGIA	98
4.4 DISCRETIZAÇÃO.....	98
4.5 DADOS DE DEMANDA.....	102
5 AVALIAÇÃO DE DISPONIBILIDADE HÍDRICA	104
5.1 AVALIAÇÃO DE DISPONIBILIDADE HÍDRICA PARA BACIAS COM DADOS: COMPARAÇÃO ENTRE CRITÉRIOS DE CÁLCULO DA CURVA DE PERMANÊNCIA	104
5.2 DISPONIBILIDADE HÍDRICA EM SEÇÕES DESPROVIDAS DE DADOS DE VAZÃO	114
5.2.1 <i>Modelo de Proporção de Áreas</i>	115
5.2.2 <i>Modelo de proporção de Áreas Modificado para estimativa de vazões com pequenas amostras</i>	128
5.2.3 <i>Regionalização da Curva de Permanência</i>	134
6 SISTEMA DE GERENCIAMENTO DA OUTORGA.	137
6.1 SIMULAÇÕES REALIZADAS	137
6.2 EFEITO DA VARIABILIDADE INTERANUAL DA DISPONIBILIDADE HÍDRICA NOS VALORES OUTORGADOS.....	140
6.3 EFEITO DA DISPONIBILIDADE HÍDRICA SAZONAL	151
6.4 EFEITO DA CONSIDERAÇÃO DE PRIORIDADES ENTRE DIFERENTES TIPOS DE USO EM CADA SEÇÃO DE OUTORGA.....	155
6.5 EFEITO DO CRITÉRIO DE ALOCAÇÃO DE VOLUMES.....	156
6.6 EFEITO DA DENSIDADE DE TRECHOS DE GERENCIAMENTO NOS VALORES OUTORGADOS.....	159
6.7 EFEITO DA PRIORIZAÇÃO DE USO NO CANAL PRINCIPAL OU SUB-BACIAS	161
6.8 PROPAGAÇÃO DE ERROS DE ESTIMATIVAS DA DISPONIBILIDADE HÍDRICA NO SISTEMA DE OUTORGA	163
6.9 CONSEQÜÊNCIAS AO MEIO AMBIENTE DA APLICAÇÃO DO SISTEMA DE OUTORGA.....	166
7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	172
7.1 AVALIAÇÃO DE DISPONIBILIDADES HÍDRICAS PARA OUTORGA	173
7.1.1 <i>Avaliação dos métodos de cálculo da curva de permanência</i>	173
7.1.2 <i>Avaliação de técnicas de estimativas de vazões em seções desprovidas de dados</i>	175
7.1.3 <i>Estratégia do uso da vazão de marco zero</i>	176
7.2 AVALIAÇÃO DO SISTEMA DE GERENCIAMENTO DA OUTORGA.....	177
7.3 RECOMENDAÇÕES	180
7.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	181
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.	182

LISTA DE FIGURAS

Figura 2-1	Permanência de vazões em Rosário do Sul – RS.....	8
Figura 2-2	Vazões médias mensais em Passo São Lourenço e Fandango Jusante.....	9
Figura 3-1	Conjunto de dados das variáveis aleatórias “Vazão de Permanência X%”.....	65
Figura 3-2	Esquema de divisão do rio: seções de referência.....	77
Figura 3-3	Esquema do desconto da demanda nas seções de referência.....	82
Figura 4-1	Bacia do Baixo Jacuí : Localização.....	92
Figura 4-2	Perfil longitudinal do rio Jacuí.....	93
Figura 4-3	Rede de drenagem da região de estudo, postos fluviométricos e obras hidráulicas.....	95
Figura 4-4	Efeito de Itaúba nas vazões do rio Jacuí em Passo São Lourenço (CRH,1999).....	97
Figura 4-5	Efeito de Itaúba nas vazões do rio Jacuí em Rio Pardo (CRH,1999).....	97
Figura 4-6	Bacia do Baixo Jacuí : Seções hidrológicas de referência.....	100
Figura 4-7	Diagrama unifilar das estações utilizadas no estudo.....	101
Figura 5-1	Curva de permanência em Passo do Rocha – 85480000.....	106
Figura 5-2	Curvas de permanência adimensionalizadas e respectivos intervalos de confiança – Dom Marco Jusante – 8568100 – mês Janeiro.....	107
Figura 5-3	Curvas de permanência adimensionalizadas e respectivos intervalos de confiança – São Sepé Montante – 8562300 – mês Novembro.....	107
Figura 5-4	Vazões de 95% de permanência – dois métodos de cálculo.....	108
Figura 5-5	Variabilidade ao longo do ano das Curvas de Permanência Média.....	110
Figura 5-6	Vazões de 95% de permanência – mensais e anual.....	111
Figura 5-7	Vazões de 50 % de permanência – mensais e anual.....	111
Figura 5-8	Relatório do estudo de componentes principais da curva de permanência média, janeiro, saída Genstat.....	116
Figura 5-9	Regressão das curvas de permanência específicas – Modelo 5 -Março.....	119
Figura 5-10	Regressão das curvas de permanência específicas – Modelo 5 – Janeiro.....	119
Figura 5-11	Regressão das curvas de permanência específicas – Modelo 1.....	120
Figura 5-12	Regressão das curvas de permanência específicas – Modelo 2.....	120
Figura 5-13	Modelo Proporção de Área – Barragem Anel de Dom Marco (34648 Km ²) x Barragem do Fandango (30318 Km ²) – Fevereiro – <i>Modelo 5</i>	126
Figura 5-14	Modelo Proporção de Área – Candelária (1376 Km ²) x Santa Cruz Montante (784 Km ²) – Janeiro – <i>Modelo 7</i>	127
Figura 5-15	Estimativas das curvas Empírica e Média pelo modelo de pequenas amostras – <i>Modelo 1</i> - Janeiro.....	130
Figura 6-1	Disponibilidade global da bacia – $Q_{95\%}$	142
Figura 6-2	Porcentagem da demanda atendida em função da disponibilidade: critério 1, SHR 2.....	143
Figura 6-3	Porcentagem da demanda atendida, em todas as SHR, para cada critério, utilizando-se a disponibilidade do “método ano a ano”.....	144
Figura 6-4	Porcentagem da demanda atendida, em todas as SHR, para cada critério, utilizando-se a disponibilidade obtida pelo “método da série toda”.....	144
Figura 6-5	Frequência de falhas de atendimento aos usuários <i>versus</i> vazão outorgada.....	147
Figura 6-6	Frequência de falhas de atendimento aos usuários <i>versus</i> critérios de disponibilidade.....	148
Figura 6-7	Disponibilidades <i>marco zero</i> no Baixo Jacuí – Outubro a Março $Q_{95\%}$ Média Amostral.....	153
Figura 6-8	Acréscimo na alocação de vazão a dezembro e janeiro, aproveitando as sobras de outubro e novembro.....	154
Figura 6-9	Outorga concedida para todas as SHRs, critério 1, dezembro a março.....	154
Figura 6-10	Porcentagem da demanda atendida, FO relativa – vários usos (rosa); demanda total (azul).....	156
Figura 6-11	Porcentagem da demanda atendida, FO quadrática – vários usos (rosa); demanda total (azul).....	156
Figura 6-12	Diferença de alocação de volumes entre funções objetivos – critério 1 (FO relativa em cor azul) e critério 2 (FO quadrática em rosa).....	158
Figura 6-13	Distribuição da demanda solicitada em cada seção: (i) sistema com 17 seções; (ii) sistema com cinco seções.....	160
Figura 6-14	Distribuição de outorga: (i) para sistema de 17 SHRs – critério 1 e para sistema de 5 SHRs – critério 5; (ii) para sistema de 17 SHRs – critério 2 e para sistema de 5 SHRs – critério 6.....	161
Figura 6-15	Demanda outorgada em cada SHR: critérios 7 e 9.....	162
Figura 6-16	Porcentagem da demanda outorgada – dados originais e obtidos por proporção de áreas – critério 5 – janeiro – método ano a ano.....	164
Figura 6-17	Porcentagem da demanda outorgada – dados originais e obtidos por proporção de áreas – critério 5 – dezembro – banda 95+.....	166
Figura 6-18	Curvas de permanência antes e depois da outorga.....	167
Figura 6-19	Fluviogramas antes e depois da outorga – preservação dos pulsos hidrológicos.....	168
Figura 6-20	Disponibilidade remanescente após reserva ambiental em função da referência de disponibilidade.....	170

LISTA DE TABELAS

Tabela 3-1	Valores de k	66
Tabela 3-2	Fator de correção k do Método de Proporção de Áreas.....	69
Tabela 3-3	Exemplo de Matriz dos Dados para Estudos de Agrupamentos e Componentes Principais.....	73
Tabela 3-4	Simulação de concessão de outorga de montante para jusante.....	82
Tabela 3-5	Simulação de concessão de outorga de jusante para montante.....	84
Tabela 3-6	Resultados da outorga: $Cijz$ considerando: Critério i , Disponibilidade j e SHR z	89
Tabela 4-1	Estações Fluviométricas Utilizadas no Estudo.....	94
Tabela 4-2	Vazões Médias Mensais ($l/s/km^2$) em Sub-Bacias laterais ao Baixo Jacuí.....	96
Tabela 4-3	Vazões Médias Mensais (m^3/s) do Rio Jacuí em Passo São Lourenço (PSL) e Rio Pardo (RP).....	96
Tabela 4-4	Barragens do rio Jacuí.....	97
Tabela 4-5	Demandas de População Rural e Urbana, Rebanho e Indústria - 2015.....	103
Tabela 4-6	Demandas de Irrigação - 2015.....	103
Tabela 5-1	Resultados obtidos no cálculo de curvas de permanência para o mês de agosto da estação de Passo do Rocha 85480000– Vazões em m^3/s	105
Tabela 5-2	Diferenças percentuais entre vazões de permanência empíricas e médias.....	113
Tabela 5-3	Resultado dos componentes principais - curvas de permanência médias do mês de dezembro.....	116
Tabela 5-4	Grupos obtidos pela técnica dos componentes principais, para cada mês, com curva de permanência “média amostral” e “empírica”.....	116
Tabela 5-5	Modelos de Proporção de Área avaliados.....	118
Tabela 5-6	Valores observados do parâmetro k ajustado para o mês de janeiro.....	121
Tabela 5-7	Estatísticas dos parâmetros k obtidos para cada modelo de proporção de áreas – variável $Q_{95\%}$ - médias de verão e demais meses.....	122
Tabela 5-8	Modelo proporção de áreas - possíveis problemas com curva-chave.....	125
Tabela 5-9	Síntese da verificação do modelo de proporção de áreas modificado para estimativa da curva de permanência média com pequena amostra.....	131
Tabela 5-10	Síntese da verificação do modelo de proporção de áreas modificado para estimativa da curva de permanência empírica com pequena amostra.....	132
Tabela 5-11	Performance do modelo considerando a existência de anos atípicos e sem considerá-los – Modelo 3 - Outubro.....	133
Tabela 5-12	Performance do modelo considerando a existência de anos atípicos e sem considerá-los – Modelo 9 - Janeiro.....	134
Tabela 5-13	Erros das estimativas sazonais, da vazão empírica de 95% de permanência, obtidas pelos métodos de regionalização (ANEEL, 2001) e modelo de proporção de áreas modificado, para os limites superior e inferior, com nível de significância de 5%.....	135
Tabela 6-1	Critérios de Outorga Simulados com dados originais.....	141
Tabela 6-2	Simulações do Balanço Hídrico substituindo-se os dados medidos por dados calculados com o modelo de proporção de área.....	141
Tabela 6-3	Maior e o segundo maior número de dias consecutivos com falhas.....	149
Tabela 6-4	Volume de falha para o número máximo de dias consecutivos com falhas.....	150
Tabela 6-5	Eventos com falhas para a SHR3 – Vazões outorgadas em cada período.....	151
Tabela 6-6	Demanda atendida para as SHR15 e SHR21 – comparação entre as funções objetivo quadrática e relativa – Disponibilidade Banda superior 95%.....	157
Tabela 6-7	Simulação com dados originais e dados estimados por proporção de área – critério 5 – método ano a ano – janeiro - 2015.....	165
Tabela 6-8	Simulação com dados originais e dados estimados por proporção de área – critério 5 – banda 95+ dezembro - 2015.....	165
Tabela 6-9	SHRs com disponibilidade remanescente zerada após a reserva ambiental.....	169

1 INTRODUÇÃO

1.1 Fundamentos Institucionais dos Recursos Hídricos

A água, recurso natural e finito, insubstituível à vida, constitui-se em fator de desenvolvimento. As conclusões da Conferência Internacional sobre Água e Meio Ambiente em Dublin (ICWE, 1992), assim como a Agenda 21, resultante da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (Eco92, 1992), enfatizam ações urgentes e necessárias para redirecionar o uso dos recursos hídricos em uma direção de sustentabilidade. A Agenda 21 dedica capítulo inteiro às águas (capítulo 18), propondo ações para um gerenciamento sustentável de recursos hídricos, com o objetivo de:

“assegurar que se mantenha uma oferta adequada de água de boa qualidade para toda a população do planeta, ao mesmo tempo em que se preserve as funções hidrológicas, biológicas e químicas dos ecossistemas, adaptando as atividades humanas aos limites da capacidade da natureza e combatendo vetores de moléstias relacionadas com a água”.

Ao reconhecer a evidência de uma situação de escassez generalizada, bem como a destruição gradual e agravamento da poluição dos recursos hídricos em muitas regiões do mundo, somado à implantação progressiva de atividades incompatíveis com a sustentabilidade, a Agenda 21 indica, como caminho, o planejamento e manejo integrados desses recursos, considerando a integração:

“de todos os tipos de massas inter-relacionadas de água doce, incluindo tanto águas de superfície como subterrâneas, e levar devidamente em consideração os aspectos quantitativos e qualitativos”, bem como “o caráter multissetorial do desenvolvimento dos recursos hídricos no contexto do desenvolvimento sócio-econômico” e também “os interesses múltiplos na utilização desses recursos para o abastecimento de água potável e saneamento, agricultura, indústria, desenvolvimento urbano, geração de energia hidroelétrica, pesqueiros de águas interiores, transporte, recreação, manejo de terras baixas e planícies e outras atividades”.

A busca do desenvolvimento de sistemas de gerenciamento de recursos hídricos, visando solucionar os conflitos resultantes do uso intensivo da água em função do crescimento econômico e populacional, tem provocado mudanças institucionais, jurídicas e administrativas sem precedentes em todo o mundo (Saleth et Dinar, 2000). Os países da União Européia procuram adaptar-se à Diretiva 2000/60/CE (CE, 2000), que estabelece um

marco comunitário de atuação no âmbito da política das águas. Esse marco resultou de um processo que teve início em 1988, no Seminário Ministerial sobre a política das águas, celebrado em Frankfurt. Quase todos os países da América Latina e Caribe também empreenderam ações orientadas a melhorar a gestão dos recursos hídricos e do meio ambiente, induzidos pelas Carta de Dublin e recomendações da Agenda 21 (CEPAL, 1999b).

Mesmo seguindo as tendências gerais ditadas pelos documentos acima citados, o uso das águas depende de definições legais em cada país e entre os mesmos. A experiência em diferentes países (Simon e Anderson, 1990; ECLAC, 1995; Lee e Jouravlev, 1998; CEPAL, 1999a) tem demonstrado que este recurso tem sido considerado de forma diversa, como um bem consorciável e privado ou como um bem público, concedido o direito de uso aos usuários, como é o caso do caminho adotado pelo Brasil.

No Brasil, a Constituição Federal de 1988 (Brasil, 1998) estabeleceu a propriedade das águas como um bem público, sendo ou propriedade da União ou dos Estados. As figuras de propriedade privada da água, bem como de águas municipais, previstas no Código de Águas (Brasil, 1934), não existem mais. Cabe, então, à União e aos Estados promover a gestão do uso dos recursos hídricos de sua competência, incluindo o processo de outorga.

Em 1997, foi estabelecida a legislação de Recursos Hídricos - Lei Federal 9.433/97 (Brasil, 1997), enquanto que os Estados, em diferentes épocas, aprovaram a legislação no seu âmbito (Lei 6.855/95-BA, Lei 10.350/94-RS, Lei 11.996/92-CE, Lei 512/93-DF, entre outras). A Lei 9433/97 instituiu o sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos com o objetivo de conservar e recuperar os recursos hídricos degradados, assim como evitar impactos danosos na qualidade dos recursos hídricos, dentro de uma visão sistêmica, adotando, para isso, como unidade geográfica de gestão, a bacia hidrográfica. A legislação incorpora os princípios da carta de Dublin e recomendações da Agenda 21, definindo a água como um recurso de disponibilidade limitada e, portanto, dotada de valor econômico. Sendo assim, deve ser um direito de uso das atuais e futuras gerações, devendo-se, por isso, garantir a sua preservação em termos quali-quantitativos. Para isso, a legislação disponibiliza um conjunto de instrumentos jurídico-político-administrativos, com abertura de espaço para a participação direta da sociedade por meio dos Comitês de Bacia Hidrográfica.

A administração dos recursos hídricos, dentro de uma estrutura legal e institucional estabelecida em um Sistema de Gerenciamento, possui duas linhas básicas no que se refere à gestão de uso da água: *a*) a gestão da oferta e *b*) a gestão da demanda. A administração e a gestão da oferta, segundo a prerrogativa da legislação no Brasil, são papel exclusivo do Estado, proprietário das águas, e visam estabelecer ações para garantir maior disponibilidade,

tanto quantitativa como qualitativamente. Já a gestão da demanda tem por objetivo racionalizar e disciplinar o uso, evitando ou equacionando situações de conflito. Uma forma de exercer esta atividade é através do uso de um instrumento legal denominado “outorga de uso”, previsto na Lei 9433/97 (Brasil, 1997), que se constitui em uma licença emitida pelo Estado para que o usuário possa derivar determinados volumes de água para atender as suas necessidades, com ou sem devolução de parte ou toda a água (usos consuntivos e não consuntivos) ou reserva de volume para diluição de poluição. Outro instrumento auxiliar de gestão disponível ao Estado, conforme previsto na legislação brasileira, é o princípio do “usuário-pagador”, que consiste na instituição de taxas para pagamento pelo uso da água, ou seja, que estabelece cobrança pelo uso de derivação da água e também pelo lançamento de efluentes.

Um programa visando à implantação de outorga de uso dos recursos hídricos pode ser dividido ou caracterizado por duas fases: a de *planejamento* e a *operacional*.

A *fase de planejamento* abrange aspectos relativos à avaliação do processo de outorga com balanço hídrico de forma integrada, visto que cada usuário de determinada seção fluvial é também usuário dos trechos de montante e de jusante. Aspectos relativos à (i) avaliação de disponibilidade hídrica; (ii) variabilidade e sazonalidade dos regimes hidrológicos; (iii) discretização da rede de drenagem em trechos de gerenciamento; (iv) uso de modelos simplificados para a estimativa de vazões em seções sem dados de referência para outorga; (v) otimização da distribuição da vazão disponível entre a demanda requerida e projetada para cenários futuros; (iv) probabilidades de não atendimento da demanda se inserem no escopo dessa fase.

A *fase operacional* – outorga do dia-a-dia – se refere aos procedimentos que culminam com a instrução do processo de outorga por parte do poder concedente e se caracteriza por atividade intensa e expedita, que envolve a totalidade dos usuários de uma bacia.

Para a instrução de um processo de outorga, é necessário o cotejo das duas grandezas fundamentais: disponibilidade hídrica (oferta) e demanda. A demanda pode ser estimada a partir de um eficiente cadastramento de usuários, dinâmico e contínuo no tempo. Já a *disponibilidade hídrica* na seção fluvial de interesse, que *varia no tempo e no espaço*, é estimada a partir da avaliação do regime hidrológico da bacia, a partir de dados fluviométricos ou de estudos que utilizem modelos hidrológicos. Isso pressupõe o monitoramento contínuo das variáveis indicadoras da sua disponibilidade, com registros dos níveis da água e vazões ocorrentes nos rios, do registro das precipitações e do conhecimento das condições climáticas.

A estimativa da disponibilidade reveste-se de particular interesse, pois dela depende a quantidade de água que poderá ser outorgada no sistema de recursos hídricos. A escolha da variável que caracteriza a disponibilidade constitui também uma questão não bem resolvida no processo evolutivo das novas questões relativas à proteção dos recursos hídricos. A caracterização da variabilidade, da sazonalidade e da aleatoriedade do comportamento hidrológico são informações que devem estar associadas à própria definição da disponibilidade hídrica, através de suas estatísticas e intervalos de confiança.

Na falta de dados observados, estudos hidrológicos devem ser realizados para conduzir a estimativas de disponibilidade hídrica. Dentre os métodos, o de proporção de áreas, os interpolativos e os de regionalização constituem-se em técnicas expeditas com ampla utilização, que merecem ser avaliadas quanto à sua aplicabilidade, para suprir a deficiência de dados e estimar a disponibilidade hídrica para a outorga de uso dos recursos hídricos.

O sistema de recursos hídricos precisa estabelecer critérios, para otimizar a distribuição da água disponível, como função de diversas particularidades locais e regionais, tais como os diferentes tipos de usuários e as diferentes prioridades entre eles. Inclusive a discretização do sistema em trechos é função não somente das características físicas do sistema, mas também de particularidades econômicas e sociais regionais.

Os estudos desta tese se inserem na investigação relativa aos aspectos pertencentes à fase de planejamento da outorga, aplicados na região do Baixo Jacuí, parte da bacia do Guaíba, Rio Grande do Sul, conforme objetivos apresentados a seguir.

1.2 Objetivo da pesquisa

Os objetivos desta pesquisa são de contribuir para o processo de gestão dos recursos hídricos visando ao controle e à compatibilização entre as demandas e os volumes finitos de oferta de água, de forma a garantir a sustentabilidade dos recursos hídricos. Isso através:

- i) da análise e implementação de técnicas de avaliação de disponibilidade hídrica, considerando a variabilidade, sazonalidade, aleatoriedade e erros de estimativa;
- ii) da análise de fatores que intervêm na estruturação do problema de outorga, como as diferentes finalidades de uso da água, estabelecimento de prioridades entre os mesmos, a discretização do sistema hídrico e funções de alocação de volumes;
- iii) da análise da influência dos aspectos mencionados no atendimento da demanda.

2 DISPONIBILIDADE HÍDRICA E OUTORGA

Em uma política holística e sustentável de recursos hídricos, os fatores hidrológicos e ecológicos crescem em importância com relação aos tradicionais fatores administrativos, econômicos e políticos (Buller, 1996). Sob esta ótica, o conceito de disponibilidade hídrica, uma das muitas variáveis a serem consideradas na atividade de gerenciamento de recursos hídricos, tem diferentes interpretações. O estabelecimento dos critérios de outorga de direito de uso das águas, além de estar vinculado à disponibilidade hídrica, é dependente dos sistemas jurídicos e econômicos locais. Estes diferentes aspectos são tratados ao longo deste capítulo.

2.1 Conceitos

Um sistema hídrico como uma bacia hidrográfica tem como saída uma vazão que varia temporalmente, além de também variar espacialmente dentro da mesma.

A disponibilidade hídrica pode ser entendida como o total desta vazão, à medida que parte é utilizada pela sociedade para o seu desenvolvimento e parte é mantida na bacia para conservação da integridade de seu sistema ambiental, bem como para atender a usos que não necessitam extrair ou derivar de um curso natural, como a navegação e recreação. Estas vazões, na literatura de língua inglesa, são chamadas de “instream flow” (Kramer, 1998).

A disponibilidade hídrica é a informação básica de apoio à decisão sobre a outorga de direito de uso de recursos hídricos, que tem como objetivos “*assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água e o efetivo exercício dos direitos de acesso à água*”, conforme disposto no artigo 11 da Lei Federal 9433 (Brasil, 1997). Ainda, segundo a mesma Lei 9433, Art. 7º, parágrafo III, a outorga deve estar vinculada a estudos referentes ao “*balanço entre disponibilidades e demandas futuras dos recursos hídricos, em quantidade e qualidade, com identificação de conflitos potenciais*”. Estes artigos atendem aos objetivos da Agenda 21 (capítulo 18, item 18.2), mencionados no capítulo 1.

A disponibilidade hídrica para outorga não corresponde ao fluviograma, mas a uma parcela do mesmo, vinculada a uma certa garantia, compatível com a responsabilidade intrínseca do poder outorgante, frente aos direitos concedidos aos usuários junto à outorga. Além disso, a disponibilidade não se refere apenas à quantidade de água, mas a condições relativas aos parâmetros qualitativos, que podem indicar maior ou menor capacidade de diluição de poluentes. Em outras palavras, muito embora possa haver uma vazão ou volume

razoável para suprir as necessidades dos usuários, essa água pode estar comprometida com a qualidade, de modo que, dependendo do uso, essa quantidade não possa ser utilizada, nem mesmo derivada sem que as condições de qualidade do manancial se agravem a níveis incompatíveis com a sustentabilidade.

Por outro lado, a informação quantitativa relativa aos recursos hídricos é a informação básica, inclusive para avaliação dos aspectos qualitativos. No entanto, o conhecimento da mesma é dependente do conhecimento da vazão natural do rio e dos parâmetros de qualidade.

Considerando especificamente a vazão natural, que é uma grandeza de difícil avaliação devido à ação antrópica, percebe-se que esta provoca e desenvolve modificações na superfície do solo. Assim altera suas condições de permeabilidade, as características hidráulicas e o processo de separação dos escoamentos.

No Estado do Texas (EUA), o Texas Natural Resource Conservation Commission (TNRCC) está desenvolvendo um novo modelo de avaliação de disponibilidades hídricas, considerando para o balanço hídrico vazões naturais reconstituídas. A definição de *vazão natural reconstituída* representa escoamentos históricos que teriam ocorrido na bacia se a mesma não fosse afetada por captações, despejos e/ou obras de regularizações (TNRCC, 1997). O procedimento baseia-se no conhecimento de registros históricos de vazões, de obras de regularização e reservação com suas regras operativas, de evaporação e de demanda, que, no caso do Texas, são considerados a totalidade dos direitos de água emitidos.

A demanda, por sua vez, é dependente de uma série de fatores demográficos, econômicos, tecnológicos, sociais, políticos e de desenvolvimento regional. Em uma bacia que irá iniciar o processo de outorga, o primeiro passo é a realização de um cadastro detalhado sobre os usuários da água. Porém os valores obtidos não necessariamente representam a verdadeira demanda exercida, dado que esta é função dos rendimentos de operação dos equipamentos e também do sistema de operação, cujas horas verdadeiras e volume de retirada ou de lançamento constituem também variáveis aleatórias. Estas informações são em parte disponíveis no estado do Texas, o qual as utiliza no processo de reconstituição de vazões naturais. Mesmo assim, três tipos de problemas aparecem. O primeiro refere-se a falhas nos registros históricos de declarações de usuários sobre as quantidades utilizadas em alguns anos; o segundo, a declarações incorretas na quantidade realmente derivada pelos usuários. Este segundo problema deve-se ao fato de que, segundo a legislação local, caso o usuário não utilize a água a que tem direito, está sujeito a perder sua licença de uso. Já o terceiro problema provém de declarações não detalhadas das quantidades

sazonais de uso da água e sim apenas de volumes anuais totais. Além disso, os valores futuros são também incertos (TNRCC, 1997).

Em síntese, a técnica de reconstituição de vazões somente é satisfatória quando existem informações (Stalnaker et al., 1995). Considerando-se a realidade brasileira da rede de monitoramento e o quase total desconhecimento do regime histórico de demanda, pode-se dizer que a reconstituição de vazões naturais, além de tarefa difícil, define uma realidade distante de ser alcançada. Isso porque, mesmo com o levantamento detalhado dos usuários atuais das bacias, seria difícil recuperar o passado de derivações para usos, assim como suas sazonalidades e interrupções de captação, com a finalidade de reconstruir a produção hídrica da bacia. Desta forma, a recuperação ou reconstituição de um fluviograma atual sem interferência das intervenções históricas seria um procedimento difícil e com muitas incertezas.

Em regiões com tradição e experiência em gestão de recursos hídricos, como é o caso do Texas, que possui registros históricos necessários à reconstituição das vazões naturais, é possível efetuar o balanço hídrico com as demandas atuais e os cenários futuros, visando à caracterização da disponibilidade hídrica. Já na realidade brasileira, o procedimento é praticamente impossível de ser aplicado em bacias com significativo uso consuntivo. Em virtude disso e considerando-se que as vazões monitoradas são o produto do balanço hídrico real na bacia para a demanda atual, Silveira et al. (1998) sugere o estabelecimento, nestes casos, de um marco zero da disponibilidade hídrica. A disponibilidade marco zero, definida a partir do monitoramento, representa, então, a disponibilidade remanescente que traz embutida os usos já exercidos. Estes usos podem ser conhecidos a partir de um esforço efetivo na tarefa de levantamento de cadastro de usuários atualizado, pré-condição para a implantação da outorga.

No Brasil, podemos citar o estudo de Paiva et al. (1999b) que também buscou a caracterização das disponibilidades hídricas do rio São Francisco, baseando-se na reconstituição da vazão natural. Após a análise dos dados existentes na bacia do rio São Francisco, os autores verificaram que, para o trecho entre as nascentes e o reservatório de Três Marias, por exemplo, não havia dados confiáveis para que se pudesse avaliar as disponibilidades naturais. Assim, para obter as séries de vazões naturais para os locais dos postos fluviométricos selecionados no estudo, os autores utilizaram os dados de vazões afluentes aos reservatórios de Três Marias e Sobradinho e os transpuseram para as seções de interesse, em uma demonstração das dificuldades do procedimento de reconstituição das vazões naturais com base na demanda exercida.

Outro exemplo de dificuldade para reconstituir vazões naturais é observado em um estudo para a bacia do rio Santa Maria, em que Silveira et al. (1993) avaliaram os dados históricos do posto fluviométrico de Rosário do Sul, Rio Grande do Sul, e compararam dois períodos distintos de umidade. Ao analisar as vazões mínimas, com permanências a partir de 80 %, os dois períodos apresentaram valores coincidentes (Figura 2.1).

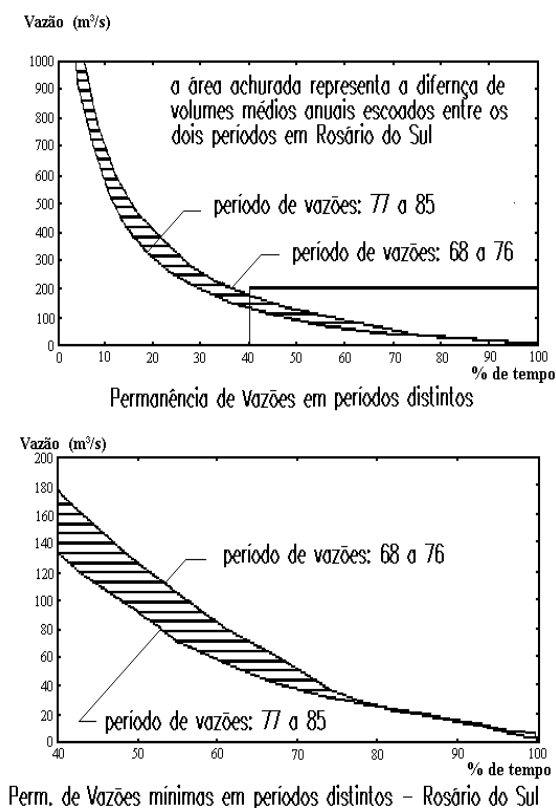


Figura 2-1 Permanência de vazões em Rosário do Sul – RS

Analisando os dados, os autores verificaram que os valores mínimos eram provenientes do período de irrigação (novembro a março) e que, tanto em anos mais secos, como em anos mais úmidos, as permanências de vazão eram sempre as mesmas. Isto caracterizou a demanda reprimida de consumo de água, pela lavoura típica da região, ou seja, orizícola. No estudo citado, Silveira et al. (1993) procuraram fazer um resgate do que seria a vazão não afetada pela atividade orizícola, com a finalidade de quantificar as vazões que devem permanecer no rio para a preservação ambiental. E, embora o uso preponderante fosse apenas um, o da lavoura orizícola, e, embora se tivesse acesso a bons dados dos anuários estatísticos do Estado sobre a evolução das lavouras, os mesmos não estavam divididos por bacia hidrográfica. Também ficou difícil conhecer quais foram, dentre as lavouras irrigadas, as que utilizaram

derivação do rio ao longo do período de dados, já que, ao longo desses anos, muitos reservatórios para irrigação foram sendo construídos na bacia de drenagem. Além disso, não era possível conhecer exatamente quais e quantos eram os irrigantes, devido à não existência de cadastro detalhado para a finalidade de quantificar o consumo. Todos estes fatores introduziram grande incerteza nos balanços efetuados.

Um agravante no caso da bacia do rio Santa Maria é que, na época do estudo de Silveira et al. (1993), havia somente um posto fluviométrico confiável para aproximadamente 15000 km². Esta é a realidade nos dias atuais, quase dez anos depois.

Outro exemplo pode ser retirado da análise dos dados do rio Jacuí, realizada por Cruz et al. (1999), relativa ao comportamento das vazões médias mensais de janeiro, ao longo de 14 anos de observações fluviométricas dos postos de Passo São Lourenço (27.416 km²) e Fandango Jusante (30.317,8 km²). Notou-se que existem anos em que a vazão média à montante fica maior que a de jusante (Figura 2.2). Esta observação pode estar indicando uma “retirada” ao longo do trecho, uma vez que a pressão da demanda de irrigação é muito forte no trecho, bem como uma ocorrência de problemas no ramo inferior da curva chave, possibilidades estas que podem estar inclusive ocorrendo simultaneamente. Seja qual for a razão, esse fato prejudica a avaliação dos escoamentos e, por conseqüência, a disponibilidade hídrica.

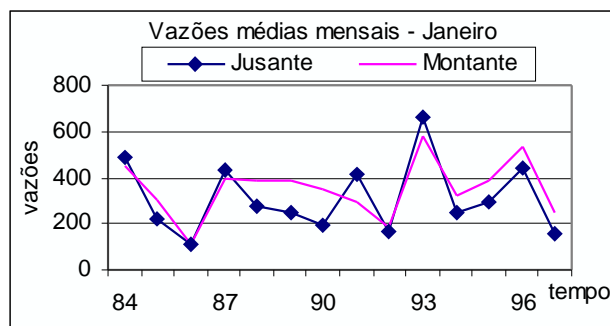


Figura 2-2 Vazões médias mensais em Passo São Lourenço e Fandango Jusante

Esses exemplos mostram como é difícil e complexa a análise dos dados fluviométricos, que se constituem nos dados básicos para a caracterização da disponibilidade hídrica.

De acordo com Silva (1998), “a outorga garante ao usuário o direito de uso da água desde que condicionado à disponibilidade hídrica”. Isto significa que “uma vez concedida, a outorga de direito de uso da água protege o usuário contra o uso predatório de outros usuários que não possuam outorga. Em situações de escassez, seja para captação, seja para diluição de efluentes, os não-outorgados deverão ser reprimidos para garantir a utilização

da água e, conseqüentemente, os investimentos daqueles que obedeceram ao procedimento legal”.

Sendo assim, conforme Kelman apud Setti (2000), a outorga “*tem valor econômico para quem a recebe, na medida em que oferece garantia de acesso a um bem escasso*” e “*um grande complicador no processo de emissão de outorgas tem origem no fato de que o conceito de disponibilidade hídrica admite diferentes formulações, porque a vazão fluvial é uma variável aleatória, e não uma constante*”.

Pode-se, portanto, a partir do que foi argumentado, dizer que existe:

- ***uma relação de segurança*** relacionada ao processo de outorga - o outorgado assume que a quantidade outorgada pelo órgão gestor possui determinada garantia para o planejamento de seu empreendimento. Esta garantia é função da variabilidade dos recursos hídricos e dos demais valores outorgados para outros usuários.
- ***uma relação de incerteza*** - dada a natureza complexa dos regimes hidrológicos e das bacias hidrográficas, os estimadores possuem incertezas proporcionais à raridade na distribuição das estações coletoras de dados básicos, sejam estes hidrológicos, de demanda ou de alterações antrópicas na bacia.

No Brasil, as autoridades competentes que possuem a responsabilidade de conceder a outorga e de verificar a disponibilidade de água, considerando os aspectos quantitativos e qualitativos, são o Governo Federal, os Estados ou Distrito Federal (Art. 14 da Lei Federal 9433, Brasil, 1997).

Sendo o conhecimento da disponibilidade hídrica informação básica e necessária para a concepção e operacionalização de um sistema de outorga de recursos hídricos, nos itens 2.2 a 2.4 deste capítulo serão abordados aspectos relativos: às séries hidrológicas como base para a quantificação da disponibilidade hídrica e incertezas contidas nestas séries (item 2.2), às características das principais funções hidrológicas utilizadas na gestão da oferta de recursos hídricos (item 2.3) e às estimativas das funções hidrológicas (item 2.4).

A definição das quantidades de água que podem ser utilizadas pela sociedade e a forma de sua distribuição entre os usuários são função de diversos fatores: ambientais, sociais, econômicos, legais. Estes aspectos são abordados neste capítulo, no item 2.5, referente a critérios de outorga.

Em seqüência, no item 2.6, são abordadas considerações relativas a modelos de balanço hídrico para cotejo entre disponibilidades hídricas e demandas em uma bacia hidrográfica, considerações estas que se inserem no contexto dos sistemas de apoio à decisão de outorga.

A partir da aplicação de modelos de balanço hídrico, pode-se avaliar impactos ocasionados no processo de outorga, pela adoção de disponibilidades hídricas associadas a seus respectivos riscos de ocorrência, em função das respostas do modelo de decisão adotado.

2.2 Séries Hidrológicas

O comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica é determinado por inúmeros fatores que influenciam o escoamento das águas. A geomorfologia, a forma da bacia, o tipo de solo, o uso do solo, a geologia, a distribuição temporal e intensidade das chuvas, a forma do canal produzem uma imensa variabilidade de vazões ao longo do tempo, bem como no espaço.

De certa maneira, cada corpo hídrico possui um regime hidrológico, que é o resultado da integração dos diferentes processos citados. O regime é caracterizado por uma série temporal de vazões, o fluviograma (Figura 2.3) que, conforme o jargão de estudos ambientais, representa a “assinatura hidrológica do corpo hídrico na seção considerada”.

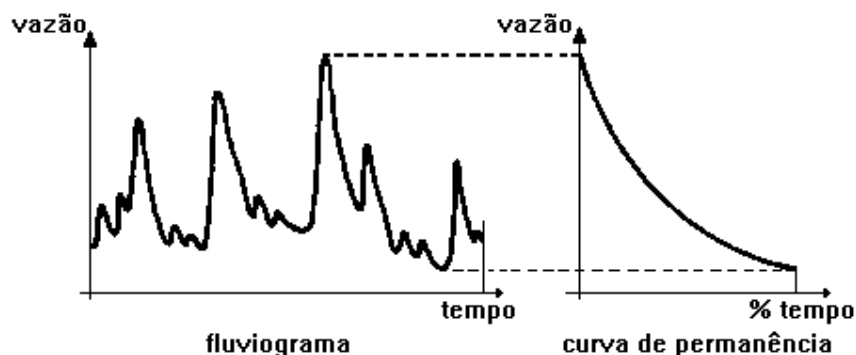


Figura 2-3 Representação esquemática do fluviograma e respectiva curva de permanência – baseada em Quimpo e McNally (1983)

Do estudo das séries temporais de vazões associado às probabilidades de ocorrência, é que provêm as informações relativas à disponibilidade hídrica, obtidas por diferentes métodos ou funções. Os estudos devem considerar algumas características das séries hidrológicas como aleatoriedade, homogeneidade e representatividade dos dados, a seguir apresentadas.

2.2.1 Aleatoriedade: representação estatística do mundo real

Quando os dados podem ser descritos por relação matemática explícita, de modo que se possa determinar o valor de uma variável com razoável precisão, diz-se que existe uma relação determinística entre elas. Já o conceito de aleatoriedade pressupõe que não há meios de prever um valor exato de uma variável para um instante de tempo futuro, isto é, está relacionado à quantidade de flutuação não controlável de uma variável. As variáveis com essas características são aleatórias e devem ser descritas em termos das estatísticas das amostras.

Os processos hidrológicos são processos aleatórios e, portanto, constituídos de variáveis aleatórias, ou seja, não é possível prever-se deterministicamente quais valores de cada variável ocorrerão num cenário futuro de longo prazo. Para a EPA (1996), a aleatoriedade ou variabilidade representam a heterogeneidade ou diversidade em uma população bem caracterizada. A variabilidade não pode ser reduzida a partir de novas medidas ou estudos. Pode às vezes ser referida como “Incerteza do tipo A” (EPA, 1996). A elas podem estar associadas incertezas, por exemplo, quando uma amostra é utilizada para caracterizar a população, os resultados podem diferir da caracterização da verdadeira população.

Como exemplo de aleatoriedade, têm-se as variações provocadas nos fenômenos hidrológicos pela combinação de turbulências atmosféricas, inversões térmicas, opacidade da atmosfera para certos comprimentos de onda. Estes fenômenos tipicamente aleatórios, influenciam a distribuição tanto quantitativamente quanto espacialmente das precipitações e introduzem a aleatoriedade nos escoamentos.

As séries temporais, geralmente, possuem componentes estocásticos e determinísticos. Nestes últimos, podem ser incluídas as flutuações naturais devido a sazonalidades, isto é, componentes de periodicidade, entre elas as relativas a ciclos anuais, que, geralmente, aparecem em escoamentos de rios, precipitações, evapotranspiração, níveis piezométricos das águas subterrâneas, umidade do solo e outros variáveis hidrológicas (Hann, 1977).

2.2.2 Homogeneidade

A homogeneidade dos dados significa que estes pertencem a uma mesma população. Para que os dados de uma série temporal sejam considerados homogêneos ao longo do tempo, é preciso aceitar a estacionariedade. O princípio de estacionariedade da série temporal da variável se baseia em que as frequências de ocorrência do passado serão válidas para descrever as probabilidades de ocorrência no futuro. Distinguem-se, aqui, os conceitos de probabilidade e frequência: frequências são informações relativas aos valores ocorridos no

passado, enquanto que as probabilidades indicam (supõe-se) o número de vezes que determinado evento poderá ocorrer no futuro (Lanna, 1993a). Um processo é dito estacionário quando a distribuição conjunta dos valores da série temporal de um intervalo $(t+m)$ de tempo:

$$[x(t), x(t+1), \dots, x(t+m)], \quad (2.1)$$

for idêntica à distribuição conjunta de:

$$[x(t+j), x(t+j+1), \dots, x(t+j+m)] \quad (2.2)$$

onde x é a variável, t é tempo, m e j são intervalos de tempo.

Isso significa que, as propriedades estatísticas não se alteram com o passar do tempo, embora as séries possam ser diferentes entre si. Se os sistemas e as propriedades estatísticas das variáveis mudam ano a ano, não se pode aceitar a hipótese de estacionariedade das séries temporais hidrológicas (Strupczewski e Mitosek, 1995).

As causas da não-estacionariedade, dentro da ótica do processo da gestão dos recursos hídricos, podem ser naturais ou introduzidas pelo homem devido: (a) a mudanças climáticas; (b) a mudanças graduais de ordem natural ou antrópica, em função de alterações no uso do solo (mudança na cobertura vegetal, impermeabilização), de variações nas demandas de uso das águas, de alterações nos cursos d'água tais como retificações, eclusas, diques entre outras; (c) a alterações bruscas temporais nas séries que podem originar-se em intervenções estruturais, tais como obras de regularização que provocam mudança no regime hídrico a jusante da barragem a partir do fechamento do reservatório para enchimento, bem como em acidentes catastróficos naturais ou não, tais como terremotos, rompimentos de barragens ou diques que, também, conferem tendências nas séries hidrológicas, conformando situações de séries não-homogêneas (não-estacionárias). Nesse último caso, depois de cessada a influência da adaptação do sistema hídrico à nova condição de escoamento, a série a partir daquela data, salvo a não ocorrência de mudanças graduais, passa a constituir uma nova série homogênea. Em outras palavras, a série fica seccionada em duas séries estacionárias em cada período (antes e depois da mudança brusca), porém não homogêneas na soma do período.

Com relação a mudanças climáticas, a Convenção das Nações Unidas para as Mudanças Climáticas (UNFCCC, 1999) prevê um aumento da precipitação total em nível global, porém, em que locais e em que nível serão as mudanças, permanece uma questão repleta de incertezas, o que significa que antecipações de impactos ambientais permanecerão de difícil previsão nas próximas décadas. Apesar disso, a variação climática do planeta tem sido objeto de avaliação e análise de cientistas; pois isso deve ser considerada como um desafio que a gestão dos recursos hídricos deve enfrentar em função das incertezas relativas ao futuro das

disponibilidades hídricas. Um exemplo típico de mudança climática detectada pelos cientistas está ocorrendo na região Norte Chico, Chile, em que se observa nos dados de chuva um forte decaimento das médias móveis de 30 anos (Figura 2.4), desde o século passado, tanto na estação de La Serena, como em Santiago (Chile, 1999). No entanto, 30 anos pode ser um período curto para caracterizar mudança climática, a qual pode estar relacionada com a variabilidade de longo prazo. Douglas et al. (2000) efetuaram um estudo para medir o grau de sensibilidade das séries de vazão nos Estados Unidos, com relação a evidências constatadas por vários cientistas sobre a tendência de acréscimo no regime pluviométrico nos Estados Unidos e Canadá, nos anos recentes. Concluíram que as vazões máximas não apresentam significância para mudanças, ao contrário do que evidenciaram os resultados dos estudos para as vazões mínimas.

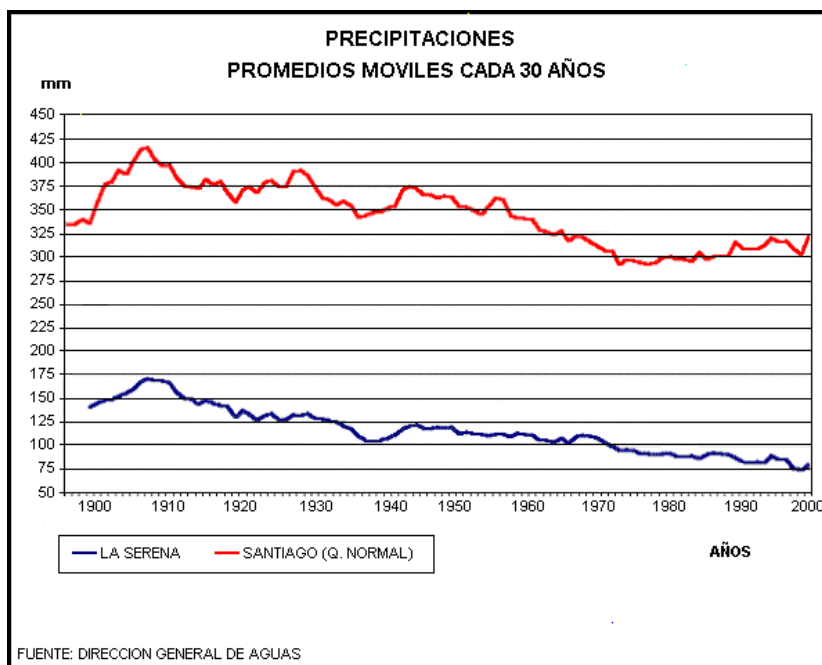


Figura 2-4 Variação climática no Chile

(Fonte: Direccion General de Aguas, 1999)

Esses exemplos evidenciam o cuidado que o pesquisador e equipe de gerenciamento de recursos hídricos deve ter ao analisar os dados que utilizarão em seus estudos. Em realidade, as mudanças climáticas introduzem outra grande incerteza relativa à adequabilidade do emprego dos correntes métodos hidrológicos operacionais, orientados à situação de estacionariedade climática, para acomodar as incertezas de um clima não-estacionário (Stakhiv, 1998). Porém, alguns autores, especialmente Matalas (1997) *apud* Stakhiv (1998), sustentam que modelos hidrológicos sintéticos, ou estocásticos, que são largamente aplicados

em planejamento, possam ser aplicados satisfatoriamente em situações de não-estacionariedade.

Portanto, para que o princípio de estacionariedade possa ser aceito, deve-se ter o cuidado de analisar a série e, se possível, utilizar-se de testes estatísticos para comprovar que a estacionariedade possa ser aceita. Em Bendat e Piersol (1986), pode-se encontrar a descrição destes testes.

No caso da gestão dos recursos hídricos, a não homogeneidade bem como a presença de inconsistências nos dados fluviométricos devido a erros eventuais ou sistemáticos no monitoramento são características que devem ser identificadas e, se possível, removidas, pois introduzem incertezas na determinação da disponibilidade hídrica. Salas et al. (1985) recomendam que o tratamento nos dados da série seja apoiado em estudos relativos a operações das estações de monitoramento bem como na identificação de mudanças ambientais na bacia.

2.2.3 Representatividade

Algumas *aparentes* tendências de mudanças climáticas podem ser causadas por falta de representatividade da amostra. Nesse caso, incluem-se amostras menores que a duração de um determinado ciclo natural climático, ou seja, o período de tempo de coleta da amostra pode estar representando um período longo de estiagem ou um período longo de umidade elevada. Um exemplo disso ocorreu em Blumenau-SC. Embora cheias como as de 1983 e 1984 já tivessem ocorrido várias vezes no passado, a última grande cheia, antes destas duas, ocorreu em 1911 (Silveira et al., 1985). Ocorre que as observações sistemáticas de vazões na região iniciaram por volta dos anos 30. O uso dessa série, antes dos eventos de 83 e 84, induziu ao sub-dimensionamento das obras de controle de cheia da região.

2.2.4 Risco e incertezas

O risco de uma variável aleatória ocorre quando se assume que a distribuição de probabilidade das saídas existe, apoiada sobre um conjunto consistente de pesquisas relevantes (Kundzewicz, 1995), ou “*a chance aceita pelo projetista que a variável seja maior que um determinado valor (menor no caso de mínimos)*” (Tucci, 1998). Risco também é definido como sendo uma medida de incertezas (Chomenko et al, 2000).

Já as *incertezas* resultam de informações insuficientes e podem ser reduzidas se mais informações forem disponibilizadas (incluindo informações nos dados e conhecimento dos fenômenos) ou da falta de habilidade do modelo em representar o processo de interesse (Kundzewicz, 1995). Em outras palavras, *incerteza* é a “*diferença existente entre as*

estatísticas da amostra e da população” (Tucci, 1998). Essas incertezas, algumas vezes, são referidas como “Incertezas do tipo B” (EPA, 1996).

As incertezas e as variabilidades hidrológicas por aleatoriedade são inúmeras e significativas, resultantes da complexidade e variabilidade do sistema físico e de processos hidrológicos, bem como da nossa deficiência de conhecimentos sobre a direção das mudanças, dos mecanismos dominantes, das variáveis e forma de interação entre elas (Mendiondo e Tucci, 1997).

Os modelos constituem uma concepção intelectual para representar o sistema com a finalidade de melhor entender e apresentar o comportamento da natureza, bem como prever condições diferentes das observadas. Por se tratar da representação da natureza, há perdas de informações. A utilização de um número reduzido de informações disponíveis na natureza introduz muitas incertezas nos métodos hidrológicos.

Na questão de gerenciamento dos recursos hídricos, as incertezas nas variáveis podem ocorrer devido às seguintes fontes de incertezas (Kundzewicz, 1995): (i) incertezas no conhecimento do ambiente externo (estrutura do mundo, futuras mudanças no ambiente); (ii) incertezas nas intenções futuras no campo relativo às escolhas e (iii) incertezas nos valores apropriados de julgamento das conseqüências.

No equacionamento de outorga, as duas grandezas principais do processo de decisão de concessão de outorga, disponibilidade hídrica e demanda, possuem incertezas oriundas de várias origens.

No caso da *disponibilidade hídrica*, os dados fluviométricos que, são fonte de informação, têm sido alvo de estudos que procuram estabelecer probabilidades associadas a cada magnitude de vazão. Mas, em geral, os estudos fixam-se em análise de incerteza nos parâmetros de modelos, na calibração da curva-chave da estação fluviométrica, nos dados pluviométricos, entre outros. Porém existe uma questão muito importante, que se refere à representatividade das séries para o tempo atual, isto é, os valores observados nas estações fluviométricas não representam a produção hídrica real da bacia, mas um valor afetado da demanda exercida, quando a mesma é significativa. Isto significa que uma parcela importante da incerteza, contida na caracterização da disponibilidade hídrica, é oriunda de incertezas relativas à outra variável do processo, a demanda. Conforme visto anteriormente, no início do capítulo, nem sempre o passado pode ser conhecido, nem mesmo em estados com prática de emissão de licenças de uso, como é o exemplo do Texas (TNRCC, 1997).

No caso de informações escassas de demanda, como é o caso da realidade brasileira, os valores levantados em uma campanha de cadastramento dos usos da água constituem-se em amostra inicial única de dados (demanda presente) quase totalmente sem amostras do passado, a tarefa de reconstituição da produção hídrica da bacia ocorrida no passado para fins de estabelecer parâmetros estatísticos sobre as vazões, bem como suas distribuições estatísticas, é uma tarefa repleta de incertezas, senão impossível de realizar.

Outra fonte de incertezas no processo de tomada de decisão na outorga é a escala temporal em que se dá a avaliação das disponibilidades. Por exemplo, em muitos estudos no Brasil, as referências de disponibilidades hídricas de bacias hidrográficas adotam curvas de permanência em base anual (Euclides et al, 1999; Paiva et al., 1999b; Muller et al, 1999). A incerteza referente a esse critério é potencializada quanto maior for a heterogeneidade sazonal. Pode-se dizer que 95% de permanência de vazões em base anual representam um erro importante, se os 5% de deficiência ocorrerem sempre na mesma época do ano e em períodos críticos, como por exemplo, na floração de culturas. Da mesma forma, há uma subestimação da vazão mínima destinada à proteção ambiental, especialmente quando utiliza-se a $Q_{7,10}$ ou sua proporção. Esse fato é grave em rios intermitentes do semi-árido, em que, em base anual, a $Q_{7,10}$ é zero, até mesmo a $Q_{7,30}$. No entanto, no período de chuva, os ecossistemas sincronizam seus ciclos, consumindo água. Se for usada toda a água do rio em período chuvoso, uma vez que 80% da $Q_{7,10}$ (por exemplo, vazão mínima de proteção ambiental definida para o Estado da Bahia – Cabral, 1997) é zero em várias bacias, estariam condenados os ecossistemas fluviais, adaptados milenarmente ao regime de pulsos hidrológicos, à extinção.

Enfim, no equacionamento do processo decisório, considerando-se que a avaliação de riscos consiste na identificação, medição e priorização de riscos e que estes são uma medida das incertezas (Chomenko et al, 2000), as mesmas devem, sempre que possível, ser equacionadas estatisticamente. Esta ação permite aos decisores identificar os riscos a serem assumidos no processo decisório.

Sendo a disponibilidade hídrica o ponto focal deste estudo, a seguir, descrevem-se sucintamente as principais fontes de incertezas na determinação de vazões em determinada seção de rio: (a) nas amostras das informações; (b) nos dados de entrada e de saída do modelo; (c) na estrutura do modelo; (d) nos parâmetros de modelo.

Incertezas devido à amostra das informações

Segundo Kundzewicz (1995), a natureza segue a teoria do sistema caótico onde as séries temporais das variáveis hidrológicas são imprevisíveis sobre um longo horizonte de tempo, até aqui inerentemente incerto e desconhecido, o que caracteriza a aleatoriedade.

As características estatísticas da população das séries hidrológicas nunca são conhecidas, porque as observações ou medidas são estimativas ou amostras finitas dos valores verdadeiros das características desconhecidas (Salas et al.,1985). Além disso, os valores observados na série histórica, em determinado período de tempo, são apenas uma realização dentre um número infinito de possibilidades que pode ocorrer durante aquele período de observação. Sendo assim, as amostras são variáveis aleatórias e, portanto, contêm incertezas.

Incertezas nos dados de entrada e de saída do modelo

As incertezas nos dados, segundo Melching et al. (1990), decorrem de três causas que se referem a (i) erros e imprecisão nas medidas; (ii) inadequada rede de postos pluviométricos e fluviométricos, de dados de solo, de dados de vegetação, entre outros, acarretando falta de dados necessários à modelagem e (iii) inabilidade na operação da rede.

Pode-se, também, explicitar como outras causas de incertezas, nos dados, a representatividade do tamanho da amostra e os tratamentos a que estes são submetidos para serem utilizados nos modelos: fórmulas de cálculo da vazão transversal, métodos de interpolação utilizados para extrapolar dados para locais sem dados, métodos de cálculos de médias temporais e espaciais.

Incertezas na estrutura do modelo para gerar as vazões

Difícilmente, todos os processos envolvidos podem ser perfeitamente representados no modelo, devido à própria característica da definição de modelo: representação simplificada da natureza. As incertezas na estrutura do modelo referem-se à habilidade do modelo em refletir a verdade física do processo de escoamento na bacia (Beck, 1987). Pode-se acrescentar incertezas devido ao desconhecimento parcial de determinados processos físicos, assim como simplificações adotadas na concepção do modelo.

Os processos que determinam as vazões mínimas, preponderantemente oriundas do escoamento dito de base e importantes para a problemática da outorga, envolvem infiltração, armazenamento na camada superior do solo e no aquífero e suas relações com a sustentabilidade das vazões mínimas. Em climas altamente sazonais, o escoamento de vazões mínimas pode ser gerado por processos físicos diferentes em cada estação (Smakhtin, 2001). Esses processos, plenos de complexidade, dificultam a sua expressão matemática na

estruturação dos modelos. Por exemplo, duas bacias contíguas com características físicas aparentemente semelhantes, se comparadas pelas características de superfície, isto é, mesma topografia, forma, declividade, comprimento do rio, área, uso do solo, podem estar interligadas no subsolo, por falha geológica, por inclinação das camadas do solo, e, assim, uma transferir águas para outra. Outra situação é quando uma bacia tem maior quantidade de fraturas e armazena água no seu interior, enquanto que outra não. Nas bacias maiores, compensações de diferenças de divisores subterrâneos entre sub-bacias adjacentes fazem com que as flutuações sejam menores do que nas pequenas bacias. Essas compensações, muitas vezes, não são captadas pela estrutura do modelo, gerando, assim, incertezas.

Ainda nas bacias maiores, a influência das diferenças dos “caminhos preferenciais” que ocorrem nas pequenas bacias contidas na maior diminui devido à integração dos processos. A vazão é menos sensível a essas variações, porque na integração acaba havendo compensações de volumes.

Esse entendimento de mudança nas escalas é muito importante ao estabelecer a estimativa das vazões mínimas, pois essa compreensão deve orientar a escolha do método mais adequado para a estimativa, sempre embasado por dados medidos nas pequenas bacias (Silveira, 1997; Silva Jr., 2001).

Muitos processos podem ser modelados a partir de equações bastante complexas, que só podem ser equacionadas através de utilização de métodos numéricos. Esses métodos trazem embutidos diversos tipos de erros decorrentes da precisão de trabalho, do esquema numérico escolhido e de critérios de discretização temporal e espacial.

A *discretização temporal* pode trazer maior ou menor incerteza na modelação, dependendo dos objetivos. Seja o exemplo da influência de utilizar vazões diárias ou mensais na construção das *curvas de permanência de vazões*. Como nas bacias pequenas a variabilidade das vazões é muito alta, devido à sensibilidade dos escoamentos superficiais, as amplitudes entre picos de vazões altas e mínimas são proporcionalmente maiores que nas grandes bacias, onde os picos de cheia são menos frequentes pela dependência da ocorrência de chuvas simultâneas em toda a bacia. Este fato, somado ao armazenamento nas calhas e regularização dos aquíferos, explica a menor variabilidade relativa das vazões em grandes bacias. Ao calcular as vazões médias mensais, por exemplo, os erros de arredondamento suavizam os fluviogramas, ocultando valores de picos e de vales e suavizando as declividades das curvas de permanência. No que se refere às pequenas bacias, esse erro altera sobremaneira a forma da curva de permanência (Lanna, 1993a).

A *discretização espacial*, dependendo do modelo hidrológico, pode ser a simples divisão de uma bacia hidrográfica em pequenas sub-bacias, em função da homogeneidade de suas características hidrológicas, que permitam minimizar os erros de um modelo concentrado, ou a divisão em trechos de uma calha de rio em um modelo vazão-vazão. Quanto menor a discretização, maior a simplificação. Porém, quando a discretização é maior, é necessário maior número de parâmetros, em função do número de parcelas, além de maior número de dados. Muitas vezes, os dados de entrada dos modelos necessitam ser interpolados para adaptar-se à discretização, de modo que neste processo geram-se também incertezas dos processos de interpolação.

Incertezas nos parâmetros do modelo

As incertezas nos parâmetros dos modelos devem-se i) a inadequações nas técnicas para sua estimação; ii) à representatividade limitada dos dados e iii) a imperfeições na estrutura do modelo.

Quando determinado processo hidrológico não é representado, ou é modelado de forma simplificada, outros componentes do modelo e seus parâmetros são forçados a compensar isso para o modelo apresentar bons resultados. O mesmo problema acontece em função de erro nos dados (Silveira, 1997).

Dois diferentes profissionais podem selecionar distintos conjuntos de parâmetros a partir de um mesmo conjunto de dados e determinado modelo, enquanto que um mesmo pesquisador pode ajustar diferentes valores para os parâmetros se utilizar o mesmo modelo, mas diferentes amostras de dados observados (Haan, 1989). Haan conclui que os parâmetros estimados podem, então, ser tratados como variáveis aleatórias.

2.3 Características das Funções Hidrológicas

As disponibilidades hídricas são caracterizadas através de índices de vazões obtidos a partir de diferentes funções. Esses índices podem ser primários ou secundários (Smakhtin e Toulouse, 1998). Índices primários de vazões são aqueles estimados diretamente a partir de séries de vazões, geralmente as médias diárias, como vazão média anual, vazão média de longo período, e índices, como vazão de permanência de 50% no tempo ou outra duração, os quais podem ser obtidos através da função “curva de permanência” ou “curva de duração”, cuja descrição encontra-se no item 2.3.1.

Índices secundários de vazões mínimas são obtidos a partir de novas séries de valores que se constituem de combinações matemáticas entre as vazões médias diárias. Essas novas

séries podem ser constituídas de vazões que representam uma média móvel de determinada duração. Várias durações podem ser utilizadas, formando distintas séries, sendo que uma das mais frequentes é a duração de sete dias. A partir de séries anuais de vazões mínimas de diversas durações, pode-se estimar índices de vazões mínimas, aplicando análise de frequência, conforme descrito no item 2.3.2.

Vários outros índices de vazões mínimas são disponíveis na literatura, dentre eles destacam-se a média anual das médias mínimas de sete dias de duração ou “mean annual 7 days average minimum flow (MAM7)” (Smakhtin e Toulouse, 1998) e o coeficiente de depleção de escoamento durante a estiagem, particularmente importante como auxiliar para estimativas de vazões mínimas por pequenas amostragens locais, conforme descrito no item 2.4.3, e a previsão futura de redução de vazão na estiagem.

A seguir, serão abordados aspectos das duas principais funções utilizadas para definir vazões de referência para outorga: curva de permanência das vazões e curva de frequências de vazões mínimas.

2.3.1 Curva de Permanência

A curva de permanência ou de duração de vazões relaciona a vazão (geralmente no eixo das ordenadas) e a porcentagem do tempo em que ela é superada ou igualada sobre todo o período histórico utilizado para sua construção (geralmente no eixo das abscissas). Representa o complemento da função distribuição cumulativa de probabilidade de vazões ou a probabilidade de excedência das vazões (Quimpo e McNally, 1983; Voguel e Fennessey, 1994). Não se pode dizer que a permanência refere-se à probabilidade das vazões em qualquer ano, mas pode ser interpretada como uma “garantia” ou probabilidade de ocorrência das vazões num horizonte de planejamento. (Searcy, 1959 apud Voguel e Fennessey, 1994; Voguel e Fennessey, 1995), apesar de estatisticamente utilizar vazões dependentes entre si.

A figura 2.3, anteriormente apresentada, apresenta de forma esquemática a relação entre fluviograma e curva de permanência. Considerando cada vazão, tem-se que a área sob a reta horizontal, correspondente a esta vazão, representa volumes iguais em cada gráfico. A curva de permanência sintetiza a variabilidade das vazões, caracterizando a base de comportamento para a sustentabilidade de sistemas aquáticos.

O primeiro uso da curva de permanência é atribuído a Clemens Herschel por volta de 1880 (Foster, 1934 apud Fennessey e Voguel, 1990). As curvas de permanência são amplamente utilizadas na prática da hidrologia para diversas finalidades. Segundo Smakhtin (2001), possivelmente a primeira revisão dos usos da curva de duração de vazões tenha sido

feita por Searcy (1959). Outra revisão foi feita posteriormente por Voguel e Fennessey (1995). Dentre esses usos, constam estudos de conciliação entre retiradas e lançamentos associados aos sistemas de gerenciamento de recursos hídricos (referência amplamente utilizada no Brasil, conforme descrito no item 2.5.5), gerenciamento da qualidade da água, abastecimento de água, estudos de potencial energético hidráulico, planejamento de irrigação, estudos de impactos na resposta hidrológica nos rios oriundos de diferenças regionais em geologia, clima e fisiografia entre bacias, manutenção de habitats (uso ambiental), estudos de sedimentometria em rios (Fennessey e Voguel, 1990; Voguel e Fennessey, 1995; Smakhtin, 2001).

A técnica de obtenção da curva de permanência é empírica e também amplamente descrita nos livros de hidrologia (Searcy, 1959 apud Voguel e Fennessey, 1994; Remenieras, 1971; Pinto, 1973; Villela e Mattos, 1975; Lanna, 1993a; Tucci, 1993 e 2000, entre outros). Uma técnica consiste em estabelecer intervalos (ou classes) ordenados de vazões, de acordo com a magnitude das vazões, procurando, assim, ter uma quantidade razoável de valores ou “ogivas” em cada intervalo, bem como associar uma frequência de ocorrência das vazões e acumulá-las. Como se trata de associar frequências de ocorrências às vazões, outra alternativa é ordenar todos os valores de vazão em ordem decrescente e associar a cada valor uma frequência de excedência, utilizando uma posição de plotagem empírica, tal como m/n ou $m/n+1$, sendo m a ordem do valor ordenado e n o número de valores da série (Fennessey e Voguel, 1990; Jacobs e Voguel, 1998). Estas técnicas concebem as curvas de permanência como funções cumulativas de probabilidade essencialmente empíricas e não-paramétricas (Fennessey e Voguel, 1990). Pode-se também, em função de objetivos específicos, parametrizar a curva, ajustando uma equação à curva assim obtida (Quimpo e McNelly, 1983; Mimikou e Kaemaki, 1985; Fennessey e Voguel, 1990; Tucci, 1993; LeBoutillier e Waylen, 1993; Cigizoglu e Bayazit, 2000).

A curva construída com a totalidade dos dados, Curva Empírica Total (CpeT) do período histórico, fornece resultados que não contemplam a sazonalidade ao longo de cada ano. As vazões associadas a cada permanência são as mesmas para qualquer período do ano. Uma alternativa que tem sido considerada (item 2.5.7) é o cálculo das curvas de permanências empíricas mensais (CpeM) do período histórico, isto é, uma curva para cada mês, somente com os dados diários de cada mês. Desta forma, a vazão de permanência 90%, por exemplo, não é necessariamente igual para janeiro e julho.

A curva de permanência é um descritor simples e útil do regime hidrológico, porém, como as vazões médias diárias não se constituem em variáveis independentes entre si, sendo

altamente correlacionadas devido, principalmente, ao deplecionamento fluvial das bacias, o significado da frequência (permanência) fica prejudicado. Quimpo e McNelly (1983), Silveira et al. (1993) e Vogel e Fennessey (1994) calcularam e compararam curvas de permanências obtidas para diferentes períodos de uma mesma estação com dados, demonstrando quão dependente a curva de permanência é do período selecionado de dados utilizados, principalmente para os percentis maiores que 0,8 ou 80%. É por essa razão que a curva de permanência de vazões, a partir de vazões médias diárias ou mensais, constitui-se em procedimento empírico, no qual a frequência das vazões é medida como se cada vazão fosse uma variável independente e, por isso, considera a probabilidade de que possam, inclusive, ocorrer todas ordenadas em seqüência. Portanto, só tem significado sob o período histórico de construção da curva.

Além disso, de acordo com a técnica tradicional de construção da curva de permanência de vazões, tanto para CpeT como para as CpeM, para cada permanência no tempo é fornecido apenas um resultado, independente do número de anos de observações, como se a variável *vazão de permanência* fosse apenas uma única realização estatística. Em se constituindo uma única amostra, a avaliação estatística com estabelecimento de intervalos de confiança desta variável fica prejudicada.

Com a finalidade de tornar a informação da curva de permanência menos vinculada ao período de dados históricos, alguns autores procuraram métodos alternativos para dar um sentido de frequência anual de cada duração, ou torná-la um procedimento estatístico. Riggs (1972), preocupado com a questão, mostrou a relação entre as durações das vazões e as vazões mínimas de sete dias com retorno de dois e 20 anos, obtidos para os rios de seis estados americanos utilizados no estudo e encontrou que $Q_{7,20}$ (vazão mínima de sete dias de duração e 20 anos de retorno) corresponde aproximadamente a vazões de permanência que variam de 99,58% a 99,92% e para $Q_{7,2}$ correspondem a vazões que variam de 87,8% de permanência para o estado de Kansas até 95,2% para Illinois.

Outra alternativa para associar valores de frequência aos percentis da curva de permanência é a utilização de uma coleção de curvas anuais de permanência, isto é, uma para cada ano. Assim, monta-se uma série de curvas de permanência nas quais cada percentil constitui uma série com n dados obtidos, cada um a partir de uma das n curvas anuais de permanência. LeBoutillier e Waylen (1993) utilizaram essa idéia para atribuir para cada percentil uma distribuição de probabilidades normal e para ajustar uma equação probabilística a curva de permanência obtida com os parâmetros probabilísticos de cada percentil. Vogel e Fennessey (1994) também apresentaram a mesma abordagem, porém sugeriram a utilização

de métodos não paramétricos para a construção das curvas de permanência. Jehng-Jung e Bau (1996) usaram a mesma estratégia, só que considerando a sazonalidade, ou seja, calculando uma curva de permanência para cada mês, cada ano. Segundo Voguel e Fennessey (1995), já em 1959, Searcy teria sugerido examinar as curvas de permanência ano a ano; para isso, teria sugerido a adoção de um ano climático, dividido com base nos períodos de estiagem.

Com uma técnica que permita o estabelecimento de intervalos de confiança estatísticos, como o método baseado nas curvas amostrais anuais, as incertezas relativas à variabilidade interanual em uma curva de permanência podem ser avaliadas. Esse procedimento será adotado nesta tese e está detalhado no capítulo 3.

O conhecimento dos intervalos de confiança das vazões de permanência permite ao planejador equacionar a otimização do uso dos recursos hídricos. A variabilidade, amplitude dos intervalos de confiança da informação de disponibilidade hídrica, indica para o gestor a existência de situações em que poderá dispor de mais água e situações em que deverá dimensionar e implementar estratégias de racionamento, facilitando, assim, a tarefa de planejamento. Por essa razão, a aplicabilidade desta técnica, para fins de avaliação da disponibilidade hídrica para sistema de outorga, constitui objeto de análises desta tese.

2.3.2 Curva de Frequências de Vazões Mínimas

Estimativas de frequências de vazões mínimas, baseadas em métodos estatísticos aplicados a séries de dados observados, possuem larga aplicação, principalmente em estudos de gerenciamento de qualidade da água (Boner e Furland, 1982; Rossman, 1989; Lence et al., 1990) e, modernamente, em avaliação de disponibilidades hídricas para uso qualitativo.

Em termos gerais, o problema pode ser colocado como a estimativa da quantidade $q_{100/T}$ na expressão

$$F_Q(q_{100/T}) = \int_0^{q_{100/T}} f_Q(q) dq = \frac{1}{T} \quad (2.3)$$

onde T é o intervalo de recorrência (anos), $q_{100/T}$ é um valor de vazão associado a um intervalo de recorrência T , f_Q que é um modelo função de densidade de probabilidade da variável aleatória Q , e a F_Q é a frequência acumulada de não excedência da variável aleatória q .

Por exemplo, um valor de referência muito utilizado para caracterizar vazões mínimas é a vazão $Q_{7,10}$, onde em (2.3) $q_{100/T} = q_{10}$ e q representa a série contendo a mínima média anual de 7 dias de duração.

Pode-se determinar as estatísticas para qualquer combinação de intervalos de recorrência e de número de dias que caracteriza a média das vazões mínimas, por exemplo: 1 dia, 7 dias, 10 dias, 30 dias, etc. (Durrans, 1996).

Para o ajuste da distribuição de probabilidades, aceita-se que a série seja formada por variáveis aleatórias independentes. Assim sendo, seus valores podem ser rearranjados, sem prejuízo da precisão da informação.

O ajuste da função densidade de probabilidade, em (2.3), pode ser realizado tanto parametricamente como não-parametricamente, sendo ambos comumente aplicados.

Os modelos paramétricos constituem-se naqueles em que uma função matemática é ajustada à $f_Q(q)$ em (2.3), as quais podem ser log-Normal, Weibull, Gamma. Ries e Friesz (2000) adotam a distribuição log-Pearson Type III, a mais utilizada para o cálculo dos tempos de retorno das vazões mínimas com sete dias de duração, conforme sugerido por Riggs (1972).

O cuidado que se deve ter é que o escoamento de base de um rio pode ser derivado de vários aquíferos que não necessariamente contribuem todos ao mesmo tempo, isto é, os valores anuais de vazões mínimas podem ser derivados de processos mistos. A consequência imediata é que a curva empírica poderá mostrar descontinuidade ou mudanças bruscas de declividade ou tendência. Nestes casos, Riggs (1972) recomenda que se ajuste graficamente mais de uma distribuição de frequência para cada conjunto de pontos de cada tendência de valores. A figura 2.5, que apresenta uma técnica tipicamente não-paramétrica, é um esquema baseado em uma das figuras em Riggs (1972).

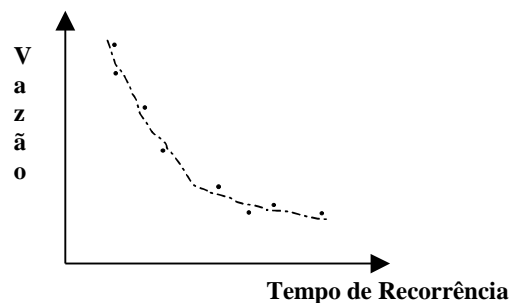


Figura 2-5 Distribuição empírica (tempo de retorno) de vazões mínimas

- adaptada de Riggs (1972).

A confiabilidade do método está diretamente relacionada com o tamanho da série. Quando a série é curta, pode-se utilizar extensão de série, como descrito no item 2.4.4.

A extrapolação da curva de frequências para este tipo de vazão pode ser perigosa sem conhecimento das características geológicas da bacia e de como as vazões baixas são afetadas pela atividade humana.

Uma vez definida a distribuição teórica destas vazões, os manuais de estatística permitem calcular facilmente os intervalos de confiança, medida da variabilidade das vazões, para cada risco escolhido.

2.4 Estimativa das Séries e Funções Hidrológicas em Locais com Dados Escassos

A estimativa da disponibilidade hídrica para outorga recai frequentemente na situação da estimativa de vazões para seções sem monitoramento hidrológico ou com série estatisticamente pequena. Os procedimentos utilizados são:

- interpolação;
- regionalização hidrológica;
- amostragem: estimativas de vazões por pequenas amostragens locais;
- modelos hidrológicos.

2.4.1 Interpolação

O processo interpolativo é a metodologia usual de estimativa de vazões pela simples proporção de área, proporção de vazões ou regressão entre vazões ou entre uma vazão e outra variável, baseado, sempre, em referenciais provenientes de seções hidrológicas, sobre as quais se dispõem informações.

Dentre as proposições identificadas – proporção de áreas, proporção de vazões ou outra regressão qualquer, a que apresenta registros de utilização ampla é a proporção de áreas, conforme exemplificado a seguir.

Embora não seja normalmente reconhecido como modelo regional, o modelo de síntese de vazões por proporção de áreas contribuintes, ou simplesmente o modelo de proporção de áreas, tem sido utilizado amplamente para a avaliação de disponibilidade hídrica em locais sem dados. No Brasil, o uso do modelo é sugerido pelo manual de Pequenas Centrais Hidrelétricas (Eletrobrás, 1985) para determinação das disponibilidades hídricas nas seções dos estudos de aproveitamento hidrelétrico, com a recomendação de alguns cuidados na sua aplicação, como a indicação de estabelecer um limite de utilização em bacias que possuam a razão maior ou igual de 1/3 entre as áreas de drenagem da menor e a maior. Mesmo sem justificar, diversos autores utilizaram a técnica para vários objetivos. Ribeiro (2000) utilizou a

técnica para transferir dados de vazão para seções de interesse a um sistema de outorga. Scartazzini e Livi (1999) também fizeram uso dessa, técnica juntamente com a do estudo de regionalização de Tucci (1991), para definir vazões em seções de interesse ao conhecimento de potencial hidroenergético no alto rio Pelotas. A proporcionalidade de áreas também foi utilizada por Ramalho et al. (1997), que utilizaram a vazão de estiagem para 30 dias de duração e cinco anos de recorrência por unidade de área, para alimentar um modelo de simulações da qualidade de água QUAL2E. Cunha (1997), para estudos de impacto ambiental em uma bacia, transferiu dados de bacias vizinhas para as seções de interesse.

Em outros países, a técnica encontra ampla aplicação e respaldo por parte de entidades experientes, como é o caso, por exemplo, do Estado do Texas/EUA, onde o método de proporção de áreas é utilizado para calcular as vazões naturais reconstituídas no projeto de modelagem e disponibilidade hídrica (Sokulsky et al, 1998). Um segundo exemplo pode ser citado na região da Catalunya (Espanha), em que o cálculo da disponibilidade hídrica em locais sem dados é feito utilizando-se proporção de áreas (Catalunya, 2001). Muitos outros exemplos podem ser constatados, dentre os quais, tem-se o United States Geological Service (USGS), a agência técnico-científica de recursos naturais dos Estados Unidos, que recomenda o uso da técnica no seu país, com base em uma revisão e avaliação relativas ao uso da mesma (Ries e Friesz, 2000).

No relatório elaborado pela USGS sobre métodos para estimar estatísticas de vazões mínimas para rios em Massachusetts (Ries e Friesz, 2000), são citados trabalhos de diversos pesquisadores, que se preocupam em prover indicações de qual a maior diferença existente entre as áreas de drenagem que pode ser aceita para uso da técnica de proporção de áreas, antes de preferir usar equações de regressão. As recomendações variaram entre 0,5 a 1,5 vezes a área de drenagem da estação índice, quando utilizadas para picos de cheia e variações entre 0,85 a 1,15 área de drenagem quando para vazões mínimas. O relatório ressalta, porém, que nenhum dos trabalhos apresentaram base científica para o uso destas indicações.

Com a finalidade de reduzir as incertezas da faixa de aplicação da razão das áreas para aplicação do método de proporção de áreas, a USGS realizou um experimento em Massachusetts e concluiu que, para a realidade daquele Estado, testes estatísticos indicam que a técnica de proporção de áreas apresenta razoável performance, quando comparada com a técnica de regressão, quando os intervalos para razão entre áreas varia de 0,3 a 1,5. Mesmo assim, recomendações são feitas para usuários da técnica, principalmente quando é necessário conhecer as estimativas de erros nas estimativas das vazões, sendo que, neste caso, pode ser útil recorrer às equações de regressão para obter as estimativas de erro.

Constata-se, a partir da leitura dessas aplicações que, embora muito utilizados, os resultados do modelo de proporção de áreas não têm sido suficientemente avaliados.

Outra técnica possível e com menor frequência de utilização é o método de proporção de vazões. O método baseia-se no estudo da curva de depleção do escoamento na própria seção de interesse (principalmente vazões medianas e mínimas, quando o escoamento preponderante é o de base), pois ela representa a integração de todos os processos hidrogeológicos até a contribuição na seção. Essa caracterização pode ser relacionada com outras seções, se medidas de ocorrência forem simultâneas e representarem uma mesma ocorrência meteorológica (Riggs, 1972). A vazão, então, pode ser correlacionada com o outro posto naquele momento, obtendo-se um coeficiente de proporção de vazões em período de estiagem, a ser utilizado para transpor vazões entre bacias. A partir da curva de duração do posto com dados e a correlação obtida, é possível, então, estabelecer-se uma estimativa da vazão de várias durações. Esse método de transposição de vazões por proporção de vazões, segundo preconizado por Riggs (1972), pode ser utilizado desde a articulação do processo de estimativa de vazões de interesse até a avaliação de disponibilidades hídricas para outorga.

2.4.2 Regionalização Hidrológica

A regionalização hidrológica “consiste num conjunto de ferramentas que exploram ao máximo as informações existentes, visando à estimativa das variáveis, funções ou parâmetros hidrológicos em regiões com limitados dados” (Tucci, 1993). Basicamente, são definidas *regiões hidrológicamente homogêneas*, que são regiões onde a variável regionalizada possui tendências hidrológicas semelhantes. Identificada a semelhança, a partir de relações extraídas de dados reais medidos em bacias da região de estudo, a mesma é sintetizada em funções, que podem ser equações de regressão e/ou curvas de probabilidade obtidas a partir de ajustes de distribuições estatísticas a variáveis, parâmetros ou funções hidrológicas, combinadas com a regressão destes próprios ou de parâmetros de suas distribuições estatísticas com características físicas das bacias (área contribuinte, extensão do rio principal, declividades diversas e densidade de drenagem, normalmente) e hidrometeorológicas (pluviometria anual, geralmente). Regiões homogêneas são estabelecidas pelo agrupamento espacial de distribuições estatísticas semelhantes (Nerc, 1975 ; Eletrobrás, 1985).

A regionalização hidrológica pode contemplar diversas variáveis ou funções, por exemplo, vazões máximas, médias e mínimas, como funções do período de retorno e curvas de permanência e regularização de vazões. Evidentemente, a precisão da regionalização hidrológica é dada pelos limites quantitativos das informações utilizadas. Por exemplo, não é

recomendado o uso de regionalizações para bacias com áreas muito inferiores às menores áreas das bacias instrumentadas que forneceram dados para a regionalização.

No caso dos estudos do Rio Grande do Sul, por exemplo, o uso para bacias menores que 300 km² está cercado de um valor de incerteza extremamente elevado, pois se desconhece o comportamento por falta de dados suficientes (Tucci, 1991).

A extrapolação do uso de equações de regiões homogêneas para regiões que não contribuíram com dados para a construção das funções de regionais pode limitar o uso dos estudos de regionalização. Assim, dispor-se de rede de monitoramento de pequenas bacias é de extrema valia hidrológica, pois pode permitir avaliar o grau de confiabilidade da extrapolação e a validação de estudos de regionalização hidrológica para toda a região onde é desenvolvido, inclusive para as cabeceiras das bacias.

Há uma consideração importante sobre a variável a ser regionalizada. No processo de outorga, justamente as vazões mais necessárias de serem estimadas são aquelas que variam das medianas às mínimas, em função da permanência mais elevada. Por consequência, há menor risco de falha. Essas vazões são preponderantemente oriundas do escoamento subterrâneo, que, por sua vez, podem ser difíceis de serem caracterizadas regionalmente devido à grande variabilidade de estruturas geológicas, como dobramentos, forma, direção e tamanho de falhas e fraturas, tipo de solo, número de aquíferos hidráulicamente interligados ao rio, dependentes também das transferências subterrâneas entre bacia.

Equações regionais, largamente utilizadas nos EUA, são o procedimento recomendado para avaliar vazões de cheias em locais sem dados, sendo preponderante ao uso de modelos determinísticos. Infelizmente, para vazões mínimas, o procedimento tem tido sucesso limitado (Voguel e Kroll, 1992).

Na aplicação de um método regional, deve ser levada em consideração a validade da série hidrológica, tomando-se cuidados em identificar as características de estacionariedade, tendenciosidades e heterogeneidades, conforme exposto no item 2.1. Essas observações devem ser consideradas quando da utilização da série. Muitas vezes, ações antrópicas, como retiradas para irrigação ou indústria, ou transposição de vazões de uma bacia para outra, tornam a série não estacionária, o que prejudica a utilização de equações de regressão. É preciso lembrar também que série de vazões regularizadas, que tem alterada sua distribuição temporal, quando utilizada junto com série de vazões naturais, para a determinação de equações de regressão, forma um conjunto de dados não homogêneos e causadores de distorções nos resultados.

Segundo Tucci (1991), na regionalização da curva de permanência, podem ser adotados dois procedimentos. O primeiro ajusta uma função matemática, obrigando, assim, a curva a passar por vazões com permanências pré-definidas, sendo, por isso, conhecido como modelo *interpolativo*. Neste modelo, a regionalização é feita a partir da regressão destas vazões especiais com características físicas da bacia. O outro é baseado na *parametrização* da curva e pressupõe o ajuste de uma função matemática à totalidade da curva de permanência. Este modelo permite uma sintetização maior das informações, facilitando a regionalização, que é feita pela regressão entre os parâmetros da função matemática e as características fisiográficas e climatológicas da bacia.

Os modelos de regionalização, baseados na parametrização da curva de permanência, tendem a criar tendenciosidades nos extremos, provocando erros nas estimativas do ramo inferior da curva (Tucci, 1993). Ao contrário, os modelos interpolativos, em função do próprio método que estima ponto a ponto a vazão no trecho de interesse da curva, obrigando a passar pelas vazões especiais, tendem a minimizar esses erros, embora tornem difícil a regionalização da distribuição empírica devido à modificação de sua forma com as características das bacias.

Embora o uso da regionalização facilite a obtenção da disponibilidade hídrica em ambiente computacional para outorga, devido à rapidez e automação que permite, existem restrições ao seu uso incondicional. Sugai et al. (1998), preocupados com a qualidade dos dados existentes para outorga com o uso da regionalização, compararam estimativas obtidas por regionalização com aquelas obtidas usando somente dados locais em bacias paranaenses. Os resultados mostraram diferenças significativas entre os valores regionais e locais, na ordem de 3% a 75% de diferença para as vazões de 95% de permanência e diferenças entre 6% e 95% para as vazões com 99% de permanência. Assim, concluíram, que as estimativas de estiagem através da regionalização contêm uma série de incertezas e que o erro de estimativa com os modelos atualmente disponíveis é relativamente grande. Os autores salientam que maiores cuidados devem ser tomados em rios de pequeno porte, pois, geralmente, não possuem nenhum monitoramento; além disso, suas áreas de drenagem não estão dentro da faixa de valores utilizados no estudo de regionalização. Ainda, ressaltam que as estimativas regionais podem mascarar particularidades locais e que a "*decisão sobre o emprego de séries locais ou regionais em um local em particular depende muito da experiência pessoal do hidrólogo e de seu conhecimento das características das estações fluviométricas envolvidas*". Como forma de redução das incertezas, Sugai et al. (1998)

recomendam novas pesquisas em técnicas de regionalização e maior disponibilidade de dados de campo, principalmente de medições diretas de vazão para a condição de estiagem.

Uma grande restrição para a aplicação do método de regionalização é quando as séries de vazões, utilizadas para a construção das equações regionais, estiverem impactadas por ações antrópicas do tipo derivação consuntiva e/ou obras de regularização. Essas atividades provocam descontinuidades no escoamento natural, prejudicando ou descaracterizando as equações regionais ou as regiões homogêneas em bacias intensamente afetadas por essas singularidades. Nessa situação, os estudos de regionalização têm aplicabilidade reduzida, ficando estas vinculadas a estudos de inventário global da bacia, não sendo adequada a utilização para avaliações singulares, como a que ocorre para a instrução de um processo de outorga de uso dos recursos hídricos.

Apesar das dificuldades e incertezas inerentes ao método da regionalização no Brasil, principalmente em decorrência da legislação atual, que induz à estruturação dos sistemas de outorga estaduais e federal, estudos de regionalização hidrológica estão sendo utilizados para definição das disponibilidades hídricas para uso dos recursos hídricos. Em São Paulo, a Regionalização Hidrológica é utilizada pelo DAEE (Departamento de Águas e Energia Elétrica) desde 1988, na análise de processos de outorgas de direito de uso de recursos hídricos e ante projetos de pequenas barragens (Lobo et al., 1999). A metodologia foi publicada por Liazi et al (1988) na Revista Águas e Energia Elétrica (atualmente, encontra-se disponível também na internet, no site <http://www.sigrh.sp.gov.br>). Outro exemplo, no Brasil, é o trabalho desenvolvido em Minas Gerais, com a montagem de um sistema que utiliza um SIG (sistema de informações geográficas) combinado com estudos de regionalização de vazões (Froes et al., 1997; Euclides et al., 1999). Nesse sistema, após conhecer a seção de estudo, o SIG calcula a área de drenagem da seção e aplica uma equação regional, fornecendo, como resposta, a disponibilidade hídrica da seção. Semelhante a esses sistemas, pode-se citar um sistema desenvolvido para o estado do Paraná (Muller et al., 1999) e (WAM) Project (TNRCC, 1997).

Restrições ao uso dos estudos de regionalização para outorga foram feitas pela equipe do USGS (Ries et al., 2000), que desenvolveu o STREAMSTATS, um sistema que conjuga geoprocessamento e regionalização aplicável ao estado de Massachusetts/EUA, que pode ser acessado pela internet. Eles alertam aos usuários do sistema que (i) havendo atividades humanas como barragens de regularização e derivações temporais variáveis, em magnitude e ou em duração, as estimativas pelas equações regionais devem ser ajustadas pelo usuário, considerando aquelas atividades; (ii) as análises de vazões mínimas podem também ser

processadas para as seções das estações de monitoramento localizadas em rios que são afetados pelas atividades humanas para obtenção de estimativas da vazão natural, mas que as diferenças que existem entre os valores estimados e os valores obtidos pela análise dos dados locais referem-se aos efeitos das atividades humanas na seção do rio devido à existência de erros associados com ambas as estimativas.

2.4.3 Estimativas de Vazões por Amostragens

O uso de informações de vazões históricas ou mesmo de amostragens específicas, em períodos de estiagem (com ausência de escoamento superficial), pode conferir uma maior confiabilidade nos resultados de técnicas de estimativa de vazões mínimas ou de suas características estatísticas. Alguns autores desenvolveram métodos que aproveitam as informações contidas nas pequenas amostragens de vazões durante as estiagens, para caracterizar o decaimento das vazões, baseando-se no princípio de que o deplecionamento fluvial é característica importante da bacia após cessada a precipitação

A taxa de deplecionamento das vazões na ausência de recarga, caracterizada pelo coeficiente de depleção k_b , foi um dos primeiros campos de investigação de Hidrologia, desde o início do século XX, cuja análise encontra aplicação não só nos estudos das vazões mínimas como também na separação do escoamento de base do escoamento superficial e na avaliação de perdas de evapotranspiração (Nathan e McMahon, 1990). Três exemplos do uso da curva de depleção são citados a seguir.

O primeiro exemplo de aproveitamento das características da curva de depleção por pequenas amostras é a aplicação do método de proporção de vazões proposta por Riggs (1972), conforme descrito no item 2.4.1.

Como um segundo exemplo, pode-se citar a proposta de Voguel e Kroll (1992), que propuseram a utilização de pequenas amostras locais para sintetizar vazões de diferentes durações vinculadas a períodos de retorno, o que chamaram de modelo regional fisicamente baseado, como forma de reduzir as limitações de vazões mínimas. Os autores regionalizaram os índices de vazões mínimas e suas freqüências de ocorrência, utilizando equações de regressão que contêm, como uma das variáveis independentes, o coeficiente de depleção do escoamento de base, o qual pode ser obtido através de métodos automáticos a partir de amostras locais (Nathan e McMahon, 1990).

Como terceiro exemplo, pode-se citar o de Silveira (1997), que propôs um método para avaliação da disponibilidade hídrica vinculando poucas medições de vazões a um modelo chuva-vazão. O modelo, que foi verificado com dados de pequenas bacias experimentais,

simula o processo chuva-vazão, reproduzindo cronologicamente as vazões com base nos dados de precipitação. Esta é a informação que outros métodos não fornecem. A partir dela, é possível efetuar os estudos hidrológicos e estatísticos adaptados à estratégia da outorga que depende de características sazonais das vazões. O ajuste do modelo é feito procurando melhor focar o comportamento da bacia na estiagem, notadamente na simulação dos períodos de depleção (estiagem com esvaziamento dos aquíferos freáticos). A depleção de uma bacia é um retrato do seu comportamento e, em pequenas bacias, esse processo é mais marcante. Em resumo, a metodologia consiste em duas etapas básicas:

- Amostragem de vazões , isto é, a realização de algumas medições de vazão em campo (no mínimo três), em período de descarga do aquífero. Essas medições podem ser dispensáveis se houver dados ou parâmetros hidrológicos existentes para a região.
- Simulação de série de vazões que envolvem as seguintes etapas: (a) o ajuste de um modelo simplificado de balanço hídrico; (b) a síntese de vazões diárias através da simulação chuva-vazão, a partir do histórico de precipitações e evapotranspirações regionais; (c) determinação de vazões características e funções hidrológicas necessárias.

A robustez do método proposto por Silveira (1997) reside na vinculação das estimativas de vazões em locais sem séries contínuas de dados de vazão que, a partir de análise de incertezas do método realizadas por Silveira, possui um erro de estimativas das vazões de permanências altas, em torno de 20%.

Também o uso de séries parciais constitui-se em alternativa de aproveitamento de informações locais para estimar disponibilidades. As séries parciais são obtidas tomando-se todos os valores abaixo de um determinado patamar, obtendo-se mais valores na série para a inferência da distribuição de probabilidade. Dessa forma, se algumas medições forem feitas em períodos de vazões mínimas cuidadosamente selecionados, pode-se, com base nesta série, estabelecer a distribuição de probabilidades. Riggs (1972) afirma que o monitoramento clássico e contínuo não oferece vantagens significativas sobre a técnica das séries parciais (entenda-se para vazões mínimas). Recentemente, Durrans (1996) estudou e apresentou uma técnica condicional aplicável para análise de vazões mínimas quando os dados são formados somente por vazões observadas abaixo de um determinado valor (séries parciais).

Uma outra alternativa de uso das poucas informações locais é utilizar uma regressão linear da série curta com outra longa, obtida em outro local que contenha as mesmas características de bacia e clima. Riggs (1990) recomenda que o coeficiente de correlação,

nesses casos, deve ser maior que 0,8. De outra maneira, a precisão poderá ser menor do que simples extrapolação de uma curva obtida com a série curta.

Na mesma linha de Riggs (1990), Studley (2000) recomenda o uso de uma técnica proposta por Furness (1959) apud Studley (2000) e Searcy (1959) apud Studley (2000), para melhorar a estimativa do ramo inferior da curva de permanência obtida por modelos regionais em locais sem dados. A técnica consiste em utilizar pequenas amostras de vazões medidas em locais sem dados que contenham simultaneidade com vazões de uma estação fluviométrica de monitoramento sistemático, que esteja próxima, possuindo, conseqüentemente, curva de permanência. As vazões amostradas são correlacionadas com as vazões concomitantes do posto com dados, adotando-se, assim, como permanência para a vazão local, a mesma permanência da vazão do local com dados. Studley (2000) testou a técnica e comprovou que o uso das informações locais melhora sobremaneira a estimativa da curva de duração através de modelos regionais. Ries e Friesz (2000) aplicaram a técnica para determinar estatísticas do escoamento (índices de vazões mínimas) para as estações de uma rede de monitoramento composta de 148 estações de medição parciais de vazões mínimas, a partir de correlações de medidas simultâneas com outras 50 estações de monitoramento contínuo.

Uma possibilidade, que será explorada nesta tese, é o uso de pequenas amostras na seção de interesse para ajustar os parâmetros de transferência de vazões por método interpolativo.

2.4.4 Modelos hidrológicos

Os modelos hidrológicos podem ser utilizados para a obtenção de vazões em locais carentes de dados e também potencializar o emprego das técnicas apresentadas: extensão de séries para regionalização de funções hidrológicas (Obregon et. al, 1999), como parte no método de estimativa de vazões por pequenas amostragens (Silveira, 1997) e também extensão de vazões por métodos interpolativos, quando utiliza dados estendidos de um local com poucas vazões para interpolar para outro sem dados.

Os modelos chuva-vazão realizam, basicamente, um balanço hídrico em que a entrada é a chuva e a evapotranspiração, e as saídas são expressas pelas vazões e as estimativas da evapotranspiração exercida ou real. As possibilidades para esse balanço são inúmeras. Os dados de entrada devem ter uma série suficientemente longa para permitir a extensão da série de vazões no local de interesse (Tucci, 1998).

Pode-se ajustar um modelo chuva-vazão em uma seção fluviométrica, objetivando maior precisão no ajuste para vazões médias e mínimas, já que estas são as mais importantes

para o gerenciamento. Os parâmetros ajustados para esta seção poderão ser relacionados com as características da bacia, para, a partir da caracterização da bacia do local sem dados, efetuar a transferência de parâmetros para o uso do modelo.

As limitações ao uso de modelos chuva-vazão para bacias com dados de vazão escassos ou mesmo sem dados, podem ser relativas a: disponibilidade de dados de chuva representativos da região (incerteza espacial) e clima (incerteza temporal); representatividade da estimativa da evapotranspiração; incerteza de conexão de aquíferos ao rio, nas caracterizações do tipo de solo e na definição da curva chave (dos dados de ajuste, quando existirem); simplificações do processo assumidas na elaboração do modelo, isto é, na capacidade que o modelo tem de captar as principais informações referentes ao processo e incerteza na transferência de parâmetros do modelo, função que pode ser não linear, desconhecida e complexa.

A consideração das derivações e despejos devido à ação antrópica pode ser feita nos modelos simplificados chuva-vazão ou vazão-vazão através de parâmetros, ou de séries de variáveis que contenham essas informações e que entrem nas equações de balanço. É o caso da consideração dos dois períodos distintos pela atividade antrópica, *o período com irrigação e período sem irrigação*, através da pesquisa de um parâmetro que possa considerar a “fuga” de água para a irrigação (uso consuntivo de maior impacto e descontínuo no tempo).

2.5 Critérios de Outorga

A outorga de uso da água é um instrumento básico na gestão de recursos hídricos. Seja qual for a forma utilizada para a outorga de direitos de uso (permissões, licenças ou outra forma legal de fornecer capacidades de utilização da água), ela se fundamenta em bases técnicas, legais, econômicas e sociais. Os sistemas de outorga têm uma importância relevante, com ou sem mercados de água, dado que se constituem na fonte de informação e registro das transações de água, independente do mecanismo que tal transação se executa (CEPAL, 1994). A informação dos volumes utilizados e de seu regime de uso é fundamental para o conhecimento da disponibilidade hídrica, pois os usos afetam as séries hidrológicas.

Tendo em vista que as outorgas são vinculadas aos sistemas vigentes de direito e econômicos de cada região, e que devem considerar os aspectos ambientais, inicialmente discorre-se brevemente sobre aspectos relativos à propriedade e ao direito de uso das águas; a seguir, sobre preservação ambiental e sobre sustentabilidade dos recursos hídricos. Nos itens subsequentes, são abordados os diferentes sistemas de definição de critérios de outorga.

2.5.1 Sistemas de propriedade das águas

Há mais de três mil anos, existem registros relativos ao controle das águas exercidos por diversas civilizações: egípcia, hindu, babilônia, chinesa, grega, romana e muçulmana. Em Nipur (Babilônia), existiam coletores de esgoto desde 3750 A.C. (Azevedo Netto, 1957). Na Assíria, foi construído o primeiro sistema público de abastecimento de água que se tem notícias, o aqueduto de Jerman (Setti, 2000). Os chineses já conheciam o ciclo das águas 500 anos antes de Cristo, e os Indianos efetuavam diversas obras nos rios Amarelo e Indu para controle de enchentes e oferta d'água para irrigação (Rodrigues F^o., 2001), bem como faziam monitoramento de chuvas por ordem da dinastia Maurya (382-184 A.C.) (Murty, 1987; Gioda, 1999). Já os egípcios, que faziam do controle das inundações do rio Nilo a base de seu poder na região, desenvolveram o monitoramento dos níveis através de escalas colocadas no leito do rio, os “nilômetros” (Gioda, 1999). No século VIII A.C., na hoje região da Turquia, os habitantes inventaram os “quanats”, canais subterrâneos de transporte de água a grandes distâncias, geralmente oriunda de drenagem de aquíferos, os quais se difundiram rapidamente para Pérsia, Egito, Índia, Grécia, Magreb e também para as Ilhas Canárias, onde receberam o nome de galerias. A importância da água também se revela na antiga Roma, que ganhou o apelido de “cidade das águas” devido aos onze aquedutos que alimentavam a cidade no final do império Trajano (98 – 117 depois de Cristo) e disponibilizavam 1000 litros por dia por habitante (Gioda, 1999), com um total transportado de 992.200 m³/dia e para uma população que beirava 1.000.000 de pessoas (Tanner, 1987).

Os casos acima exemplificam a importância, desde a antiguidade, de exercer o controle das águas que, além de necessário, era símbolo de poder para povos que, particularmente em face da escassez da água, editaram normas regulando seu uso, principalmente para o agrícola. De todas as codificações, a que mais influência exerceu sobre a época moderna foi a romana, que reconhecia três classes de direitos sobre a água: o direito privado, o comum e o público (Hein, 2001). Segundo essa doutrina, o direito de uso era função do tipo de propriedade. Assim, o uso de águas privadas era possível de forma ilimitada, sujeito à comercialização; o uso das águas comuns era para qualquer pessoa, qualquer fim, sem limite ou permissão; e o uso das águas públicas estava sujeito ao controle do Estado (Hein, 2001).

Em parte da Europa, nos países que herdaram o direito romano, as águas correntes eram consideradas comuns, de modo que os rios de fluxo contínuo estavam fora do alcance de transações comerciais (Gioda, 1999). Durante o sistema feudal, o poder político e militar sempre estiveram limitados pelas comunidades rurais, para os quais a água era um bem comum e cuja incessante renovação impedia a apropriação senhorial. Já em 1566, o poder

real da França declarou como bens da coroa todos os rios navegáveis, salvo aqueles que se referiam a direitos privados anteriormente reconhecidos, para possibilitar o controle sobre os mesmos.

Os critérios de alocação de direito de uso das águas se desenvolveram diferentemente ao longo dos tempos, entre os países, tendo-se, na atualidade, dependendo do país, a possibilidade da coexistência de diferentes direitos de propriedade e respectivos usos das águas.

Por exemplo, na França, existem (i) águas particulares cujo direito de uso é total dentro da propriedade da terra; (ii) águas comuns, como em rios pequenos cujas margens pertencem aos ribeirinhos; (iii) águas públicas cujo uso depende de outorga pelo governo. Em outros países, apesar de serem declaradas públicas todas as águas, aquelas águas classificadas como de uso livre e que não influem na quantidade e qualidade do manancial, como os usos recreativos e pesca artesanal, não precisam de autorização. Constituem exemplos desse caso Japão e Hungria (Cunha et. al., 1980) e também Brasil (Brasil, 1997). Existe, ainda, o caso das águas serem públicas, mas o direito de uso ser privado, chamado de direito de água transferível, porém devendo respeitar direitos de terceiros, como é o exemplo do Chile (Schleyer e Rosegrant, 1996). No Zimbábue, os direitos de uso das águas públicas são comprados do governo, são perpétuos e estão vinculados à terra, não sendo comercializáveis (Kjeldsen et.al., 1999).

Em alguns países, sistemas diferentes foram desenvolvidos, como a doutrina do direito ribeirinho, que vigorou na Inglaterra e depois influenciou as regiões das colônias britânicas, onde, em geral, no século XIX, esse sistema veio a ser instituído (Cunha et. al., 1980). Nessa doutrina, os direitos de propriedade da água são alocados aos proprietários de terras adjacentes à água (Goldfarb, 1988; Bosh, 1991; Cox, 1995).

Nos Estados Unidos, inicialmente prevalecia o direito de propriedade ribeirinho ou ripário, que ainda hoje é vigente nos estados do leste. No oeste, em função do crescimento da demanda por terras, esse sistema foi ficando menos adequado, pois a quantidade de água adjacente às terras é limitada, forçando o uso de transbordes para levar a água até as propriedades de terra. Por exemplo, na Califórnia, necessitava-se de água para a mineração em sítios não lindeiros aos rios, e os direitos não previam a derivação de água para outros sítios não ribeirinhos. A evolução foi a doutrina da apropriação prévia, hoje prevalente nos estados do oeste norte-americano (Tietenberg, 2001; Wurbs, 1995; Wurbs et. al. e Walls, 1988). Essa doutrina concede o direito à primeira pessoa ou instituição que deriva água e a

coloca em um uso benéfico. Nos Estados Unidos, esse direito é privado e pode ser herdado, trocado ou vendido (Colorado, 2001).

Na Austrália, o sistema vigente prevê diferença entre alocações para organismos de suprimento (municipalidades, distritos de irrigação e comunidades rurais) e indivíduos. Para esses últimos, um dos meios de alocação é a oferta de leilões de quantidades de águas disponíveis (Simon e Anderson, 1990). Também no Chile, os leilões são utilizados para fornecer a outorga de direito de uso, quando dois ou mais solicitantes disputam a mesma água e esta não é suficiente para atender a toda demanda (Dourojeanni e Jouravlev, 1999; Lee e Jouravlev, 1998). No Peru, há uma proposta de lei que também prevê este tipo de leilão (Lee e Jouravlev, 1998).

2.5.2 Direito de uso das águas

Para o atendimento dos preceitos da Agenda 21 relativos ao uso sustentado dos recursos hídricos, os sistemas de gerenciamento de recursos hídricos devem prever a compatibilização entre demandas e oferta da água através de um rateio de cotas (direito de uso), a fim de que o uso global das águas implique no máximo de benefícios para a sociedade, não podendo resultar de mera agregação de pretensões, demandas e pleitos de usuários setoriais. A forma de alocação (critérios de prioridades) do direito de uso das águas está vinculada ao sistema de propriedade das águas e às necessidades para a preservação ambiental, sendo que as soluções para a compatibilização de usos são adaptadas a cada sistema jurídico vigente.

Uma demonstração da complexidade da interação entre outorga, ambiente e sistema legal está resumida na Declaração da Madeira sobre a Gestão Sustentável dos Recursos Hídricos adotada pelo Conselho Europeu do Direito do Ambiente (CEDE, 1999), a qual orienta a elaboração de legislação, para países que buscam ajustar seus sistemas jurídicos com relação aos novos paradigmas de sustentabilidade dos recursos hídricos:

“as normas jurídicas relativas à propriedade, à posse, aos usos de água e à sua comercialização, devem favorecer uma utilização razoável e equitativa do recurso e, em particular, evitar gastos desnecessários e a degradação da qualidade da água. Estas normas jurídicas devem também ter em conta as flutuações da quantidade e da qualidade da água. As quantidades de água colocadas à disposição dos utilizadores em período de seca devem ser limitadas, com o intuito de se manter sempre: - o abastecimento de água para as necessidades humanas essenciais; - a quantidade mínima de água necessária para proteger a diversidade biológica e os ecossistemas.”

Por exemplo, nos Estados Unidos, onde as doutrinas de propriedade orientam a forma de alocação da água disponível, os instrumentos de comercialização de direitos são utilizados

na busca do equilíbrio entre a demanda e oferta e a sustentabilidade dos recursos hídricos. Períodos de escassez, em regiões do oeste americano, onde prevalece a doutrina da apropriação prévia que rege o sistema de propriedade das águas, determinam que aquele que possui o direito mais antigo tem o direito de ter seu suprimento atendido primeiro. Ocorre que, na maioria dos estados americanos, somente após os anos 60 e 70, é que se intensificou o reconhecimento da necessidade da manutenção de fluxos livres nos cursos d'água, devido aos valores sociais, econômicos e ambientais intrínsecos dessas vazões (Landry,1998). Sendo assim, os direitos de manutenção de água no curso são recentes (juniors) frente a usuários que possuem direitos adquiridos anteriormente, principalmente em rios cujas águas, já na década de 60, encontravam-se totalmente apropriadas ou sobre-apropriadas. Segundo Landry (1998), 9 entre os 11 estados do oeste transferiram direitos de usos consuntivos através da comercialização para direitos de manutenção de fluxos nos rios, entre os anos de 1990 e 1997.

Por outro lado, em locais onde a doutrina ripária rege os direitos de uso e não estabelece prioridades de uso, a outorga vinculada à terra não combate a escassez. Os usuários que possuem menor demanda não têm incentivo a economizar, e a estiagem acarreta crescimento da concorrência de consumo desordenada entre os usuários, gerando conflitos que são resolvidos em instâncias jurídicas (Pires, 1996). Para atender a demanda de usuários não ribeirinhos e também a conservação ambiental, Bosch (1991) sugere alterações na legislação para permitir transferência de direitos ripários para outros usuários, através da livre comercialização, para atender a outros usos, bem como a manutenção ambiental.

Já no caso do Chile, assim como na Austrália, a estratégia utilizada para a equidade em caso de escassez e garantia do direito de uso da água é alocar proporções relativas à quantidade disponível no rio ou volume reservado. (Schleyer e Rosegrant, 1996; Pigram, 1998). No Zimbábue, embora sejam públicas as águas, é a doutrina de apropriação prévia dos direitos de uso que orienta os direitos de uso durante períodos de escassez (Kjeldsen et al, 1999).

Em países, onde as águas são públicas, e o Estado é o gerente do sistema, uma outra categoria de outorga de direito de uso permite o controle por parte do Estado sobre as captações e lançamentos de efluentes nos corpos de água. Nesse sistema, a outorga controlada constitui-se de um instrumento jurídico, através do qual o órgão, que possui a devida competência legal, concede ao administrado a possibilidade de usar privativamente a água (Granziera, 1993), mas não o direito de propriedade sobre as mesmas (Ribeiro, 2000). Dada sua atribuição exclusiva ao Poder Público, a outorga constitui ato administrativo (Hein, 2001). O controle é possível porque: (i) estabelece o registro do uso efetivo; (ii) está implícito no

procedimento, tendo como base as análises de balanço hídrico, o estabelecimento de prioridade entre os usos, de vazões máximas outorgáveis e do seu respectivo regime temporal, de vigência da outorga, permitindo, assim, evitar as conseqüências negativas advindas da inexistência de controle sobre o uso da água.

Esse é o sistema adotado pelo Brasil, em que a legislação especifica que o objetivo da outorga é, segundo artigo 11 da Lei 9.433 (Brasil, 1997), “*assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água e o efetivo exercício dos direitos de acesso à água*”. Ou seja, visa à compatibilização entre a totalidade das demandas em uma bacia hidrográfica (gestão da demanda) e os volumes de oferta de água finitos e aleatórios, de forma a garantir a sustentabilidade dos recursos hídricos.

A base legal, constituída do conjunto de dispositivos e normas legais, dá suporte ao controle do uso dos recursos hídricos, através de estabelecimento de critérios e condições de emissão da outorga, incluindo sanções e penalidades (Conejo, 1993). Dois tipos de controle são usualmente adotados: controle no uso e controle por objetivos. O primeiro estabelece restrições e padrões na captação ou lançamento do efluente, de caráter puntual, preestabelecidos: volumes e vazões, concentrações e vazões, usos especiais. O segundo estabelece restrições de caráter global, como metas de quantidade ou qualidade ambiental nos trechos de rios, zoneamentos de uso do solo, industrial, metas de desenvolvimento tecnológico como a melhor tecnologia aplicável ou melhor tecnologia disponível. A legislação brasileira prevê os dois tipos de controle (Brasil, 1997).

Os estudos de planejamento, conhecimento das ofertas de águas em cada seção distribuídas no tempo, as condições de autodepuração, demandas atuais e futuras, necessidades ecológicas, são condições básicas para o estabelecimento de critérios de repartição da água e elaboração das outorgas, dentro da ótica de sustentabilidade. Obviamente, esses estudos requerem um cadastro atualizado de usuários e de direitos de uso já autorizados e ainda não em uso. Com essas informações, a entidade administradora da água pode fixar metas e limites claros com relação ao uso (CEPAL, 1994).

Ribeiro (2000) faz uma distinção entre dois critérios para estabelecer os limites outorgáveis. No primeiro, baseado em uma vazão referencial, um valor de vazão em cada período sazonal do ano é estabelecido como limite superior de utilização da água. No segundo, utilização de vazão excedente, as demandas são classificadas por classes de prioridades, sendo que cada classe tem a demanda atendida após pleno atendimento da classe anterior.

Entre essas duas categorias de critérios, existe uma infinidade de possibilidades a serem exploradas, as quais não excluem o problema de estabelecer critérios para repartir as disponibilidades de água entre as demandas de mesmo patamar de prioridade. Além disso, a questão da preservação ambiental aloca a questão para sistemas com restrições de manutenção de vazões mínimas e de máximas. Esses critérios são abordados mais detalhadamente nos itens subsequentes deste capítulo.

2.5.3 Usos da água e influência na disponibilidade

Antes de abordar os critérios de outorga, é pertinente tecer alguns comentários a respeito dos tipos de uso das águas. Na literatura relativa à gestão de recursos hídricos, considera-se a divisão de usuários em consuntivos e não-consuntivos (Lanna, 1993b). Segundo essa divisão, os usos consuntivos são aqueles que derivam água, reduzindo a vazão ou volume na seção. É o caso dos abastecimentos urbanos e rurais, da dessedentação de animais, da irrigação e dos processos industriais.

Já os usos não-consuntivos referem-se àqueles usos cuja utilização não implica derivação ou redução de volume, ou, quando deriva, retorna a quase totalidade da água ao corpo hídrico, embora com possíveis alterações do padrão temporal da disponibilidade volumétrica bem como dos padrões de qualidade. Nesse caso, enquadram-se a geração energética, a piscicultura, a navegabilidade, a preservação ambiental e os usos inadequados como as diluições de poluentes. Esses usos, embora não derivem água do manancial, necessitam da manutenção de um padrão de variabilidade das vazões e de magnitude, de modo a garantir a conservação das condições ambientais.

Uma particularidade desse tipo de usuários (não-consuntivos) é que, como necessitam que a água esteja disponível na seção e seus usos não reduzem a quantidade, ao invés de reservar um volume ou vazão para cada um desses usuários, pode-se reservar o volume necessário para atender a maior demanda entre eles. E todos os demais usuários não-consuntivos poderão obter a outorga. Assim, enquanto a outorga para usuários consuntivos reserva um volume exclusivo para cada usuário, a outorga de uso não consuntivo reserva um volume único para todos os usuários outorgados.

Ainda com relação ao tipos de uso, as legislações dos diversos países estabelecem quais usos são permitidos e quais os que não são, sendo que a diluição de poluentes é o uso com maiores diferenças. Por exemplo, Israel proíbe a poluição (Cunha et. al., 1980), assim como a lei das águas dos Estados Unidos, estabelecida na “Clean Water Act”, que prevê a eliminação de lançamentos de poluição nos rios americanos e o encontro de níveis de qualidade adequados para os peixes e natação (EPA, 2001b).

A legislação brasileira permite a emissão de poluentes vinculada à emissão de outorga, com a finalidade de controle de impactos causados por eles, caracterizando efluências com cargas poluidoras como um uso qualitativo, uso este essencialmente não-consuntivo. Essa estratégia é também utilizada em países como França, Hungria, Holanda, Japão, Inglaterra, País de Gales, entre outros (Cunha et. al., 1980). Enquanto a legislação brasileira em nível nacional autoriza lançamento de poluição nos corpos d'água (Brasil, 1997), no Rio Grande do Sul, o Código Estadual do Meio Ambiente (Rio Grande do Sul, 2000) proíbe o lançamento "in natura" de resíduos de qualquer espécie, concedendo apenas a outorga para o lançamento de poluição remanescente em efluentes tratados.

Em função da forte inter-relação entre os aspectos quantitativos e qualitativos, a grande questão técnica é: que parcelas devem ser mantidas disponíveis para preservação ambiental? que vazões podem ser outorgadas? por que geralmente as vazões mínimas? Considerando-se que a disponibilidade hídrica está relacionada com uma vazão que se pode dispor associada a um "risco" de falha (função da variabilidade), ou de outra forma, a um "nível de garantia" de uso, a escolha da variável que representa a disponibilidade nos registros da outorga, constituiu-se também em um critério de outorga.

Diversos usos da água, tais como o industrial e o agrícola, por exemplo, têm, para cada valor de risco de falha no suprimento, valores prováveis de prejuízos na sua produção. O abastecimento doméstico requer o mínimo possível de falhas, pois é um abastecimento de primeira necessidade. Por outro lado, o uso para diluição de poluentes deve respeitar objetivos de máximos de concentração no corpo hídrico, e, por essa razão, as vazões mínimas utilizadas como referências para a emissão de permissões evitam lançamentos que possam deteriorar a qualidade da água em épocas de estiagem. Em geral, os critérios utilizados tendem a ser conservadores, para que os usuários tenham uma garantia elevada de suprimento ou de manutenção da qualidade.

A concepção do sistema de outorga tem sido bastante diversificada nos vários estados do Brasil, bem como no restante do mundo, em função de condições específicas regionais. A seguir, serão abordados, detalhadamente, diferentes aspectos relativos aos critérios de outorga.

2.5.4 Conservação ambiental

O contínuo crescimento populacional aliado à crescente necessidade de água para usos em diversos setores econômicos e sociais foram aos poucos aumentando a pressão sobre os recursos hídricos, com progressiva redução da qualidade da água e alterações nos regimes de fluxos de água, tanto pelas quantidades derivadas como pelas obras hidráulicas construídas

para atender as crescentes demandas. Tal situação levou a uma crescente preocupação com a sustentabilidade dos recursos hídricos. Enquanto as reservas foram superiores às demandas e às capacidades de autodepuração dos rios, a preocupação com a componente ambiental foi restrita a poucos grupos. Porém, à medida que os problemas foram agravando-se, a consciência foi aumentando, culminado hoje em ações e determinações legais que conduzem a estudos de definição de regulação dos usos, visando à conservação da integridade dos recursos hídricos e ecossistemas vinculados.

Registros legais, que se preocupassem em preservar um mínimo de águas nos próprios leitos e que permitissem a preservação ambiental, podem ser vistos já em 1929, no estado de Oregon (Estados Unidos), o qual previa uma reserva de água para proteger cenários do Colômbia River Georges (Lamb, 1995). Na Pennsylvania (Estados Unidos), o programa de alocação de águas superficiais iniciou em 1939 (Denslinger et al., 1998). No Brasil, também a preocupação com a preservação ambiental não é recente, pois o Código de Águas de 1934 (Brasil, 1934) estabelece que aproveitamentos energéticos devem resguardar a conservação e livre circulação de peixes. Também estabelece o controle da poluição (art. 112) e a previsão de indenizações por prejuízos por ela causados; os direitos de terceiros, de uso comunitário e de utilidade pública. Na Comunidade Européia, somente em 1988, foi manifestada a necessidade de uma legislação comunitária que aborde a qualidade ecológica. O conselho, na Resolução de 28 de junho de 1988, solicitava à Comissão a apresentação de propostas para melhorar a qualidade ambiental das águas superficiais comunitárias (CE, 2000).

Segundo Tharme (1996), o primeiro documento relativo a estudos de manutenção de vazões nos rios foi editado em 1940, para jusante de barragem Granby no rio Colorado, Estados Unidos. Em 1967, na Grã-Bretanha, em função da exigência da lei de 1963, que determinava o estabelecimento de uma vazão mínima aceitável para as necessidades de organismos aquáticos nos rios, foi realizado um estudo sobre as necessidades para diferentes espécies de peixes, migratórios e não migratórios (Lanna e Benetti, 2000).

A conceituação de vazões para conservação ambiental tem evoluído através do tempo. Até 1975, “vazões mínimas” era o termo mais comum utilizado para descrever as vazões necessárias para satisfazer os usos no próprio curso d’água (“instream uses”), como preservação de peixes e habitats, navegação, recreação, conservação da qualidade da água, entre outros usos (Lamb, 1995; Stalnaker et al, 1995). Sob essa perspectiva, o ecossistema aquático era visto como inteiramente restrito ao aspecto linear delimitado pelos leitos e margens do canal principal e pelas transferências longitudinais (Harris et al, 2000).

A partir dos anos 70, emergiram as teses segundo as quais, para a manutenção dos ambientes, era necessário considerar os regimes de flutuação natural dos rios; para isso recomendações foram desenvolvidas no sentido de “imitar” a natureza. Essas recomendações sugeriram especificar níveis de vazões para diferentes estações (Lamb, 1995), não apenas vazões mínimas, mas também vazões altas periódicas para remover o silt, sedimentos e outros materiais do leito (Milhous, 1998; Stalnaker et al., 1995).

Segundo Covich et al. (2001), a definição de integridade ecológica é importante para melhorar a compreensão da sustentabilidade dos recursos hídricos. Na concepção dos autores, o conceito de integridade ecológica se refere a um ecossistema no qual os elementos interconectados do habitat físico e os processos que os criam e os mantêm são capazes de dar suporte e sustentabilidade para toda biota adaptada para a região, sendo capaz de se auto-corrigir quando um distúrbio natural ocorre, sem suporte de manejo. Para Neiff (1994), existe um delicado ajuste entre a distribuição e abundância das populações animais e vegetais e a periodicidade hidrossedimentológica própria de cada curso de água, em cada ponto geográfico da bacia.

Portanto, o entendimento evoluiu para a conceituação de que a vazão de preservação ambiental é a vazão necessária para manter as funções dos ecossistemas que compõem o rio, nos seus leitos maiores e menores. Em outras palavras, é um valor (ou valores) que preserve *“as condições de pulso hidrológicos, transporte de sedimentos e nutrientes, sincronicidade com o ciclo de vida das espécies silvestres da fauna e da flora e a taxa de perturbações necessárias à renovação e funcionamento dos ecossistemas associados ao curso de água”* (Cruz, 2000).

Sob essa ótica, o hidro-sistema é caracterizado também pelos canais secundários, sedimentos ribeirinhos expostos, ilhas, zonas ripárias e bacias de inundação, bem como transferências laterais de energia, materiais e biotas, que são fundamentais para a sustentação destes sistemas (Harris et al., 2000). A integração das dinâmicas de rio versus planície de inundação está contemplada no moderno conceito de *pulso hidrológico* (*“food pulse”*), o qual promulga a visão de que os rios e respectivas planícies de inundação são vistos como um forte componente integrado de um sistema dinâmico, ligado por fortes interações entre processos hidrológicos e ecológicos (Tockner et al., 2000). Richter et al. (1996) apud Harris et al. (2000) concluíram, em suas pesquisas, que a biodiversidade natural e potencial da evolução dos ecossistemas aquáticos, ripários e úmidos, são sustentados inteiramente pela variação intra e inter anual das vazões. A significância ecológica desses padrões de vazões é, em grande parte, determinada pelas relações temporais das variações de temperatura.

Tharme (1996) revisou métodos internacionais para quantificação das vazões requeridas para conservação ecológica de rios, distinguindo três tipos de metodologias. O primeiro, *métodos hidrológicos*, baseia-se no uso das informações de vazões históricas para fixar um percentagem dos valores históricos, ou seja, vazões mínimas baseadas nas curvas de permanência ou curvas de frequências de vazões para diversas durações. O segundo e terceiro tipo de metodologia baseiam-se em relações entre habitat e vazões. O segundo tipo baseia-se em *padrões hidráulicos*, isto é, estabelece relações entre várias variáveis hidráulicas tais como perímetro molhado, máxima profundidade em função da vazão e fatores ambientais limitantes para determinados biota ribeirinha utilizados como padrão de monitoramento. O terceiro tipo, baseado em *padrões de habitats*, relaciona aspectos espaciais dos micro-habitats ao longo dos cursos d'água com as mudanças nas descargas.

Dentro desta categoria, mais próxima da ótica atual de conservação ambiental, Tharme (1996) classifica o método “Instream Flow Incremental Methodology – IFIM”, o qual constitui o estado da arte, mais utilizado ao redor do mundo. Na realidade, IFIM deveria ser nomeado como uma metodologia (Stalnaker et al., 1995), pois compreende um conjunto de procedimentos e modelos computacionais, incluindo o “Physical Habitat Simulation Model – PHABSIM II”, o qual analisa o padrão temporal das vazões para interpretar as informações do habitat físico de animais aquáticos, baseado na teoria de que o habitat físico é condição necessária, mas não suficiente, para a existência das espécies, sendo as interações entre espécies e entre estágios de vida influentes no estado do ecossistema (Milhous, 1999). Essa abordagem está embasada no cruzamento de informações referentes a disponibilidades de habitats para algumas espécies-alvo com um modelo hidrológico (Cruz, 2000), avaliando os efeitos de alterações *incrementais* nas vazões na estrutura dos canais, qualidade d'água, temperatura e disponibilidade de microhabitat adequado para espécies aquáticas alvo (Tharme, 1996). A hipótese é a de que as espécies-alvo refletem as condições necessárias para a manutenção do ecossistema. A aplicação da metodologia IFIM é realizada nas seguintes etapas: identificação do problema, planejamento do estudo, implementação do estudo, análise de alternativas e resolução do problema. O primeiro uso do IFIM, no Brasil, segundo Sarmiento e Pelissari (1999), está sendo desenvolvido no rio Timbuí, no estado do Espírito Santo.

Lanna e Benetti (2000) apresentam mais três categorias de métodos para determinar as necessidades ambientais: métodos que utilizam regressões múltiplas, métodos informais e métodos holísticos. Os primeiros correlacionam as variáveis ambientais com determinadas populações dos ecossistemas. Já os métodos informais são os que se baseiam em pesquisas de

opinião e os holísticos na negociação direta entre representantes de grupos com interesses conflitantes.

Os autores classificam como holísticos os métodos de construção de blocos (Building Block Methodology), desenvolvidos paralelamente na Austrália (Karim et al., 1995) e África do Sul (Huges, 2000). Consistem em um processo estruturado de workshops, no qual especialistas em peixes, invertebrados, vegetação ripária, geomorfologia, hidráulica e hidrologia, entre outros, definem “blocos de vazões”, que descrevem as modificações nas características mensais de modificação do regime de escoamento. Os componentes dos blocos mês a mês são vazões mínimas para anos secos, vazões mínimas para anos normais e eventos de vazões elevadas, que são necessárias para vários propósitos de manutenção dos canais. O método é implementado em cinco etapas: geração de dados, interpretação dos dados, projeto das vazões necessárias, planejamento de cenários e implementação (Huges, 2000).

A vazão de preservação ambiental, embora protegida pela legislação corrente, é precariamente definida no Brasil. Na realidade, valores fixos têm sido utilizados, conforme pode-se ver nos exemplos a seguir.

As Normas para Apresentação de Estudos e Projetos de Exploração de Recursos Hídricos para a Geração de Energia Elétrica, do extinto DNAEE – Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica, especificamente a Norma nº 2 de 1984– Norma para Aprovação de Projetos de Geração Hidrelétrica para Uso no Serviço Público e Exclusivo de Particulares, estipulam uma vazão residual no curso de água à jusante do barramento superior à 80% da vazão mínima média mensal, caracterizada com base na série histórica de vazões com extensão de, pelo menos, 10 anos (Mortari, 1997)

Para o caso de Pequenas Usinas Hidrelétricas, a Norma nº 4, Norma de Projetos de Geração de Pequenas Centrais Hidrelétricas, fixa que a vazão residual, a jusante do barramento, não poderá ser inferior à vazão mínima média mensal calculada com base nas observações anuais no local previsto para o barramento (Mortari, 1997).

Esses critérios não consideram as flutuações hidrológicas necessárias ao ecossistema, mas trabalham com o estabelecimento de limites de fluxo mínimo a ser mantido nos cursos d'água.

No Rio Grande do Sul, o Decreto 37.033 estabelece no Art. 5º que, ressalvada a competência da União, a Fundação Estadual de Proteção Ambiental do Rio Grande do Sul (FEPAM) definirá as quantidades mínimas de água necessárias para manutenção da vida nos ecossistemas aquáticos, para cada Bacia Hidrográfica, embora não indique como que isto

deve ser definido. Atualmente, o governo do Estado encomendou um estudo para definir critérios de definir as vazões de conservação ambiental (Lanna e Benetti, 2000).

O procedimento da legislação estadual do Rio Grande Sul é adequado, quando permite que os critérios, adotados para preservação da integridade dos recursos hídricos, evoluam com o tempo à medida que novos estudos e pesquisas ambientais forem construindo novos conhecimentos. Em vários outros estados brasileiros, a legislação das águas já traz embutida a vazão que deve ser utilizada para preservação ambiental de modo que modificações nos critérios de uso das águas e de preservação hídrica, em função de avanços na ciência, são de aplicabilidade mais difícil, pois dependem de alteração das normas legais. São exemplos os estados do Ceará, Rio Grande do Norte, Bahia (Cabral, 1997) e Minas Gerais (Schvartzman et al, 1999).

2.5.5 Vazões de referência

A vazão de referência é o estabelecimento de um valor de vazão que passa a representar o limite superior de utilização da água em um curso d'água (Ribeiro, 2000). A aplicação do critério de vazão de referência, segundo Harris et al. (2000) argumentam, constitui-se em procedimento adequado para a proteção dos rios, pois as alocações para derivações são geralmente feitas a partir de uma vazão de base de pequeno risco.

O critério da vazão referencial está presente nas leis de vários estados brasileiros. Os termos vazão outorgável e vazão residual são ambos citados e relacionados nas leis da águas estaduais e federal brasileiras, caracterizando uma situação de nomenclatura não homogênea, dependendo sua interpretação de cada peça legal. Muitas vezes, o termo de vazão residual aparece com o significado de vazão ecológica, como referência para conservação ambiental. Por isso, é importante prestar-se atenção aos textos das leis. No Brasil, cada Estado tem adotado critérios particulares pragmáticos para o estabelecimento das vazões de referência para outorga, sem, porém, apresentar justificativas da adoção desses valores.

Por exemplo, no estado do Ceará, o Decreto 23067/94 (Ceará, 1994), artigo 19, juntamente com artigo 35, estabelece a referência para outorga em 90% da vazão regularizada com garantia de 90%, isto é, somente pode ser outorgado 90% da $Q_{90\%}$ (Cabral, 1997; Studart et al., 1998), o que significa que, em tempos de estiagem, deve ser mantida um vazão no rio correspondente a 10% da vazão $Q_{90\%}$. Em bacias com reservatórios e açudes, a vazão de permanência natural se modifica, sendo preferível chamá-la de vazão de regularização. Essa definição também é utilizada nos estados do Rio Grande do Norte (Decreto 13.283, março/97) e da Bahia. Neste último, a Lei Nº 6.855/1995, no seu artigo 14 (Bahia, 1995), estabelece limites variáveis para a vazão de outorga entre 80% a 95% da vazão regularizada

com permanência de 90%, dependendo do manancial, significando a necessidade de manter um fluxo mínimo de 5 a 20% da $Q_{90\%}$ para manutenção ambiental.

Já os estados de Minas Gerais e Paraná utilizam a vazão $Q_{7,10}$ como referência no estabelecimento das vazões outorgáveis. O estado de Minas Gerais, extremamente conservador, estabelece a vazão outorgável em 30% da $Q_{7,10}$ (Schvartzman e al., 1999), conforme estabelecido na Portaria nº 010/98 do IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas, órgão estadual de gestão dos recursos hídricos, que fixa a vazão residual (a vazão que deve permanecer no rio) não inferior a 70% do $Q_{7,10}$. No Paraná, a vazão $Q_{7,10}$ é a referência utilizada pela JICA – *Japan International Cooperation Agency*, nos estudos de desenvolvimento do Plano Diretor de Recursos Hídricos do Paraná (Sugai e Müller, 1995), uma vez que os regulamentos determinam que o volume permissível de captação de água direta deve ser menor do que 50% do $Q_{7,10}$ (Sarmiento e Pelissari, 1999).

No Rio Grande do Sul, a lei 10.350 de dezembro de 1994 estabelece que a outorga de uso dos recursos hídricos está condicionada às prioridades de uso estabelecidas no Plano Estadual de Recursos Hídricos e nos Planos de Bacia Hidrográfica (Rio Grande do Sul, 1996). Isto significa que a vazão de referência poderá variar de uma bacia para outra, respeitando as particularidades de cada local.

Esse procedimento é razoável e aplicado na maioria das leis de outros países. Em geral, a legislação vincula aos planos de bacia a definição de disponibilidade, como é o caso dos estados mexicanos (México, 1992), italianos (Itália, 1994), espanhóis (Espanha, 2001), entre outros.

Na Espanha, o Libro Blanco Del Agua em España (Espanha, 1998), documento síntese de um diagnóstico em nível nacional da situação das águas espanholas define como recurso potencial a parcela dos recursos naturais que, verdadeiramente, constitui-se um potencial de oferta, e estabelece que, se não existissem obras de regularização, somente uma parcela menor que 10% dos recursos em regime natural na Espanha poderiam ser aproveitados. Com as obras, essa parcela sobe para 40% dos recursos naturais. O Libro Blanco sugere a reserva cautelar de 20% dos recursos naturais como reserva ambiental e reserva para cubrir possíveis incertezas nas estimativas dos recursos.

O plano hidrológico para bacia Del Guadiana, Espanha (Guadiana, 199-) especifica, além dos tipos de usos e ordem de prioridade para atendimento, vazões mínimas para reserva ecológica e dotações máximas para uso, estabelecendo a necessidade de vincular essas dotações a determinadas garantias de suprimento. Já na bacia de Guadalquivir, (Garcia, 199-), o plano hidrológico estabelece que, para zonas irrigáveis estatais, os déficits não poderão ser

superiores a 20-40% da demanda outorgada, ou que, em dois anos consecutivos, a soma do déficit não seja superior a 30-60% da demanda anual, ou ainda que não seja superior a 40-80% da demanda anual em 10 anos.

2.5.6 Vazão de outorga escalonada (racionada)

Ainda que existam muitas formas de estabelecer a distribuição da água disponível, as principais alternativas são o estabelecimento de normas proporcionais e de prioridades (Lee e Jouravlev, 1998).

Na modalidade proporcional, cujos exemplos podem ser verificados na Austrália e no Chile (Pigran, 1998; Lee e Jouravlev, 1998), os direitos de água se definem em função de uma fração da vazão disponível no curso da água ou do volume de água disponível em um reservatório. No Chile, para os direitos permanentes, são alocados até a vazão média do rio. Para os direitos eventuais, a vazão suplementar pode ser alocada desde que todos os usos permanentes sejam satisfeitos. Geralmente, esse direito se limita aos meses de inverno e primavera, quando as vazões são maiores e a demanda agrícola é baixa, e são úteis para derivar e armazenar para uso nas estações de irrigação. (Lee e Jouravlev, 1998).

Lanna (1998), em sua intervenção em um debate sobre regulamentação da Lei Federal 9433 via Internet, argumenta que, caso a vazão de referência seja, por exemplo, a vazão de permanência de 95% sugerida por Kelman(1997), isso significa que estaria disponível no rio um valor de vazão maior ou igual à vazão de referência adotada, em 95 % do tempo. Nesse caso, tendo sido outorgado somente o valor de $Q_{95\%}$, a água excedente não poderá ser utilizada e, então, poder-se-ia dizer que existe um excedente de água potencialmente utilizável. Essa argumentação conduz à idéia de que o conjunto das outorgas pode não ser limitado a um valor de estiagem, pois essa referência restringe o uso da água excedente (além da vazão outorgada) em épocas úmidas. Por outro lado, o aumento da outorga pode aumentar o período das condições ambientais desfavoráveis.

Pode-se estabelecer critérios diferentes, baseados na disponibilidade efetiva, com o objetivo de maximizar o uso da água, considerando todos os seus diferentes aspectos, tanto econômicos, sociais, ambientais e políticos.

Na definição dos critérios a serem adotados, pode-se considerar a possibilidade de outorga de vazões maiores que devem estar associadas a maiores riscos de racionamento. Por exemplo, vazões outorgadas com base na vazão $Q_{50\%}$, devem possuir freqüências de racionamento maior do que a de $Q_{95\%}$. À medida que o nível do rio baixa, ou a vazão baixa, as outorgas concedidas a partir de $Q_{60\%}$, devem ser racionadas primeiro com relação às de

maior permanência sucessivamente até o limite da vazão de preservação ambiental (Q_{amb}) somada à vazão de abastecimento populacional (Q_{abas}).

Nesse sentido, algumas propostas já têm sido feitas. No estudo sobre a bacia do rio Santa Maria, no Rio Grande do Sul (Silveira et al., 1993), foi proposto um sistema de outorga quantitativa, baseado nas vazões da curva de permanência, onde o usuário assume o risco, da quantidade que quer retirar do rio. O usuário recebe a outorga com garantia de 95%, por exemplo, mas pode retirar uma vazão maior, caso o ano seja úmido. Porém, se o ano representar um período de estiagem, então ele é obrigado a reduzir as retiradas, porém devendo, inclusive, entrar em racionamento para garantir uma vazão mínima correndo livre que, naquele estudo, foi convencionada como sendo a vazão $Q_{7,10}$. Esse sistema possui o risco de não garantir a preservação dos pulsos hidrológicos e das vazões de cheias necessárias à conservação ambiental, pois não prevê controle das retiradas por parte dos usuários quando em períodos de não-estiagem.

Pereira (1996), utilizando técnicas de otimização, propôs o estabelecimento de níveis de prioridades relativas, nos quais os usos menos prioritários deverão ser cessados sempre que um de maior prioridade tiver falhas no suprimento. Silva e Lanna (1997), em um estudo de critérios de outorga dos direitos de uso de água na bacia do rio Branco (afluente do Rio Grande - Bahia), estabeleceram reservas de vazão para as demandas de maior prioridade para o abastecimento humano e para a vazão de conservação ambiental, em termos percentuais da $Q_{7,10}$. Somente com a vazão restante é que foram realizados os estudos da capacidade de outorga para irrigação. Lanna et al. (1997) fizeram um estudo comparativo entre dois critérios norteadores do procedimento de outorga: um baseado no estabelecimento de uma vazão única de referência e outro baseado no binômio vazão excedente x garantia de suprimento, ou seja, a outorga para vazões maiores com riscos crescentes de racionamento. Após simulação dos impactos econômicos de cada critério, concluíram que o uso do critério de vazão única só se justifica pela simplicidade, sendo a alternativa da vazão excedente muito mais eficiente economicamente. Paiva et al. (1999b) sugerem adotar, para a Bacia do São Francisco, alocação de água com níveis de garantias distintas para diferentes tipos de usuários: para médios e grandes projetos estudar níveis distintos de garantia na outorga, por exemplo, 50% da demanda solicitada teria garantia de 95% e o restante com garantias menores.

Ou seja, pode-se considerar diferentes cenários de disponibilidade hídrica, com vazões de magnitude diferentes e definição de racionamento escalonado em função das outorgas concedidas, iniciando das vazões maiores para as menores. Nesse caso, os usuários que utilizam vazões de menor garantia devem estabelecer escalonamento de uso, previsíveis e

compatíveis com o risco assumido (garantia de 50 %, ou de 60% do tempo com suprimento), para que não sejam surpreendidos com as perdas “previsíveis” devido aos riscos assumidos. Explicando, suponha que a vazão 100 seja a vazão $Q_{95\%}$ e a vazão 300 seja a vazão $Q_{90\%}$. Se considerar-se outorga plena da disponibilidade $Q_{95\%}$, o risco de não-atendimento seria de 5%, que deve estar considerado no planejamento de uso da água. Em um regime de escalonamento, poderia ser outorgado com garantia 95% (ou risco de 5%) a vazão de 100. Mas pode ser de interesse utilizar uma vazão com risco maior. Então, pode-se outorgar 200 com risco 10%, que é a diferença entre as vazões $Q_{90\%}$ e $Q_{95\%}$. Ou seja, quando se sabe que a vazão outorgada só será disponível, por exemplo, 70% do tempo, o planejamento de uso da água será somente para os 70% dos dias de um ano. Um exemplo disso poderia ser a outorga baseada em $Q_{70\%}$, utilizável somente quando as vazões do rio estiverem acima de determinado patamar. O outorgado poderia então, durante os 70% do tempo, retirar a água e armazenar em um reservatório para administrar o seu uso nas épocas em que não pode derivar. Nesse caso, o risco assumido seria o risco de não enchimento do reservatório temporário.

As conseqüências benéficas, do ponto de vista econômico, da adoção de um sistema baseado não em vazões de referências fixas, mas em vários valores de vazão associados a diferentes riscos de suprimento, são relativas à maximização que proporcionam do uso da água até patamares superiores (fomento hidráulico), com maior produção. Ou seja, maior racionalidade no uso de um bem finito, proporcionando maior diversidade de uso para a mesma, maior satisfação e maior rendimento econômico, este último conforme demonstrado por Lanna et al. (1997).

As conseqüências adversas do uso desse sistema estariam relacionadas à perda da variabilidade mínima necessária à reserva ambiental e às perdas de produção em função de uma negligência da repercussão do risco de racionamento.

Com relação à preservação dos ecossistemas fluviais e adjacentes, a fluatibilidade pode ser preservada, se, após os estudos de necessidades ambientais, para cada período sazonal, as vazões ambientais forem subtraídas da disponibilidade e somente as vazões que restarem serem utilizadas para os balanços hídricos de outorga.

O risco de perdas econômicas estaria associado a todos os tipos de usos, industrial, agropastoril, pesca, navegação, energia, bem como as perdas como desconforto pela falta d'água doméstica e redução de usos da água para lazer. Silva (1999) apresentou os resultados de um estudo no qual foram simulados vários valores de outorga. Para cada valor simulado, foram estudadas as percentagens de falhas e respectivas perdas econômicas: maior valor outorgado, maior a área irrigada plantada, porém com maiores falhas e, por conseqüência,

maiores perdas. Como resultado do estudo, foram estabelecidos patamares de outorga que maximizam os ganhos. É evidente que essas propostas implicam um sistema decisório muito mais complexo e dependente de informações o mais precisas quanto possíveis, tanto das demandas e seu comportamento ao longo do tempo, como também do sistema hidrológico. A complexidade não pára nesses aspectos técnicos, mas cresce muito quando se considera o atual sistema de gestão baseado na negociação participativa da sociedade, em que os conflitos de interesse se fazem presentes.

O ideal para essas situações, quando viável, é claro, é estabelecer-se uma regularização artificial, maximizando a disponibilidade hídrica dos períodos mais críticos e minimizando os impactos ambientais.

2.5.7 Vazões de outorga sazonal

A *vazão de outorga escalonada* permite a retirada de vazões variáveis ao longo do tempo, mas não se confunde com a *vazão de outorga sazonal*, que pode ser estabelecida com base na variabilidade intra-anual do regime hidrológico, quantificando valores de disponibilidade para cada mês do ano.

Quando a sazonalidade do regime hidrológico é significativa, ela pode tornar-se um fator importante a ser considerado para a definição da vazão outorgável, independente da adoção ou não do conceito de escalonamento. A vantagem evidente da sazonalidade é a possibilidade de outorga de maiores valores em épocas mais úmidas.

Alguns ensaios têm sido realizados, utilizando-se um valor de referência para cada mês do ano, como alternativa de considerar os aspectos da sazonalidade hídrica ao longo do ano.

Rossmann (1989), visando reduzir custos do controle de poluição da água, usou vazões de projeto diferentes a cada mês para estabelecer limites sazonais de descargas de efluentes poluentes. Na aplicação para o rio Quinnipiac, próximo a Wallingford, Connecticut, Rossmann (1989) usou como referência uma vazão $Q_{7,10}$ para cada mês do ano, tendo concluído que a estratégia de limites sazonais de efluências reduz os custos do programa de controle de poluição. Isso porque, em meses com maior disponibilidade, é possível um lançamento maior de carga de poluentes, resultando em economia em processos de tratamentos. Enquanto Rossmann aplicou o estudo em um único trecho de rio, Lence et al. (1990) usaram o mesmo método com a diferença que ensaiaram vários trechos, confirmando os resultados de Rossmann (1989) de que o programa sazonal reduz os custos do programa de controle de poluição.

Também referências de curvas de duração sazonais são encontradas na literatura. Jehng-Jung e Bau (1996), com a intenção de estabelecer os limites de descarga de efluentes

do “Programa de Descargas Sazonais do Taiwan, China”, determinaram uma curva de permanência de cada mês, pois o programa usa como referência a vazão de permanência de 90% ($Q_{90\%}$). Em 1990, Parrett e Cartier estudaram três métodos regionais para estimativas, em bacias sem dados, de descargas médias mensais e vários pontos da curva de permanência de vazões diárias para cada mês. Smakhtin et al. (1997), em um estudo de regionalização de características de vazões mínimas na região de Eastern Cape, África do Sul, igualmente determinaram uma curva de permanência para cada mês do ano.

No Brasil, a idéia de considerar esse aspecto da sazonalidade do regime hidrológico, através da estimativa de uma curva de permanência para cada mês do ano, foi sugerida por Kelman (1997) e Silveira et al. (1998). Também Ribeiro (2000), nos seus estudos relativos a critérios de outorga, ensaiou outorgas considerando vazões de permanência empíricas mensais, tendo comprovado, através de simulações, que a estratégia sazonal obteve melhores resultados que a utilização de um único valor anual.

Nos estudos da bacia do Baixo Jacuí, RS (CRH, 1999), foram obtidas as curvas de permanência e também as vazões $Q_{7,10}$ para cada mês. As curvas de permanência foram calculadas para estabelecer vazões de referência para outorga e as $Q_{7,10}$ para serem utilizadas como referência de demanda ambiental. Nesse estudo, ficou evidente a necessidade da disponibilidade sazonal, principalmente devido ao fato de as demandas para irrigação variarem mês a mês, de dezembro a março, tendo-se identificado situações com reduzida capacidade de expansão da demanda, uma vez que os meses de plantio coincidem com a redução da oferta hídrica para outorga. Esse aspecto, estudado nesta tese, fica mais evidente nos resultados apresentados no capítulo 4 deste volume, obtidos com dados do projeto do Baixo Jacuí (CRH,1999).

As demandas exercidas afetam a disponibilidade hídrica remanescente e podem amplificar a sazonalidade, quando a pressão da demanda for maior, nos meses de menor disponibilidades. Um caso exemplar no Rio Grande do Sul é a bacia do rio Santa Maria, na metade sul do Estado, que apresenta um período seco de outubro a março, sendo que os meses de dezembro a fevereiro coincidem com a época de elevada demanda hídrica para a lavoura orizícola (Silveira et al., 1993). Somado a esse fato, tem-se, no município de Rosário do Sul, na região central da bacia, o balneário da *Praia das Areias Brancas*, pólo regional de turismo, o que, nos meses de janeiro e fevereiro, provoca aumento significativo de demanda hídrica para abastecimento público e diluição de efluentes domésticos, pela população flutuante. A disponibilidade hídrica para outorga no período de dezembro a fevereiro é inexistente, com sérios conflitos entre usuários, principalmente no mês de janeiro. Por outro lado, de março a

novembro existe significativa disponibilidade hídrica outorgável, a qual poderia, neste período, ser destinada a usos como reservação para possibilitar um fluxo regularizado compatível com as necessidades ambientais do período mais crítico, para uso posterior na utilização na lavoura orizícola, para agro-indústrias, ou qualquer atividade econômica que ali queira se estabelecer.

Dessa forma, devido à vantagem evidente de outorgar valores diferentes de vazão para cada mês do ano, com a liberação de valores maiores para uso em épocas mais úmidas, a outorga sazonal pode otimizar economicamente o uso da água e até induzir o fomento hidráulico para atividades produtivas.

Na Austrália, devido à grande regularização por reservatórios, utilizam-se critérios de outorga sazonais vinculados a volumes regularizados. Para cada usuário, é disponibilizada uma porcentagem do volume disponível (Pigram, 1998). Esse é um procedimento alternativo, que preconiza a máxima utilização da água disponível e que mantém a mesma proporção entre as outorgas, considera a sazonalidade e possui um processo burocrático de outorga bastante simples. Entretanto, é um critério que só tem validade em rios com alta regularização natural ou artificial.

2.5.8 Vazões de outorga qualitativa

Um dos aspectos influentes na conservação ambiental é a questão da qualidade da água. Conforme visto no item 2.6.3, uma forma utilizada para controle da poluição por vários países é a emissão de outorga para diluição de poluentes. O gerenciamento baseia-se no princípio de permitir o lançamento no corpo hídrico de uma carga máxima de poluentes de modo que, após diluição na vazão mínima estabelecida como referência, a qualidade da água no rio permaneça satisfatória, baseada em objetivos de qualidade, estabelecidos para cada parâmetro.

Um dos valores amplamente utilizados é a vazão $Q_{7,10}$, a vazão com período de retorno de 10 anos, para garantir que a violação dos padrões de qualidade ocorra em menos de 1% do tempo (Denslinger, 1998). Stalnaker et al (1995) argumentam que essa vazão é muito pequena e que a restrição implica altos níveis nos tratamentos de efluentes, além de não ser suficiente para as exigências da conservação dos peixes.

Já no Reino Unido, o índice utilizado como referência para emissão de licenças de uso vincula a disponibilidade hídrica à média das vazões mínimas médias de 7 dias de duração (MAM7), que representa um período de retorno de aproximadamente dois anos (Smakhtin e Toulouse, 1998).

A outorga qualitativa constitui um uso não-consuntivo, que preserva um volume de água que ficará no rio, mas indisponível para outros usos consuntivos; portanto, pode ser considerada, nos cálculos de balanço hídrico, como um uso consuntivo. A particularidade, conforme abordada no item 2.6.3, é que, no caso da diluição de poluentes, como existem muitos parâmetros, pode-se fazer um balanço para cada um e considerar como demanda qualitativa apenas a maior delas.

Kelman (1997) propôs um modelo de outorga quali-quantitativo, alocando, como se fosse um uso quantitativo, os volumes necessários à reserva de diluição de poluentes. O modelo é baseado na hipótese de que, em um regime de lançamento contínuo, a tendência é a concentração do poluente crescer de montante para jusante até um valor máximo e, depois, iniciar o decaimento.

Algumas dificuldades operacionais para a gestão da qualidade da água no Brasil advêm da própria legislação relativa. Von Sperling (1998), em seu artigo sobre a análise dos padrões de qualidade dos corpos d'água, argumenta que a legislação (Resolução CONAMA 20/86) não deixa claro qual a vazão de referência, se $Q_{7,10}$ ou vazão média ou outra deve ser considerada para outros poluentes que não a DBO. Também constata que a Resolução não deixa claro se a referência $Q_{7,10}$ é para ser usada sempre na modelagem de OD ou somente quando a DBO supera os valores da legislação.

Outra ressalva a esta abordagem refere-se ao fato de que, provavelmente, nem todos os parâmetros de qualidade da água seguem uma mesma tendência. Durante um evento de cheia, as variações da qualidade d'água são mais significativas, pois, além da contribuição subterrânea aos cursos d'água, cuja qualidade é mais estável, são adicionadas as contribuições dos escoamentos superficiais e subsuperficiais. Nestes, uma quantidade variável de poluentes é incorporada ao longo do deslocamento da água pelo solo que, por ter maior velocidade, possui maior capacidade de transporte (Meybeck et al., 1996a). O pico da concentração do poluente não ocorre na seção de lançamento, porém a jusante. Este é um fator a ser considerado quando do procedimento da outorga, pois é necessário conhecer onde se dará a maior concentração do poluente, já que, ao longo do rio, possivelmente, serão outorgados vários outros lançamentos, bem como retiradas de água.

Quando se comparam mudanças nas vazões com mudanças em concentrações de várias substâncias, pode-se obter indicativos da origem dessas substâncias (Meybeck et al., 1996b). Um primeiro exemplo seria a correlação entre a concentração de sólidos totais em suspensão que cresce com a vazão, o que pode ser natural em função do maior poder erosivo da água. Um segundo exemplo refere-se a poluentes que, ao serem lançados na água, são muito

reagentes e rapidamente se aglutinam com outros particulados, flocculando e precipitando em seguida. É o que acontece com certos tipos de agroquímicos.

Devido a todos esses fatores, é importante que, no estabelecimento de critérios de outorga para diluição de poluentes, sejam levadas em conta as características de cada substância em função de vazão do rio. Essas características são variáveis ao longo do rio, em função das características hidrodinâmicas do mesmo. Em outras palavras, para cada substância, deverá haver um estudo de seu comportamento para diferentes trechos de rio: nascentes, cursos médios, cursos inferiores, trechos de corredeiras, trechos de várzea, conforme sugere Kelman (1997): seria necessária a avaliação de disponibilidade hídrica para cada poluente ao longo do rio. Essa idéia está detalhada, nesta tese, no capítulo 3, relativo à metodologia.

Por outro lado, têm-se os poluentes oriundos de fontes difusas de poluição. Cinco condições caracterizam as fontes poluidoras (Novotny, 1991 apud Porto, 1995): (i) os poluentes são intermitentes e vinculados à ocorrência de precipitação; (ii) são transportados por longas extensões; (iii) não podem ser monitorados a partir do seu local de origem; (iv) o controle deve incluir ações sobre a área geradora; (v) dificuldade de estabelecer padrões de qualidade para lançamento de poluente, pois este depende da intensidade e duração da precipitação, da quantidade de resíduos gerados para cada evento, entre outros. Por essas características, o controle da poluição difusa foge ao sistema de outorga, pois não se pode conhecer, *a priori*, se a qualidade será melhor ou pior nas vazões mínimas ou na passagem das cheias. Nos centros urbanos, a contribuição difusa de poluentes tem origem no escoamento superficial que carrega o material solto ou solúvel que encontra pelo caminho. Esses se originam da abrasão e desgaste das ruas pelos veículos, resíduos orgânicos de animais, resíduos de combustível, óleos e graxas, poluentes do ar, sendo que, durante os eventos de chuva, a poluição com resíduos tóxicos pode elevar a concentração nos corpos receptores até níveis agudos (Porto, 1995).

O gerenciamento dessa situação, controle do impacto qualitativo oriundo de fontes difusas, deve passar por outros procedimentos e normas ambientais de controle, através de abordagens de manejo de bacias (EPA, 2001a), o que faz com que, em muitos casos, supõe-se, pode-se aplicar a sugestão de Kelman (1997), alocando-se volumes para diluição de cargas poluidoras residuais aos processos de tratamento e em conformidade com o exigido pela legislação ambiental.

As considerações acima evidenciam que a questão outorga qualitativa é bastante complexa, no que se refere à avaliação das cargas poluidoras nas seções de referência, bem

como suas conseqüências com relação aos aspectos sanitários e à sua interação com o meio biótico, o qual pode ser afetado significativamente pelas alterações qualitativas da água. Essa questão ainda merece muita reflexão e pesquisa para nortear o estabelecimento de parâmetros na legislação para melhor gerenciamento, levando em consideração os aspectos regionais físicos, bióticos e sociais dos recursos hídricos. Assim, os critérios de outorga qualitativa tendem a ser, naturalmente, diferentes da outorga quantitativa. Por fugir aos objetivos do presente estudo, não serão estudados critérios ambientais de outorga, apenas aqueles referentes à outorga quantitativa.

2.6 Sistema de apoio à decisão de outorga

Devido à complexidade da questão de outorga de uso das águas, cujas inúmeras variáveis e incertezas associadas foram analisadas nos itens anteriores, torna-se necessário adotar uma abordagem sistêmica para encontrar soluções satisfatórias ao problema decisório. Segundo a conceituação de Lanna (1997), “a abordagem sistêmica está relacionada à abstração, ou simplificação, de um problema complexo de tal maneira que apenas sejam mantidas as informações mais relevantes para sua solução”.

Segundo Dooge (1973; apud Tucci, 1998) “sistema é qualquer estrutura, esquema, ou procedimento, real ou abstrato, que em um dado tempo de referência interrelaciona-se com uma *entrada*, causa ou estímulo de energia ou informação e uma *saída*, efeito ou resposta de energia ou informação”. O sistema na questão da outorga é representado pela bacia hidrográfica em conjunto com suas características físicas, tipo de ocupação e uso do solo, seções de referência (com dados). Fazem parte do sistema as variáveis de entrada (hidrológicas, demandas, prioridades entre usuários, qualidade da água) e as variáveis de saída (volumes outorgados, vazões remanescentes, qualidade da água).

O problema de outorga de água disponível entre usuários é um típico problema de decisão a ser resolvido por análise de sistemas de recursos hídricos, através de um conjunto de técnicas que visam simular o comportamento da realidade dos sistemas e otimizar os processos decisórios.

O processo de tomada de decisão é a atividade de analisar alternativas e escolher uma delas. “A teoria de decisão procura formalizar e tornar mais objetiva a escolha entre muitas alternativas em um ambiente de incertezas.”(Porto e Azevedo, 1997). Como tomar decisão é fazer uma escolha entre ações, é preciso primeiro identificar essas possíveis ações (variáveis de decisão) em uma lista de decisões exaustivas e mutuamente exclusivas (Lindley, 1998).

No caso da outorga, o problema de decisão consiste em escolher uma dentre várias alternativas de outorga definidas por volume, frequência e período de uso, tipos de usos, locais de uso etc., considerando diferentes definições para disponibilidade hídrica, componentes sociais, econômicas, políticas e ambientais, tais como objetivos para o uso das águas, prioridades entre usuários, objetivos de qualidade da água e necessidades para manter a integridade dos recursos hídricos. Esses fatores são mutáveis no tempo e associados a incertezas de difícil quantificação. Quanto maiores as demandas, maiores os conflitos e mais complexo se torna o problema.

Tendo em vista as incertezas inerentes ao sistema de outorga, “é prática usual em análise de sistemas de recursos hídricos trabalhar-se diretamente apenas com a incerteza hidrológica. Os demais tipos de incerteza são considerados através de cenarização” (Lanna, 1997). A estratégia por cenários é especialmente aplicável às variações das demandas, caracterizando cenários relativos a cada possível curva de crescimento de demanda. Nessa ótica, as alternativas de ação em um processo decisório são consideradas variáveis de decisão de outorga que, juntamente com variáveis hidrológicas e os diversos cenários, formam as variáveis de entrada do sistema, enquanto que as reações ou impactos de cada decisão compõem as saídas do sistema. A decisão entre as ações é feita a partir da avaliação das conseqüências de cada ação perante cada cenário simulado.

Devido à complexidade de gerenciamento dos recursos hídricos, nas últimas décadas, se desenvolveu uma abordagem de auxílio à tomada de decisões, baseada na intensa utilização de base de dados e modelos matemáticos, bem como na facilitação do diálogo entre o usuário e o computador. Esta abordagem é conhecida, genericamente, por *Sistemas de suporte a decisões - SSD* (Porto e Azevedo, 1997). O processo de tomada de decisões é dividido em três fases (Porto e Azevedo, 1997): inteligência, projeto e escolha, auxiliados pelos três componentes do SSD: informações (base de dados), concepção intelectual do sistema (modelos) e interface de diálogo (Fontane, 1995).

A *primeira fase* do processo de tomada de decisões é a *fase de inteligência*, que representa a fase de compreensão da complexidade do sistema, da identificação das variáveis significativas, coleta de dados, identificação e formulação dos objetivos e levantamento de possíveis formas de estruturação para abordagem do problema. Na *segunda fase, de projeto*, constrói-se o modelo do sistema, definem-se os critérios de escolha e geram-se as alternativas de solução, enquanto que, na *terceira fase, de escolha (decisão)*, seleciona-se a melhor ou melhores soluções a partir da análise de sensibilidade e de cenários, e, eventualmente, traçam-se os planos para implementação da decisão (Porto e Azevedo, 1997).

A estruturação do problema da outorga (*fase de projeto*) possui duas etapas:

- a estruturação do modelo que descreve, através da utilização de vários tipos de equações matemáticas, a dinâmica do sistema; e
- a identificação de cenários, definidos pelas diferentes opções de demandas futuras, de priorização de uso entre diferentes tipos de usuários, opções de definições de trechos de gerenciamento, reservas ambientais, etc.

O modelo deve ser estruturado de modo a representar a *topologia da bacia*, ou seja, com uma definição das seções para as quais será efetuado o *balanço hídrico*. Essas seções representam as seções de outorga (pontos de captação e pontos de lançamento), bem como pontos especiais como confluências ou obras de barramento.

Existe uma variedade de concepções para estruturar o modelo dos sistemas hídricos. Pode-se citar, como exemplo de sistema estruturado para gerenciamento de recursos hídricos, o Sistema de Apoio à Decisão - SAGBAH (Viegas e Lanna, 1999), que é composto por módulos de geração de séries de vazões, módulos de simulação da propagação das vazões com balanço hídrico de demandas e de reservatórios. Outros exemplos podem ser vistos em Azevedo et al. (1998), Souza Filho (1999), Galvão et al (2001). O princípio básico desses modelos é a simulação da outorga na série histórica de vazões. Para cada possibilidade de volumes outorgados, através da simulação utilizando séries temporais de vazões, verifica-se a frequência de falhas no atendimento da demanda. Assim, a decisão é feita em função da performance da capacidade do sistema hídrico.

Alternativamente, os balanços hídricos podem ser efetuados com concepção simplificada, utilizando-se como disponibilidade vazões de referência, por exemplo a característica como a $Q_{95\%}$ ou $Q_{7,10}$. Exemplos desse tipo podem ser vistos em Kelman (1997), Figueiredo (1999), Euclides et al. (1999) e Cruz et al. (1999). Neste caso, o princípio de modelagem é o oposto. Primeiro, define-se a vazão que pode ser outorgada em cada seção e simula-se o sistema para distribuir a água disponível entre os usuários. Ou seja, define-se, por exemplo, que a referência de outorga é a vazão de 95% de permanência, com o intuito de garantir a possibilidade de atender as outorgas em 95% do tempo.

Em geral, o problema da outorga recai sobre quais critérios de outorga utilizar e quais objetivos atingir. O problema pode ser resolvido por otimização (programação linear, programação não linear e programação dinâmica) ou simulação (Braga et al., 1998).

O processo de decisão pode buscar atingir mais de um objetivo. Quando isso ocorre, é possível que cada opção de ação possa resultar em mais de uma consequência mensurável.

Esse é o caso de abordagens com multi-objetivo (Porto e Azevedo, 1997). O fundamento é que, para cada aspecto que se quer avaliar, tem-se uma função objetivo e uma mensuração. A solução é um vetor de valores de conseqüências.

Quando se busca associar probabilidades aos efeitos das alternativas de ação, durante o processo de tomada de decisão, então está se adotando a abordagem de *análise de risco*, que é freqüente em avaliações ambientais, internalizando os fatores externos do sistema no processo de decisão.

Os processos de decisão podem ser montados não só para planejamento dos recursos hídricos, ênfase desta tese, como também para o gerenciamento do *dia-a-dia* da outorga. Neste caso, pode-se citar os sistemas desenvolvidos para o Texas (TNRCC, 1997), para o Colorado (Fontane, 1995), assim como, por exemplo, a concepção de Figueiredo (1999) e a de Kelman (1997).

3 METODOLOGIA

Neste capítulo, é apresentada a metodologia para avaliação da disponibilidade hídrica e da sistemática de outorga proposta, considerando a legislação existente, a demanda, a sazonalidade e a incerteza das vazões de forma integrada.

A legislação porque esta orienta o estabelecimento de critérios e parâmetros a serem empregados no processo de outorga, tais como o estabelecimento de vazões de referência, de conservação ambiental e de prioridades em função do tipo de uso da água. No Brasil, em alguns estados, a legislação específica inclusive as vazões que deverão permanecer nos rios e a percentagem que pode ser outorgada. Em outros estados brasileiros, assim como em muitos países, a lei apenas dá o referencial para o estabelecimento dos critérios (itens 2.5.3, 2.5.4 e 2.5.5).

A demanda é a quantidade necessária de água para suprir as necessidades dos usuários. O conhecimento dessa grandeza é função da qualidade das informações constantes do cadastro de usuários disponível para o sistema de outorga. Neste estudo, a demanda será considerada conhecida.

A disponibilidade hídrica, no caso de interesse deste estudo, refere-se à quantidade de água disponível no sistema, sendo a mesma dependente do regime hídrico do manancial e da demanda já exercida. A disponibilidade hídrica para a outorga é a parcela da disponibilidade no sistema que ficará disponibilizada para uso. Ela é dependente da legislação, do sistema jurídico, da escolha entre diferentes critérios possíveis de definição de reservas ambientais, de prioridades de uso atuais e de gerações futuras, os quais podem advir de negociações entre usuários e sociedade.

O escopo deste trabalho insere-se na fase de planejamento, e a metodologia aqui apresentada oportuniza o estudo de diferentes critérios de definição de disponibilidade hídrica bem como a exploração de diferentes critérios e cenários de outorga e suas conseqüências.

Portanto, o capítulo divide-se basicamente em dois itens (3.1 e 3.2). O primeiro refere-se à estimativa da disponibilidade hídrica, e o segundo aborda o sistema de outorga.

No item 3.1, intitulado “Estimativa da disponibilidade hídrica”, destacam-se a proposição de um método de determinação das curvas de permanência de vazões associadas às probabilidades de ocorrência e o estabelecimento de um método para avaliação da performance do modelo de proporção de áreas, freqüentemente utilizado para transposição de vazões de outorga de um local com dados para outro sem dados.

No item 3.2, intitulado “Sistema de Gerenciamento da Oferta e Demanda”, destacam-se os aspectos que definem a sistemática de outorga de uso da água:

- os aspectos topológicos ou de definição dos trechos de gerenciamento;
- o modelo de balanço hídrico, que define a forma de aproveitamento otimizado dos recursos hídricos disponíveis definindo vazões de outorga com base na demanda, na disponibilidade hídrica em cada seção e nas restrições ambientais e legais;
- concepção do modelo de planejamento da outorga;
- o modelo de simulação que verifica a performance do modelo de balanço hídrico.

3.1 Estimativa da Disponibilidade Hídrica

3.1.1 Métodos baseados em dados locais: Permanências de vazões

A curva de permanência de vazões é utilizada para caracterizar a distribuição temporal probabilística da disponibilidade hídrica para outorga.

A permanência de uma vazão representa a probabilidade de excedência dessa vazão no tempo, ou seja, é definida como a probabilidade de ocorrência da vazão média diária do rio ser maior ou igual a um determinado valor, no período de sua amostra. Usando a terminologia estatística, a curva de permanência é o complemento da função densidade cumulativa de probabilidade (FCP) das vazões médias diárias (Voguel e Fennessey, 1994). Na realidade, esta definição representa uma aproximação de uma função estatística, uma vez que as vazões médias diárias não são variáveis independentes. O método consiste em atribuir a cada vazão q uma probabilidade de excedência associada p :

$$p = 1 - P\{Q \leq q\} \quad (3.1)$$

ou

$$p = 1 - F_Q(q) \quad (3.2)$$

onde p é a frequência de excedência; q é a vazão; P é a função de probabilidade e $F_Q(q)$ é a função densidade cumulativa de probabilidade das vazões.

A vazão (percentil) $Q_{p\%}$ é frequentemente chamada de *função empírica* (Voguel e Fennessey, 1994) e pode ser estimada a partir de uma função empírica de percentis

(probabilidades acumuladas), a partir da escolha de uma posição de plotagem. Uma das mais utilizadas para a determinação das curvas de permanência é a equação de Weibull, como nos trabalhos de Fennessey e Voguel (1990) e Jacobs e Voguel (1998).

Sendo i o número de ordem do $i^{\text{ésimo}}$ valor ordenado de vazão $q(i)$, e n o número de dados ordenados, tem-se que a probabilidade de excedência p_i de $q(i)$ é dada por:

$$p_i = 1 - F_Q[q(i)] \quad (3.3)$$

onde a posição de plotagem de Weibull correspondente é dada por:

$$p_i = \frac{i}{n+1} \quad (3.4)$$

Voguel e Kroll (1990) utilizaram, ao ajustar uma função log-normal à curva de permanência, a posição de plotagem de Blom. Voguel e Fennessey (1994) apresentaram um estudo relativo à escolha de procedimento não-paramétrico de estimativa de percentis. Ao comparar a estimativa por Weibull com o método das “ogivas” ou divisão em classes (item 2.3.1), concluíram que Weibull produz uma curva ligeiramente mais suave e representativa que a técnica por classes. Nesse mesmo trabalho, Voguel e Fennessey (1994) revisaram outros tipos de estimadores de frequências de excedência.

O primeiro, com base na média ponderada de duas estatísticas adjacentes, foi proposto por Parzen apud Voguel e Kroll (1990). Nele, cada percentil $p(i)$ é associado à vazão $Q(i)$ obtida pela ponderação dos valores ordenados das vazões amostrais $q(i)$ e $q(i+1)$. O autor constatou que a eficiência do estimador ponderado só é superior a Weibull quando utilizado com amostras pequenas. O segundo estimador revisado por Voguel e Fennessey (1994) baseia-se na consideração de que a função cumulativa $FQ[q(i)]$ segue uma distribuição Beta. Já um terceiro tipo utiliza métodos de integração numérica. Os autores avaliam que, mesmo para pequenas amostras, a estimativa por Weibull e o estimador de média ponderada podem estimar tão bem quanto os estimadores mais complexos. Sendo assim, nesta tese, adotou-se a estimativa mais simples, com a posição de plotagem de Weibull.

A forma usual de cálculo da curva, utilizando a equação 3.1, considera a série completa de vazões disponíveis no período histórico de dados, cujo critério de cálculo é aqui identificado como o método da série toda. Obtém-se, como resultado, uma única curva de permanência (item 2.3.1), chamada de “*Curva Empírica*”.

De modo a contemplar os aspectos de sazonalidade (item 2.5.7), pode-se usar a mesma técnica para obter-se as “*Curvas Empíricas*”, vinculadas aos períodos mensais. É construída, uma curva para cada mês, com os dados de vazões médias diárias de cada mês, disponíveis no período histórico de dados. Por exemplo, se tivermos dez anos de dados e quisermos, pelo

método da série toda, uma curva de permanência empírica, teremos uma série de vazões com 310 dados (31 dias de Janeiro x 10 anos), para construção da curva aplicando a equação 3.1.

Este critério, de formação das séries com todos os dados agrupados, critério da série toda, implica aceitação da hipótese de que a curva de permanência representa o risco ou probabilidade no período da amostra. Por se tratar de amostra única, o estabelecimento de intervalos de confiança, que dimensionam o risco de ocorrência de cada vazão, fica prejudicado (item 2.3.1). Porém o conhecimento de frequência (risco) de ocorrência das vazões é uma informação importante para o planejamento da utilização da água, em problemas de alocação de volumes para outorga.

Em situações em que a disponibilidade hídrica é abundante e não existem conflitos, este fator não tem importância. Porém, em situações em que os conflitos já estão implantados ou próximos de ocorrer, o gestor precisa conhecer a situação real da disponibilidade e a amplitude da variabilidade hídrica interanual, isto é, as diferenças entre os anos. Da precisão desta informação depende o planejamento do uso dos recursos hídricos e o fomento ou racionalização de empreendimentos na bacia.

Uma das formas de medir a variabilidade hídrica interanual é através do estabelecimento de intervalos de confiança para as curvas de permanência. Neste estudo, é realizada uma avaliação da técnica de cálculo da curva de permanência e seus intervalos de confiança, baseada no critério de estabelecer uma curva para cada ano (Voguel e Fennessey, 1994; Jehng-Jung e Bau, 1996), a partir de informações de vazões médias diárias.

O método baseia-se na hipótese de que um ano hidrológico pode ser analisado como sendo uma realização estatística independente de uma série de ocorrências de fenômenos meteorológicos (eventos climáticos interanuais). Portanto, é possível estabelecer uma curva de permanência para cada ano, obtendo-se uma amostra de tamanho igual ao número de anos com dados observados, tanto para a curva anual (365 dados) como para as curvas sazonais ou mensais (Jehng-Jung e Bau, 1996; Smakhtin, 2001). Através dessa abordagem, é possível avaliar o comportamento hidrológico em função da ocorrência de anos secos e úmidos ao longo do tempo e tratar estatisticamente a curva de permanência, tomando-se como variáveis aleatórias cada permanência de vazão que se queira estudar.

Observa-se que a equação de cálculo da curva é o mesmo (eq. 3.1), porém agrupa-se uma série para cada ano e calcula-se uma curva, de forma independente. Essa forma de cálculo da curva de permanência adota o critério aqui denominado de método ano a ano para contrapor ao critério do método da série toda. Três tipos de curva foram analisadas com essa técnica.

- Curva anual de permanência de vazão anual: uma curva para cada ano, considerando os 365 dados de vazões médias diárias;
- Curva anual de permanência mensal do mês i : uma curva para cada ano, considerando o número de vazões médias diárias do mês i ;
- Curva anual de permanência do período j : uma curva para cada ano, considerando o número de vazões médias diárias do período em questão, por exemplo, o período de irrigação novembro-abril, ou de períodos sazonais de geração hidrelétrica do sistema interligado.

Para cada tipo de curva, considerando-se a existência de “ n ” anos, com dados de vazões médias diárias, pode-se obter “ n ” curvas de permanência. Tomando-se cada permanência como uma variável aleatória, pode-se obter uma amostra com tantos valores independentes quantos forem os “ n ” anos com dados, para cada uma das variáveis aleatórias, e calcular suas estatísticas. A figura 3.1 ilustra como são agrupados os conjuntos de cada variável aleatória considerada no trabalho.

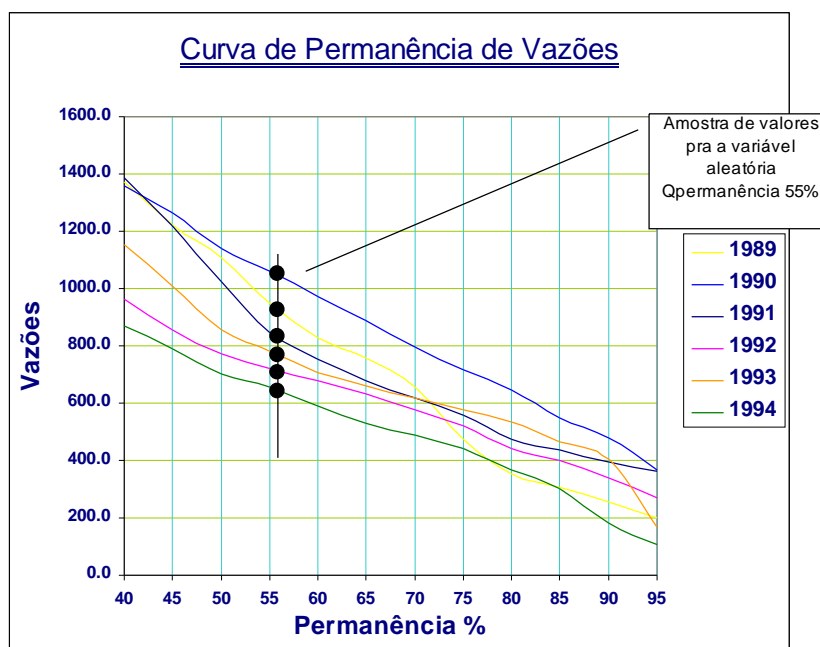


Figura 3-1 Conjunto de dados das variáveis aleatórias “Vazão de Permanência X%”

A consideração da independência das variáveis aleatórias permite inferir uma distribuição de probabilidades para os dados. Tomando-se as premissas do Teorema do Limite Central, é possível admitir a normalidade da séries, já que a variável aleatória considerada nessa abordagem trata-se de uma vazão que representa um volume, ou integração de vazões. Para explicar melhor, seja a vazão associada a uma permanência. A área abaixo dessa vazão representa, na curva de permanência, o volume anual capaz de regularizar esta vazão na permanência associada, obtido pela integração de várias vazões médias diárias. Portanto, considerada dessa forma, assume-se que a variável aleatória utilizada neste estudo é produto

da soma de um número grande de variáveis aleatórias (vazões médias diárias), que, por sua vez, são a média de um número muito grande de vazões instantâneas, de modo que se pode admitir a distribuição normal de probabilidades para o conjunto de dados. A condição de normalidade é também aceita por LeBoutillier e Waylen (1993). Voguel e Fennessey (1994) defendem o uso de estimativa não paramétrica dos intervalos de confiança. A normalidade dos dados é uma condição que pode ser testada através de testes estatísticos correntes.

Tanto o teste do Qui-Quadrado como o de Kolmogorov-Smirnov permitem avaliar a aderência de uma distribuição teórica associada a uma amostra, mas, segundo Guimarães e Cabral (1998), o último é usado com vantagem em distribuições populacionais contínuas em que se conheçam a forma e os parâmetros da sua função densidade de probabilidade, caso da função normal, além de ser mais potente na maioria das situações. O teste baseia-se na comparação da curva da frequência cumulativa dos dados com a curva da função de distribuição teórica em hipótese. No caso da distribuição normal, para cada valor da série ordenada atribui-se uma probabilidade através de posição de plotagem e uma probabilidade da variável reduzida da distribuição normal. Constatando que as curvas se superpõem, calcula-se a máxima diferença entre as frequências acumuladas da amostra e as da função em teste, diferença esta que define a estatística de teste. Além disso, tal diferença é dependente somente do tamanho da amostra e se encontra tabelada.

Baseado nas considerações anteriores e admitindo-se as hipóteses de normalidade e de independência dos dados, para cada uma das variáveis aleatórias acima, pode-se obter as seguintes estatísticas da amostra: a curva média das vazões pelo critério Ano a Ano (Q_{mdAA}) e o desvio padrão (Q_{dvAA}). Com essas estatísticas, é possível estabelecer os intervalos de confiança, como segue, onde n é o número de dados e k é tabelado:

$$\text{Intervalo de confiança (\%)} = Q_{mdAA} \pm k \frac{Q_{dvAA}}{\sqrt{n}} \quad (3.5)$$

Tabela 3-1 Valores de k

Intervalo de Confiança	K
90%	1,645
95%	1,96
98%	2,327
99%	2,575

Fonte: (Benjamin e Cornell, 1970)

A partir da obtenção do ajuste de uma distribuição de probabilidade às vazões de permanência, pode-se concluir que os intervalos de confiança em torno da média constituem *uma medida da variabilidade das permanências das vazões*, em cada ano.

Pode-se interpretar da seguinte forma: o intervalo de confiança de 95% representa a probabilidade de que, em um ano qualquer, a vazão de permanência tenha valores dentro deste intervalo, ou, em outras palavras, há 2,5% de probabilidade de que o valor da vazão de permanência seja maior que o limite superior e, da mesma forma, 2,5% de probabilidade que o valor seja menor que o limite inferior.

Para o sistema de gestão de recursos hídricos, isto significa que é possível determinar o risco de, em um ano qualquer, a disponibilidade ofertada pelo rio ser diferente daquela que foi utilizada como valor de referência para outorga.

3.1.2 Métodos baseados em informações indiretas

No caso da estimativa de disponibilidade hídrica para outorga, recai-se, quase sempre, na situação de avaliação com ausência de dados. O procedimento adotado para este tipo de estimativas é o da transposição de informações a partir de seções hidrológicas tomadas como referência, para as quais se dispõe de avaliação de disponibilidade hídrica (vazões médias diárias, curva de permanência de vazões, vazões mínimas).

Entre as possibilidades, há a aplicação de técnicas interpolativas, de regionalização, de ajustes de modelos hidrológicos e técnicas com pequenas amostragens locais, conforme exposto no capítulo 2, item 2.4. Nesta tese, são avaliados o modelo de proporção de áreas e sua versão modificada. A regionalização hidrológica de curvas de permanência é aplicada como referencial de análise dos resultados do modelo modificado. A técnica de componentes principais é utilizada como auxiliar de estudos regionais. Esses modelos e técnicas empregadas serão descritos a seguir.

Modelo de Proporção de Áreas

Dentre os modelos interpolativos de uso freqüente (Eletrobrás, 1985; Ribeiro, 2000; Scartazzini e Livi, 1999; Ramalho et al., 1997; Cunha, 1997), encontra-se o modelo de proporção de áreas. Este modelo tem como princípio básico a hipótese de que o escoamento por unidade de área (vazão específica) em uma seção de rio sem monitoramento seja o mesmo para uma seção próxima monitorada, utilizada como referência, e que esteja em uma região hidrologicamente homogênea, sujeita a regimes pluviométricos semelhantes. Em outras palavras, a hipótese é de que a vazão específica das bacias com e sem dados são iguais.

Nesse método, a vazão na seção de interesse é obtida por:

$$Q_{alvo} = Q_{fonte} * \frac{A_{alvo}}{A_{fonte}} \quad (3.6)$$

onde : Q_{alvo} é a vazão no local de interesse; Q_{fonte} é a vazão na seção com dados; A_{alvo} é a área da bacia hidrográfica de contribuição à seção de interesse e; A_{fonte} é a área da bacia hidrográfica de contribuição à seção com dados.

Apesar do uso freqüente, este modelo tem sido pouco avaliado cientificamente (Ries e Friesz, 2000). Embora existam, na literatura, indicações de intervalos de validade para as razões entre as áreas para aplicação do método, provavelmente uns dos poucos trabalhos que avariaram a faixa da razão entre áreas possível para a aplicabilidade do método foram o de Ries e Friesz (2000), para aplicação em rios de Massachusetts, e o de Thompson (1999) apud Ries e Friesz (2000), para rios de Pennsylvania. No Brasil, a recomendação existente é feita em Eletrobrás (1985), que, ao recomendar o modelo, orienta o seu uso somente quando é possível respeitar a relação de que a área da menor bacia seja no mínimo um terço (1/3) da área da bacia maior.

A metodologia a seguir descreve uma modificação no modelo, cuja finalidade é permitir a avaliação da performance do mesmo, relativamente à adequação de seu uso para transferir curvas de permanência de vazões de seções sem dados para uma carente de dados.

Propõe-se a introdução de um parâmetro k , que mede a diferença entre as vazões específicas entre duas seções, com a finalidade de transformar o modelo de proporção de áreas em modelo paramétrico:

$$\left(\frac{Q_{alvo}}{A_{alvo}} \right) = k * \left(\frac{Q_{fonte}}{A_{fonte}} \right) \quad (3.7)$$

A equação do *modelo de proporção de áreas modificado* é escrita da seguinte forma:

$$Q_{alvo} = k * Q_{fonte} * \left(\frac{A_{alvo}}{A_{fonte}} \right) \quad (3.8)$$

onde o parâmetro k é um fator de correção.

Quando $k = 1$, as vazões específicas das seções são as mesmas; quando $k > 1$ a vazão específica da vazão na seção de interesse é maior que a vazão específica na seção com dados; quando ($k < 1$), a vazão específica da seção de interesse é maior que a vazão específica na seção com dados.

Como as variáveis de interesse deste estudo são as vazões de permanência que definem as disponibilidades hídricas para outorga, no presente estudo, a análise da aplicabilidade do modelo de proporção de áreas recai sobre a sua utilização para estimar a curva de permanência, em uma seção sem dados, *a partir da transferência de cada percentil da curva*

existente em outra seção. Essa estratégia visa avaliar se toda curva se transfere com a mesma proporção, pois, em tese, cada percentil reflete um comportamento hidrológico diferenciado, função dos diferentes períodos com vazões altas, médias e baixas.

Os dados para a avaliação do método de proporção de áreas são as curvas de permanência sazonais anuais (uma para cada ano, item 3.1.1). Com os dados, oriundos de duas seções com monitoramento, aplicados na equação do modelo modificado, calculam-se os fatores de correção (parâmetro k – equação 3.9) para cada percentil das curvas anuais de permanência de vazões, obtendo-se, assim, uma série de valores do parâmetro k com tantos valores quantos forem os anos que possuam curvas de permanência simultâneas nas duas estações (Tabela 3.2).

$$k = \left(\frac{Q_{alvo}}{Q_{fonte}} \right) * \left(\frac{A_{fonte}}{A_{alvo}} \right) \quad (3.9)$$

Tabela 3-2 Fator de correção k do Método de Proporção de Áreas

	Ano	Q _{40%}	k _{40%}	Q _{50%}	k _{50%}		Q _{90%}	k _{90%}	Q _{95%}	k _{95%}
CP da seção 1	1		k _{140%}		k _{150%}	...		k _{190%}		k _{195%}
CP da seção 2						...				
CP da seção 1	2		k _{240%}		k _{250%}			k _{290%}		k _{295%}
CP da seção 2										
.....										
CP da seção 1	n ^(*)		kn _{40%}		kn _{50%}			kn _{90%}		kn _{95%}
CP da seção 2										
Média de k : $k_{médio}$			k _{40% médio}		k _{50% médio}			k _{90% médio}		k _{95% médio}
Desvio Padrão de k : $dev(k)$			dev(k _{40%})		dev(k _{50%})			dev(k _{90%})		dev(k _{95%})

(*) n é o número de anos com curvas de permanência nas duas seções.

Uma vez obtidas as séries de coeficientes k para cada percentil da curva de permanência, são calculados os intervalos de confiança de k . Nesse caso, é conveniente também efetuar testes de normalidade (item 3.1.1) das séries dos valores de k , para estimar os intervalos de confiança com as equações da distribuição normal. A análise do modelo é realizada a partir da interpretação desses valores obtidos para k .

Como a finalidade do estudo é aferir a precisão da aplicação do modelo de proporção de área, o procedimento é aplicado a seções com dados observados de vazão que pertençam a uma mesma região hidrológica homogênea. Esta pode ser identificada através da verificação de resultados de estudos existentes de regionalização ou através de uso de técnicas estatísticas de agrupamento com, por exemplo, o uso de componentes principais, também apresentados neste item.

Modelo de proporção de áreas modificado para estimativa de vazões com pequenas amostras

O modelo de proporção de áreas modificado para estimativa de vazões com pequenas amostras baseia-se na hipótese de que, se no trecho é possível uma regressão entre seções, e em um determinado local, a curva de permanência média é conhecida, então, o parâmetro k da equação 3.8, de um ano qualquer, pode ser utilizado como fator de transferência da curva de permanência média da seção com dados para a seção com pequena amostra, conforme descrito a seguir. O mesmo raciocínio pode ser feito para transferir a curva de permanência empírica, trocando-se, nas equações, Q_{mdAA} pelas vazões da curva CpeM.

Em uma seção sem dados SHR_{alvo} , em um ano i qualquer, obtém-se uma amostra de vazões e constrói-se uma curva de permanência do ano i . Com as vazões Q de cada percentil da curva de permanência do mesmo ano i , na seção com dados SHR_{fonte} , obtém-se $k(i)$ para cada percentil p :

$$k_i^p = \left(\frac{Q_{SHR_{alvo}}^p(i)}{A_{SHR_{alvo}}} \right) * \left(\frac{A_{SHR_{fonte}}}{Q_{SHR_{fonte}}^p(i)} \right) \quad (3.10)$$

com o valor de k_i^p , estima-se a vazão média Q_{mdAA} na seção SHR_{alvo} sem dados, a partir da Q_{mdAA} da SHR_{fonte} com dados:

$$Q_{mdAA}_{SHR_{alvo}}^p = k_i^p * \left(\frac{Q_{mdAA}_{SHR_{fonte}}^p}{A_{SHR_{fonte}}} \right) * A_{SHR_{alvo}} \quad (3.11)$$

Para que o modelo assim concebido possa ser aplicado, alguns cuidados devem ser tomados. Além disso, deve ser feita uma avaliação de sua performance.

Inicialmente, verifica-se, no trecho onde se pretende aplicar o procedimento, se existem duas seções com dados para que se possa avaliar a aplicabilidade do modelo com $k = 1$. Se positivo, aplica-se esse valor como relação de transferência.

Se a igualdade $k = 1$ não for constatada, calcula-se o parâmetro k_m calculados com as curvas de permanência médias das duas seções com dados (k das Q_{mdAA}), e verifica-se se o mesmo possui tendência igual a da média dos k_i^p calculados para cada ano i , ou seja:

$$k_m^p \in \left[\overline{k_i^p} \pm \Delta_a \right] \quad (3.12)$$

onde k_m^p é o valor de k obtido pela relação de transferência entre as duas curvas de permanência médias observadas; $\overline{k_i^p}$ é a média dos valores dos k_s de cada ano i e cada

percentil p ; Δ_a é o desvio da média $\overline{k_i^p}$ que define o intervalo de confiança a um nível de significância a .

Sendo aceita essa relação, infere-se que o modelo modificado pode ser aplicado. Nesta tese, será feita uma avaliação da aplicabilidade do procedimento para estimar as curvas de permanência em uma SHR_{alvo} a partir de uma seção SHR_{fonte} com dados, através da análise dos resultados obtidos através da seguinte seqüência de cálculo, aplicada a duas seções com dados disponíveis.

- para todos os anos com dados concomitantes entre duas seções, SHR_{fonte} e SHR_{alvo} (ambas com dados), calcular os parâmetros $\overline{k_i^p}$ com a equação 3.10, considerando-se a SHR_{alvo} como sendo a seção para a qual se quer fazer a estimativa.
- calcular tantas curvas médias de permanências tantas quanto forem os anos i concomitantes com dados, usando-se cada $\overline{k_i^p}$ calculado e a Q_{mdAA} (SHR_{fonte}) observada:

$$Q_{mdAA}_{SHR_{alvo}}^p(i) = k_i^p * Q_{mdAA}_{SHR_{fonte}}^p(obs) * \left(\frac{A_{SHR_{alvo}}}{A_{SHR_{fonte}}} \right) \quad (3.13)$$

- calcular a média das Q_{mdAA} calculadas e o respectivo intervalo de confiança a um nível de significância a .
- verificar se a Q_{mdAA} (SHR_{fonte}) observada pertence ao intervalo de confiança das Q_{mdAA} calculadas. Se verdadeiro, então aceita-se que o modelo é aplicável.
- os erros percentuais são calculados através da seguinte equação:

$$erro = \left(\left(\frac{Q_{mdAA}_{SHR_{alvo}}^p(calculada)}{Q_{mdAA}_{SHR_{alvo}}^p(obs)} \right) - 1 \right) * 100\% \quad (3.14)$$

Regionalização da Curva de Permanência

O modelo de regionalização das curvas de permanência adotado pelos estudos de Tucci (1991) e da ANEEL (2001) é interpolativo exponencial, passando por Q_{50} e Q_{95} , estimados por regressão com a área contribuinte, e se refere à vazão de permanência empírica total (CpeT). O seu equacionamento é apresentado a seguir.

As vazões para cada permanência são calculadas a partir da seguinte equação:

$$Q_p = e^{(a*p)+b} \quad (3.15)$$

onde Q é a vazão; p é a permanência em %; e, a e b são dados por :

$$a = \frac{-1}{0,45} \left(\ln \left(\frac{Q_{50}}{Q_{95}} \right) \right) \quad (3.16)$$

$$b = \ln Q_{50} - 0,50 * a \quad (3.17)$$

onde Q_{50} é a vazão de probabilidade 50% de permanência, e Q_{95} é a vazão de 95% de permanência.

A regionalização se deu pela regressão de Q_{50} e Q_{95} com a área da bacia através de uma equação de potência do tipo:

$$Q_{50} \quad \text{ou} \quad Q_{95} = aA^b L^c S^d N^e P^f \quad (3.18)$$

onde A é a área da bacia, L o comprimento do rio principal, S a declividade média do rio principal, N o número de afluentes ao rio principal e P a precipitação média anual na bacia contribuinte, e, a , b , c , d , e e f são parâmetros de cada região.

Componentes Principais para Identificação de Regiões Hidrológicas Homogêneas

Além de técnicas tradicionais de regionalização como aquelas utilizadas nos estudos de Tucci (1991) e ANEEL (2001), também as técnicas de análise multivariada de agrupamento e de componentes principais podem ser utilizadas para identificar as seções que possuem comportamento hidrológico semelhante.

As técnicas de agrupamento são *técnicas exploratórias*, baseadas nas similaridades ou distâncias (dissimilaridades) entre os pontos no espaço amostral multidimensional. Embora não sejam feitas hipóteses do número de grupos ou sobre a estrutura do grupo, podem sugerir hipóteses concernentes aos relacionamentos entre os dados, bem como auxiliar na identificação de “outliers” (Johnson e Wichern, 1988). Um exemplo de uso dessas técnicas para identificação de regiões homogêneas de curvas de permanência pode ser encontrado no estudo para o norte da Argentina por Zucarelli e Carmen (1999).

Dentre as técnicas de agrupamento, a que fornece uma avaliação quantitativa da qualidade do agrupamento é a técnica de componentes principais.

A técnica dos componentes principais busca uma transformação linear de variáveis que possuam correlações entre si, de modo a obter novas coordenadas que tenham variância máxima, que não sejam correlacionadas entre si (independentes) e que preservem a variância total dos dados (Machado, 1991). Considerando as variáveis como as medidas das coordenadas de pontos (entidades, seções) em um espaço multidimensional, a transformação linear permite a redução deste espaço amostral a duas ou três dimensões. Portanto, os componentes principais constituem-se de combinações lineares de variáveis aleatórias, visando sintetizar os dados e sua interpretação (Johnson e Wichern, 1988). Nessa nova ordem, geralmente os dois primeiros eixos (componentes principais) explicam a quase totalidade da

variância dos dados, permitindo que se represente os pontos (seções) amostrais em um gráfico bidimensional, utilizando os eixos (primeiro e segundo componentes principais) que explicam a maior parte da variância total dos dados. Dessa maneira, é possível, visualmente, identificar as seções afins e aplicar os modelos considerando as regiões identificadas.

A vantagem do uso dos componentes principais para identificação de grupos de entidades com propriedades hidrológicas semelhantes sobre o uso de técnicas exploratórias é que, além de possibilitar uma visualização dos grupos em um espaço amostral de duas ou três dimensões, descreve objetivamente (quantitativamente) o grau da variância dos dados explicada no espaço amostral dimensionalmente reduzido. Yu e Yang (1996) usaram essa técnica para identificar regiões homogêneas para as curvas de permanência e para estabelecer relações regionais para estabelecer curvas sintéticas em bacias sem dados do Taiwan, China.

Nesta pesquisa, o comportamento hidrológico para o qual se busca identificar regiões homogêneas é relativo à permanência das vazões. Portanto as variáveis descritoras de cada seção hidrológica são as vazões que formam a curva de permanência, ou seja, as vazões de 40% de permanência, 45%, etc. de cada seção, organizados na forma da tabela 3.3.

Tabela 3-3 – Exemplo de Matriz dos Dados para Estudos de Agrupamentos e Componentes Principais

Seções	Vazões de Permanências						
	40%	45%	50%	90%	95%
Seção a							
Seção b							
.....							
Seção n							

Na tabela 3.3, contendo a matriz dos dados, considera-se que cada linha representa um ponto (“seções hidrológicas” ou “unidade” ou “entidade” ou “ponto amostral”) em um espaço de “p” dimensões (igual ao número de permanências descritoras da curva).

Sejam \underline{X} a matriz dos dados, semelhante à da tabela 3.3, e \underline{S} a matriz variância-covariância (Johnson e Wichern, 1988):

$$\underline{X} = \begin{pmatrix} x_{11} & x_{12} & \dots & \dots & x_{1p} \\ x_{21} & x_{22} & & & x_{2p} \\ \dots & & x_{ij} & \dots & \dots \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ x_{n1} & x_{n2} & \dots & & x_{np} \end{pmatrix} \quad \text{ou} \quad \underline{X} = \begin{pmatrix} \bar{x}_1 & \bar{x}_2 & \dots & \bar{x}_p \end{pmatrix} \quad (3.19)$$

$$\underline{S} = \begin{vmatrix} s_{11} & \dots & s_{1p} \\ \dots & & \dots \\ s_{p1} & \dots & s_{pp} \end{vmatrix} \quad (3.20)$$

onde i (linha) é a seção fluvial SHR_i e j (coluna) é o percentil da curva de permanência.

Sendo \underline{S} uma matriz quadrada, simétrica de ordem $(p \times p)$, é possível encontrar a matriz \underline{V} $(p \times p)$, chamada de matriz de auto-vetores de \underline{S} , operador capaz de transformar \underline{X} em \underline{Y} preservando as variâncias e covariâncias entre as p variáveis de \underline{X} , da seguinte maneira:

$$\underline{Y} = \underline{V}^T \underline{X} \quad (3.21)$$

Onde a matriz \underline{V} é a matriz dos autovetores que diagonalizam a matriz variância-covariância \underline{S} de \underline{X} , transformando-a em $\underline{\Lambda}$ de \underline{Y} da seguinte forma:

$$\underline{\Lambda} = \underline{V} \underline{S} \underline{V}^T \quad (3.22)$$

e $\underline{\Lambda}$ é matriz diagonal, cujos elementos da diagonal são os autovalores I de \underline{S} , ou seja:

$$\underline{\Lambda} = \begin{vmatrix} I_1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & I_2 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & \dots & 0 \\ 0 & 0 & 0 & I_p \end{vmatrix} \quad \text{e } I_1 > I_2 > \dots > I_p \quad (3.23)$$

O somatório dos elementos da diagonal da matriz variância-covariância representa a variância total dos dados, sendo que uma propriedade importante desta técnica é que a soma dos elementos diagonais em \underline{S} é igual a soma em $\underline{\Lambda}$, isto é, variância total de \underline{Y} é igual à de \underline{X} . Em síntese, os componentes principais \underline{X} são não-correlacionados e suas variâncias são os autovalores I .

A proporção da variância total explicada pelo primeiro componente principal é dado por:

$$\frac{I_1}{\Sigma I} * 100\%; \quad \text{e a do segundo } \frac{I_2}{\Sigma I} * 100\%; \quad (3.24)$$

e assim por diante.

Se os dois primeiros componentes principais explicarem a maior parte da variação total dos dados, então é possível analisar os dados em somente duas dimensões e de forma gráfica.

Esses valores são uma medida objetiva da qualidade dos resultados, isto é, do grau de confiabilidade no agrupamento.

Uma particularidade dessa técnica é que os componentes principais são influenciados pela ordem de grandeza das variáveis explicativas, isto é, as variáveis de maior magnitude possuem maior influência na composição dos componentes principais devido à maior variância (Johnson e Wichern, 1988).

Na aplicação aqui proposta, as variáveis explicativas são as vazões de cada percentil das curvas de permanência. No problema de outorga, as vazões menos importantes para a outorga são justamente as de maior magnitude, e, portanto, um agrupamento baseado nessas variáveis explicativas reflete o comportamento das maiores vazões e explica menos o comportamento das vazões mínimas. Ou seja, a variância total será explicada preferencialmente pelas variáveis de menor permanência

Para que isso não aconteça, a normalização dos valores na matriz dos dados (padronização) proporciona que as magnitudes das diferentes variáveis sejam equivalentes, de modo que cada percentil terá o mesmo peso na construção dos componentes principais. Esse procedimento permite agrupar as seções com curvas de permanência de mesma tendência, onde as vazões mínimas têm o mesmo peso das máximas na influência de formação dos grupos.

Nesse procedimento alternativo, adotado nesta tese, a matriz variância-covariância é substituída pela matriz das correlações de \underline{X} , e a matriz \underline{X} pela matriz \underline{Z} , cujos componentes são os valores de \underline{X} padronizado a partir de suas estatísticas: média e desvio padrão:

$$\underline{Z} = \begin{pmatrix} z_{11} & z_{12} & \dots & \dots & z_{1p} \\ z_{22} & z_{22} & & \dots & z_{2p} \\ \dots & & z_{ij} & \dots & \dots \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ z_{n1} & z_{n2} & \dots & & z_{np} \end{pmatrix} \quad (3.25)$$

$$\text{sendo que } z_{ij} = \frac{x_{ij} - m_j}{s_j} \quad (3.26)$$

e m_j é a média e s_j é o desvio padrão dos valores do percentil j das curvas de permanência de cada uma das n seções.

A aplicação dessa técnica nesse trabalho é feita com o uso do software Genstat 5.0 (1993) e serve como auxiliar (guia), juntamente com as conclusões dos estudos de

regionalização, na montagem das combinações entre seções para a aplicação dos modelos de proporção de área dentro de uma mesma região hidrológica.

3.2 Sistema de Gerenciamento da Oferta e Demanda

O gerenciamento da oferta e da demanda, no Brasil, tem o embasamento na legislação federal, a qual dispõe que a outorga deve ser vinculada a estudos referentes ao “*balanço entre disponibilidades e demandas futuras dos recursos hídricos, em quantidade e qualidade, com identificação de conflitos potenciais*” (Art. 7º ... III da Lei Federal 9433/97 – BRASIL, 1997).

Conforme exposto no capítulo 2, item 2.6, um sistema de apoio à decisão para outorga, entre outros, possui um módulo de balanço hídrico. Tendo em vista os objetivos desta tese, optou-se por utilizar um modelo de balanço hídrico que otimiza a distribuição de água para outorga. O procedimento de otimização do balanço hídrico é útil, tanto na fase de planejamento de um sistema de outorga bem como na de planejamento de estratégias de racionamento de água em épocas de estiagem, pois permite verificar diferentes possibilidades de distribuição da água diante de diferentes critérios de outorga e diferentes cenários de demanda sob as condições de diferentes estimativas de disponibilidade hídrica.

Com o uso do modelo de balanço hídrico, pretende-se analisar de que forma diferentes fatores influem na distribuição de água entre os usuários, tais como critério de discretização do sistema, critérios de alocação de volumes, prioridades de uso, variabilidade das vazões, sazonalidade, erros de estimativa de vazão, bem como os reflexos da outorga no fluviograma remanescente, importante para a avaliação dos impactos ambientais.

Este item, portanto, apresenta os métodos empregados para as análises da outorga, dividido em quatro partes. Na primeira, apresenta-se o conceito de trecho de gerenciamento (item 3.2.1) seguido da descrição do modelo de balanço hídrico otimizado (item 3.2.2). Na seqüência do capítulo, item 3.2.3, descreve-se o modelo de simulação utilizado para verificar a eficiência do modelo de otimização, fornecendo, então, o percentual de falhas no atendimento dos volumes outorgados e avaliando a curva de permanência resultante no rio após a retirada dos volumes. Finalmente, no item 3.2.4, descrevem-se as diferentes possibilidades de cenários para simulação do modelo de balanço hídrico baseados em diferentes critérios de outorga e de definição de arranjos topológicos de trechos de gerenciamento (diferentes escolhas de SHRs).

3.2.1 Definição dos trechos de gerenciamento

Para a operacionalização do processo de implantação de outorga, bem como para o enquadramento dos recursos hídricos, é necessária uma divisão da rede de drenagem em trechos de gerenciamento. O problema hidrológico se concentra na avaliação de disponibilidades hídricas para as seções de referência que delimitam os trechos estabelecidos. Na literatura, estas seções de referência têm sido denominadas diferentemente como “*seções hidrológicas de referência - SHR*” (Silveira et al., 1998; Cruz et al., 1999), “*pontos característicos*” (Lanna, 1997; Pereira, 1996), “*nós*” (Porto et al., 1999; TNRCC, 1998; Azevedo et al., 1997), “*pontos de controle*” (Wurbs e Dunn, 1996), “*pontos notáveis*” (Almeida et al., 1999) ou ainda “*pontos de referência*” (Cordeiro Netto et al., 1999). A fase inicial do processo de outorga é para avaliar a quantificação da disponibilidade hídrica nessas seções para desenvolver, na etapa seguinte do processo, o balanço hídrico otimizado na bacia.

A figura 3.2 apresenta o esquema de um sistema hídrico onde, por conveniência, os cursos d'água estão divididos em trechos delimitados por pontos característicos ou seções hidrológicas de referência (SHRs), onde cada qual representa uma seção fluvial qualquer definida na rede de drenagem, para onde devem convergir estudos hidrológicos específicos de avaliação de disponibilidades hídricas.

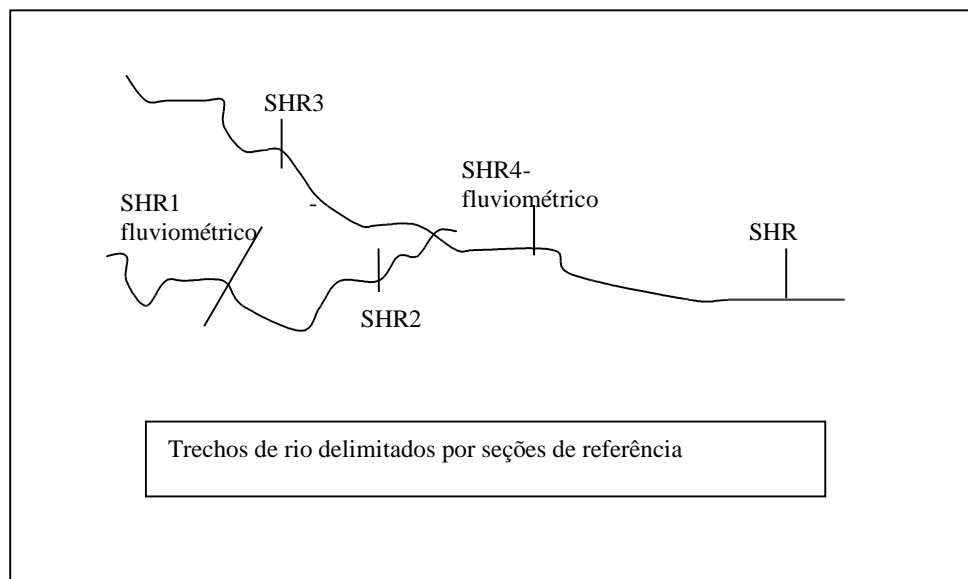


Figura 3-2 Esquema de divisão do rio: seções de referência

As SHRs devem ser definidas em função de critérios que consideram a distribuição geográfica da demanda, bem como de critérios geomorfológicos e hidrológicos. Locais de

grande demanda puntual ou grande demanda em pequeno trecho podem definir o posicionamento de algumas SHRs (Lanna, 1997).

O critério geomorfológico é fundamental para a divisão da rede de drenagem em trechos, porque, através da observação das características do meio físico, identificam-se locais especiais com alteração significativa de declividade no leito do rio, mudança no substrato do leito do rio, mudança de tipo de solo, mudanças bruscas de topografia, que se constituem locais adequados para estabelecer as seções de referência.

O critério hidrológico orienta a divisão de sub-bacias visando à quantificação de vazões nos diferentes trechos da rede fluvial, procurando, assim, evitar a escolha de seções consecutivas que possuam grandes diferenças entre as respectivas áreas contribuintes ou mudanças bruscas no regime de vazões, de modo a viabilizar o emprego de métodos como a transposição de dados por proporcionalidade de áreas ou outro método simplificado ou similar. As SHRs podem ser pontos singulares como pontos de confluência entre rios (Viegas e Lanna, 1999), pontos com estações de monitoramento, bem como presença de obras hidráulicas: pontos de passagem (por exemplo de eclusas), pontos de armazenamento (reservatórios), derivações puntuais elevadas (bombeamento ou canais de derivação). Também, as SHRs intermediárias devem localizar-se em seções posicionadas em locais que definam trechos sem pontos singulares ao longo de sua extensão, de modo a facilitar o uso de métodos de estimativa de vazões simplificados.

3.2.2 Modelo de Balanço Hídrico Otimizado para planejamento global de outorga

O modelo de balanço hídrico otimizado consiste em um modelo de alocação de água (outorga) em cada trecho de gerenciamento com base na oferta e demanda de água (balanço hídrico). As vazões definidas em cada seção hidrológica de referência (SHR) representam a oferta, e a demanda é estabelecida pelas necessidades dos usuários.

Na prática, as vazões de cada SHR, com base nos dados históricos de vazão, estão afetadas de captações e despejos exercidos. Portanto, conforme discutido na introdução do capítulo 2, quando os trechos de gerenciamento sofrem pressão de demanda quantitativa, é muito difícil conhecer uma vazão estatística que represente a produção hídrica nas condições atuais de uso do solo, dado que não são conhecidas as derivações e os despejos que se deram no passado, para que pudessem ser compensados nos valores de vazão observados. Ou seja, devido à variação de demanda no tempo, as séries não são homogêneas. Assim, a vazão em cada SHR representa a disponibilidade hídrica remanescente da demanda atual exercida, já que a mesma consiste no resultado do balanço hídrico em escala real, considerando as retiradas e os despejos que ocorreram em toda a bacia contribuinte devido aos usuários atuais

e antigos, isto é, que ocorreram possivelmente diferente no passado e que estão inclusos na série histórica de vazões.

Em decorrência da dificuldade de reconstituição das vazões naturais, uma estratégia é estabelecer um marco inicial para desenvolver o cotejo das duas variáveis básicas (disponibilidade e demanda) no equacionamento do balanço hídrico para a outorga. Nessa estratégia, reconhece-se que a disponibilidade hídrica do manancial calculada atualmente traz embutidos os usos quantitativos da água exercidos de um período histórico até o presente, e a esta vazão dá-se a denominação de *disponibilidade marco zero* (Dmz).

Porém, essa vazão não representa ainda a vazão outorgável, já que, constitucionalmente, existe uma porção que é indisponível e que representa a vazão de conservação ambiental (Q_p), a qual pode ser função variável no tempo vinculada a condicionantes ambientais, conforme abordado no item 2.5.4. A vazão disponível Dmz (disponibilidade atual remanescente) diminuída da vazão de conservação ambiental é, então, a verdadeira vazão/disponibilidade remanescente ($D_{remanescente}$) passível de processo de outorga.

$$D_{remanescente} = Dmz - Q_p \quad (3.27)$$

O resultado expressa três possibilidades para essa vazão remanescente: menor, igual ou maior do que zero. No primeiro caso, não há vazão remanescente, pelo contrário, o consumo na SHR é maior do que poderia ser, uma vez que ultrapassa os limites impostos pela vazão de proteção ambiental. Nesse caso, duas possibilidades de gestão são aplicáveis. A primeira diz respeito à restrição de uso (acionamento). A segunda refere-se à possibilidade de investimentos na bacia para fins de redistribuir no tempo as vazões, através de obras e/ou intervenções destinadas ao armazenamento nos períodos de superávit, no mínimo para garantir uma vazão regularizada igual à de conservação ambiental nos períodos em que foram identificados os déficits. O segundo caso, no qual o resultado da diferença é igual a zero, expressa uma SHR para a qual a demanda está no limite de seu crescimento. Qualquer crescimento adicional requer investimentos adicionais de regularização. Finalmente, a terceira possibilidade, quando a diferença é maior do que zero, indica que é possível aumentar a demanda até o limite do valor resultante, isto é, expressa a vazão que poderá ser outorgada para novos usuários ou para ampliação de usos.

O modelo de balanço hídrico proposto neste trabalho baseia-se na divisão do rio em trechos divididos por “n” SHRs (Seções Hidrológicas de Referência), mesclando as concepções de Kelman (1997) e Silveira et al. (1998). As seguintes considerações foram adotadas:

- a) a disponibilidade hídrica *marco zero* (Dmz) é conhecida em cada SHR e será considerada, nesta tese, como a vazão com permanência de 95% do tempo ($Q_{95\%}$), calculada pelos diferentes métodos abordados no item 3.1, valores referentes ao ano e referentes aos meses, considerando os aspectos de sazonalidade;
- b) como vazão de conservação ambiental, em função de não existirem estudos para a região de aplicação desta tese, que definam as vazões máximas e mínimas que devam ser preservadas, optou-se por estipular um valor de referência, como os previstos na legislação de alguns estados brasileiros (item 2.5.4). Assim, adotou-se a vazão mínima de 7 dias de duração e 10 anos de tempo de retorno – $Q_{7,10}$, embora, para Stalnaker et al. (1995), esta não seja suficiente para a preservação dos peixes. Este valor poderia ser outro qualquer, pois sua definição carece de fundamentação científica, a qual não é objetivo desta tese investigar;
- c) as demandas referentes a cada trecho delimitado por duas SHRs são agrupadas por tipo de usuário dentro dos trechos e concentradas na SHR de montante;
- d) as vazões de retorno foram consideradas compensadas no próprio trecho de gerenciamento, de modo que, no balanço hídrico, apenas as parcelas consuntivas das demandas foram contabilizadas.

Cada vazão outorgada em uma determinada SHR_i fica indisponibilizada tanto para usuários de jusante, como para de montante, uma vez que o corpo hídrico é único. A demanda que influencia diretamente a disponibilidade hídrica e que entra explicitamente na equação do balanço hídrico da seção é o somatório de todas as demandas acumuladas das seções de montante mais a demanda da própria seção (D_{acum}) (Kelman, 1997). A equação do balanço hídrico em cada seção fica, portanto:

$$D_{remanescente}^i = Dmz^i - Q_{amb}^i - \sum_{j=1}^{ni} D^j \quad (3.28)$$

onde: $D_{remanescente}^i$ é a vazão remanescente disponível para uso e passível de outorga na futura na SHR_i, após a outorga na seção, descontadas as outorgas à montante de i e, reservado um volume para a conservação ambiental.

ni representa o número de seções a montante de i , inclusive i

$$\sum_{j=1}^{ni} D^j = D_{acum}^i, \text{ que é a demanda acumulada na SHR}_i$$

Dmz^i é a disponibilidade marco zero na SHR_i

Q_{amb}^i representando a vazão de conservação ambiental na SHR_i, conforme convenção neste trabalho como $Q_{7,10}$

No procedimento de outorga, a equação 3.28 pode ser continuamente melhorada para incorporar particularidades. Por exemplo, pode-se prever um retorno de água de usuários que tiram-na em um trecho, mas uma parcela retorna mais à jusante. Neste caso, a equação ficaria adicionada de $Q_{retorno}$ (eq. 3.29). Como, para esta tese, foram consideradas apenas as parcelas consuntivas, o somatório da equação 3.29 contabiliza somente o resultado das parcelas do somatório.

$$D_{remanescente}^i = Dmz^i - Q_{amb}^i - \sum_{j=1}^{ni} (D^j - Q_{retorno}^j) \quad (3.29)$$

As equações podem ser extrapoladas para uso com diferentes riscos, para conferir outorgas escalonadas (item 2.5.2). Nesse caso, primeiro se promove o balanço hídrico para as vazões de maior garantia. Em uma segunda etapa, não implementada nesta tese, promove-se o balanço para vazões de menor garantia, isto é, vazões diferenciais, como, $Q_{95\%}$ na primeira fase, $Q_{90\%}$ - $Q_{95\%}$ na segunda fase, e assim por diante.

Kelman (1997) apresenta de forma clara uma proposta de equacionamento em que a parcela correspondente à demanda em cada seção pode ser generalizada para corresponder a uma demanda puramente quantitativa (derivação) em conjunto com a reserva de diluição de poluentes, inclusive considerando o decaimento das concentrações dos parâmetros não conservativos. Embora, neste trabalho, os dados de demanda utilizados sejam de ordem quantitativa, é possível estender as conclusões obtidas neste exercício para situações de outorga quali-quantitativa. A diferença, nesse caso, é que a planilha de vazões remanescentes deverá ser específica para cada parâmetro de outorga, em função de sua carga. Obviamente, para processamento das outorgas quantitativas, deverá ser considerada, como vazão de reserva de outorga qualitativa, a maior vazão outorgada entre os diferentes parâmetros e, a cada outorga quantitativa, o valor correspondente deverá ser subtraído de todas as tabelas de parâmetros qualitativos.

Sendo D_j^j a demanda solicitada pelos usuários do trecho entre SHR_j, e a próxima seção a jusante SHR_{j+1}, cada vez que parte ou toda demanda for outorgada para a seção j , esse valor será debitado das disponibilidades das seções de jusante e ficará indisponibilizado para os usuários de montante de j . Se a vazão remanescente em j for zero após a outorga, então, nenhuma demanda adicional poderá ser concedida para os usuários de montante. Da mesma

forma, se a jusante de j , alguma seção ficar com demanda negativa, não será possível outorgar toda a demanda de j , mas somente o valor disponível na seção de jusante (Figura 3.3).

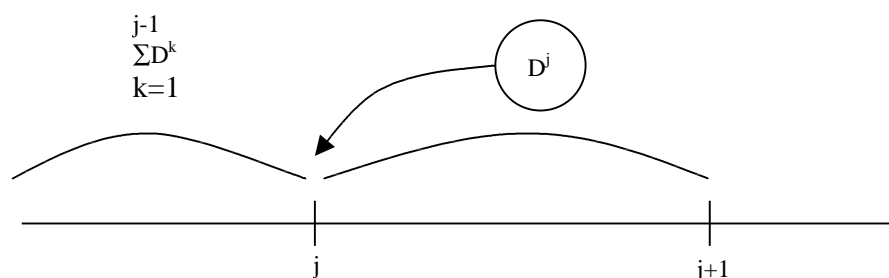


Figura 3-3 Esquema do desconto da demanda nas seções de referência

Para exemplificar o problema, considere a bacia hidrográfica da figura 3.2 e as cinco seções hidrológicas de referência.

Com a finalidade de melhor compreender o sequenciamento dos cálculos, ensaia-se um balanço hídrico hipotético com o apoio das tabelas 3.4 e 3.5. Nelas, constam os dados para o exemplo da figura 3.2 (item 3.2.1), onde, na segunda coluna, estão as disponibilidades hídricas remanescentes da outorga ambiental, isto é, Dmz menos $Q_{ambiental}$, obtidas a partir de vazões observadas ou estimadas, conforme os itens 3.1.1 e 3.1.2, ou outro método. A terceira coluna contém os dados de demandas futuras (valor global requerido em cada seção correspondente a apenas a parcela consuntiva, isto é, total retirado menos retorno) dos usuários de cada trecho, acumulados na seção imediatamente após a montante, conforme proposição do modelo de outorga. Na quarta coluna, mostram-se as demandas acumuladas de *montante para jusante*, para visualizar a influência das demandas de montante nas seções de jusante.

Tabela 3-4 Simulação de concessão de outorga de montante para jusante

Seção	Disponibilidade Marco Zero menos $Q_{ambiental}$	Demanda	Demanda Acumulada	Outorga		Outorga Acumulada	Vazão Remanescente
				(1)	(2)		
SHR1	8	6	6	6		6	2
SHR2	12	8	14		6	12	0
SHR3	10	7	7	7		7	3
SHR4	31	20	27		12	31	0
SHR5	45	20	47		14	45	0

(1) outorga integral

(2) outorga parcial

A tabela 3.4 apresenta a seqüência de cálculo da outorga feito de *montante para jusante*, concedendo as vazões para as seções hidrológicas de referência na ordem numérica crescente. Considerando que, na SHR1, a disponibilidade é de $8 \text{ m}^3/\text{s}$ e a demanda na seção é de $6 \text{ m}^3/\text{s}$, pode-se outorgar o total da demanda, restando na seção a disponibilidade de $2 \text{ m}^3/\text{s}$.

A seguir, passa-se a outorgar para a SHR2. A disponibilidade hídrica na seção é de $12 \text{ m}^3/\text{s}$, porém, após a outorga para SHR1, a disponibilidade na seção ficou em $6 \text{ m}^3/\text{s}$, sendo que não é possível contemplar os usuários com a demanda total. Nesse caso, outorga-se apenas os $6 \text{ m}^3/\text{s}$ e a disponibilidade remanescente na seção fica nula. A SHR3, por ser uma seção de cabeceira, não sofre influência direta nas outorgas das seções 1 e 2 e tem disponibilidade de $10 \text{ m}^3/\text{s}$ e demanda de 7, a qual pode ser atendida. A disponibilidade remanescente em SHR3 é de $3 \text{ m}^3/\text{s}$. A disponibilidade hídrica na seção 4 é de $31 \text{ m}^3/\text{s}$, porém a quantidade outorgada a montante é de $19 \text{ m}^3/\text{s}$, o que significa que a disponibilidade remanescente para outorgar em SHR4 é de 31 menos 19, ou seja, $12 \text{ m}^3/\text{s}$. Esta é a vazão possível de ser outorgada em SHR4, após as outorgas a montante. O raciocínio repete-se para a SHR5.

O balanço hídrico, assim descrito, pode ser aplicado em dois tipos de situação: fase de planejamento e fase operacional da outorga no dia-a-dia.

Situação diversa da apresentada pela tabela 3.4 ocorre quando se aplica o modelo de outorga de *jusante para montante*, na ordem numérica inversa (Tabela 3.5). Nesse caso, o cálculo inicia-se na SHR5. Sendo $45 \text{ m}^3/\text{s}$ a disponibilidade hídrica e a demanda $20 \text{ m}^3/\text{s}$, não há problema em outorgar toda demanda solicitada, ficando a disponibilidade remanescente em $25 \text{ m}^3/\text{s}$. A segunda seção a receber outorga é a SHR4. Esta seção tem disponibilidade hídrica de $31 \text{ m}^3/\text{s}$, capaz de atender a demanda de $20 \text{ m}^3/\text{s}$. Porém é preciso verificar, antes de outorgar, se a demanda de SHR4 é superior ou inferior a disponibilidade remanescente em SHR5. Como este valor é de $25 \text{ m}^3/\text{s}$, então, há água para ser outorgada em SHR4. A próxima seção, a SHR3, possui disponibilidade hídrica de $10 \text{ m}^3/\text{s}$ e demanda de $7 \text{ m}^3/\text{s}$. Porém, após a outorga em SHR4, a remanescente em SHR4 é de $11 \text{ m}^3/\text{s}$ e em SHR5 é de $5 \text{ m}^3/\text{s}$. Esta última é a restrição de outorga em SHR3, pois não é possível outorgar mais de $5 \text{ m}^3/\text{s}$ sem prejudicar os usuários já outorgados a jusante. Após a outorga em SHR3, ficam suspensos acréscimos de outorgas, pois não há mais oferta de água para uso.

Analisando-se as diferenças entre a distribuição dos volumes no primeiro e segundo casos, ilustrados nestes exemplos de outorga entre cinco seções, percebe-se que o processo de outorgar, durante a fase de planejamento, é um *problema de alocação de volumes* entre seções e usuários.

Tabela 3-5 Simulação de concessão de outorga de jusante para montante

Seção	Disponibilidade: <i>Marco Zero</i> menos $Q_{ambienta}$	Demanda	Demanda Acumulada	Outorgado	Outorga Acumulada	Vazão Remanescente
SHR1	8	6	6			8
SHR2	12	8	14			12
SHR3	10	7	7			10
SHR4	31	20	27			31
SHR5	45	20	47	20	20	25
2^a etapa						
Seção	Disponibilidade Remanescente da 1 ^a etapa	Demanda	Demanda Acumulada	Outorgado	Outorga Acumulada	Vazão Remanescente
SHR1	8	6	6			8
SHR2	12	8	14			12
SHR3	10	7	7			10
SHR4	31	20	27	20	20	11
SHR5	25	20	47	20	40	5
3^a etapa						
Seção	Disponibilidade Remanescente da 2 ^a etapa	Demanda	Demanda Acumulada	Outorgado	Outorga Acumulada	Vazão Remanescente
SHR1	8	6	6	-	-	8
SHR2	12	8	14	-	-	12
SHR3	10	7	7		5	5
SHR4	11	20	27	20	25	6
SHR5	5	20	47	20	45	0

(1) outorga integral

(2) outorga parcial

As equações de balanço hídrico podem ser aplicadas para cada solicitação de outorga, simulando uma situação de atendimento de rotina da outorga. Porém, como pode ser observado, nem sempre a liberação do pedido de outorga por ordem de chegada, sem conhecimento da situação futura das necessidades de água, promove a melhor distribuição na bacia. Isso nos remete a pensar em um planejamento global da bacia, considerando os cenários possíveis de demanda, problema que pode ser resolvido por técnicas de otimização. Estas constituem-se de algoritmos matemáticos que procuram maximizar uma função “objetivo”. Canedo (1989) faz uma revisão sobre as funções objetivo comumente utilizadas para aplicações em ajuste de modelos de simulação de recursos hídricos, listando seis possibilidades, que podem ser escolhidas de acordo com o problema, otimização dos valores globais, dos máximos ou dos valores mínimos.

Neste trabalho, foram selecionadas duas funções objetivo, que se adaptaram a esse problema. Tais funções buscam minimizar a diferença entre a demanda existente e a vazão a ser outorgada pela metodologia. Os valores a serem otimizados são as vazões a serem outorgadas. Este tipo de otimização não otimiza o resultado econômico da outorga, mas a proporção de atendimento.

- a) Função relativa: tem por característica tirar o peso excessivo dado aos valores absolutos da função F1, enfatizando o melhor ajuste dos valores relativos (Tucci, 1998), proporcionando uma distribuição mais equânime entre os usuários. Neste caso, as seções com menores vazões de demanda tenderão a receber uma vazão proporcionalmente maior que as seções de grande demanda.

$$F1 = \sum_{i=1}^n \left(\frac{Q_{demanda} - Q_{outorgada}}{Q_{demanda}} \right)^2 \quad (3.30)$$

- b) Função quadrática: tem por característica priorizar o ajuste dos valores maiores (Tucci, 1998). No problema da outorga, a equação privilegia os usuários das seções com maior demanda, com a tendência de outorgar uma vazão proporcionalmente maior.

$$F2 = \sum (Q_{demanda} - Q_{outorgada})^2 \quad (3.31)$$

No caso da primeira equação, tem-se a limitação de uso quando o valor da demanda é zero. Nesses casos, foi adotada a outorga de 100%.

Esse tipo de equacionamento permite inúmeras variantes, que não foram exploradas nesta tese, como, por exemplo, valorar cada vazão unitária outorgada, diferentemente para cada tipo de uso, visando a uma otimização econômica. A otimização do resultado econômico poderia levar a resultados socialmente injustos. No entanto, potencialmente podem existir soluções intermediárias.

No problema de outorga, existem restrições, aplicáveis a todas as seções i , que precisam ser consideradas durante a aplicação do modelo de balanço hídrico. A primeira delas é que o valor a ser outorgado deve estar entre os limites de zero e o valor da demanda em cada seção. A segunda refere-se às conseqüências na seção de outorga devido a valores outorgados a montante, ou seja, a outorga na seção acumulada com a dos usuários de montante deve estar entre os valores zero e a demanda da seção acumulada com a de seções a montante.

Portanto, no modelo de otimização, essas restrições devem ser informadas, para todas as seções de outorga, da seguinte maneira:

- $0 \leq Q_{outorgada}(i) \leq D^i$
- $0 \leq \sum Q_{outorgada}(i) \leq D_{acum}^i$

O balanço hídrico assim concebido é facilmente equacionado em planilhas eletrônicas. Os estudos de planejamento de outorga foram desenvolvidos com o uso de planilha eletrônica EXCEL da Microsoft, versão 2000, pelas facilidades de utilizar o software SOLVER, interno ao EXCEL, como ferramenta de otimização. O software usa um algoritmo de programação

não-linear chamado GRG2, baseado na técnica de gradientes reduzidos generalizados e o algoritmo Simplex, para programação linear (Barbosa, 1997; Cirilo, 1997).

Como exemplos de alocação de água para gerenciamento de usos de recursos hídricos com este tipo de planilha, podemos citar o modelo SOGRA, proposto por Kelman (1997), bem como o estudo de Jacobs e Voguel (1998).

3.2.3 Modelo de Simulação do Balanço Hídrico para verificação da confiabilidade da outorga otimizada

O uso da $Q_{95\%}$ como disponibilidade pressupõe, a priori, aceitar o risco que o sistema possa falhar 5% do tempo. Se for estimado com base na série histórica (vazão empírica), esta chance de falha de 5% é sobre um intervalo de tempo igual ao tamanho da série. Diferentemente, a estimativa da disponibilidade pelo valor esperado da $Q_{95\%}$ ou $Q_{95\%média}$, pressupõe falhas de 5% dos dias em um ano qualquer. No entanto, em 50% do tempo, $Q_{95\%}$ pode ser maior ou igual a $Q_{95\%média}$, e, nos demais 50% do tempo, existe a probabilidade de que a disponibilidade $Q_{95\%}$, em um ano qualquer, seja menor que a $Q_{95\%média}$. Isto quer dizer que, em 50% do tempo, o risco de falhas (r) provavelmente seja maior que os 5% teóricos. A questão é saber quanto ou qual o valor de x na expressão: $r = 5\% + x\%$, sendo que a parcela dos 5% é proveniente da adoção da permanência $Q_{95\%}$ e a segunda parcela é referente à variabilidade das $Q_{95\%}$.

Então, o que isto representa no processo de outorga? Esta resposta pode ser dada a partir da análise dos resultados da simulação dos valores da outorga otimizada, para cada cenário ensaiado de disponibilidade hídrica. A simulação da outorga pode verificar que acréscimos no risco são estes, conforme descrito a seguir.

O modelo de simulação da outorga consiste em efetuar o balanço hídrico no sistema, dia após dia, conforme a equação 3.13. Nessa equação, os valores de disponibilidade são substituídos pelas vazões da série histórica afluentes a cada SHR. O processo é efetuado para cada dia. Em cada dia, é realizado o balanço passo a passo, seção a seção, simulando o “cenário” em que a outorga teoricamente foi efetuada. Neste caso, o algoritmo simula a situação em que o usuário de montante vai retirar toda água disponível que atenda a sua permissão, e, somente com o que sobra, verifica-se o atendimento dos usuários de jusante. Portanto, tal qual o exemplo da tabela 3.4, o algoritmo efetua o balanço seção a seção, no sentido montante para jusante. Como resultado, a simulação informa, para cada dia, se houve falha, ou não, no atendimento dos valores outorgados em cada SHR. Após a simulação com toda a série histórica de vazões, a frequência de falhas para o atendimento, em cada seção, é dada por:

$$f(\text{falhas}) = \frac{n^{\circ} \text{ dias com falhas}}{n^{\circ} \text{ dias simulados com demanda}} \times 100\% \quad (3.32)$$

Outro indicador importante é o número máximo de dias consecutivos com falhas e o segundo maior número de dias consecutivos com falhas, que indicam se as falhas são concentradas em poucos eventos, porém agudos, ou se são distribuídas ao longo dos anos.

Também, a quantificação das falhas em termos volumétricos pode ser obtida, somando-se todos os déficits de vazão de cada evento de falhas, este constituído de uma seqüência ininterrupta de dias com falhas.

O modelo é aplicado para cada par (concepção de disponibilidade; critério de outorga). Entendem-se por concepção de disponibilidade valores correspondentes à vazão de cada limite inferior ou superior de cada intervalo de confiança da $Q_{95\%}$, assim como a $Q_{95\%}$ média ou a $Q_{95\%}$ empírica.

Além das simulações dos valores outorgados pelos diversos cenários, realiza-se uma simulação considerando o atendimento da *demanda requerida para abastecimento da população*, sem considerar limites de valores outorgados e restrições ambientais. Esta simulação permite verificar se a prioridade absoluta, constitucionalmente resguardada, é atendida pelas disponibilidades hídricas remanescentes de *marco zero*.

Com as freqüências de falhas obtidas para cada valor de outorga, referentes a cada concepção de disponibilidade, pode-se construir uma curva de disponibilidades em função do risco de falha e uma curva de vazões outorgadas em função das falhas. A partir dessas curvas, é possível conhecer qual vazão representa um risco de 5% em um ano qualquer de não atendimento da demanda, bem como relacionar tanto a um percentil da curva de permanência média quanto da curva empírica.

O modelo de simulação foi estruturado em uma planilha EXCEL e gerenciado por um programa de macro, em linguagem Visual Basic da Microsoft.

O processo de avaliação, portanto, segue os seguintes passos:

- para cada par (concepção de disponibilidade - critério de outorga), através do modelo de balanço hídrico, obtém-se um conjunto de valores de outorga correspondente para o sistema, com valores específicos para cada SHR;
- para cada conjunto outorgado ao sistema, simula-se o balanço com a série histórica de vazões, contabilizando cada dia de falha no atendimento da demanda outorgada;
- relacionam-se as freqüências de falhas com as disponibilidades e/ou com os volumes.

3.2.4 Análise de sistemas de recursos hídricos

A estruturação do modelo de balanço hídrico otimizado baseia-se no balanço hídrico em cada seção, considerando todo sistema e vazões de referência. A disponibilidade hídrica, aqui caracterizada pelas vazões de referência e utilizada nas análises desta tese, varia ao longo do tempo em função da climatologia. A variação, devido à sazonalidade, é resolvida adotando-se estimativas de disponibilidades mensais. Já a caracterização da variabilidade interanual das vazões é feita com o cálculo do valor esperado das vazões anuais de determinada permanência (de referência) e respectivos intervalos de confiança, isto é, as vazões de anos secos e anos úmidos vinculados a riscos de ocorrência, conforme descrito no item 3.1.1.

Três questões são apresentadas neste momento:

- que implicações podem resultar da estratégia de basear a outorga considerando como vazão de referência a $Q_{95\%}$ média e respectivos intervalos de confiança, ao invés da escolha da $Q_{95\%}$ empírica, que representa a variabilidade de período inteiro de dados, nos volumes outorgados?
- qual amplitude de variação nos volumes outorgados é observada quando se reconhece a disponibilidade hídrica como um intervalo de confiança?
- que níveis de garantia reais implicam o uso da disponibilidade $Q_{95\%}$ empírica e a $Q_{95\%}$ média?

A resposta às duas primeiras questões obtém-se com a aplicação do modelo de balanço hídrico otimizado para vários diferentes valores de vazão, dentro da faixa de confiança de 90 a 99%, assim como também para a disponibilidade empírica. Ou seja, para cada valor de disponibilidade hídrica, roda-se o modelo visando atender a demanda de maneira otimizada, obtendo-se, assim, um intervalo de valores de vazão outorgada, que varia de um valor mínimo, obtido com a otimização da disponibilidade definida pelo limite inferior do intervalo de confiança da vazão de referência, até um valor máximo de outorga, obtido com o limite superior de $Q_{95\%}$. Os intervalos de valores outorgados constituem-se em parâmetro de avaliação das conseqüências advindas do reconhecimento, no processo de outorga, da existência da variabilidade hídrica natural e das conseqüências do mesmo no processo de outorga.

Na aplicação do modelo de balanço hídrico otimizado, adota-se a hipótese de que todas as SHRs concomitantemente estão atravessando a mesma situação hidrológica de período seco ou úmido. Ou seja, em uma situação seca, pode-se admitir que todas as SHRs estarão em oferta equivalente a, por exemplo, Q^{95-} , onde Q^{95-} é o valor da vazão de permanência correspondente ao limite inferior do intervalo de confiança de 95% da disponibilidade. Esse

procedimento consiste em aceitar uma maior correlação entre as seções que a real, de modo que pode superestimar o risco. Ou seja, realmente pode, por exemplo, durante uma estiagem generalizada em toda bacia, ocorrerem eventos isolados de chuva em um determinado afluente, disponibilizando, no mesmo, mais água que nos demais trechos. A consideração de que a situação de estiagem ocorre sempre concomitante em todas as seções conduz a superestimação do risco.

Essa dificuldade metodológica é contornada fazendo-se a verificação das falhas, com o uso do modelo de simulação do balanço hídrico do sistema de outorga, descrito no item 3.2.3. Nessa simulação, as variáveis de entrada são a série histórica de vazões com intervalo de tempo diário, e os valores de demanda são os valores outorgados pelo modelo de otimização para cada um dos valores de disponibilidades. O método de simulação permite avaliar os níveis de garantia de cada conjunto outorgado com relação à amostra histórica de vazões, respondendo à terceira questão anteriormente descrita.

Em um estudo de outorga, há um número grande de possibilidades de especificações e critérios, entre as quais se destacam algumas importantes:

- que número de SHRs a adotar;
- qual função objetivo a escolher;
- qual vazão de referência utilizar: $Q_{95\%}$, $Q_{90\%}$, etc...;
- qual a ordem de prioridade entre os diversos usuários.

Cada uma das possíveis combinações, entre as opções acima, será denominada, daqui em diante, *critério de outorga*. A aplicação do modelo otimizado, considerando as várias combinações possíveis entre diversos cenários de disponibilidade e diferentes “*critérios de outorga*”, fornece a quantificação de volumes ótimos outorgados para cada seção. Considerando-se estas diferentes possibilidades, pode-se organizar o problema como o exemplo da tabela 3.6, cujos elementos são descritos na seqüência.

Tabela 3-6 Resultados da outorga: C_{ijz} considerando: Critério i , Disponibilidade j e SHR z

Vazão de referência	SHR z	Decisão do gerente Critérios i	Recursos hídricos Disponibilidade j					
			Banda 99+ $j=1$	Banda 95+ $j=2$	Banda 90+ $j=3$	Média $j=...$	Empírica $j=e$	
Permanência $Q_{95\%}$ ($Q_{cp\%}$)	Seção $z=1$	Critério $i=1$	C_{111}	C_{121}	C_{131}			C_{1e1}
		Critério $i=2$	C_{211}	C_{221}	C_{231}			C_{2e1}
	
		Critério $i=n$			
	Seção $z=2$	Critério $i=1$	C_{112}	C_{122}	C_{132}			C_{1e2}
		Critério $i=2$	C_{212}	C_{222}	C_{232}			C_{2e2}
					
		Critério $i=n-1$			
		Critério $i=n$	C_{n12}	C_{n22}	C_{n32}			...

Na primeira coluna da tabela 3.6, está a opção de qual vazão de referência utilizar para a outorga. Neste estudo, optou-se em fixá-la como o valor da vazão de permanência de 95 % do tempo. A mesma estrutura pode ser utilizada para testar outorgas escalonadas, bastando, para isso, que se utilizem, como vazão de referência, os valores incrementais entre uma permanência e outra, por exemplo, para garantia de 90%, devem ser usadas as disponibilidades definidas como $[Q_{90\%} - Q_{95\%}]$. Esta tese se atém à análise das outorgas sem escalonamento.

Na segunda coluna (Tabela 3.6), identifica-se cada seção SHR. Para cada SHR, o modelo de balanço hídrico otimizado encontra um volume outorgável, em função dos critérios de outorga e dos valores de disponibilidade hídrica. Os resultados para cada SHR são organizados nas colunas seguintes da tabela. Assim, tem-se, na terceira coluna, os diferentes critérios de outorga (linhas i), conforme as diferentes combinações dos diversos arranjos.

As demais colunas (j) são referentes aos diferentes valores de disponibilidade ou valores referentes aos limites superiores e inferiores dos intervalos de confiança em torno da média (90, 95 e 99%) bem como a própria média. As células referentes ao cruzamento de um valor de disponibilidade (colunas j) pelos critérios adotados (linhas i) reservam-se para armazenar os resultados das simulações, isto é, as conseqüências C_{ijz} de cada ação (critério i) adotada em cada SHR (z), dada cada disponibilidade (j). As conseqüências da simulação de outorga avaliadas neste estudo foram *porcentagens da demanda atendida em cada seção de referência e seus respectivos volumes*, justificando-se, assim, o procedimento pela natureza de um dos principais objetivos do processamento: testar as diferenças no comportamento da outorga frente aos riscos contidos nos possíveis valores de disponibilidade hídrica.

Também os resultados, provenientes da otimização das disponibilidades hídricas definidas pelo método da curva de permanência empírica para cada seção, e os diferentes critérios são armazenados na última coluna ($j=e$).

A partir da análise dos resultados das outorgas para cada seção (Tabela 3.6), considerando a variabilidade da disponibilidade hídrica e os diferentes critérios de outorga, avaliou-se os diferentes aspectos do problema de outorga com a metodologia apresentada:

- Efeito da variabilidade interanual (climatológica) da disponibilidade hídrica nos valores outorgados. Para isso, comparam-se os volumes outorgados para um único critério (volumes colocados em linha na tabela 3.6), adotando como disponibilidades as diferentes vazões de referência. Nesta análise, os resultados oriundos da simulação de verificação permitirão inferir qual o risco real de cada valor de disponibilidade

utilizada, uma vez que o uso da permanência de 95% teoricamente seria admitir um risco de falha de 5%;

- Efeito da consideração de prioridades entre diferentes tipos de uso em cada seção de outorga comparado a não estabelecer prioridades entre usos
- Efeito do critério de alocação de volumes, isto é, da escolha da função objetiva de otimização;
- Efeito da densidade de trechos de gerenciamento nos valores outorgados
- Efeito da priorização de uso no canal principal ou sub-bacias, simulando uma situação de grandes bacias hidrográficas divididas em duas ou mais bacias de gerenciamento, caso existente no Rio Grande do Sul;
- Propagação de erros de estimativas da disponibilidade hídrica no sistema de outorga. Substitui-se a disponibilidade observada, de uma das seções, pela disponibilidade estimada por um método de estimativa de vazões em locais carentes de dados, e comparam-se as diferenças entre os resultados obtidos usando-se os valores observados com valores estimados;
- Efeito da disponibilidade hídrica sazonal. Introduce-se a sazonalidade, considerando-se o equacionando do problema para cada mês do ano, utilizando-se as disponibilidades calculadas conforme explicado no item 3.1.1. Este estudo acrescenta, na tabela 3.6, mais uma dimensão com doze planilhas, cada uma representando um problema completo para cada mês do ano;
- Conseqüências ao meio ambiente da aplicação do sistema de outorga. Essa análise é feita comparando-se as conseqüências nas vazões remanescentes no rio após a outorga.

Para a análise dos efeitos de cada um dos aspectos, isolam-se os resultados das simulações, cuja única variável diferente entre elas seja o efeito em análise. Por exemplo, para isolar o efeito do critério de alocação de volumes, são selecionadas simulações com mesmo número de SHRs, mesmo critério de prioridade de uso, mesma vazão de referência, e assim por diante, sendo a única diferença entre as simulações as funções objetivo: relativa ou quadrática.

Esses resultados permitem uma série de análises qualitativas e quantitativas do problema. A avaliação quantitativa é feita com a verificação das falhas no atendimento dos volumes outorgados para cada cenário de disponibilidade e critério, que é verificado com o uso do modelo de simulação descrito no item anterior.

4 BACIA DO BAIXO JACUÍ

A bacia do Baixo rio Jacuí, correspondente ao curso inferior do rio Jacuí, é uma das 23 bacias hidrográficas integrantes do sistema estadual de recursos hídricos, pertencente à região hidrográfica do Guaíba (Figura 4.1).

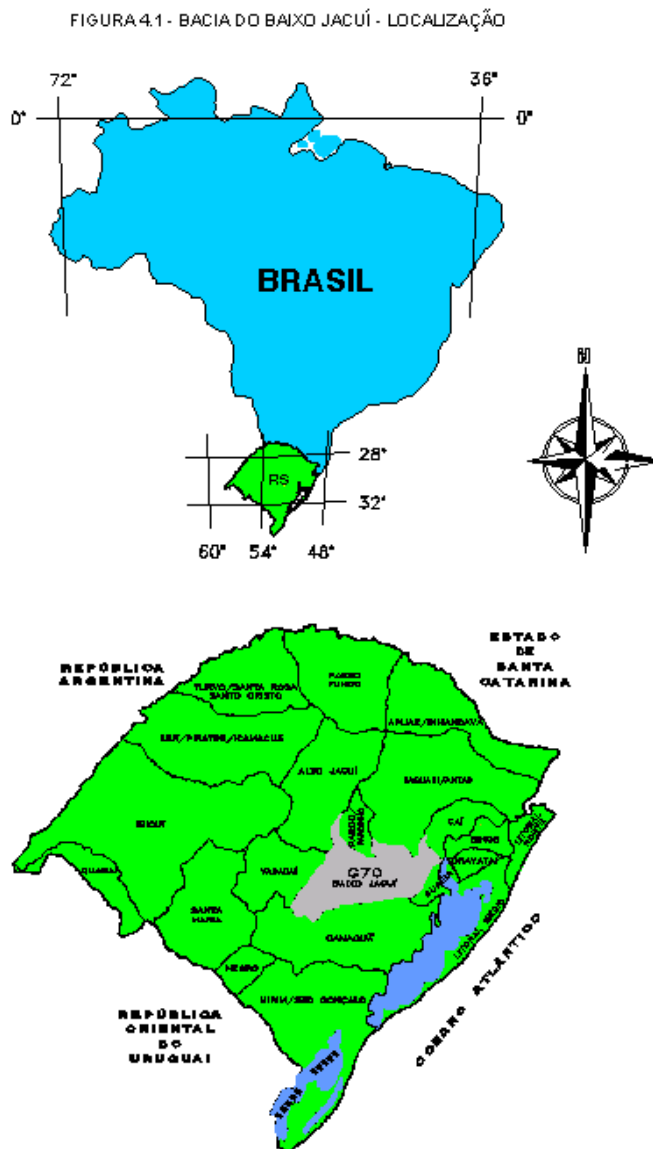


Figura 4-1 Bacia do Baixo Jacuí : Localização

A bacia do rio Jacuí drena aproximadamente 72.000 km² em Passo do Raso - estação 87040000 - e tem comprimento do leito do rio de cerca de 750 km. No curso superior, até a estação Passo São Lourenço – código 85642000, o comprimento do leito é cerca de 270 km, contados a partir das nascentes, com declividade de 1,9 m/km, baixando para 1,6 m/km no curso médio até a cidade de Dona Francisca. No curso inferior, a declividade cai bastante,

ficando entre 0,36 a 0,10 m/km (Figura 4.2 baseada em CPRM (1996)). Essas declividades explicam a concentração de barramentos para geração de energia no médio e alto Jacuí, bem como a localização das barragens de navegação no curso inferior.

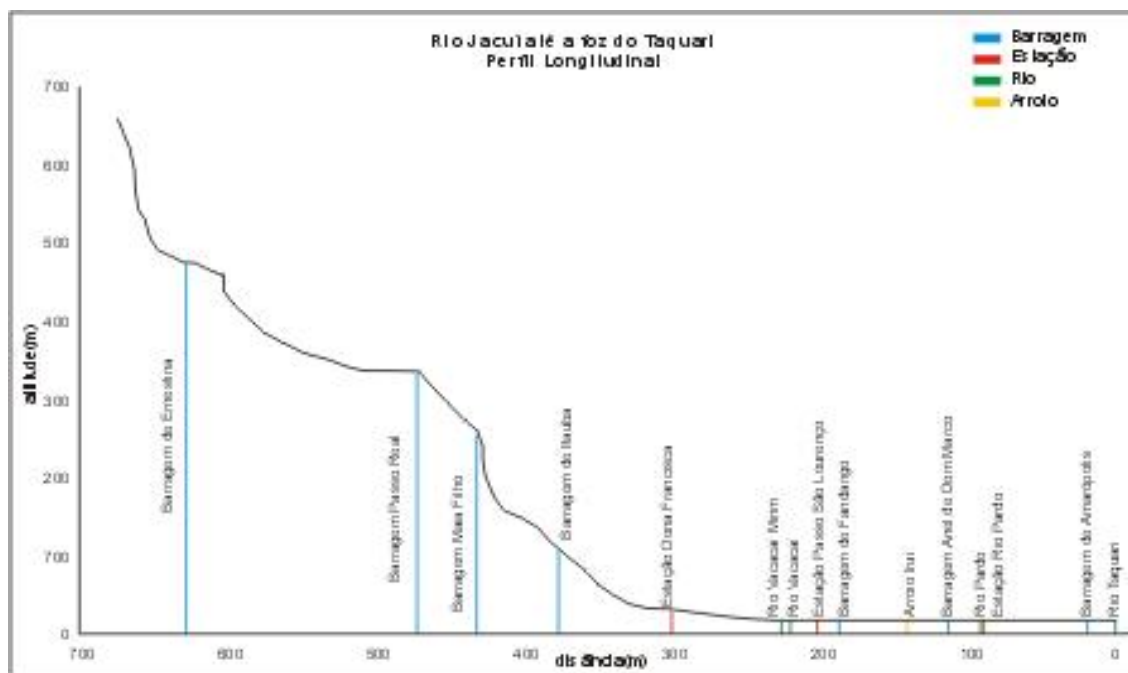


Figura 4-2 Perfil longitudinal do rio Jacuí

A bacia do Baixo rio Jacuí começa logo após a confluência do rio Vacacaí, em Passo São Lourenço (27.416 km²), e vai até Passo do Raso (71.454 km²), após confluência com o rio Taquari. A sub-bacia do Baixo Jacuí, segundo divisão do Conselho de Recursos Hídricos (CRH) do estado do Rio Grande do Sul, possui apenas 14.700 km², pois da região hidrográfica delimitada por Passo São Lourenço e Passo do Raso não devem ser contabilizadas as bacias do rio Pardo e do rio Taquari. Nessa região – Baixo Jacuí, residem cerca de 500.000 habitantes ou 5% da população do Estado. Essa sub-bacia foi objeto de estudo pelo CRH(1999) e contempla dados de demanda e disponibilidade hídrica, em várias seções de referência. Em virtude dessa disponibilidade de dados, a bacia do *Baixo Jacuí* foi selecionada como local de aplicação dos estudos propostos nesta pesquisa.

Nessa bacia, está implantada a principal hidrovia do Estado do Rio Grande do Sul no rio Jacuí (Figura 4.3). Foram construídas, nessa hidrovia, as barragens-eclusa de Fandango, Amarópolis e Anel Dom Marco, que permitem a navegação até a montante do município de Cachoeira do Sul, localizado na margem esquerda do rio Jacuí.

A lavoura de arroz se constitui em um dos principais cultivos implantados na região, juntamente com o cultivo do milho, fumo e hortigranjeiros. A irrigação é a principal demanda

de água na bacia (uso consuntivo), sendo muitas vezes superior às demandas para abastecimento público e uso industrial.

Nessa bacia, estão localizadas importantes áreas de mineração de carvão, que é destinado principalmente à geração térmica de energia. Os municípios de Butiá, Arroio dos Ratos e Minas do Leão têm sua economia dependente da exploração de carvão, tanto em minas a céu aberto quanto em minas subterrâneas.

4.1 Características hídricas da bacia do Baixo-Jacuí

Os principais cursos de água integrantes desta bacia são os arroios Irapuá, Capané, Iruí, rio Botucaraí, arroios Capivari, do Conde e dos Ratos e o rio Jacuí (Figura 4.3). Na tabela 4.1, a seguir, apresentam-se as estações fluviométricas na região, fonte dos dados utilizados nesta tese.

Tabela 4-1 – Estações Fluviométricas Utilizadas no Estudo

Código	Nome do rio	Nome da Estação Fluviométrica	Área da Bacia Km ²	Código de referência utilizado em algumas figuras	Período com dados consistidos
85438000	Rio Vacacaí Mirim	Restinga Seca	914		1976 a 1999
85462000	Rio Jacuí	Passo São Lourenço	27416	SHR00002	1984 a 1997
85470000	Rio Vacacaí	Ponte São Gabriel	973		1967 a 1999
85480000	Rio Vacacaí	Passo do Rocha	2968		1969 a 1999
85610000	Arroio São Sepé	Passo do Freire	62		1984 a 1994
85615000	Arroio Lajeado	Passo do Lageado	69		1983 a 1999
85623000	Arroio São Sepé	São Sepé Montante	721		1985 a 1999
85645000	Rio Jacuí	Fandango Jusante	30318	SHR00005	1984 a 1997
85670000	Arroio Piquiri	Foz Piquiri Jusante	1875		1982 a 1985
85681000	Rio Jacuí	Dom Marco Jusante	34648	SHR00012	1984 a 1997
85730000	Rio Pardo	Passo Linha do Rio	1238		1984 a 1986
85740000	Rio Pardo	Candelária	1376		1984 a 1994
85830000	Rio Pardino	Santa Cruz Montante	784		1979 a 1999
85900000	Rio Jacuí	Rio Pardo	38753	SHR00013	1939 a 1999
87040000	Rio Jacuí	Passo do Raso	71454	SHR00020	1984 a 1997

Na bacia do Baixo-Jacuí, existem dois regimes de escoamento bem típicos: um relativo às contribuições de bacias vertentes ao percurso deste trecho inferior do rio Jacuí (bacias vertentes ao Baixo Rio Jacuí), e outro relativo ao rio de grande porte (Baixo Rio Jacuí), que definem dois sistemas que condicionam os escoamentos e orientam a divisão da rede de drenagem em seções para o gerenciamento dos recursos hídricos.

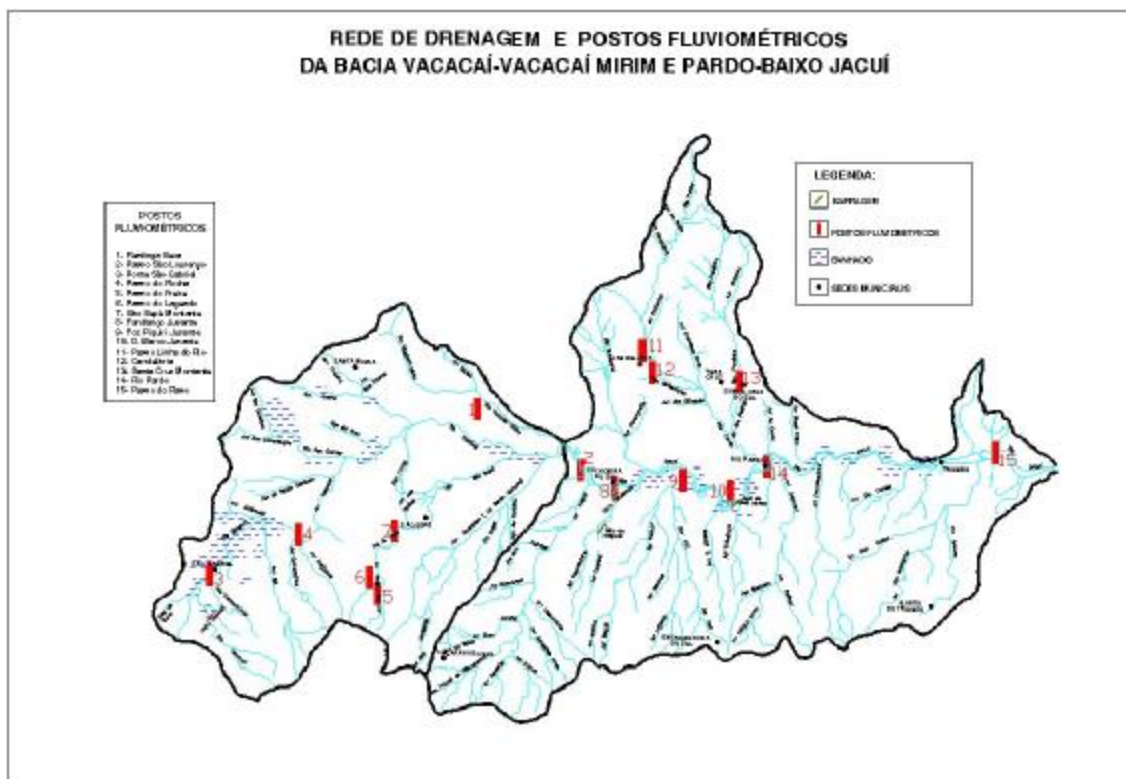


Figura 4-4 Rede de drenagem da região de estudo, postos fluvimétricos e obras hidráulicas

Nas sub-bacias laterais do Baixo-Jacuí, a deficiência de dados de vazão é quase completa, sendo que, somente na estação Jusante Foz Piquiri, no rio Iruí do ex-DNAEE (1.875 km²), existem registros entre 1982 e 1985, ano de sua extinção. A tabela 4.2 apresenta suas vazões médias mensais, juntamente com as vazões da estação de Candelária, no rio Pardo (área contribuinte de 1.376 km²). Observa-se que, apesar dos períodos distintos, a diferença de vazão específica de 33 (rio Pardo, margem esquerda) para 23 L/s/km² (rio Iruí, margem direita) é significativa. Esse fato caracteriza uma diferença de comportamento entre as bacias contribuintes da margem esquerda e as da margem direita, que pode ser devido a diferenças morfoclimáticas da região atribuídas à variabilidade de relevo (CRH, 1999).

Tabela 4-2 Vazões Médias Mensais (l/s/km²) em Sub-Bacias laterais ao Baixo Jacuí

Rio	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Ano
Rio Iruí	12,0	17,4	25,7	32,4	76,4	84,6	89,9	72,4	42,1	48,8	39,3	11,1	43,0
Pardo	20,3	26,2	19,8	51,8	54,3	61,5	72,9	54,8	66,2	46,8	46,6	20,4	45,3

Fonte: CPRM, rio Iruí em Jusante Foz do Piquiri (1982-1985) e no Pardo (1984-1994).

O segundo regime de escoamento pode ser caracterizado pelas vazões das estações Passo São Lourenço (27.416 km²) e rio Pardo (38.753 km²) da ANEEL (ex-DNAEE), cujas vazões médias mensais oficiais consistidas (Tabela 4.3) integram a hidrometeorologia do Alto Jacuí e de áreas do Baixo Jacuí. Nota-se, no período de verão, um efeito de retirada de água para irrigação do arroz, ao verificar que a relação da vazão média dos dois postos obedece, aproximadamente, à razão das áreas contribuintes (cerca de 41% maior em rio Pardo) entre abril e novembro, cujo valor cai significativamente para 17% entre novembro e março.

Tabela 4-3 Vazões Médias Mensais (m³/s) do Rio Jacuí em Passo São Lourenço (PSL) e Rio Pardo (RP)

	Período	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Anual
PSL	1984/94	361	372	339	766	792	1073	1029	895	867	776	666	406	696
RP	1984/90	398	421	422	1099	1255	1574	1519	1444	1502	1336	1022	481	1040

Fonte: Projeto Análise de Consistência de Dados Fluviométricos, Sub-Bacia 85, CPRM/DNAEE (1996)

4.2 Efeito das obras hidráulicas

O sistema operativo das hidrelétricas implantadas no trecho a montante (Alto Jacuí) influencia fortemente o regime hidráulico do rio no trecho Baixo Rio Jacuí. Uma das primeiras questões levantadas sobre o comportamento hidrológico do rio Jacuí é o efeito do sistema de barragens para geração de energia hidrelétrica no médio e alto Jacuí, e do sistema de barragens de navegação da hidrovia implantada no baixo Jacuí. A tabela 4.4 apresenta dados gerais sobre essas obras hidráulicas, sendo as três últimas localizadas na região de estudo (Figura 4.3).

Tabela 4-4 Barragens do rio Jacuí

Barragem	Área Bacia (km ²)	Finalidade	Período de Construção
Ernestina	1070	Regularização/geração energia elétrica	1950-1957
Passo Real	8140	Regularização/geração energia elétrica	1968-1971
Jacuí (Maia Filho)	8220	Geração de energia elétrica	1958-1963
Itaúba	10700	Geração de energia elétrica	1973-1978
Fandango	30860	Navegação	1952-1958
Anel de Dom Marco	35055	Navegação	1967-1971
Amarópolis	42094	Navegação	1971-1973

Fonte : IPH/UFRGS/PORTOBRÁS (1982), Estudos hidrodinâmicos do rio Jacuí, Relatório Parcial nº1.

É possível perceber que a operação da hidrelétrica de Itaúba introduz oscilações de alta frequência e baixa amplitude no escoamento, principalmente nas épocas de águas baixas. Esse efeito é sensível em Passo São Lourenço (Figura 4.4), enquanto que, observando-se as vazões do mesmo período em rio Pardo (Figura 4.5), verifica-se que o amortecimento natural na calha do Jacuí, somado ao efeito das barragens de navegação de Fandango e Anel de Dom Marco, ameniza as oscilações de Itaúba, à medida que se avança para jusante.

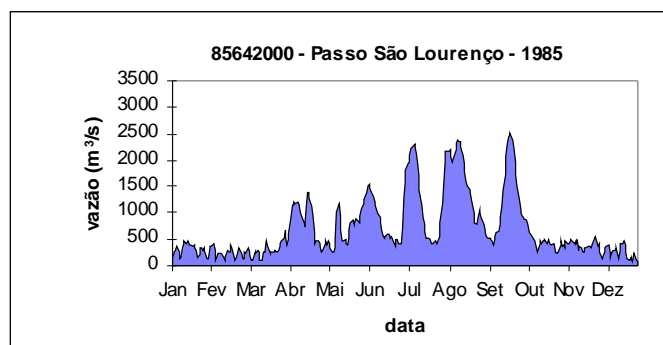


Figura 4-5 Efeito de Itaúba nas vazões do rio Jacuí em Passo São Lourenço (CRH,1999)

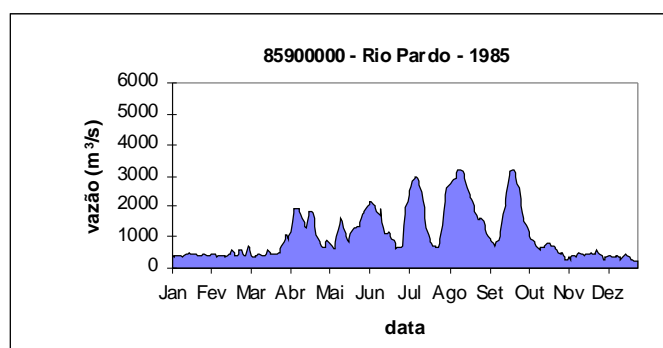


Figura 4-6 Efeito de Itaúba nas vazões do rio Jacuí em Rio Pardo (CRH,1999)

Segundo os estudos de CRH(1999), os efeitos de regularização introduzidos no rio Jacuí, desde meados da década de 70, levam a concluir que estudos quantitativos e estatísticos do regime hidrológico do Baixo-Jacuí devem ser feitos com dados deste período para refletir a situação atual, embora novas alterações possam ocorrer no regime de vazões afluentes ao Baixo-Jacuí, a partir da construção da barragem de Dona Francisca. Ainda, segundo

CRH(1999), essa observação pode ser reforçada pelo fato de que as precipitações do período pós-barragens não caracterizam épocas muito secas ou muito úmidas. Porquanto, não sendo objetivo desta tese questionar as conclusões do relatório CRH quanto à representatividade dos dados, utilizam-se as informações geradas (disponibilidades e demandas) para as simulações desta pesquisa.

4.3 Geologia

Na região do estudo, existem três formações geomorfológicas principais: o Rebordo do Planalto, a Depressão Central e o Escudo Sul-Riograndense (CRH, 1999). Nesta última formação, encontram-se as vertentes situadas na margem direita do rio Jacuí, associadas às unidades geomorfológicas do Planalto Rebaixado Marginal e aos Planaltos Residuais - Canguçu - Caçapava do Sul e com predominância de solos rasos, com ampla distribuição de solos litólicos. Já o leito principal e parte de ambas as margens, nas planícies da Depressão rio Jacuí, encontram-se sobre a Província geológica Paraná. Os solos associados à área da Província Paraná são solos que, em média, alcançam os 70cm de profundidade efetiva, com exceção da pequena porção associada às encostas da Serra Geral, onde os solos são mais rasos. Nesta Província, encontram-se grandes extensões dos solos utilizados para a cultura do arroz irrigado (Planossolos), situadas nas áreas de influência fluvial. Na porção norte da bacia, (margem esquerda), ocorrem contatos com os Patamares da Serra Geral e da Serra Geral, pouco expressivos em área, apresentando-se como uma sucessão de depósitos sedimentares do período Triássico e Jurássico, recobertos ou não pelas efusivas da Formação Serra Geral (Juracretáceo). Por fim, junto ao exutório no Delta do Jacuí, situado na porção leste da bacia, encontram-se áreas da Província Costeira de característica hidromórfica.

4.4 Discretização

Com base nas informações sobre a localização de obras, geologia, e considerando os dois regimes de escoamento anteriormente mencionados, foram definidas 21 seções de referência para a gestão (CRH,1999), na bacia do Baixo Jacuí. As seções numeradas podem ser visualizadas na figura 4.6 e são denominadas de SHRs (seções hidrológicas de referência).

Nas bacias laterais, a estratégia de CRH (1999) para o posicionamento das SHRs foi a de dividir a região em um número mínimo de sub-bacias, visando indicar locais para o estabelecimento de rede fluviométrica complementar, com o objetivo de apoiar o gerenciamento dos recursos hídricos. Portanto, o critério básico para a divisão de sub-bacias considerara os aspectos logísticos de fácil acesso à seção de interesse do rio (proximidade da

rodovia) e a possibilidade de efetuarem-se medições de vazão, de modo a caracterizar o local como apto ao estabelecimento de uma estação fluviométrica.

Como consequência do critério básico de posicionamento das SHRs no leito do rio Jacuí, utilizaram-se seções existentes com séries hidrométricas ou linimétricas e incluíram-se seções intermediárias de forma que cada trecho não recebesse a contribuição de mais de um afluente importante. Como no trecho há pontos notáveis, como as barragens de navegação de Fandango, Anel de Dom Marco e Amarópolis, consideraram-se esses locais como obrigatórios ao posicionamento das SHRs.

A bacia do Baixo Jacuí não é exatamente bem servida por dados hidrológicos históricos. Entretanto, a análise dos dados disponíveis permitiu estabelecer um quadro realista de sua disponibilidade hídrica (CRH, 1999; Cruz et al., 1999). Para contornar essa deficiência, foram aproveitados dados dispersos e aplicadas de metodologias de simulação matemática, para a síntese de vazões nas seções hidrológicas de referência sem dados ou com monitoramento escasso (CRH, 1999). A técnica utilizada foi a da simulação chuva-vazão através de modelo hidrológico com parâmetros ajustados em bacias próximas semelhantes, com dados observados de chuva e de vazão, visto que as bacias carentes de dados pertencem às vertentes do Baixo-Jacuí e constituem-se de bacias com pequenas áreas de drenagem. O modelo chuva-vazão MOPH3, variante daquele publicado por Silveira et al. (1981), foi aplicado às bacias com disponibilidade de dados fluviométricos. Posteriormente, foi realizada a transposição para as bacias com características fisiográficas semelhantes. O resultado final da geração com o modelo chuva-vazão é composto por séries de vazões médias diárias para todas as SHRs das vertentes.

Na presente pesquisa, além de dados provenientes da região do Baixo-Jacuí, também foram utilizados dados de estações fluviométricas dos rios afluentes ao Jacuí, quais sejam os rios Vacacaí, Vacacaí-Mirim, Pardo e Pardinho.

Dessa forma, os dados hidrológicos utilizados para as simulações de outorga referem-se aos dados das estações fluviométricas existentes (Tabela 4.1) e aos dados sintetizados pelos estudos hidrológicos realizados por CRH(1999) para as seções de referência na bacia. A figura 4.7 apresenta o diagrama unifilar da rede. Em relação ao estudo da CRH, que definiu 21 seções, neste trabalho, foram utilizadas para a simulação da outorga apenas 17 seções (as de n^{os} 2 a 5, 8 a 15, e; 17 a 21), sendo que cinco (as de n^{os} 2, 5, 12, 13 e 20), identificadas na 5ª coluna da tabela 4.1, possuem 14 anos de dados fluviométricos concomitantes. As seções suprimidas por esta pesquisa, em relação ao estudo original de CRH(1999), visou eliminar trechos com demandas insignificantes, sendo seus valores de demandas acumulados aos trechos remanescentes.

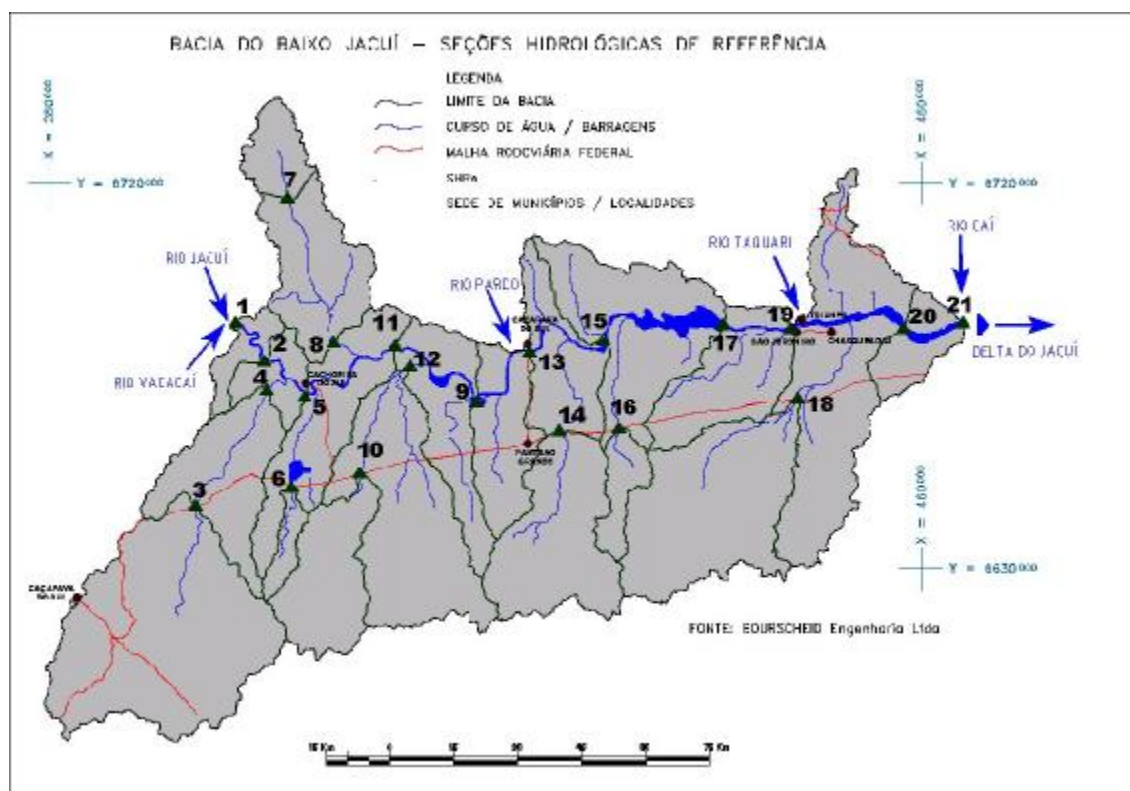


Figura 4-7 Bacia do Baixo Jacuí : Seções hidrológicas de referência

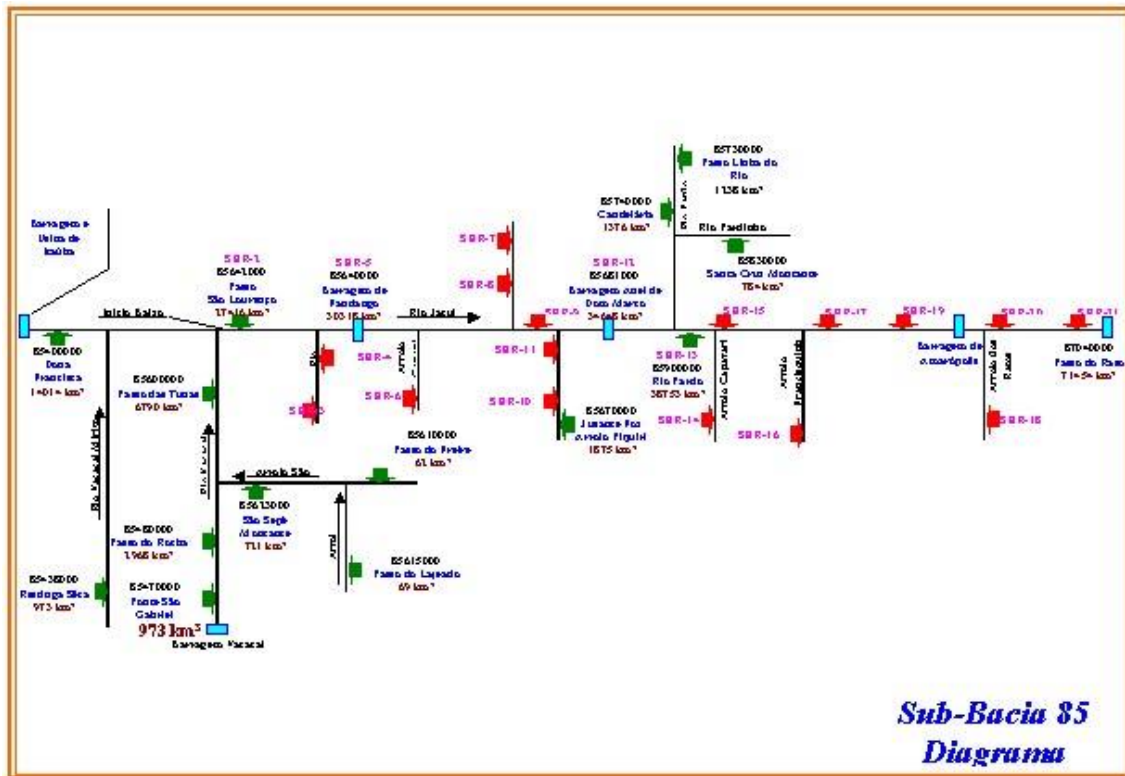


Figura 4-8 Diagrama unifilar das estações utilizadas no estudo

4.5 Dados de demanda

A Secretaria das Obras Públicas, Saneamento e Habitação do Governo do estado do Rio Grande do Sul (SOPSH), realizou, ao longo do ano de 1998, o levantamento de demandas totais mensais a partir da execução de um cadastro detalhado para a bacia do Baixo-Jacuí, e, a partir do mesmo, realizou estudos de cenários futuros de atividades sócio-econômicas (CRH, 1999). A metodologia utilizada para definição dos cenários futuros considerou projeções a partir da taxa de evolução dos setores população, industrial e agrícola (dessedentação de animais e irrigação), oriundas dos dados das séries históricas do IBGE.

Como resultado desses estudos, foram determinadas as demandas futuras para os cenários de 2005, 2010 e 2015. Para cada cenário, foram detalhadas as demandas de cinco tipos de usuários: População urbana e rural, agrupada, nesta pesquisa, como usuário população; uso industrial; dessedentação de animais e irrigação (arroz).

Como o objetivo do processamento do modelo de outorga otimizado é analisar as conseqüências de diferentes critérios de outorga em função da dispersão dos possíveis valores de disponibilidade, apesar de terem sido processados todos os cenários, são apresentados somente os resultados relativos ao cenário de 2015, visto ser o cenário que produz os maiores conflitos de uso.

Os dados fluviométricos que dão origem à disponibilidade hídrica estão afetados pelos usos (item 3.2.2). Em função disso, considerou-se como marco inicial para as simulações o ano de 1998, quando se realizou o levantamento do cadastro de usuários. Para a disponibilidade remanescente destes usos, adota-se, neste ensaio, a hipótese de que a demanda permaneceu relativamente estável, no período de registro dos dados fluviométricos que foram considerados como representativos por CRH (1999) para a avaliação das disponibilidades hídricas. Essa simplificação foi adotada em função das dificuldades de dimensionar as ocorrências de demanda no passado.

Portanto, nas simulações de outorga, a data de referência *marco zero*, para início do cotejo disponibilidade demanda, foi 1998. Os valores de demanda utilizados nas simulações representam a demanda adicional (incremental) à demanda do ano de 1998, no trecho imediatamente a jusante de cada seção, sendo essas as seções definidas como SHRs no diagrama unifilar da figura 4.7. Os valores das demandas para o cenário 2015, utilizados nas simulações, podem ser visualizados nas tabelas 4.5 e 4.6.

Tabela 4-5 Demandas de População Rural e Urbana, Rebanho e Indústria - 2015

Demanda incremental à demanda de 1998			
SH	POPULAÇÃO URBANA E RURAL	REBANHO	INDÚSTRIA
R	(l/s)	(l/s)	(l/s)
2	0,20	-0,02	0,00
3	3,71	-105,21	14,70
4	0,75	0,33	0,00
5	10,12	-0,01	0,07
8	4,70	-17,20	0,03
9	10,84	0,35	112,96
10	0,61	-5,27	0,00
11	4,63	-20,71	0,00
12	0,86	-8,39	0,00
13	2,78	-6,91	24,65
14	1,42	3,89	0,36
15	4,20	-9,28	0,00
17	6,52	-16,93	0,00
18	3,20	12,27	0,12
19	3,22	-15,66	21,82
20	3,24	-21,53	320,88
21	25,42	-7,61	0,00

Tabela 4-6 Demandas de Irrigação - 2015

IRRIGAÇÃO – valores em (m ³ /s)				
Demanda incremental à demanda de 1998				
SHR	Janeiro	Fevereiro	Março	Dezembro
2	25,16	13,93	6,29	18,87
3	20,23	11,21	5,06	15,18
4	56,55	31,32	14,13	42,42
5	31,94	17,69	7,98	23,96
8	58,33	32,31	14,57	43,76
9	90,36	50,05	22,58	67,79
10	0,93	0,51	0,23	0,69
11	41,73	23,11	10,43	31,30
12	44,32	24,55	11,07	33,24
13	31,85	17,64	7,96	23,89
14	14,03	24,55	3,50	10,52
15	21,78	12,06	5,44	16,34
17	50,42	27,93	12,60	37,82
18	0,00	0,00	0,00	0,00
19	33,05	18,31	8,26	24,79
20	50,32	27,87	12,57	37,75
21	63,22	35,02	15,80	47,43

5 AVALIAÇÃO DE DISPONIBILIDADE HÍDRICA

5.1 Avaliação de Disponibilidade Hídrica para Bacias com Dados: Comparação entre Critérios de Cálculo da Curva de Permanência

Neste item, apresenta-se o cálculo da curva de permanência pelo critério *ano a ano*, curva média amostral (Q_{pAA}), bem como analisa-se a diferença encontrada com relação aos resultados obtidos pelo cálculo com o critério *da série toda*, curva empírica (Q_{pST}). Esse procedimento foi aplicado a valores anuais e sazonais. A análise baseou-se nos três tipos de curva citados no item 3.1.1: curva de permanência de vazão anual; curva de permanência mensal; curva de permanência de período de dois ou mais meses.

A análise visa proporcionar informações e elementos, com os quais o planejador pode se basear para escolher entre os dois procedimentos de cálculo da curva de permanência, quando da estruturação e definição da variável que servirá como disponibilidade hídrica de referência para a outorga. Na realidade, os dois procedimentos não são concorrentes, mas definem riscos diferenciados. O uso da curva de permanência calculada com o critério *ano a ano* admite um risco de falha média de dois anos para o valor esperado, enquanto que a curva calculada com o critério *da série toda* admite um risco anual baixo, equivalente ao tamanho da série. Por isso, para escolher, é pertinente a análise de diversos aspectos das diferenças entre as curvas obtidas pelos dois procedimentos, a significância destas diferenças, seja nos aspectos da sazonalidade, seja nos tamanhos de bacias, principalmente as diferenças no ramo inferior da curva, já que são as mais significativas para a outorga. Além disso, o decisor deve analisar qual o risco que deseja aceitar para a outorga.

As seções fluviométricas ensaiadas, neste estudo, com dados disponíveis, constam na tabela 4.1 e figura 4.3. As estações Passo da Linha do Rio e Foz Piquiri Jusante não foram consideradas porque possuem poucos anos com dados, o que prejudica uma análise estatística pelo critério *ano a ano*. Na tabela 5.1, apresentam-se os cálculos referentes ao mês de janeiro da estação Passo do Rocha, onde, na coluna TIPO, tem-se Q_{pST} para identificar a curva da *série toda* (ST), e Q_{pA} para identificar as curvas de permanência de cada ano. Para cada percentil (permanência), variando de 5 em 5%, estimou-se a média e desvio padrão amostrais, que, na tabela 5.1, estão identificados na coluna TIPO por " Q_{pAA} " para a curva média calculada, pelo critério *ano a ano*, e Q_{dvAA} " para desvio padrão das curvas Q_{pA} . A partir dessa

amostra de curvas Q_{pA} , estabeleceram-se os intervalos de confiança para cada percentil (tabela 5.1).

Tabela 5-1 - Resultados obtidos no cálculo de curvas de permanência para o mês de agosto da estação de Passo do Rocha 85480000- Vazões em m³/s.

Ano inicial	Ano final	TIPO de Curva	Q40%	Q45%	Q50%	Q55%	Q60%	Q65%	Q70%	Q75%	Q80%	Q85%	Q90%	Q95%
1984	1984	Q_{pA}	53,0	46,9	43,1	37,7	32,2	31,6	30,3	29,8	29,6	28,0	27,4	24,1
1985	1985	Q_{pA}	232,6	200,8	152,0	133,4	113,4	109,5	65,7	50,7	43,3	38,4	38,1	36,5
1986	1986	Q_{pA}	66,5	57,9	57,2	50,6	45,4	45,1	43,4	37,7	33,3	29,6	29,4	27,7
1987	1987	Q_{pA}	205,2	155,0	139,0	120,0	89,7	87,4	75,0	72,4	71,0	68,4	65,6	50,6
1988	1988	Q_{pA}	19,4	18,0	17,0	16,4	15,6	15,4	12,3	10,5	9,7	8,8	8,8	8,1
1989	1989	Q_{pA}	14,4	14,2	13,3	13,1	12,3	12,1	10,5	9,6	8,7	6,4	5,3	2,8
1991	1991	Q_{pA}	25,3	21,5	19,8	18,6	16,1	15,7	14,1	12,9	12,6	11,9	11,9	11,9
1992	1992	Q_{pA}	40,0	36,7	35,8	35,3	34,2	34,0	33,2	32,8	32,4	30,9	30,8	30,2
1993	1993	Q_{pA}	24,5	21,9	21,0	19,5	16,9	16,5	15,2	14,8	14,6	14,0	13,8	12,5
1994	1994	Q_{pA}	85,5	64,3	62,1	59,6	53,2	52,8	47,1	36,0	31,0	27,7	27,4	26,3
1984	1994	90-	35,8	30,7	30,0	28,0	25,1	24,8	22,7	20,2	18,7	16,9	16,6	15,5
1984	1994	90+	117,5	96,7	82,1	72,8	60,7	59,2	46,6	41,2	38,5	35,9	35,1	30,6
1984	1994	95-	28,0	24,4	25,0	23,7	21,7	21,5	20,5	18,2	16,8	15,1	14,9	14,1
1984	1994	95+	125,3	103,1	87,1	77,1	64,1	62,5	48,9	43,2	40,4	37,8	36,8	32,1
1984	1994	98-	18,9	17,0	19,1	18,7	17,7	17,7	17,8	15,9	14,6	12,9	12,8	12,4
1984	1994	98+	134,4	110,4	92,9	82,2	68,1	66,4	51,5	45,5	42,7	39,9	38,9	33,7
1984	1994	99-	12,7	12,1	15,2	15,3	15,0	15,1	16,0	14,3	13,1	11,5	11,4	11,3
1984	1994	99+	140,6	115,4	96,8	85,5	70,8	69,0	53,3	47,1	44,1	41,3	40,3	34,9
1984	1994	Q_{pST}	47,0	40,7	36,2	32,5	29,8	27,4	22,9	19,5	16,2	14,6	12,9	10,1
1984	1994	Q_{pAA}	76,6	63,7	56,0	50,4	42,9	42,0	34,7	30,7	28,6	26,4	25,8	23,1
1984	1994	Q_{dvAA}	78,5	63,5	50,1	43,1	34,2	33,1	22,9	20,1	19,0	18,3	17,7	14,5

na coluna Tipo de curva tem-se: Q_{pST} = Curva de permanência método da série toda ; Q_{pA} = curva de permanência de cada ano; Q_{pAA} = Curva de permanência método ano a ano (média das Q_{pA}) ; Q_{dv} = Desvio Padrão das Curvas Q_{pA} ; e 90+, 95+, 99+, 90-, 95-, 99- são bandas de confiança de Q_{pAA}

Cada percentil da curva de permanência possui uma série de valores amostrais, um para cada ano. A cada série obtida, foi aplicado o teste de Kolmogorov-Smirnov para teste de normalidade dos dados, como forma de verificar a hipótese formulada, no capítulo da metodologia, de que os dados seguem uma distribuição normal. Os resultados para todas as séries testadas aceitou a normalidade a um nível de significância de 10% para 87,3% das séries, quando consideradas todas as estações fluviométricas ensaiadas. Analisando-se cada estação, observou-se que a estação Passo das Tunas não seguia a tendência de aceitação. Retirando-se Passo das Tunas das estatísticas, encontrou-se um nível de rejeição da normalidade dos dados da ordem de 8,2% entre todas as séries amostrais. Esse percentual permite admitir a normalidade das séries de percentis de curvas de permanência e calcular os intervalos de confiança a partir das equações da distribuição normal.

A figura 5.1 apresenta gráficos da estação Passo do Rocha, como representativo das demais, sendo a síntese dos valores apresentados anteriormente na tabela 5.1. A figura 5.1(a)

superior apresenta as curvas com escala completa de 0 a 100% de permanência. A inferior apresenta as mesmas curvas com escala modificada de 40 a 100%, de modo a permitir avaliar melhor os detalhes para as disponibilidades menores.

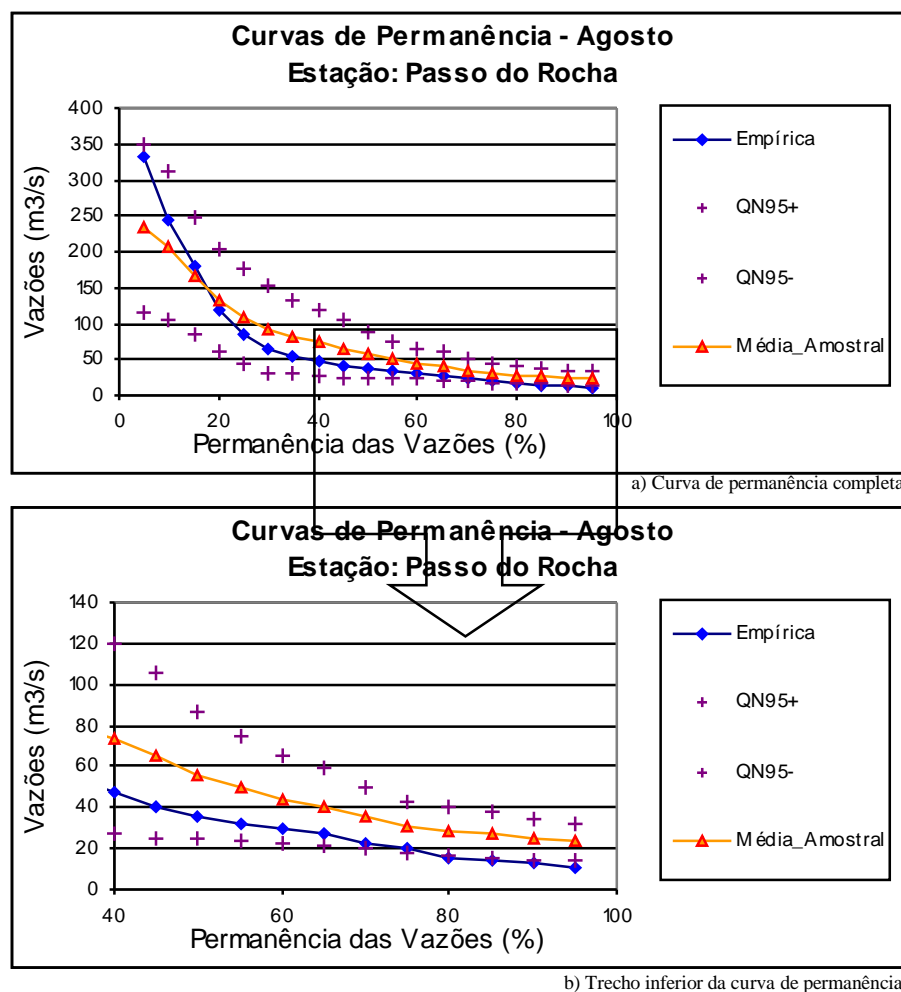


Figura 5-1 Curva de permanência em Passo do Rocha – 85480000

Observa-se, ainda, que, para as permanências mais baixas (Figura 5.1), a dispersão nos valores das vazões é maior, o que parece ser natural, já que corresponde ao intervalo das vazões de maior magnitude, que, além de representarem os escoamentos de origem, inclusive superficial, caracterizam-se pela maior variabilidade no tempo, elevando, assim, a dispersão dos valores na curva de permanência. Porém, se considerarmos as vazões relativas (adimensionalizadas pelas respectivas médias em cada percentil), observa-se uma tendência de homogeneidade em todos os percentis na maioria dos casos (Figura 5.2), embora exceções ocorram em algumas estações para alguns meses principalmente de verão, quando então percebe-se uma dispersão maior nos percentis menores (Figura 5.3).

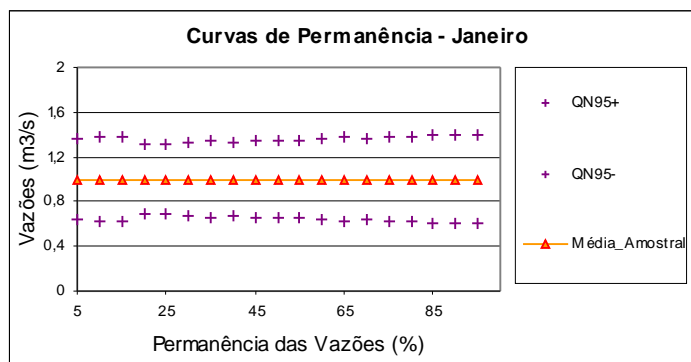


Figura 5-2 Curvas de permanência adimensionalizadas e respectivos intervalos de confiança – Dom Marco Jusante – 8568100 – mês Janeiro

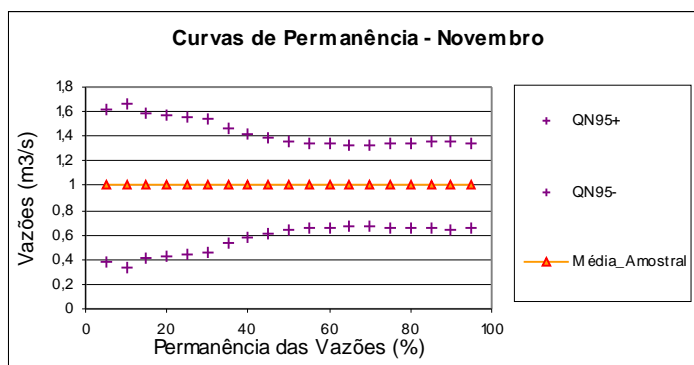


Figura 5-3 Curvas de permanência adimensionalizadas e respectivos intervalos de confiança – São Sepé Montante – 8562300 – mês Novembro

Para todas as estações fluviométricas, a vazão média (Q_{pAA}) para as permanências maiores que 40% em quase todos os casos é superior à vazão de permanência empírica (Q_{pST}) figura 5.1. Esse fato atinge 100% para permanências acima de 70%. O conjunto dos resultados mostrou que essa é uma tendência absoluta. Esses resultados estão coerentes com os obtidos por Voguel e Fennessey (1994), que também compararam a Q_{pST} com a Q_{pAA} , embora os autores não tenham trabalhado com sazonalidades e tenham feito a análise somente para as curvas obtidas com todos os dados de cada ano. Os autores encontraram semelhanças nas curvas de permanência empírica (Q_{pST}) e média amostral (Q_{pAA}), à exceção dos percentis acima de 80% (vazões mínimas), cuja curva de permanência de todo período histórico esteve *sempre* significativamente abaixo da respectiva curva média amostral, como era de se esperar.

Comparando-se os resultados dos dois métodos na faixa de permanências menores que 50%, percebe-se que a curva de permanência empírica (Q_{pST}) tende a encontrar-se dentro do intervalo de confiança de 90%, podendo ficar, em alguns casos, acima da faixa de confiança de 99% para a permanência 5%. Isso se justifica uma vez que a área sob a curva média tende a aproximar-se do escoamento médio anual, pois é construída com a mesma base de dados da curva empírica, na qual a área sob a curva representa o escoamento médio anual relativo ao período de dados utilizado. Portanto, enquanto a curva média é superior à empírica para grandes permanências no tempo, em algum ponto, as duas curvas devem cruzar-se de modo a igualar as áreas sob as curvas, o que pode ser comprovado pelo exemplo da figura 5.1 anteriormente apresentada.

Na realidade, a curva de permanência média (Q_{pAA}) representa os valores esperados de permanência em um ano qualquer, enquanto que a curva empírica (Q_{pST}), baseada em um período suficientemente longo, representa a probabilidade de excedência no período da amostra dos dados. Essa probabilidade, na faixa das vazões mínimas, segundo a conceituação de Smakhtin (2001), representa o limite inferior da distribuição de probabilidades das vazões para o período histórico selecionado, devido ao fato de os valores autocorrelacionados estatisticamente serem tratados como valores independentes.

Os resultados obtidos com os cálculos das curvas de permanência pelos dois critérios estão de acordo com essas afirmações, pois a curva empírica para as vazões mínimas está *sempre* abaixo da curva média e quase sempre tangencia a parte inferior da banda de confiança de 98 e 99% (Figura 5.1), caracterizando-se, então, como realização estatística possível, embora para a vazão do percentil de 95%, muitas vezes, os valores empíricos possam ser menores que os do limite inferior do intervalo de confiança de 99% (Figura 5.4).

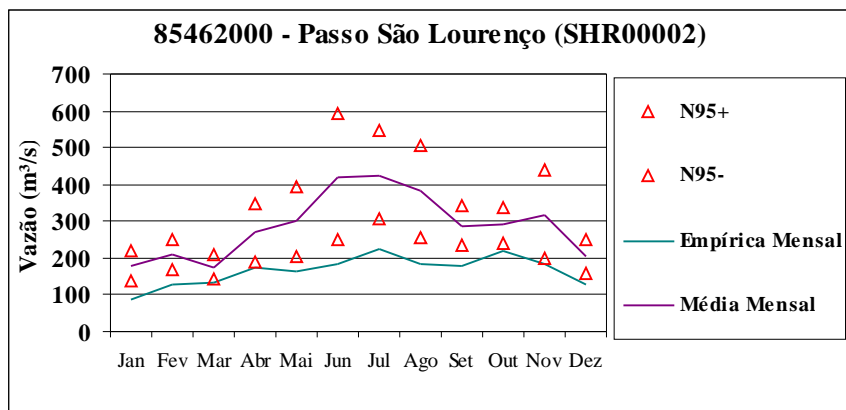


Figura 5-4 Vazões de 95% de permanência – dois métodos de cálculo

A explicação dessa diferença, entre os resultados da curva de permanência empírica e a média, está no fato de que, para a determinação das permanências das vazões pelo *critério da série toda*, todos os valores de todos os anos estão juntos e ordenados, desconsiderando a autocorrelação existente entre os dados. A estatística resultante é relativa ao conjunto dos anos, sendo que não existe informação sobre a forma como os valores se distribuíram, por exemplo, se todos os valores extremos de mínimos ocorreram em um mesmo ano, ou em dois, ou divididos igualmente entre todos os anos; portanto, não se constitui em estimador da probabilidade de ocorrência para um ano qualquer.

Quando os ciclos anuais são organizados como ocorrências independentes, como no caso de obtenção das curvas de permanência pelo *método ano a ano*, minimiza-se o efeito da desconsideração da autocorrelação dos dados, de forma que, neste processo estatístico, remete à avaliação de um intervalo de ocorrências possíveis em cada ano para uma determinada variável. A dispersão em torno da média indica a variabilidade entre seqüências de anos secos ou úmidos, isto é, quanto mais significativas as diferenças entre as características hidrológicas de anos consecutivos, maior será a dispersão. (*Quanto mais distribuídos entre os anos os eventos de extremos, menor será a dispersão dos dados e menor será a variabilidade entre anos*).

Pelo *critério ano a ano*, a curva de permanência apenas aponta para o valor médio dentro do intervalo de confiança. A interpretação deste valor deve ser função dos objetivos, isto é, qual aplicação será dada para os resultados. Já os valores da curva empírica obtidos pelo *critério da série toda* apontam para vazões menores e, portanto, com menor risco. Isso porque, no seu ramo inferior, encontram-se os menores valores de toda a série, agrupando todas as ocorrências de estiagens em um mesmo conjunto, sendo que, próximo a 100%, o valor empírico é o menor valor de toda a série.

Se a finalidade for o uso da água para geração de energia, a adoção do valor esperado (Q_{pAA}) para a vazão da garantia selecionada vai remeter ao projeto de turbinas que funcionem com vazões dentro do intervalo de confiança da vazão média, isto é, que possam turbinar vazões afluentes entre o limite inferior e o superior. Desta forma, a produção de energia em anos mais secos é compensada pela produção em anos mais úmidos, pois o fato de ocorrerem anos com vazões menores que a média não implica prejuízo financeiro para a atividade ao longo da vida útil do projeto.

Já no caso da irrigação, o mesmo não ocorre. Isto porque, se usuário planejar o plantio considerando a necessidade de água igual à vazão média, nos anos mais secos os agricultores sofrerão perdas devido à falta de água. Isso porque, conforme a definição da curva, existe

50% de chance de que, em um ano qualquer, a vazão seja menor do que média. Portanto, o planejamento do plantio deve ser feito considerando os riscos de perda para os casos em que os anos mais secos estiverem ocorrendo. Porém, para projetar com o valor do limite inferior do intervalo de confiança de 95%, tem-se que a probabilidade de ocorrência de um valor, menor ou igual a ele, é de 2,5% (item 3.1.1) ou 40 anos. Neste caso, em média, 39 vezes em 40 anos existirá uma vazão disponível superior a de referência de outorga. Conseqüentemente, o produtor, cuja permissão de uso da água está relacionada a esta referência, provavelmente produzirá menos do que poderia pela água existente.

Considerando-se, ainda, que os resultados obtidos nas curvas indicam que os valores da curva empírica para os percentis importantes para a agricultura, como o percentil de 95%, são compatíveis ou menores que as vazões do limite de confiança inferior de 99%, tem-se que o uso da vazão empírica para outorga é extremamente seguro, porém não é a melhor opção econômica. Neste caso, o problema do gestor é identificar que vazão entre a média e o limite inferior do intervalo de confiança é a melhor vazão a ser outorgada. A análise das diferentes situações e a verificação dos respectivos níveis de risco na outorga são apresentadas no Capítulo 6.

Outro aspecto de relevante interesse diz respeito à sazonalidade. A figura 5.5 ilustra as diferenças entre as curvas médias mensais, calculadas pelo critério *ano a ano* para a seção de rio Pardo. A ilustração fornece uma visualização da variabilidade sazonal ao longo do ano, bem como apresenta a curva anual (sem sazonalidade) subestima, em vários meses, a oferta da água e superestima em outros. Isto era de fato esperado, pois a curva anual representa a síntese do ano, comprovando a adequabilidade de estruturar o problema da outorga com disponibilidades mensais, estratégia avaliada nesta tese e apresentada no Capítulo 6. A seguir, mais algumas considerações relativas à sazonalidade.

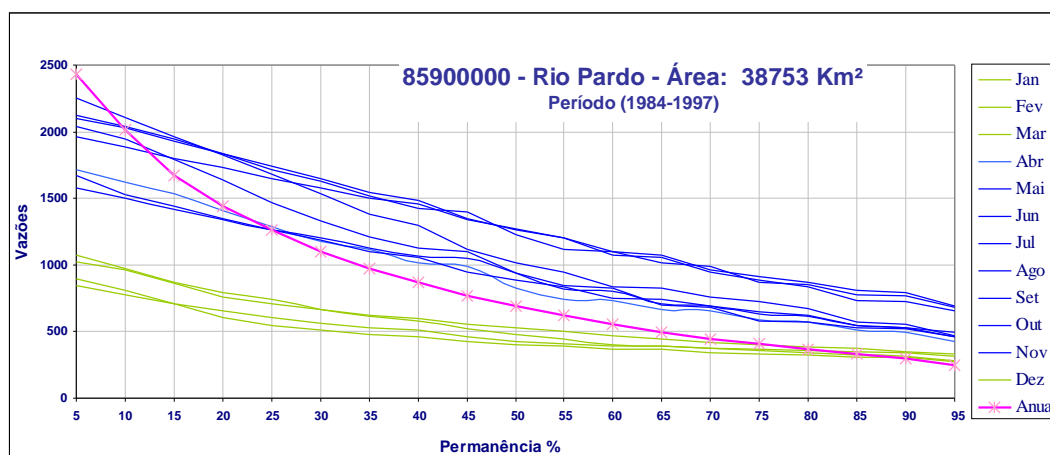


Figura 5-5 Variabilidade ao longo do ano das Curvas de Permanência Média

Tomando-se como referência um percentil, compararam-se os valores obtidos para os períodos sazonais: empírica (Q_{pST}) e média (Q_{pAA}) com seus intervalos de confiança para cada mês; e os valores obtidos para o período anual. A figura 5.6 apresenta os valores do percentil 95, e a figura 5.7, do percentil 50%.

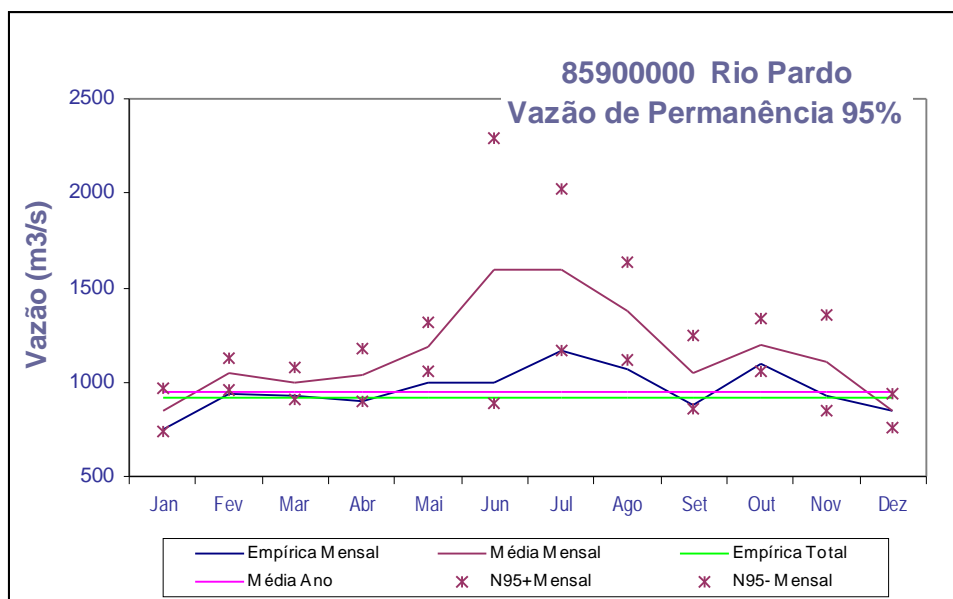


Figura 5-6 Vazões de 95% de permanência – mensais e anual

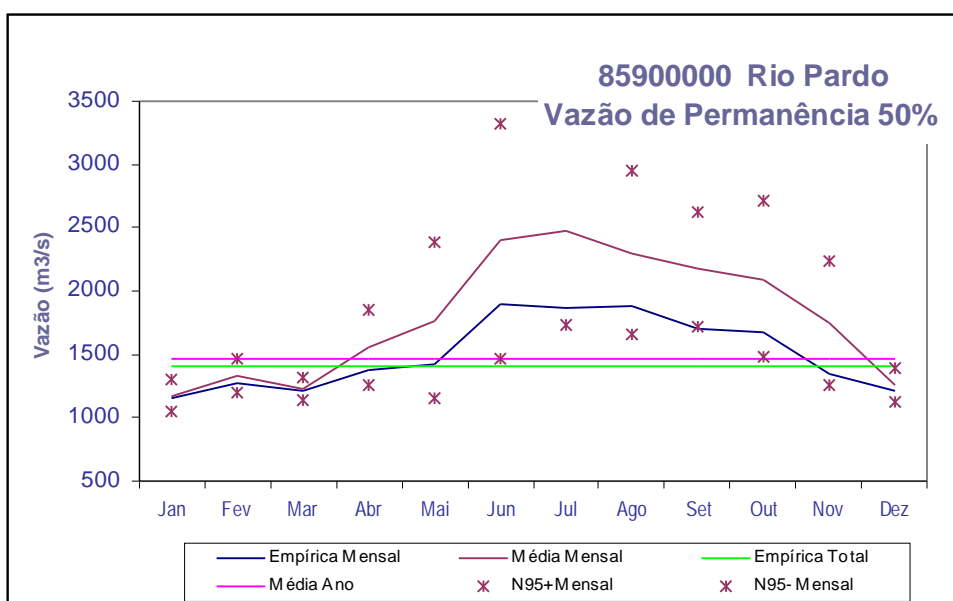


Figura 5-7 Vazões de 50 % de permanência – mensais e anual

Pode-se observar, claramente, uma diferença de comportamento das vazões referentes aos meses de verão em relação ao resto do ano, refletindo as diferenças climáticas que definem a sazonalidade. Em geral, as permanências empírica e média mensais, tanto para o percentil de 95% como de 50%, definem, como era esperado, uma maior disponibilidade para os meses de inverno. Comparando-se este comportamento com as disponibilidades empírica e média não-sazonais, verifica-se que, para a faixa das vazões úteis nos meses de verão, as vazões das curvas não-sazonais tendem a superestimar a disponibilidade, enquanto que, nos demais meses, a tendência é de subestimar. Para o percentil de 50%, a única exceção é o posto de Restinga Seca, cujas curvas não-sazonais subestimam a disponibilidade em todos os meses. Particularmente para o percentil de 95%, observou-se que, em todas as seções, o valor da empírica não-sazonal ou tangencia a empírica mensal, ou seu valor está entre a empírica mensal e a média mensal.

Estas constatações, relativas à diferença de avaliação de disponibilidade hídrica, utilizando-se valores sazonais ou não, remetem de volta aos exemplos comentados dos usuários de irrigação e geração de energia. Pode-se observar, pelas áreas abaixo das curvas, que a utilização da curva de permanência anual, seja ela calculada pelo critério *da série toda* ou pelo critério *ano a ano*, calculando uma curva para cada ano, evidencia uma perda de produção considerável para o produtor de energia ao longo do ano. Já para o agricultor, a informação superestimada para os meses coincidentes com o período de irrigação evidencia um risco maior de perdas. Como no caso deste usuário, os percentis de 95% são geralmente os mais utilizados e, geralmente, as vazões encontram-se entre a vazão média e a vazão empírica, o risco de perdas recai na discussão anteriormente efetuada, relativa a qual valor, entre a média e a empírica, corresponde ao risco ideal para o produtor. A avaliação destes riscos está explorada na simulação da outorga apresentada no Capítulo 6.

Organizou-se um resumo das diferenças entre valores de disponibilidade obtidas pelos dois métodos de cálculo da curva de permanência, calculando-se a diferença percentual para determinados percentis (50%, 75%, 95%), conforme a seguir:

$$\text{Diferença percentual} = \frac{\text{VazãoMédia} - \text{VazãoEmpírica}}{\text{VazãoEmpírica}} * 100\% \quad (5.1)$$

A análise dos valores das diferenças percentuais entre as curvas média e empírica, para diferentes tamanhos de bacias, permitirá inferir sobre a significância de escolher entre os métodos de cálculo da curva de permanência. As diferenças foram calculadas para todos os meses e resumidas em períodos que representam a média de *novembro a abril* e *de maio a outubro*, que constam da tabela 5.2.

Tabela 5-2 Diferenças percentuais entre vazões de permanência empíricas e médias

Média das diferenças percentuais	Permanência					
	95%		75%		50%	
	Nov/abr	Mai/out	Nov/abr	Mai/out	Nov/abr	Mai/out
Afluentes	299%	263%	164%	78%	74%	34%
Rio Jacuí	106%	114%	22%	47%	15%	23%
Da bacia	225%	206%	109%	66%	51%	30%

As diferenças pró-média, entre os valores das curvas de permanência empírica e média, são maiores para as permanências mais elevadas e tendem a cair à medida que diminui a permanência de vazões. Percebe-se que existe uma diferença de comportamento entre os valores das bacias afluentes (bacias menores) e os valores para as seções no leito do rio Jacuí (bacias grandes). Estas últimas, sistematicamente, apresentaram diferenças significativamente menores, entre as curvas calculadas pelos dois critérios, do que as respectivas bacias pequenas. Esta constatação remete, novamente, à questão da escolha do critério de cálculo da curva de permanência: quanto menores forem as áreas contribuintes das bacias (Tabela 5.2), maiores serão as diferenças entre as disponibilidades, principalmente pelos percentis acima de 80%, obtidas pelos critérios ano a ano e da série toda. Em outras palavras, no caso da outorga, sendo maiores as diferenças entre a vazão média e a empírica, maiores diferenças nos valores outorgados por uma e outra disponibilidade. Neste caso, é de se esperar maior sensibilidade no sistema para as pequenas bacias. Devido a esta característica, no que diz respeito à estimativa de vazões em seções sem dados, a escolha do critério de cálculo da curva de permanência torna-se mais importante. Isso porque pode ocasionar maiores desvios nos valores estimados para as bacias menores.

Outra diferença, encontrada com relação às curvas dos afluentes e as do rio principal, relaciona-se ao período climático: as bacias menores apresentam diferença mais acentuada entre a curva empírica e média nos meses que incluem o verão do que os que incluem o inverno, enquanto que a situação se inverte para as curvas de seções com áreas de contribuição maiores. O fato do período mais propenso a conflitos pelo uso da água ser, neste caso, o período do verão, mostra a pertinência de estimar as curvas de permanência das pequenas bacias pelo critério *ano a ano* (*curva média*), em conjunto com a da série toda, para permitir uma análise mais abrangente dos riscos de agravamento das conseqüências negativas (menor produção) do uso da disponibilidade calculada pelo critério *da série toda* (*curva empírica*), bem como dos riscos de racionamento e respectivos prejuízos do uso da disponibilidade pelo critério ano a ano.

Concluindo, neste item, apresentou-se a aplicação de uma técnica alternativa de cálculo da disponibilidade hídrica. É uma técnica baseada na hipótese de que cada ano hidrológico é

um evento independente e, portanto, para cada ano, associa-se uma curva de permanência, com a qual se obtém uma série de curvas. Para cada percentil da curva, tem-se uma série de dados independentes para a qual ajusta-se uma distribuição de probabilidades, em geral, a distribuição normal. Desta forma, pode-se atribuir o risco na estimativa da disponibilidade hídrica de forma objetiva.

Foram comparados os valores para cada permanência no tempo, obtidos pela técnica alternativa (critério *ano a ano*) com os valores calculados pela forma tradicional (critério *da série toda*). As análises dos percentis mais elevados (definidores das disponibilidades hídricas) demonstraram que o cálculo pelo critério ano a ano resulta em disponibilidades hídricas superiores às calculadas pelo critério da série toda, sendo que as diferenças, nos resultados, são mais significativas em bacias de micro e pequena escala (afluentes do rio Jacuí), do que em bacias de macro escala (eixo do rio Jacuí). Estes resultados mostraram que a diferença entre as estimativas dos dois critérios é significativa, principalmente na faixa de interesse (percentis) de um sistema de gestão da oferta hídrica.

Considerando-se as análises anteriores, deduz-se que um sistema de gerenciamento de recursos hídricos que use critério da série toda estima disponibilidades com pequeno risco, implicando menor oferta de água para investimentos. Sendo assim, é recomendável que se calcule também as curvas médias estatísticas como forma de possibilitar a escolha de maior uso do recurso, porém com risco estimado.

Outro aspecto analisado relativo à determinação da disponibilidade foi a proposta de Kelman (1997) em usar valores sazonais. Os valores sazonais foram obtidos tanto para o método tradicional (*série toda*) como para a média estatística. Os resultados demonstraram diferenças significativas entre a oferta hídrica de cada mês, bem como indicaram a técnica como ferramenta importante para orientar o planejamento de uso da água e administrar as emissões de outorga de uso das águas.

5.2 Disponibilidade hídrica em seções desprovidas de dados de vazão

Este item refere-se à estimativa de disponibilidade hídrica para as seções de interesse à outorga, desprovidas de dados de vazão, e muitas vezes, localizadas próximas a outras, com dados disponíveis por monitoramento ou sintetizados por avaliações hidrológicas. Conforme revisado no item 3.1, o modelo de proporção de áreas é técnica freqüentemente utilizada para a estimativa de vazões e, por isso, uma análise crítica de sua aplicação, aqui, pretende-se desenvolver.

Na seqüência, apresenta-se uma avaliação do modelo de proporção de áreas modificado para estimativas expeditas de curvas de permanência de vazões em locais com pequenas amostras, bem como uma comparação dessas estimativas com as de estudos de regionalização tradicional, com as devidas ressalvas de escopo de aplicação de cada técnica.

5.2.1 Modelo de Proporção de Áreas

O modelo de transferência de vazões por proporcionalidade de áreas é um tipo de modelo interpolativo e deve ser utilizado com parcimônia em locais que possuam características hidrológicas semelhantes.

Com a finalidade de identificar estas regiões onde seja possível a aplicação deste procedimento, realizou-se um estudo de agrupamento utilizando a técnica de componentes principais (item 3.1.4). As entidades ou pontos são as seções constantes da tabela 4.1 e que possuem, no mínimo, dez anos de dados. Utilizam-se como variáveis explicativas os percentis das curvas de permanência.

Realizaram-se dois estudos de componentes principais, considerando-se, como variáveis aleatórias, as vazões que definem a curva de permanência: no primeiro caso, as curvas “Empírica” ou Q_{pe} e; no segundo, as curvas “média amostral” ou Q_{mdAA} . O estudo foi realizado considerando os valores das variáveis explicativas padronizados (equação 3.26) e a matriz das correlações, conforme disposto no item 3.1.2.

Os resultados obtidos com os componentes principais, cujo resumo dos cálculos obtidos para o mês de dezembro pode ser visto na tabela 5.3, explicam mais de 95 % da variância total dos dados padronizados, sendo que, para a maioria dos meses, explicam mais de 99%, o que representa excelente qualidade na formação dos grupos, os quais estão identificados na tabela 5.4.

A figura 5.8 apresenta o gráfico correspondente com as seções fluviométricas representadas pelos dois primeiros componentes principais. Este exemplo é representativo dos resultados obtidos para todos os processamentos para a curva de permanência de média amostral e empírica mensal.

No *primeiro grupo*, reúnem-se as três estações mais a montante no Eixo do rio Jacuí, São Lourenço, Fandango e Dom Marco, que apresentam curvas de permanência com características semelhantes entre si e também com as estações da margem direita estudadas (vertente predominante Sul-Norte), das bacias dos rios Vacacaí-Mirim, Vacacaí e Arroio Piquiri.

Tabela 5-3 Resultado dos componentes principais - curvas de permanência médias do mês de dezembro

Código	Nome da Estação	Comp1	Comp2	Porcentagem da Variância explicada pelo
85438000	Restinga Seca	1,65	-0,12	Primeiro componente principal 99,17 %
85462000	Passo São Lourenço	1,63	-0,14	
85470000	Ponte São Gabriel	1,56	-0,10	
85480000	Passo do Rocha	1,69	-0,14	
85610000	Passo do Freire	1,69	-0,14	
85615000	Passo do Lageado	1,65	-0,13	
85623000	São Sepé Montante	1,52	-0,08	
85645000	Fandango Jusante	1,66	-0,12	Segundo componente principal 0,82 %
85670000	Foz Piquiri Jusante	1,60	-0,12	
85681000	Dom Marco Jusante	1,65	-0,13	
85730000	Passo Linha do Rio	-1,31	0,23	
85740000	Candelária	-1,05	0,39	
85830000	Santa Cruz Montante	-1,34	0,57	
85900000	Rio Pardo	-2,57	0,50	
87040000	Passo do Raso	-10,05	-0,47	

Tabela 5-4 Grupos obtidos pela técnica dos componentes principais, para cada mês, com curva de permanência “média amostral” e “empírica”

Grupo	Curva de Permanência Média e Empírica
1	Restinga Seca, Passo São Lourenço, Ponte São Gabriel, Passo do Rocha, Passo do Freire, Passo do Lageado, São Sepé Montante, Fandango Jusante, Foz Piquiri Jusante, Dom Marco Jusante
2	Passo Linha do Rio, Candelária, Santa Cruz Montante, Rio Pardo
3	Passo do Raso

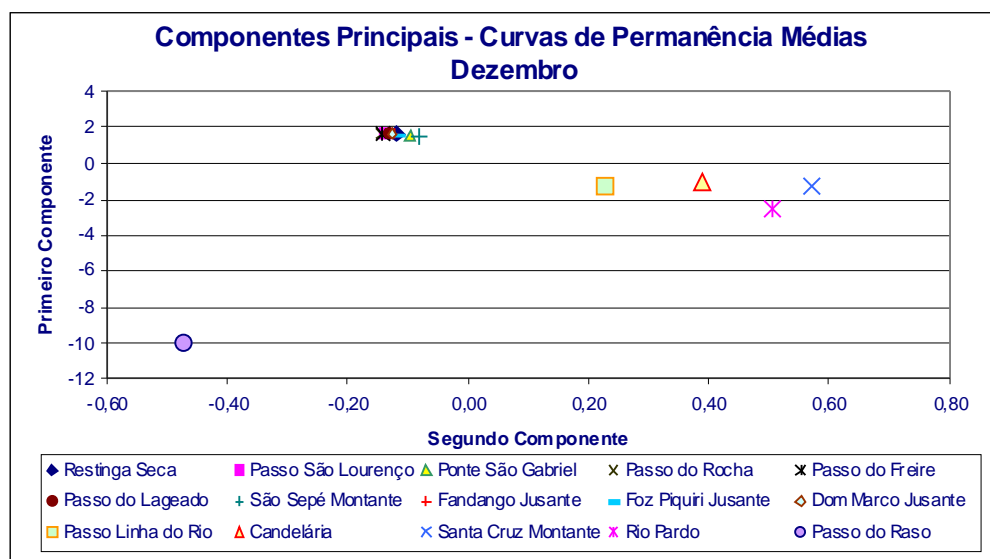


Figura 5-8 Relatório do estudo de componentes principais da curva de permanência média, janeiro, saída Genstat

O *segundo grupo* indica que a estação Rio Pardo do eixo do Jacuí possui características semelhantes às estações do afluente da margem esquerda (Rio Pardo), que tem confluência imediatamente à montante da estação Rio Pardo. Embora o agrupamento não seja tão forte como no primeiro grupo, as estações do segundo grupo praticamente estão juntas em quase todas as análises, o que demonstra influência localizada do regime hidrológico da bacia do Rio Pardo no regime do rio Jacuí, na seção fluviométrica “Rio Pardo”.

O *terceiro grupo* indica que a estação Passo do Raso possui regime hidrológico próprio, diferenciado das demais estações analisadas, o que era de se esperar, já que possui efeito de remanso (CPRM,1999) em função de sua localização e confluência ao delta do lago Guaíba.

A identificação dos grupos comprova a diferença de comportamento hidrológico esperado, entre cada grupo, devido às diferenças geomorfológicas das bacias afluentes de cada margem e relativo ao exutório da bacia, em Passo do Raso. Esta constatação indica que o uso da técnica dos componentes principais constitui-se de ferramenta importante para identificação de regiões homogêneas, pois foi capaz, na região deste estudo, de separar regiões fisicamente diferentes utilizando, como variáveis aleatórias, os percentis da curva de permanência de vazões. Os grupos formaram-se da mesma forma, tanto para o processamento com as curvas de permanência empíricas, obtidas pelo método tradicional de longo período, como para o processamento com as curvas médias obtidas pelo método estatístico.

Os grupos identificados pelo estudo dos componentes principais assim como a observância das regiões homogêneas delimitadas nos estudos para o Rio Grande do Sul (Tucci, 1991; relatório preliminar de ANEEL, 2001), juntamente com a constatação de que não existe proporcionalidade (item 5.1) entre as curvas de permanência das bacias grandes (eixo do Jacuí) e das bacias pequenas (afluentes do Jacuí), mas somente entre bacias de tamanhos próximos, orientaram quais estações podem ser combinadas na montagem de modelos de proporção de área. Foram concebidas nove combinações de seções, duas a duas, apresentadas na tabela 5.5, para verificação da aplicabilidade do modelo de proporção de áreas nos trechos.

Para verificar inicialmente a aplicabilidade do método de proporção de áreas, foram plotadas as curvas de permanência, de uma seção contra a outra, divididas pelas respectivas áreas de contribuição. Foram feitos gráficos para cada mês, para cada modelo. Algumas figuras típicas apresentadas ao longo do texto (Figuras 5.9 a 5.12), que representam as diferentes situações observadas, foram selecionadas. Nestas figuras, a estação alvo esteve sempre com a maior área de drenagem e está plotada no eixo das ordenadas; já a estação fonte, no eixo das abscissas. Nestas figuras, estão plotada também a curva representativa do

modelo de proporção de áreas que é a reta de proporção (1/1). Os pontos abaixo da curva representam uma menor vazão específica para as estações das ordenadas.

Tabela 5-5 Modelos de Proporção de Área avaliados

Nº do modelo	Estação Alvo Qa	Estação Fonte Qf	Nº anos com dados	Observações
1	85480000 Passo do Rocha 2968 Km ²	85470000 Ponte São Gabriel 973 Km ²	11	Mesmo leito de rio – Rio Vacacaí margem direita do Jacuí No limite da relação de 1/3 de áreas
2	85645000 Barragem do Fandango 30318 Km ²	85462000 Passo São Lourenço 27416 Km ²	14	Mesmo leito de rio – Rio Jacuí
3	85470000 Ponte São Gabriel 973 Km ²	85438000 Restinga Seca 914 Km ²	11	Diferentes afluentes do Jacuí – margem direita
4	85615000 Passo do Lageado 69 Km ²	85610000 Passo do Freire 62 Km ²	7	Diferentes braços do Arroio São Sepé – Margem direita do Jacuí
5	85681000 Barragem Anel de Dom Marco 34648 Km ²	85645000 Barragem do Fandango 30318 Km ²	14	Mesmo leito de rio - Rio Jacuí
6	85470000 Ponte São Gabriel 973 Km ²	85623000 São Sepé Montante 721 Km ²	11	Diferentes braços do Rio Vacacaí margem direita do Jacuí
7	85740000 Candelária 1376 Km ²	85830000 Santa Cruz Montante 784 Km ²	10	Diferentes braços do Rio Pardo – margem esquerda do Jacuí
8	85900000 Rio Pardo 38753 Km ²	85645000 Barragem do Fandango 30318 Km ²	14	Mesmo leito de rio – Rio Jacuí Embora não concorde com o resultado do agrupamento, tem áreas muito próximas e estão no mesmo leito, e, por isso foram simuladas
9	85900000 Rio Pardo 38753 Km ²	85681000 Barragem Anel de Dom Marco 34648 Km ²	14	Mesmo leito de rio – Rio Jacuí Embora não concorde com o resultado do agrupamento, tem áreas muito próximas e estão no mesmo leito, e, por isso foram simuladas

Duas tendências para a razão de transferência de vazões foram identificadas. Na primeira, encontram-se os modelos referentes aos trechos entre Fandango e Rio Pardo, (*modelos 5, 8 e 9*, Tabela 5.5), e, na segunda, os demais modelos do trecho entre São Lourenço e Fandango e os modelos para os afluentes do rio Jacuí.

As estações da primeira tendência apresentam uma linearidade na regressão, indicando um fator constante de transferência de vazões para estações relacionadas, em todos os percentis. As regressões mostraram-se bem aderentes à reta da proporção de áreas (1/1), tanto para a curva empírica (Q_{pe}) como para a média (Q_{mdAA}), indicando que, para os trechos indicados, o modelo de proporção de áreas pode ser aplicado. A figura 5.9 apresenta um exemplo para o *modelo 5*. Apesar da boa performance dos modelos deste grupo, ainda assim,

nos meses de verão (Figura 5.10), existe uma alteração do fator de transposição que se observa quando as curvas de regressão se afastam levemente da reta de proporção (1/1).

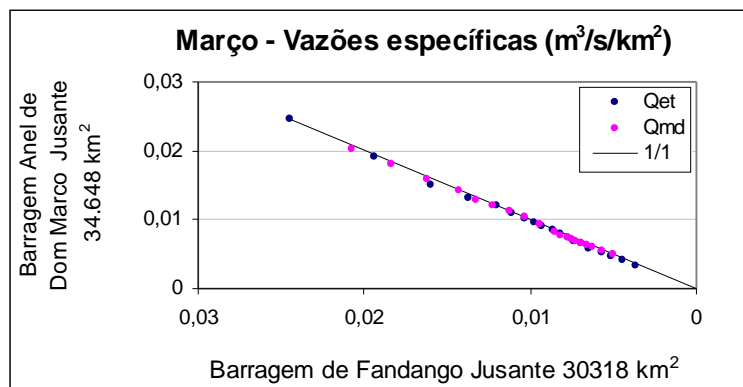


Figura 5-9 Regressão das curvas de permanência específicas – Modelo 5 -Março

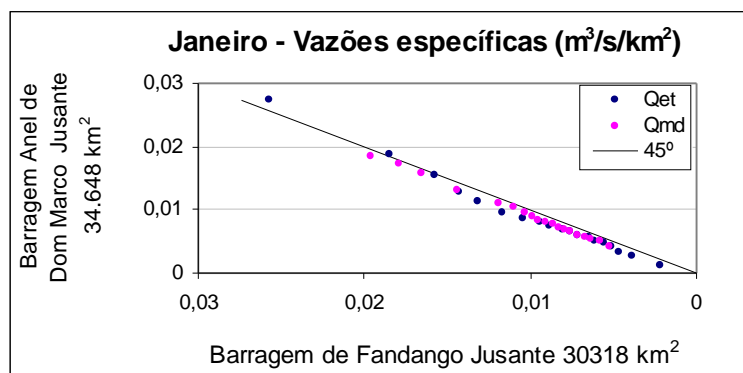


Figura 5-10 Regressão das curvas de permanência específicas – Modelo 5 – Janeiro

Para a região abrangida pelos demais modelos, observam-se duas ocorrências relevantes para a razão de transferência das curvas de permanência empírica e estatística:

1. existe pouca linearidade na curva de regressão, indicando que, para uma mesma curva, as razões de transferência são diferentes para cada percentil;
2. a lei de transferência para a curva estatística é bem diferente da curva empírica.

Basicamente, três situações foram observadas: ambas curvas acima da reta, ambas abaixo da reta (Figuras 5.11) e uma curva acima e outra abaixo (Figura 5.12). Neste último caso, a incerteza relativa ao conhecimento da verdadeira tendência da razão de transferência é maior, dado que, cada uma das curvas, empírica e média, indica que, ou a estação das ordenadas tem vazão específica maior que a estação das abscissas, ou o contrário. Embora alguns percentis possuam pontos sobre a reta de proporção de áreas, nos trechos em que este

comportamento aparece, não é recomendável transferir dados de uma seção para outra, porque não existe um comportamento previsível para toda curva.

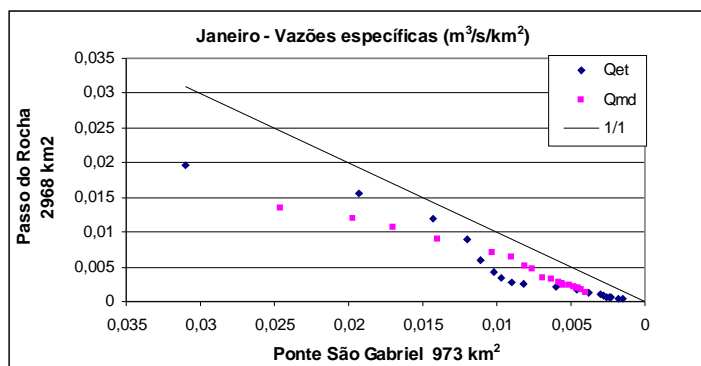


Figura 5-11 Regressão das curvas de permanência específicas – Modelo 1

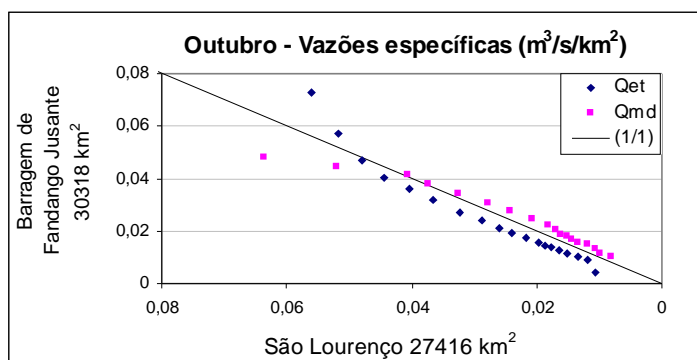


Figura 5-12 Regressão das curvas de permanência específicas – Modelo 2

As informações proporcionadas pela simples regressão entre as curvas médias ou as empíricas de duas seções não explicam a quantidade de variabilidade que ocorre ao longo dos sucessivos anos.

Através da análise dos valores calculados do parâmetro k do modelo de proporção de áreas modificado (equação 3.8), utilizando-se seções com dados, é possível avaliar a aplicabilidade do modelo de proporção de áreas em trechos pertencentes à região de cada modelo ensaiado (Tabela 5.5), bem como a margem de confiança para sua aplicação através da construção de um intervalo de confiança para k . Calculando-se k para as curvas anuais, é possível verificar como se comporta a regressão das curvas de permanência entre duas seções em diferentes anos, assim como fazer uma análise relativa à variabilidade hídrica interanual.

Portanto, os valores para o parâmetro k de cada modelo foram calculados para cada percentil das curvas de permanência de cada ano, usando-se os dados observados tanto das estações alvo como das estações fonte, a partir da equação 3.9:

$$k = \left(\frac{Q_{alvo}}{Q_{fonte}} \right) * \left(\frac{A_{fonte}}{A_{alvo}} \right)$$

onde : Q_{alvo} é a vazão na seção de interesse (seção alvo); Q_{fonte} é a vazão na seção i com dados (seção fonte); A_{alvo} é a área da bacia hidrográfica de contribuição à seção alvo; A_{fonte} é a área da bacia hidrográfica de contribuição à seção fonte (com dados); k é o parâmetro do modelo

Os modelos da tabela 5.5 foram montados de modo a colocar a estação alvo como a estação de maior área. Portanto, quando o modelo ajusta-se com $k > 1$ e as estações estão no mesmo leito, a estação de jusante possui vazão de permanência específica maior que a fonte (montante).

Considerando que cada permanência no tempo (percentil) constitui uma série amostral de valores anuais (a partir das curvas de permanência de cada ano), obtém-se séries de valores de k (uma para cada percentil) de tamanho igual ao número de anos em que as estações têm dados concomitantes. Cada modelo foi aplicado para cada período sazonal mensal, isto é, para as curvas mensais de janeiro, para as curvas de fevereiro, e assim por diante.

Os dados amostrais para aplicação dos modelos são organizados conforme a tabela 5.6, que apresenta os valores de k de cada ano, sazonais de janeiro, para o *modelo 1*: Passo do Rocha em função de Ponte São Gabriel.

**Tabela 5-6 Valores observados do parâmetro k ajustado para o mês de janeiro
Modelo: Passo do Rocha (2968 km²) x Ponte São Gabriel (973 km²)**

Ano	Q40	Q45	Q50	Q55	Q60	Q65	Q70	Q75	Q80	Q85	Q90	Q95
1984	1,29	1,11	1,08	1,03	1,03	1,12	1,05	0,97	0,93	0,93	0,82	0,67
1985	1,30	1,16	1,15	1,32	0,94	0,95	0,67	0,58	0,38	0,34	0,34	0,35
1986	1,60	1,54	1,37	1,39	1,32	1,25	1,14	1,12	0,95	0,47	0,23	0,17
1987	1,48	1,47	1,44	1,48	1,61	1,64	1,50	1,39	1,13	1,03	0,88	0,81
1988	1,17	1,10	1,16	1,11	1,02	0,95	0,92	0,84	0,77	0,68	0,70	0,64
1989	0,86	0,82	0,75	0,73	0,67	0,61	0,58	0,58	0,53	0,50	0,47	0,48
1990	0,96	0,93	0,87	0,96	0,89	0,84	0,78	0,69	0,66	0,53	0,43	0,18
1991	0,71	0,62	0,62	0,55	0,42	0,38	0,37	0,20	0,11	0,07	0,06	0,07
1992	1,45	1,23	1,16	1,09	1,02	0,98	0,99	0,93	0,84	0,67	0,56	0,39
1993	0,72	0,68	0,63	0,62	0,59	0,56	0,52	0,52	0,51	0,50	0,48	0,48
1994	0,77	0,71	0,68	0,64	0,59	0,52	0,47	0,46	0,44	0,36	0,27	0,19
Média	1,12	1,03	0,99	0,99	0,92	0,89	0,82	0,75	0,66	0,55	0,48	0,40
Desvio Padrao	0,33	0,31	0,30	0,32	0,35	0,37	0,34	0,34	0,30	0,27	0,25	0,24

Foram aplicados, a cada série do parâmetro k , os teste de normalidade de Kolmogorov e Smirnov. Para o total de séries testadas, 13,46% foram rejeitadas a um nível de significância de 10%, e, retirando o modelo 9, que foi amplamente rejeitado, a rejeição passa para 8,87%, de modo que, a partir desta constatação, adotou-se a normalidade dos dados para finalidade de determinação dos intervalos de confiança dos valores do parâmetro k .

A variável de trabalho, $Q_{95\%}$, que é a variável de uso mais freqüente nas simulações de outorga, foi utilizada como base para averiguação dos modelos. Os valores de k , obtidos pela aplicação de cada modelo da tabela 5.5, foram resumidos em suas estatísticas de cada mês, média ($k_{\text{médio}}$) e desvio padrão (k_{dev}). Devido à constatação de um comportamento diferenciado dos $k_{\text{médio}}$'s para cada período sazonal, isto é, uma diferença de valores entre os meses de verão (dezembro a março) e os demais meses do ano, na tabela 5.7, é apresentada a síntese de todos os processamentos, representada pela média dos $k_{\text{médio}}$'s e a média dos k_{dev} 's dos meses de verão, e os equivalentes para os demais meses do ano.

Tabela 5-7 Estatísticas dos parâmetros k obtidos para cada modelo de proporção de áreas – variável $Q_{95\%}$ - médias de verão e demais meses

Modelo	Seção		Médias		Médias		Médias		Médias	
			$k_{\text{médio}}$		Desvio padrão		$k_{\text{médio}}$		$k_{\text{médio}}$	
	Alvo	Fonte	Meses Verão	Outros Meses	Meses Verão	Outros Meses	Meses Verão	Outros Meses	Meses Verão	Outros Meses
Modelo 1	85480000 Passo do Rocha Área: 2968	85470000 Ponte São Gabriel Área: 973	0,52	0,99	0,31	0,48	0,40	0,82	0,48	1,01
Modelo 2	85645000 Barragem do Fandango Área: 30318	85462000 Passo São Lourenço Área: 27416	0,76	0,9	0,27	0,2	0,68	0,73	0,80	0,96
Modelo 3	85470000 Ponte São Gabriel Área: 973	85438000 Restinga Seca Área: 914	10,49	1,97	15,29	2,98	6,56	1,70	2,69	0,89
Modelo 4	85615000 Passo do Lageado Área: 69	85610000 Passo do Freire Área: 62	0,74	1,43	0,33	0,86	1,71	1,74	1,20	0,66
Modelo 5	85681000 Barragem Anel de Dom Marco Área: 34648	85645000 Barragem do Fandango Área: 30318	0,88	1	0,19	0,15	0,74	0,89	0,95	1,04
Modelo 6	85470000 Ponte São Gabriel Área: 973	85623000 São Sepé Montante Área: 721	2,02	1,13	1,61	0,75	1,27	0,99	1,21	0,88
Modelo 7	85740000 Candelária Área: 1376	85830000 Santa Cruz Montante Área: 784	4,47	2,4	5,3	2,05	2,98	2,41	1,48	1,36
Modelo 8	85900000 Rio Pardo Área: 38753	85645000 Barragem do Fandango Área: 30318	1,77	1,3	1,02	0,44	1,26	1,19	1,40	1,20
Modelo 9	85900000 Rio Pardo Área: 38753	85681000 Barragem Anel De Dom Marco Área: 34648	2,6	1,37	3,16	0,69	1,78	1,34	1,49	1,16

Embora os modelos simulados tenham sido aplicados a seções, cujas áreas de drenagem da maior bacia sejam no máximo três vezes a área da menor, os resultados do cálculo do fator de correção para os percentis de 95% mostraram que, em poucos casos, os valores de $k_{\text{médio}}$ foram iguais ou muito próximos de 1. Mesmo para os modelos 5, 8 e 9, são contrariadas as expectativas, apresentadas nas regressões, de que o valor de k seria igual a 1, portanto, não é verdadeira a relação de 1 para 1 entre as vazões específicas das estações. Esta evidência,

demonstrada pelas simulações, comprova a necessidade de se tomar medidas de precaução para uso do modelo de proporção de área na simulação de outorga.

As situações são classificadas em função do valor de k :

Situação $k \geq 1$

Com o aumento da área de drenagem em regiões homogêneas, a tendência é que exista uma maior regularização das vazões mínimas para as bacias maiores, em função do maior volume de armazenamento das bacias em uma mesma geologia. A consequência disso na curva de permanência, seria o aumento das vazões específicas com alta permanência no tempo. Portanto, modelos com $k > 1$ seriam esperados nesta situação. Esta tendência pode ser verificada pelos modelos 3, 6, 7, 8 e 9, nos quais, em geral, o valor do parâmetro k é superior a um (Tabela 5.7), praticamente para toda a faixa de permanência de 40 a 95%.

Observa-se, porém, que o parâmetro k , nos meses de verão, tende a ser maior que nos demais meses, justo quando as vazões de permanência maior são de menor magnitude e mais dependentes do escoamento de base. Pressão de irrigação, presença de obras de regularização de fluxo, má definição da curva-chave, principalmente no ramo inferior, e diferenças geomorfológicas entre bacias podem explicar estes fatos.

Para o modelo 3, Ponte São Gabriel (973 km²) em função de Restinga Sêca (914 km²), onde a média de k no verão é igual a 10,4, dois fatos ocorrem simultâneos: (i) pressão da lavoura irrigada exercida sobre o rio, em Restinga Sêca, que provoca uma redução sensível na vazão durante este período; (ii) presença de uma barragem de irrigação à montante da Ponte São Gabriel, que regulariza o fluxo no verão, proporcionando valores relativamente maiores de vazão, neste posto, nos meses de irrigação. Ou seja, artificialmente devido à ação antrópica, São Gabriel (maior área) possui vazão proporcionalmente muito maior que Restinga Sêca. Este fato está refletido no valor excessivo de k nos meses de verão. Além disso, o desvio padrão, altamente elevado, indica que não existe uma relação linear confiável para transferir dados entre estes trechos. A presença desta barragem pode ser também a justificativa para que, no modelo 6, o valor médio de k para os meses de verão seja igual a 2,02. Nestes casos, o modelo não pode ser usado.

No modelo 7, a justificativa pode estar relacionada com a geomorfologia e tipo de solo, pois as estações de Candelária (1376 km²) e Santa Cruz Montante (784 km²) estão localizadas em braços diferentes do rio Pardo, no planalto e rebordo do planalto do Rio Grande do Sul, e possuem forma e densidade de drenagem diferenciadas. Estas características influenciam a capacidade de armazenamento do solo, responsável pelo escoamento das vazões mínimas de

elevada permanência, que, neste caso, pode apresentar diferenças significativas entre uma bacia e outra.

A diferença maior, no verão, pode também ser devido ao fato de que, nos demais meses, há mais umidade e os escoamentos passam a ser geridos também pela dinâmica do escoamento superficial, refletindo uma menor diferença entre as vazões específicas. Este fator justifica o comportamento para todos os *modelos* citados: 3, 6, 7, 8 e 9.

Situação $k < 1$

Os *modelos 1, 2, 4 e 5* apresentaram valores com comportamento inverso aos casos anteriores. Estes modelos apresentaram valores de k menores do que 1 ($k < 1$) nos meses de verão (Tabela 5.7), significando, neste caso, uma redução de magnitude, em termos de vazão específica, de bacias menores para maiores. Ao contrário dos demais modelos, no restante do ano, a média dos valores de k tende a ser igual ou maior que 1, enquadrando-se na situação *a*). O fato dos valores de k serem menores que um ($k < 1$) pode ser consequência da presença de alterações antrópicas ou de particularidades geográficas.

Os meses em que $k < 1$ coincidem geralmente com os meses de verão, que são também os meses de irrigação. A retirada da água, ao longo do trecho, mostra-se significativa e justifica também a anomalia do comportamento de k . É o caso do *modelo 5*, com as duas estações localizadas no leito do rio Jacuí, onde o valor médio de k no verão é de 0,88 e nos demais meses é estável e igual a 1, com desvio padrão muito pequeno.

O *modelo 1*, que relaciona o escoamento da Estação Passo do Rocha (2968 km²), no rio Vacacaí, com Ponte São Gabriel (973 km²), que fica a montante do primeiro no mesmo leito de rio, sofre a influência, já comentada anteriormente, da presença da barragem de irrigação a montante de Ponte São Gabriel, bem como de pressão da irrigação a jusante de São Gabriel. Os valores de vazão são mais elevados neste último e provocam valores de k nos meses de verão menores que 1. Neste caso, os aspectos da irrigação e da barragem à montante de Ponte São Gabriel se somam e explicam o baixo valor médio de 0,52, encontrado para o parâmetro k .

Já no *modelo 2*, que envolve São Lourenço (30318 km²) e Fandango (27.416 km²), com apenas 10% no incremento de área de drenagem, o valor de k foi igual 0,76 no verão, porém nos demais meses, a média de k é próxima a 1, em torno de 0,9. A diferença maior nos meses de verão pode estar conjugada com retiradas superficiais para irrigação.

Presença de anos atípicos

Observou-se, em alguns modelos, um grande desvio padrão dos valores médios de k , tanto para os meses de verão como para os demais meses. Observou-se que esta ocorrência deve-se, principalmente, à presença de *anos isolados*, com valores do parâmetro k fora do padrão observado para o resto da amostra. Pode-se constatar que algumas destas ocorrências apresentam indicativos de que as causas sejam devido à imprecisão na definição do ramo inferior das curvas-chave, pois ocorrem em anos caracterizados por ocorrências de vazões mínimas. As ocorrências mais notáveis foram reunidas na tabela 5.8, onde estão listados os modelos e meses em que estas ocorrências foram observadas.

Tabela 5-8 Modelo proporção de áreas - possíveis problemas com curva-chave

MODELO	MÊS
<u>2</u>	outubro e novembro de 91
<u>5</u>	janeiro de 92, fevereiro e março de 86, abril e maio de 97, outubro e nov de 91
<u>6</u>	novembro de 92 e 85
<u>7</u>	janeiro, fevereiro e março de 91, agosto de 88, 93 e 90, outubro de 92
<u>8</u>	janeiro de 86 e 92, junho de 88 e
<u>9</u>	fevereiro de 86, maio de 97, junho de 88, agosto de 88 e novembro de 91.

No caso dos *modelos 5 e 9*, pode-se atribuir as ocorrências dos anos atípicos a problemas de inconsistência no ramo inferior da curva chave de Anel de Dom Marco, uma vez que com os modelos que combinam rio Pardo com Fandango e Fandango com São Lourenço, isto quase não ocorre. A figura 5.13 é um exemplo desta situação para o ano de 1986. Esta figura, e também a 5.14, contêm quatro gráficos: o primeiro, com a plotagem dos valores médios e intervalos de confiança dos coeficientes k ; o segundo, com os mesmos valores, só que relativos a cada ano amostrado; o terceiro, com as curvas de permanência de todos os anos da estação alvo; o último, idem ao anterior, só que com as curvas da estação fonte. Também os parâmetros k , calculados para as curvas de permanência empíricas e médias, foram plotados nos gráficos do canto superior esquerdo.

Já para os *modelos 3, 4, 6, 7*, que estabelecem relação entre estações que se encontram em diferentes braços de rios, observa-se outro tipo de ocorrência de anos atípicos. É provável a ocorrência de diferentes eventos pluviométricos em cada bacia contribuinte, muito comum em meses de verão. Na figura 5.14, a curva de 1987 mostra um comportamento diferenciado da curva de permanência, indicando um evento mais úmido em Candelária que em Santa Cruz Montante. Observando a curva do ano de 1990, nota-se que, embora a ordem de grandeza das vazões seja a mesma do ano de 1987, o comportamento das curvas de permanência é similar em ambas as seções, o que leva a pensar que, em 1987, tenham ocorrido diferentes eventos climatológicos em cada bacia. No ano de 1993, ocorreu o inverso, quando os valores de k

variaram de 0,33 para Q_{40} a 0,87 para Q_{95} , indicando que eventos climáticos mais úmidos ocorreram na bacia de Santa Cruz do que em Candelária.

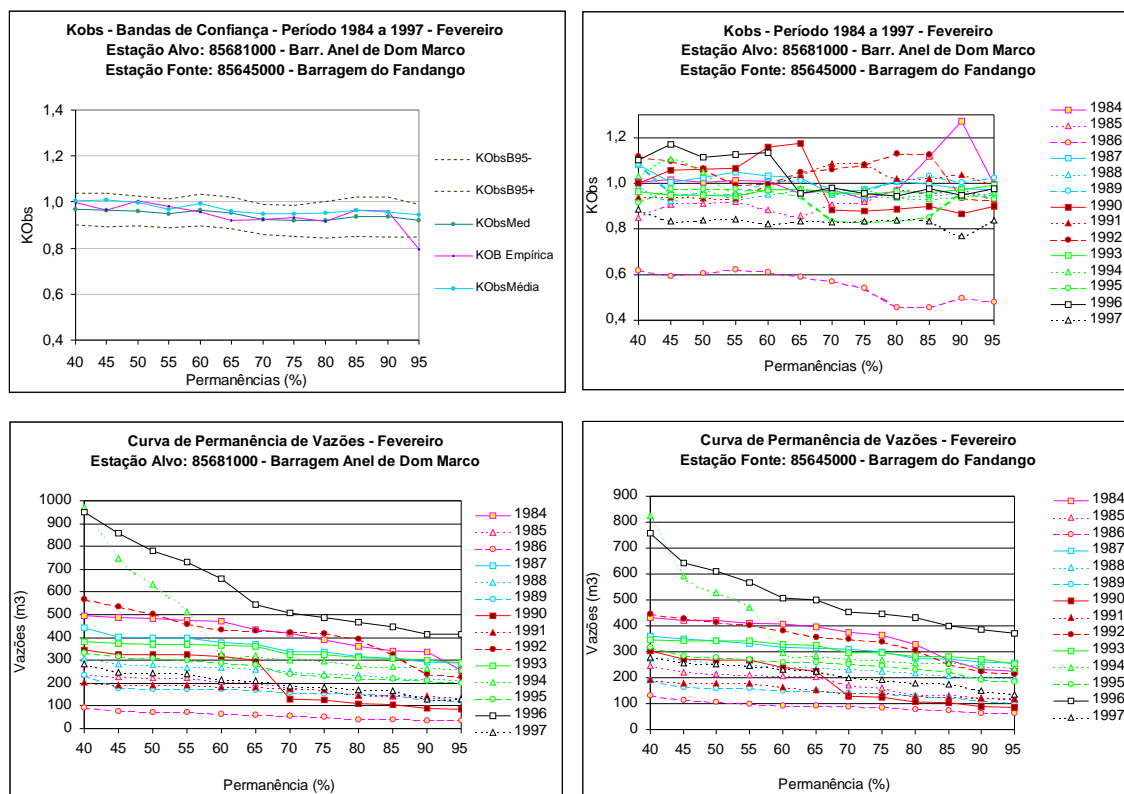


Figura 5-13 Modelo Proporção de Área – Barragem Anel de Dom Marco (34648 Km²) x Barragem do Fandango (30318 Km²) – Fevereiro – *Modelo 5*

Nos *modelos 8 e 9*, com rio Pardo, também se observam anos (março de 1986, 1988 e 1997) com este tipo de ocorrências, reforçando as conclusões, obtidas com o estudo de agrupamento por componentes principais, de que o regime hidrológico desta seção sofre influência do afluente rio Pardo.

Concluindo, a premissa de aceitação de que existe proporcionalidade de áreas entre as vazões de duas seções fluviométricas implica a admissão de um fator $k = 1$. Nos trechos com pequeno desvio padrão de k , o mesmo indica que, para seções localizadas no trecho ou nas proximidades, pode-se estimar vazões por proporção de áreas. Porém, conforme verificado nos resultados (Tabela 5.7), isto só aconteceu em poucas situações estudadas. Os cálculos do parâmetro k praticamente indicaram a rejeição do modelo de proporção de áreas, como método para estimar vazões nos locais próximos aos trechos estudados, em função da baixa precisão evidenciada nos cálculos. Assim, relações mais precisas para a razão de transferência devem ser procuradas.

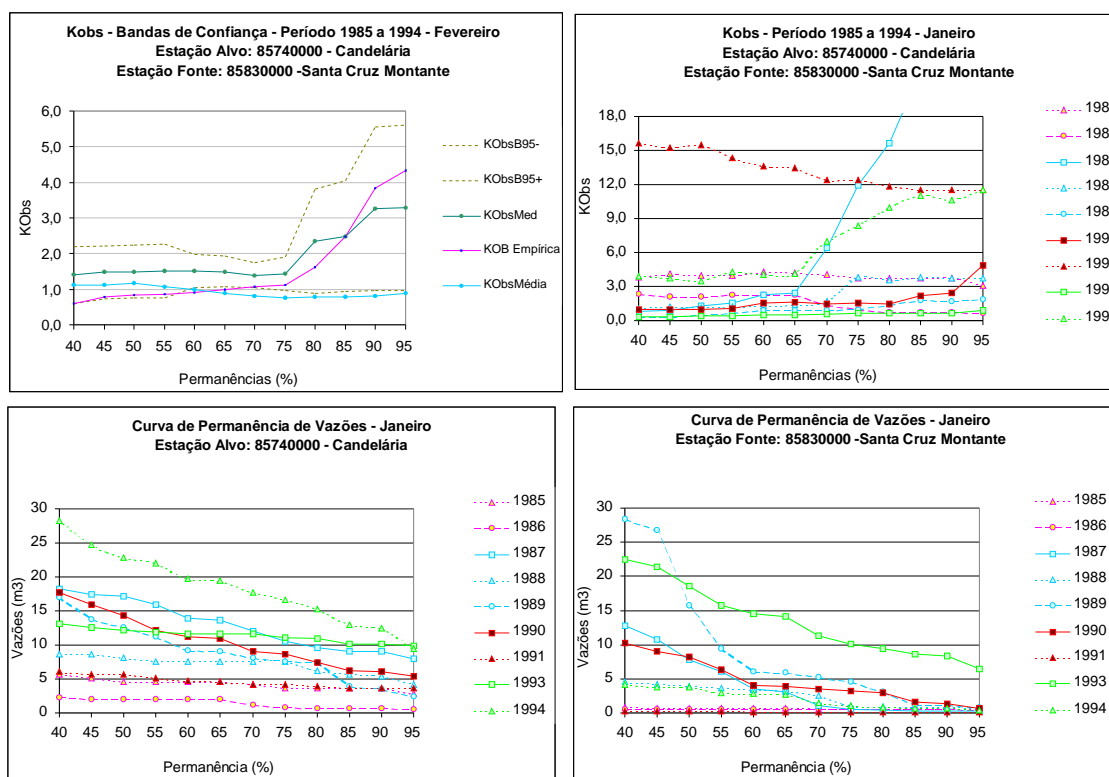


Figura 5-14 Modelo Proporção de Área – Candelária (1376 Km²) x Santa Cruz Montante (784 Km²) – Janeiro – Modelo 7

De maneira geral, para a área de estudo, as constatações a respeito da variabilidade do parâmetro k , que mede o grau de proporcionalidade de vazões específicas entre duas ou mais estações, recomendam cuidado ao avaliar as condições de uso do modelo de proporção de áreas na área deste estudo. No caso da implantação de um sistema de outorga nestas bacias estudadas, as simulações realizadas indicam a necessidade de reavaliação da rede fluviométrica de monitoramento e a necessidade de efetiva ampliação da mesma, de modo a minimizar as incertezas advindas da extrapolação das informações das estações na região para as seções de gestão da outorga dos recursos hídricos.

Uma importante conclusão que se tira, também, é que a técnica de análise do comportamento dos parâmetros k obtidos com a simulação dos modelos de proporção de área, pode ser auxiliar útil para os trabalhos de consistência de vazões. Pode-se, também, auxiliar a verificar a existência de diferenças espaciais nas precipitações em uma região, podendo ser útil na consistência de dados pluviométricos.

5.2.2 Modelo de proporção de Áreas Modificado para estimativa de vazões com pequenas amostras

A informação contida nas estatísticas de k , calculado a partir de dados de duas seções com dados, pode ser útil para estimar vazões em seções próximas a uma delas ou internas ao trecho entre as seções com dados, conforme metodologia proposta no item 3.1.2.

Antes da avaliação do modelo modificado, algumas reflexões são feitas. Primeiramente é preciso verificar se a variação dos parâmetros k , calculados com as curvas de permanência médias (k das Q_{mdAA}) das duas seções com dados, tem a mesma tendência da média dos k_i 's calculados para cada ano. A mesma questão se coloca para a razão de transferência de vazões da curva empírica. Se os valores de k , resultantes da regressão, entre duas curvas de permanência média, estiverem dentro do intervalo de confiança de k , pode-se admitir que a tendência é a mesma. O mesmo raciocínio deve ser feito para as curvas empíricas. Esta resposta pode ser visível nos exemplos das figuras 5.13 e 5.14 (canto superior esquerdo).

No caso das seções apresentadas neste estudo, o valor das estatísticas de k é conhecido, porque em ambas as seções existem os dados. Mas no caso de aplicação do modelo a uma seção sem dados, as estatísticas não são conhecidas. E nem as estatísticas de k , obtidas com os dados de duas seções da região, podem ser utilizadas para transferir dados para outro local próximo, porque o fator de correção da proporção de áreas, dentro de um determinado trecho, é função da distância, ou área de drenagem, entre aquelas duas específicas estações com dados e respectivas características locais: presença de barragens, retiradas de água, entre outras.

A obtenção de uma curva de permanência a partir de um monitoramento pequeno para um local sem dados, por exemplo, de um mês ou mais, em um ano, proporciona uma amostra de k que, em tese, pode representar o que ocorre em média para um determinado trecho de rio. Assim, este valor é utilizado para transferir a curva média da seção com dados para a seção sem dados (item 3.1.2).

A avaliação da aplicabilidade do modelo modificado consiste em verificar se um valor de k , obtido para um determinado ano, pode servir como fator de transferência da curva média de permanência, seguindo o roteiro descrito no item 3.1.2.

Portanto, inicialmente, calculou-se o valor da vazão média da estação alvo com a equação do modelo de proporção de áreas modificado (equação 3.13), para cada percentil p e para cada ano i , utilizando-se os fatores k_i calculados para cada ano i com dados

concomitantes entre as duas seções do modelo (equação 3.10), e como valor a transferir, a vazão da curva de permanência média da estação fonte (*método anual*).

Em seguida, calculou-se a média e os limites inferiores e superiores dos intervalos de confiança da amostra das vazões médias estimadas (*método anual*) para a estação alvo. Se o valor da vazão da curva de permanência média observada da estação alvo estiver dentro destes limites estabelecidos pelos intervalos de confiança, o parâmetro k_i para transferência de vazões entre as seções, pode ser aceito ao nível de significância relativo à confiança considerada.

Para os modelos da tabela 5.5, foram estabelecidos os intervalos de confiança das vazões da curva de permanência média estimada, assim como foi verificado se a curva observada da estação alvo encontra-se dentro destes intervalos (vide exemplo da figura 5.15). A tabela 5.9 apresenta o resumo da verificação: os limites inferior e superior do intervalo de confiança de 95%, para o percentil de 95%; os valores esperados (médias) calculados para a curvas médias das estações-alvo; os respectivos erros das estimativas com relação às curvas observadas. Os mesmos cálculos também foram feitos para a curva empírica (Tabela 5.10).

Conforme pode ser observado nos resultados da tabela 5.9, são rejeitados, com um nível de significância de 5% (valores em vermelho), apenas os *modelos 4 e 7* para a transferência da curva média. Já para transferência da curva empírica, o modelo tem uma performance bem pior, podendo ser aceito apenas para os *modelos 3, 6, 7*, apesar de, em pelo menos para um mês, terem sido rejeitados (Tabela 5.10).

No caso do *modelo 3*, o mesmo foi aceito pelo critério objetivo do intervalo de confiança de 95%, devido à alta dispersão observada, a qual desvirtua os resultados. Porém a magnitude observada nos erros confirma a não conveniência de estabelecer um paralelo entre as estações de Ponte São Gabriel e Restinga Sêca, devido à grande diferença de ações antrópicas numa e outra bacias a montante de cada local.

Uma vez aceito que o parâmetro k de uma amostra relativa a um ano, estabelecido para a mesma região da seção sem dados, pode transferir as curvas médias de permanência, então, é possível aceitar o uso do parâmetro k calculado com curva pequena amostra e a curva concomitante da seção com dados, para transferir a curva média da seção com dados para a seção de interesse. Como existe variabilidade interanual nas curvas de permanência (item 5.1), a curva de permanência de um ano, do local de interesse, não representa a situação média de vários anos, sendo mais acertado, portanto, utilizar a informação, contida no fator k localizado, como parâmetro para transferir as vazões da curva média, e não todas as curvas de cada ano. Este fator de transposição de vazões, o parâmetro k obtido com a amostra local,

estabelece uma vinculação das vazões ao local, pois sintetiza a influência das particularidades da região que influem na formação dos escoamentos locais, que podem ser particularidades relativas a fatores pedológicos, geomorfológicos e antrópicos.

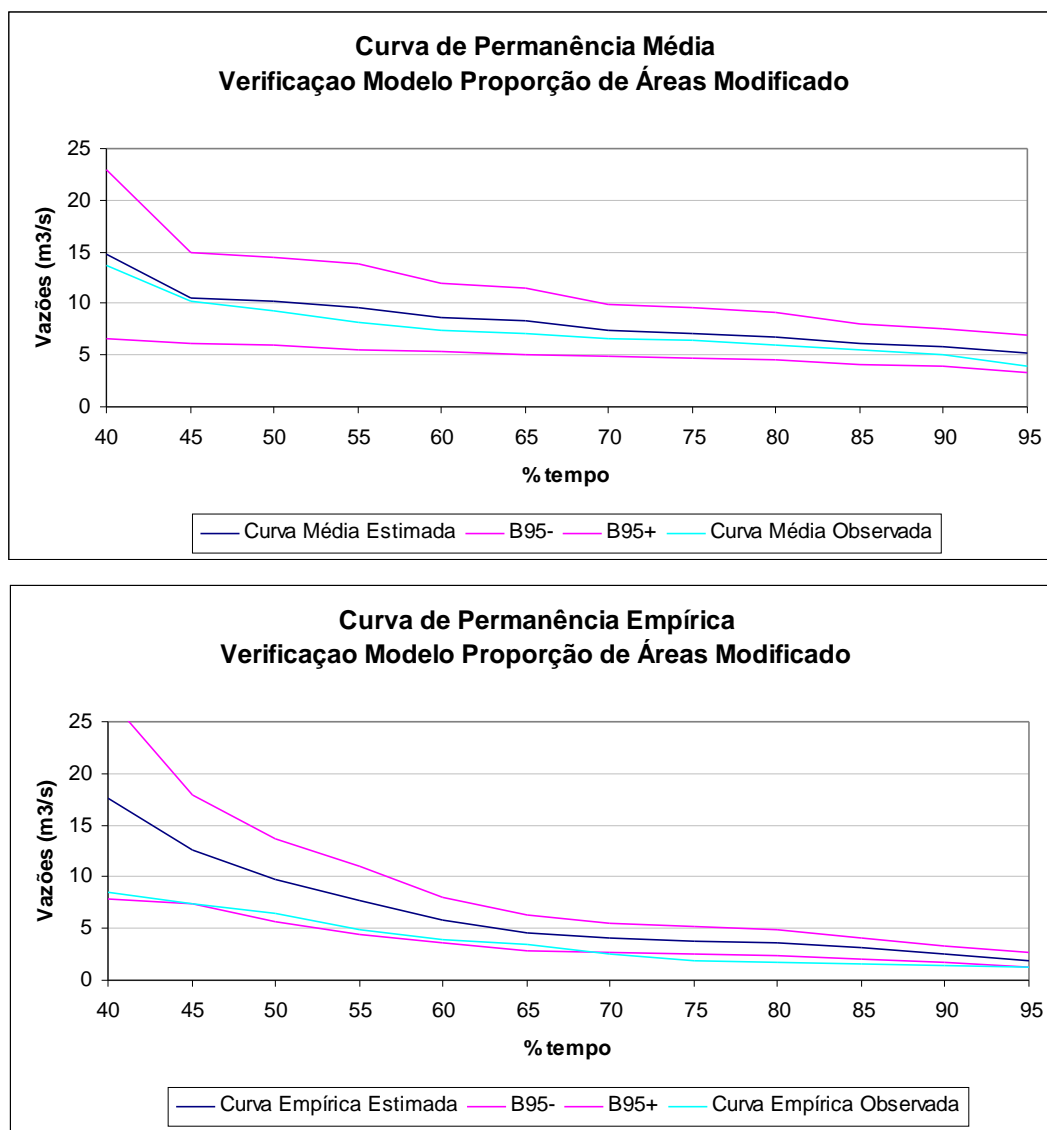


Figura 5-15 Estimativas das curvas Empírica e Média pelo modelo de pequenas amostras – Modelo 1 - Janeiro

Tabela 5-9 Síntese da verificação do modelo de proporção de áreas modificado para estimativa da curva de permanência média com pequena amostra

Modelo	Alvo	Fonte	Est	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
1	85480000 Passo do Rocha Área: 2968	85470000 Ponte São Gabriel Área: 973	Lim Inf	3,4	5,7	5,4	15,5	16,0	19,5	22,0	16,2	14,3	14,9	11,1	4,9
			Lim Sup	7,0	12,0	8,9	29,9	24,8	35,4	30,2	29,6	24,5	23,1	17,3	10,9
			Q _{mdAA} -obs	4,0	6,2	5,9	24,6	20,5	33,0	25,7	23,3	17,7	15,8	13,2	6,2
			erro	(22,6%)	42,0%	21,6%	(8,0%)	(0,4%)	(16,9%)	1,7%	(1,6%)	10,0%	20,4%	7,4%	27,3%
2	85645000 Barragem Fandango Área: 30318	85462000 Passo São Lourenço Área: 27416	Lim Inf	114,5	163,8	136,1	221,8	265,7	366,9	430,0	374,9	251,7	277,5	251,3	132,5
			Lim Sup	183,0	205,1	166,0	297,3	321,9	444,4	479,4	417,4	310,4	338,6	332,1	190,7
			Q _{mdAA} -obs	157,7	182,6	149,5	277,4	309,1	441,7	464,7	415,0	297,7	314,2	312,0	168,9
			erro	(5,7%)	1,0%	1,0%	(6,4%)	(5,0%)	(8,2%)	(2,2%)	(4,5%)	(5,6%)	(2,0%)	(6,5%)	(4,3%)
3	85470000 Ponte São Gabriel Área: 973	85438000 Restinga Seca Área: 914	Lim Inf	6,5	1,7	-0,7	-2,9	5,9	5,5	8,0	7,0	6,8	2,4	0,7	2,9
			Lim Sup	21,4	55,5	54,1	55,7	14,2	13,6	13,7	14,8	15,2	24,4	40,0	12,2
			Q _{mdAA} -obs	3,9	5,4	4,9	7,4	6,9	8,4	8,6	7,4	6,5	6,1	5,4	4,2
			erro	255,8%	428,2%	444,1%	256,5%	46,5%	13,2%	26,1%	46,8%	68,6%	120,9%	277,6%	79,6%
4	85615000 Passo do Lageado Área: 69	85610000 Passo do Freire Área: 62	Lim Inf	0,02	0,03	0,08	0,26	0,24	0,44	0,40	0,44	0,39	0,37	0,39	0,03
			Lim Sup	0,05	0,07	0,14	0,59	0,51	0,77	0,88	1,14	0,98	0,96	0,74	0,04
			Q _{mdAA} -obs	0,08	0,08	0,07	0,22	0,30	0,36	0,38	0,34	0,26	0,22	0,17	0,10
			erro	(54,8%)	(35,8%)	59,3%	93,3%	26,3%	67,8%	66,5%	133,8%	166,6%	205,6%	227,2%	(67,5%)
5	85681000 Barragem Anel de Dom Marco Área: 34648	85645000 Barragem do Fandango Área: 30318	Lim Inf	114,1	179,4	153,7	283,2	298,9	482,2	535,8	473,7	333,0	328,0	316,5	155,6
			Lim Sup	157,5	204,1	176,4	325,4	369,2	550,5	596,1	519,2	351,6	372,5	377,5	186,5
			Q _{mdAA} -obs	148,2	197,5	169,8	315,0	358,8	548,6	565,5	507,2	346,9	359,0	367,7	183,4
			erro	(8,3%)	(2,9%)	(2,8%)	(3,4%)	(6,9%)	(5,9%)	0,1%	(2,1%)	(1,3%)	(2,4%)	(5,6%)	(6,8%)
6	85470000 Ponte São Gabriel Área: 973	85623000 São Sepé Montante Área: 721	Lim Inf	3,0	5,6	5,8	7,1	6,3	7,0	6,9	6,5	6,0	4,3	3,7	2,4
			Lim Sup	9,8	11,7	10,0	14,6	11,3	11,4	12,3	11,4	11,0	11,0	12,2	9,3
			Q _{mdAA} -obs	3,9	5,4	4,9	7,4	6,9	8,4	8,6	7,4	6,5	6,1	5,4	4,2
			erro	62,8%	60,3%	61,3%	47,0%	28,5%	9,0%	11,4%	20,6%	30,0%	26,1%	47,6%	39,5%
7	85740000 Candelária Área: 1376	85830000 Santa Cruz Montante Área: 784	Lim Inf	7,5	8,1	4,8	6,3	11,4	9,7	12,4	17,0	5,9	7,1	10,8	1,4
			Lim Sup	28,5	31,6	15,9	14,6	34,4	20,7	28,4	58,1	31,3	29,8	21,6	35,1
			Q _{mdAA} -obs	5,4	5,3	5,0	9,1	9,2	12,5	12,1	15,3	10,3	9,9	9,6	5,8
			erro	232,1%	274,4%	107,9%	15,2%	149,0%	21,5%	69,2%	146,0%	80,2%	86,2%	69,8%	214,0%
8	85900000 Rio Pardo Área: 38753	85645000 Barragem do Fandango Área: 30318	Lim Inf	232,9	317,7	292,0	342,0	452,2	610,8	663,5	614,4	445,2	439,2	455,4	268,8
			Lim Sup	670,9	423,5	403,0	732,1	496,0	751,6	853,2	767,4	570,9	502,6	683,9	353,5
			Q _{mdAA} -obs	276,4	334,1	316,8	433,7	464,6	691,1	701,1	656,6	463,1	472,4	494,4	285,9
			erro	63,5%	10,9%	9,7%	23,8%	2,0%	(1,4%)	8,2%	5,2%	9,7%	(0,3%)	15,2%	8,8%
9	85900000 Rio Pardo Área: 38753	85681000 Barragem Anel de Dom Marco Área: 34648	Lim Inf	76,3	319,4	281,8	348,2	424,4	657,1	671,5	639,4	449,9	464,2	377,4	297,9
			Lim Sup	1567,5	479,7	475,8	751,3	747,4	802,2	852,1	766,2	585,8	506,0	1067,9	372,6
			Q _{mdAA} -obs	276,4	334,1	316,8	433,7	464,6	691,1	701,1	656,6	463,1	472,4	494,4	285,9
			erro	197,3%	19,6%	19,6%	26,7%	26,1%	5,6%	8,6%	7,0%	11,8%	2,7%	46,2%	17,3%

Tabela 5-10 Síntese da verificação do modelo de proporção de áreas modificado para estimativa da curva de permanência empírica com pequena amostra

Modelo	Alvo	Fonte	Est	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
1	85480000 Passo do Rocha Área: 2968	85470000 Ponte São Gabriel Área: 973	Lim Inf	1,3	1,8	2,0	5,6	5,2	6,0	7,9	8,5	9,4	9,5	5,0	2,4
			Lim Sup	2,6	3,7	3,3	10,9	8,1	10,9	10,9	15,5	16,1	14,8	7,7	5,3
			Qpe-obs	1,3	1,5	2,5	5,8	3,7	10,7	6,8	10,1	8,8	10,5	5,3	1,6
			erro	57%	86%	7%	41%	78%	(21%)	37%	19%	44%	16%	21%	134%
2	85645000 Barragem Fandango Área: 30318	85462000 Passo São Lourenço Área: 27416	Lim Inf	57	98	104	141	143	162	225	181	154	210	144	83
			Lim Sup	91	123	127	190	173	197	251	202	190	256	190	120
			Qpe-obs	66	106	111	125	120	144	214	172	163	129	90	107
			erro	12%	5%	4%	32%	31%	25%	11%	11%	6%	81%	86%	(5%)
3	85470000 Ponte São Gabriel Área: 973	85438000 Restinga Seca Área: 914	Lim Inf	1,1	0,1	-0,1	-0,4	0,8	1,1	3,4	2,2	2,5	0,8	0,1	1,1
			Lim Sup	3,5	3,7	8,2	7,0	1,8	2,6	5,9	4,7	5,5	8,5	4,8	4,5
			Qpe-obs	1,5	1,7	1,8	2,7	2,2	2,6	3,1	3,9	4,3	3,9	2,4	2,0
			erro	53%	13%	123%	24%	(42%)	(29%)	52%	(12%)	(7%)	20%	2%	36%
4	85615000 Passo do Lageado Área: 69	85610000 Passo do Freire Área: 62	Lim Inf	0,01	0,02	0,01	0,03	0,03	0,04	0,04	0,05	0,07	0,07	0,05	0,02
			Lim Sup	0,02	0,03	0,02	0,06	0,06	0,07	0,09	0,13	0,19	0,19	0,10	0,02
			Qpe-obs	0,04	0,04	0,05	0,05	0,06	0,06	0,13	0,13	0,15	0,13	0,07	0,05
			erro	(60%)	(37%)	(60%)	(5%)	(29%)	(10%)	(50%)	(34%)	(14%)	(1%)	4%	(62%)
5	85681000 Barragem Anel de Dom Marco Área: 34648	85645000 Barragem do Fandango Área: 30318	Lim Inf	48	104	115	128	116	157	247	197	182	135	91	98
			Lim Sup	66	118	131	147	143	179	275	215	193	153	109	118
			Qpe-obs	39	96	116	112	121	144	241	188	161	127	67	97
			erro	46%	16%	6%	23%	8%	17%	8%	10%	16%	13%	48%	11%
6	85470000 Ponte São Gabriel Área: 973	85623000 São Sepé Montante Área: 721	Lim Inf	1,1	2,0	2,4	2,6	1,9	2,0	2,5	3,1	3,0	2,0	1,1	1,0
			Lim Sup	3,7	4,2	4,2	5,3	3,4	3,3	4,5	5,4	5,5	5,2	3,7	3,8
			Qpe-obs	1,5	1,7	1,8	2,7	2,2	2,6	3,1	3,9	4,3	3,9	2,4	2,0
			erro	62%	84%	83%	45%	19%	3%	13%	8%	(1%)	(7%)	(0%)	19%
7	85740000 Candelária Área: 1376	85830000 Santa Cruz Montante Área: 784	Lim Inf	1,3	1,1	1,1	1,0	1,4	2,0	6,3	2,5	3,9	4,5	2,0	0,3
			Lim Sup	5,1	4,4	3,5	2,4	4,2	4,3	14,5	8,7	20,6	18,9	4,0	8,6
			Qpe-obs	2,0	3,7	1,9	1,6	5,2	3,7	9,1	6,1	5,2	4,7	2,3	1,8
			erro	61%	(24%)	20%	4%	(45%)	(13%)	14%	(9%)	138%	152%	30%	147%
8	85900000 Rio Pardo Área: 38753	85645000 Barragem do Fandango Área: 30318	Lim Inf	184	218	155	175	199	306	255	244	180	131	170	184
			Lim Sup	245	300	331	192	245	393	318	313	206	197	223	245
			Qpe-obs	238	203	156	158	194	377	361	266	168	104	103	238
			erro	(10%)	28%	56%	17%	14%	(7%)	(20%)	5%	15%	58%	91%	(10%)
9	85900000 Rio Pardo Área: 38753	85681000 Barragem Anel de Dom Marco Área: 34648	Lim Inf	20	155	193	124	143	172	286	237	209	164	69	158
			Lim Sup	414	233	326	267	251	210	363	284	273	179	196	197
			Qpe-obs	123	238	203	156	158	194	377	361	266	168	104	103
			erro	77%	-19%	28%	25%	25%	-2%	-14%	-28%	-9%	2%	27%	72%

Caso se constate que exista uma tendência constante nos valores de k , ao longo de um conjunto de meses (pequeno desvio padrão para os k), como mostra a tabela 5.7, pode-se ampliar o raciocínio anterior para, com uma amostra de um mês no período de verão e outra dos demais meses, transferir as curvas de cada mês, utilizando os valores de k amostrados.

Recomenda-se, porém, que o uso da amostra local seja feito com o cuidado de verificar se os eventos climáticos, do período amostrado, foram homogêneos na região. Esta recomendação é reforçada pela análise dos parâmetros k , calculados para os anos atípicos (item 5.2.1).

Para exemplificar a influência de um período com heterogeneidade climática na região, foi selecionado o *modelo 3*, mês de outubro. Neste caso, no ano de 1991, constatou-se uma diferença no comportamento geral das curvas, evidenciando maior umidade na estação de Ponte São Gabriel do que de Restinga Sêca. Neste caso, retirando-se o ano de 1991 e verificando-se novamente o modelo, os erros diminuem bastante (Tabela 5.10). Este exemplo demonstra a necessidade da verificação das condições climáticas na região antes de fazer a aplicação da técnica.

Na tabela 5.11, há um segundo exemplo de alteração nos erros do modelo, quando são descartados anos em que a umidade não é uniforme na região. É o exemplo do *modelo 9*, rio Pardo em função de Dom Marco, mês de janeiro, que, conforme a tabela 4.9, é rejeitado com erro de 197,3% para o percentil de 95%. No caso, se o observador cuidar ao escolher o período de amostra, os erros ficam muito pequenos, insignificantes, como pode-se constatar na tabela 5.11.

Tabela 5-11 Performance do modelo considerando a existência de anos atípicos e sem considerá-los – *Modelo 3* - Outubro

Período utilizado na verificação	Percentil												
	40	45	50	55	60	65	70	75	80	85	90	95	
Vazão Média													
Retira 1991	Erro calc x obs	53%	62%	56%	53%	57%	39%	33%	33%	30%	25%	16%	13%
	Erro padrão relativo	120%	140%	134%	132%	152%	130%	118%	112%	109%	95%	86%	80%
Todos os anos	Erro calc x obs	160%	163%	157%	150%	154%	125%	130%	124%	124%	128%	115%	121%
	Erro padrão relativo	405%	396%	392%	375%	382%	336%	368%	344%	353%	377%	360%	386%
Vazão Empírica													
Retira 1991	Erro calc x obs	1%	4%	1%	-4%	9%	8%	6%	16%	2%	-11%	-24%	-38%
	Erro padrão relativo	70%	80%	78%	75%	96%	97%	91%	94%	82%	66%	61%	59%
Todos os anos	Erro calc x obs	71%	70%	66%	57%	75%	76%	84%	95%	76%	63%	42%	20%
	Erro padrão relativo	253%	241%	240%	221%	251%	255%	287%	293%	270%	260%	228%	199%

Tabela 5-12 Performance do modelo considerando a existência de anos atípicos e sem considerá-los – Modelo 9 - Janeiro

Período utilizado na verificação	Percentil												
		40	45	50	55	60	65	70	75	80	85	90	95
	Vazão Média												
Retira 1986 e 1992	Erro calc x obs	0,0%	-0,4%	-0,8%	-0,8%	-0,3%	-1,6%	-1,0%	-0,7%	-2,2%	-1,1%	-1,3%	0,9%
	Erro padrão relativo	18%	18%	20%	20%	20%	20%	21%	23%	24%	27%	27%	28%
Todos os Anos	Erro calc x obs	7%	11%	16%	18%	24%	22%	29%	35%	36%	119%	147%	197%
	Erro padrão relativo	27%	35%	50%	57%	71%	70%	86%	102%	109%	379%	473%	647%
Vazão Empírica													
Retira 1986 e 1992	Erro calc x obs	-5%	-5%	-11%	-12%	-10%	-13%	-12%	-10%	-7%	-5%	-5%	-40%
	Erro padrão relativo	17%	18%	21%	22%	21%	22%	22%	23%	24%	26%	27%	45%
Todos os anos	Erro calc x obs	2%	5%	4%	5%	11%	8%	15%	22%	30%	111%	137%	77%
	Erro padrão relativo	24%	32%	43%	48%	61%	59%	73%	89%	102%	364%	452%	373%

5.2.3 Regionalização da Curva de Permanência

No estado do Rio Grande do Sul, existe um estudo de Regionalização da Curva de Permanência realizado para a CEEE (Tucci, 1991). Um segundo, não concluído, para a ANEEL (2001). Segundo as conclusões destes dois estudos, a região selecionada para aplicação desta tese encontra-se toda dentro da mesma região homogênea. O primeiro estudo regionalizou apenas a curva de permanência empírica total, enquanto que, o segundo, também as curvas empíricas mensais (sazonais). Porém, nenhum dos estudos regionalizou as curvas de permanência médias (*método anual*).

Neste item, apresenta-se uma comparação entre as estimativas das vazões com 95% de permanência, calculadas pelo método interpolativo estudado nesta tese, e os estudos de regionalização elaborados para o estado do Rio Grande do Sul.

A aplicação de estudos de regionalização para estimar disponibilidades hídricas encontra muitas restrições para uso na implementação de um sistema de outorga (item 2.). O objetivo de aplicar a regionalização, neste estudo, é proporcionar, por comparação, uma visão de quanto o modelo de proporção de áreas modificado pode ser equivalente, melhor ou pior, que os resultados da técnica expedita de regionalização.

Utilizando-se das equações regionais definidas preliminarmente pela ANEEL (2001), para as bacias das seções com dados utilizadas nesta pesquisa, obteve-se os valores das vazões de permanência de 95% do tempo, para cada seção hidrológica correspondente às estações

alvo dos modelos da tabela 5.5. Na tabela 5.13, são apresentados os erros das estimativas respectivamente devido ao método da regionalização e ao método de proporção de áreas modificado, tal qual apresentado no item anterior, ambos para as curvas empíricas.

Tabela 5-13 Erros das estimativas sazonais, da vazão empírica de 95% de permanência, obtidas pelos métodos de regionalização (ANEEL, 2001) e modelo de proporção de áreas modificado, para os limites superior e inferior, com nível de significância de 5%.

Alvo	Est	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
85480000 Passo do Rocha Área: 2968	Erro Regional	14%	21%	59%	155%	58%	170%	31%	15%	2%	22%	46%	9%
	Erro Modelo 1	57%	86%	7%	41%	78%	(21%)	37%	19%	44%	16%	21%	134%
85645000 Barragem Fandango Área: 30318	Erro Regional	460%	811%	594%	394%	385%	182%	20%	5%	34%	4%	59%	581%
	Erro Modelo 2	12%	5%	4%	32%	31%	25%	11%	11%	6%	81%	86%	(5%)
85470000 Ponte São Gabriel Área: 973	Erro Regional	327%	304%	257%	275%	192%	124%	26%	81%	76%	70%	149%	318%
	Erro Modelo 3	53%	13%	123%	24%	(42%)	(29%)	52%	(12%)	(7%)	20%	2%	36%
85615000 Passo do Lageado Área: 69	Erro Regional	10%	19%	30%	25%	25%	30%	36%	31%	40%	40%	17%	25%
	Erro Modelo 4	(60%)	(37%)	(60%)	(5%)	(29%)	(10%)	(50%)	(34%)	(14%)	(1%)	4%	(62%)
85681000 Barragem Anel de Dom Marco Área: 34648	Erro Regional	189%	627%	533%	283%	326%	143%	14%	3%	14%	20%	2%	441%
	Erro Modelo 5	46%	16%	6%	23%	8%	17%	8%	10%	16%	13%	48%	11%
85470000 Ponte São Gabriel Área: 973	Erro Regional	327%	304%	257%	275%	192%	124%	26%	81%	76%	70%	149%	318%
	Erro Modelo 6	62%	84%	83%	45%	19%	3%	13%	8%	(1%)	(7%)	(0%)	19%
85740000 Candelária Área: 1376	Erro Regional	300%	534%	165%	58%	373%	118%	141%	84%	43%	35%	61%	163%
	Erro Modelo 7	61%	(24%)	20%	4%	(45%)	(13%)	14%	(9%)	138%	152%	30%	147%
85900000 Rio Pardo Área: 38753	Erro Regional	708%	1522%	887%	376%	398%	190%	56%	61%	65%	7%	38%	414%
	Erro Modelo 8	54%	(10%)	28%	56%	17%	14%	(7%)	(20%)	5%	15%	58%	91%
85900000 Rio Pardo Área: 38753	Erro Regional	1564%	1163%	1762%	1135%	1463%	1158%	586%	286%	179%	250%	599%	1130%
	Erro Modelo 9	77%	-19%	28%	25%	25%	-2%	-14%	-28%	-9%	2%	27%	72%

Algumas considerações são realizadas a partir da análise dos resultados apresentados na tabela 5.13. Os valores em azul são para as estimativas em que o modelo de proporção de áreas errou mais que a estimativa da regionalização. Valores negativos (entre parênteses) indicam que a vazão calculada subestima a disponibilidade com relação aos dados observados.

Apenas para Passo do Rocha (*modelo 1*) e Passo do Lageado (*modelo 4*), as estimativas para a vazão empírica por regionalização apresentaram melhor performance em sete de 12 meses. Em todos os demais casos, as estimativas do modelo modificado foram melhores que a regionalização, na maioria dos meses. Isto, inclusive, para Dom Marco e Fandango, para as quais o modelo modificado foi amplamente rejeitado a um nível de significância de 5% nos estudos de verificação do modelo.

Ressalva deve ser feita quanto à utilização dos estudos de regionalização para as estações localizadas no eixo do rio Jacuí, na região homogênea do Baixo Jacuí /Vacacaí, que possuem notadamente comportamento diferenciado dos demais cursos d'água da região, devido à grande influência do efeito de regularização do conjunto das barragens. Nestas, o uso do modelo interpolativo conduz a menores erros quando comparados com a resposta da regionalização, conforme pode ser comprovado pelas tabelas 5.10, 5.12 e 5.13. Isto porque, sendo um procedimento interpolativo, as singularidades do trecho são consideradas intrinsecamente no parâmetro k e transmitidas ao estimar as vazões. Da mesma forma, explica-se os resultados para Ponte São Gabriel, que sofre influência da barragem do Vacacaí. Para Candelária, o modelo interpolativo também demonstra ser melhor que a regionalização.

Estas constatações remetem à análise do escopo da utilização dos estudos de regionalização, os quais se constituem em ferramenta útil para estudos de inventário e viabilidade. Mas, para o caso específico da outorga, a regionalização deve ser utilizada com ressalvas, principalmente quando a região está bastante antropizada. Este é o caso do Baixo-Jacuí, cuja retirada de água para a orizicultura desvirtua o comportamento regional, ainda mais se estabelecido, como é o caso dos estudos do Rio Grande do Sul, utilizando como variável explicativa regional apenas a área da bacia contribuinte. Além desta forte demanda consuntiva, há também os efeitos de regularização devido às obras hidráulicas. Neste caso, o modelo interpolativo consegue internalizar estas singularidades nos resultados. Como exemplo ilustrativo, tem-se as estimativas para Ponte São Gabriel, cuja dispersão nos resultados do modelo 3 (Tabela 5.7) demonstra dificuldades para sua aplicação. Neste caso, a estimativa pelo modelo modificado (Tabela 5.10 e 5.11), aplicado para a vazão empírica, apresentou resultados razoáveis.

6 SISTEMA DE GERENCIAMENTO DA OUTORGA

Neste capítulo, são apresentados os resultados da simulação de outorga em um sistema de gestão de recursos hídricos, que, no caso deste estudo, foi feita com a aplicação do modelo de balanço hídrico otimizado, baseado em uma vazão de referência (item 3.2.2).

Várias concepções do sistema foram montadas para o problema de outorga, considerando diferentes arranjos topológicos e critérios possíveis (itens 3.2.1 e 3.2.4), para serem simuladas com diferentes disponibilidades (vazão de referência), obtidas pelos dois critérios de cálculo da curva de permanência: curva de permanência empírica (*método da série toda*) e curva de permanência média e seus intervalos de confiança (*método ano a ano*).

Essas simulações, além de permitirem uma avaliação da forma com a qual a variabilidade da disponibilidade hídrica influencia na outorga, proporcionam uma análise crítica da performance dos diversos parâmetros ou subcritérios adotados para a distribuição de volumes a serem outorgados.

A simulação diária do balanço hídrico com as vazões do período histórico permite a verificação das falhas no atendimento das outorgas definidas por cada um desses critérios (simulação temporal, item 3.2.3).

6.1 Simulações realizadas

A outorga de vazão é função de diferentes parâmetros. São eles:

- i) a demanda hídrica;
- ii) a disponibilidade hídrica;
- iii) a função objetivo, que define o critério de alocação de volumes;
- iv) a modulação da rede hídrica, que define o número de seções de referência.

A *demanda hídrica* é definida em função da necessidade de alocação de volumes para diferentes usuários e diferentes cenários. No caso desse estudo, os usuários considerados são: irrigação, consumo humano, dessedentação de animais e industrial para o cenário de 2015.

No caso dos usuários de navegação, por exemplo, a manutenção da atividade é vinculada a uma vazão mínima de permanência no próprio canal (instream flow), a qual pode ser a mesma da conservação ambiental, quando esta é maior que a de navegação. Se a navegação necessitar de maior vazão, então a vazão a manter no canal é a de navegação. No caso desta tese, por tratar-se de um exercício, considerou-se que a vazão ambiental supre as

necessidades da navegação, embora não exista justificativa para isso. No trecho em questão, não existe a demanda energética, de modo que foi considerada nula, mas o raciocínio da navegação serve também para este caso e para vários outros usos não-consuntivos.

Foram definidos diferentes critérios para definição de como a demanda será considerada:

- Critérios de outorga. Foram analisados quatro critérios distintos, adequados à situação do Baixo-Jacuí:
 - Distribuição igualitária entre todos os usuários;
 - Priorização do abastecimento nos afluentes;
 - Priorização do abastecimento no rio principal;
 - Priorização dos usos na seguinte ordem: população, rebanho, indústria e irrigação.

Nesse último item, em função da grande diferença entre os valores dos três primeiros usos com relação à irrigação, entendeu-se que não haveria ganho em inverter a última posição. Como população é prioridade legal, também não se poderia permutar o primeiro uso. Como exemplo, pode-se citar o Decreto nº 37.033 (Rio Grande do Sul, 1996), que estabelece, no Art. 18º, que os recursos hídricos serão utilizados prioritariamente no abastecimento das populações, ficando a hierarquia dos demais usos estabelecida nos planos da bacia hidrográfica. Como a dessedentação de animais em geral, nos cenários futuros dos estudos do CRH/RS, era de demanda negativa, optou-se em simular somente esta ordem.

- Critérios de demanda. Foram considerados os seguintes tipos de demanda para as simulações:
 - demanda total, na qual todos os usuários foram agrupados em um único uso;
 - demanda por uso: abastecimento da população, dessedentação de animais, abastecimento da indústria e derivação para irrigação. Não foram considerados usuários para diluição neste trabalho;
 - demanda ambiental sazonalizada, considerada a $Q_{7,10}$ de cada mês.
- Cenários de simulação:
 - Os cenários simulados para todos os critérios consideram previsões de variações nas demandas futuras a partir do *marco zero* (com usos de 1998) para os anos de 2010 e 2015, a partir dos dados descritos no item 5.2.

Todas as simulações foram feitas utilizando-se, como disponibilidade hídrica a ser distribuída pelo balanço hídrico, a disponibilidade remanescente obtida após a indisponibilização da vazão de conservação ambiental. Foi realizada uma simulação,

desconsiderando a existência da demanda ambiental, com o objetivo de verificar a suficiência de água para suprir o aumento de demanda populacional. Em todos os casos, sempre foi possível permitir o incremento de uso populacional, sendo que nem sempre o usuário conservação ambiental foi totalmente contemplado. Nesse último caso, tem-se que acréscimos de outorgas para os usuários rebanho, indústria e irrigação são nulos, e os tomadores de decisão terão de rever os usos atuais.

A disponibilidade hídrica refere-se ao volume de água disponível para a outorga, considerando os cálculos das bandas de confiança das curvas de permanência calculadas pelo método estatístico e pelo método tradicional.

O balanço foi calculado para cada mês (considerando os aspectos de sazonalidade), para todos os arranjos de montagem do problema de outorga. Os meses que foram simulados foram os de novembro, dezembro, janeiro, fevereiro, março e abril. Como nos demais meses existe maior disponibilidade hídrica e as demandas são constantes e pequenas (não há demanda de irrigação), os processamentos dão resultados semelhantes a abril e a novembro. Foram consideradas as disponibilidades caracterizadas pelas vazões dos limites superior e inferior dos intervalos de confiança: 99%+, 95%+, 90%+, 90%-, 95%- e 99%-, a vazão média, e a vazão empírica.

A função objetivo define o critério de alocação de volumes, conforme as equações descritas nas especificações a seguir.

- Função quadrática (conforme item 3.2.2)

$$F2 = \sum (Q_{demanda} - Q_{outorgada})^2$$

- Função relativa

$$F1 = \sum_{i=1}^n \left(\frac{Q_{demanda} - Q_{outorgada}}{Q_{demanda}} \right)^2$$

E, a modulação da rede hídrica é função do número de seções de referência para outorga (SHRs), na propagação do balanço hídrico ao longo da rede.

A definição dos trechos de gerenciamento é uma etapa que merece avaliação, pois pode influenciar sobremaneira as decisões futuras. Como forma de verificar a importância da definição dos trechos, foram feitas simulações, com os dados do Baixo-Jacuí, considerando a situação de trechos delimitados somente pelas cinco estações com dados fluviométricos “versus” a simulação com os 17 trechos utilizados nesta pesquisa, conforme descrito no item 4.4.

Em um primeiro momento, foram simulados diferentes equacionamentos do sistema de outorga, considerando o sistema do Baixo-Jacuí. Para cinco estações, existem dados medidos de vazões, sendo que, para as demais doze, adotaram-se, como verdadeiros os dados de vazões das séries determinadas no estudo da CRH (1999). Em cinco das 17 seções (*SHRs 2, 5, 12, 13 e 20*), os dados provêm de observações fluviométricas.

Em um segundo momento, isolando-se essas cinco seções com dados, foram feitas simulações, trocando-se os dados observados por dados obtidos por proporção de áreas a partir de outra seção. Esse segundo grupo de simulações objetivou repercutir, no sistema de outorga, através da aplicação do modelo de proporção de áreas, a propagação de erros nas estimativas de disponibilidade hídrica.

A tabela 6.1 apresenta 12 diferentes possibilidades de equacionamento do problema de outorga para a bacia de estudo, sendo que cada equacionamento será tratado no texto como um critério de outorga, pois tratam-se de opções de decisão mutuamente exclusivas. A tabela 6.2 apresenta os equacionamentos, considerando vazões estimadas por proporção de áreas.

A verificação da frequência de falhas dos volumes outorgados foi feita utilizando o modelo de simulação descrito no item 3.2.3, tendo como dados de entrada as vazões históricas das seções e as vazões outorgadas para cada tipo de usuário, em cada seção pelo balanço hídrico otimizado.

Nos sub-itens a seguir, são apresentadas as análises dos resultados da aplicação dos modelos de outorga otimizada e do modelo de simulação.

6.2 Efeito da variabilidade interanual da disponibilidade hídrica nos valores outorgados

A variabilidade interanual da curva de permanência é caracterizada pelo valor médio da vazão de cada percentil e os respectivos limites dos intervalos de confiança. No item 5.1, foram apresentadas as diferenças entre as curvas de permanência empírica (*método da série toda*) e média (*método ano a ano*), alvo de poucas e recentes investigações. Na realidade, não são métodos diferentes, mas sim critérios de risco que devem ser avaliados para escolha do planejador (item 5.1). Ficou demonstrado que, principalmente no ramo inferior da curva, o *método da série toda* estima vazões menores para a disponibilidade do que os valores estimados pelo *método ano a ano*, embora não se possa conhecer, a priori, quais as garantias de atendimento de uma e de outra. Na figura 6.1, são apresentadas as ofertas sazonais totais na bacia utilizadas nas simulações da outorga, calculadas por ambos os critérios de risco: *método da série toda* e *método anual*.

Tabela 6-1 Critérios de Outorga Simulados com dados originais

Critério	Número de SHRs	Equação da função objetivo	Tipo de demanda	Prioridade de outorga ^(*)	Observações
Critério 1	17	Relativa	Por uso	1 -População 2 – rebanho 3 – indústria 4 - irrigação	
Critério 2	17	Quadrática	Por uso	1 -População 2 – rebanho 3 – indústria 4 - irrigação	
Critério 3	17	Relativa	Demanda total	-	simula demanda total nas seções como se fosse um usuário
Critério 4	17	Quadrática	Demanda total	-	simula demanda total nas seções como se fosse um usuário
Critério 5	5	Relativa	Por uso	1 -População 2 – rebanho 3 – indústria 4 - irrigação	utiliza como SHR seções com dados fluviométricos
Critério 6	5	Quadrática	Por uso	1 –População 2 – rebanho 3 – indústria 4 - irrigação	com dados fluviométricos
Critério 7	17	Relativa	Demanda total	1 - usuários do Jacuí 2 - usuários dos afluentes	simula demanda total nas seções como se fosse um usuário
Critério 8	17	Quadrática	Demanda total	1 - usuários do Jacuí 2 - usuários dos afluentes	simula demanda total nas seções como se fosse um usuário
Critério 9	17	Relativa	Demanda total	1- usuários dos afluentes 2 - usuários do Jacuí	simula demanda total nas seções como se fosse um usuário
Critério 10	17	Quadrática	Demanda total	1- usuários dos afluentes 2 - usuários do Jacuí	simula demanda total nas seções como se fosse um usuário
Critério 11	5	Relativa	Demanda total	-	simula demanda total nas seções como se fosse um usuário
Critério 12	5	Quadrática	Demanda total	-	simula demanda total nas seções como se fosse um usuário

^(*) a simulação com mais de uma prioridade foi feita por etapas. Primeiro otimiza para o primeiro tipo de usuário, depois com a disponibilidade remanescente otimiza para o segundo e assim por diante.

Tabela 6-2 Simulações do Balanço Hídrico substituindo-se os dados medidos por dados calculados com o modelo de proporção de área

Critérios simulados	Dados estimados	
	Situação “a”	Situação “b”
5	Shr5	Shr13
6	(calculada em função da SH12)	(calculada em função da SH5)
11		
12		

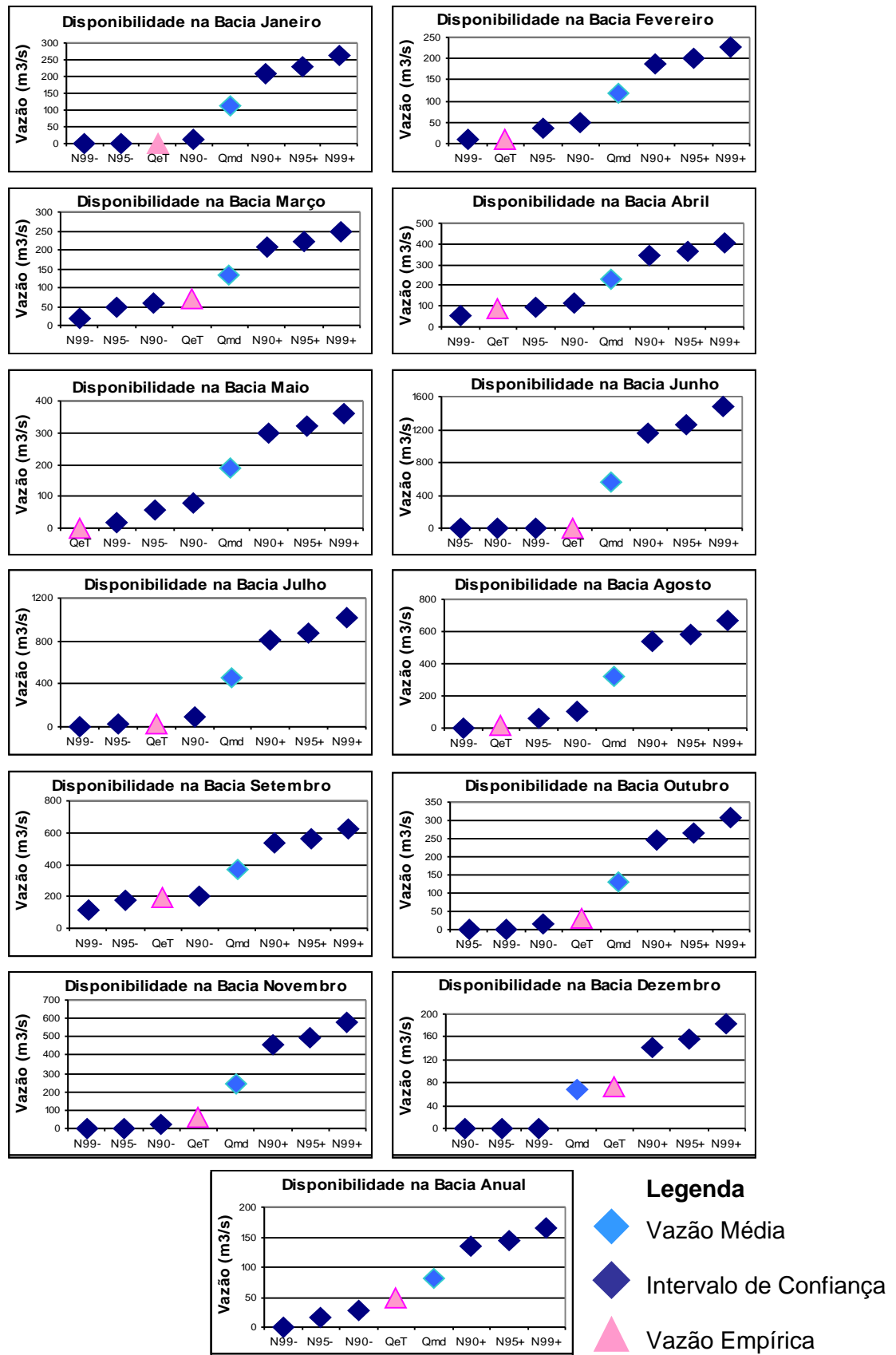


Figura 6-1 Disponibilidade global da bacia – $Q_{95\%}$

Sendo pequenas as diferenças para os resultados da outorga, pouca importância teria a escolha do método. Porém, não foi o que se percebeu a partir das simulações da outorga otimizada. Devido à grande dispersão, entre a média e as respectivas vazões dos limites inferior e superior dos intervalos de confiança, houve uma grande variabilidade nos valores outorgados em cada seção, para todos os critérios. Esse aspecto pode ser visualizado no exemplo da figura 6.2, na qual são apresentados os resultados do critério 1 para a seção SHR2, mês de janeiro (período sazonal). Nesse exemplo, dependendo do valor da disponibilidade, a seção é contemplada com 80% da demanda requerida até nenhuma outorga, com vazões empírica e a vazão do limite inferior do intervalo de confiança de 99%.

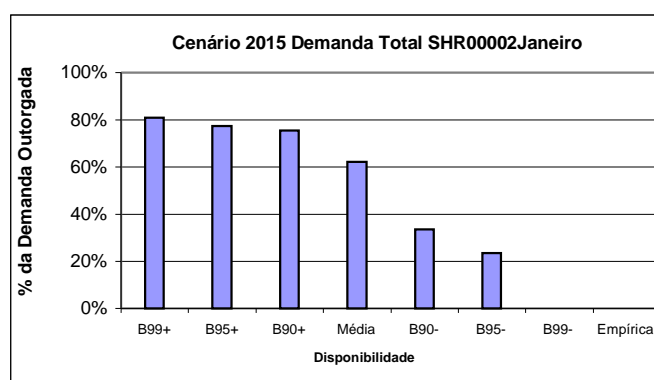


Figura 6-2 Porcentagem da demanda atendida em função da disponibilidade: critério1, SHR 2.

As figuras 6.3 e 6.4 são, respectivamente, os resultados da outorga para todas as seções e todos os critérios aplicados a um trecho de gerenciamento composto de 17 seções de outorga. A figura 6.3 é resultante da utilização da disponibilidade hídrica definida pela vazão média (Q_{pAA} , método ano a ano) calculada pelo método estatístico, e a figura 6.4, pela vazão empírica (Q_{pST} , método da série toda).

Essas figuras dão uma idéia da dimensão das conseqüências de outorgar, segundo a vazão de referência calculada por um ou outro método, mesmo que utilizem os mesmos dados para cálculo da curva de permanência.

Observa-se que, quando a vazão de permanência média (Figura 6.3) é a referência de disponibilidade hídrica, qualquer que tenha sido o critério de distribuição de água, sempre há valores outorgados para a maioria das seções. Já para o caso de usar-se, como disponibilidade, a vazão empírica, somente as seções à jusante de rio Pardo poderiam expandir a produção (Figura 6.4).

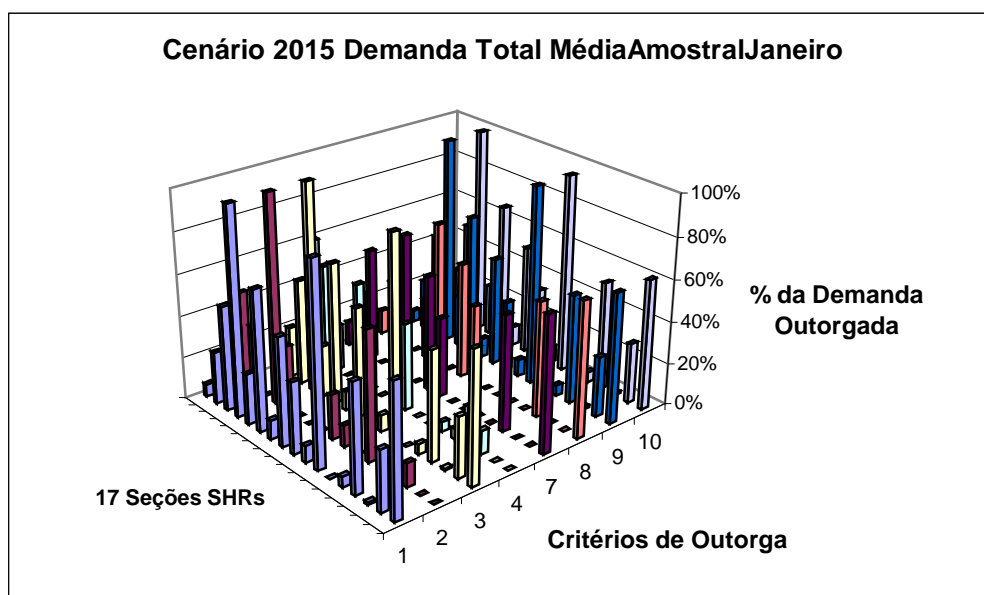


Figura 6-3 Porcentagem da demanda atendida, em todas as SHR, para cada critério, utilizando-se a disponibilidade do “método ano a ano”

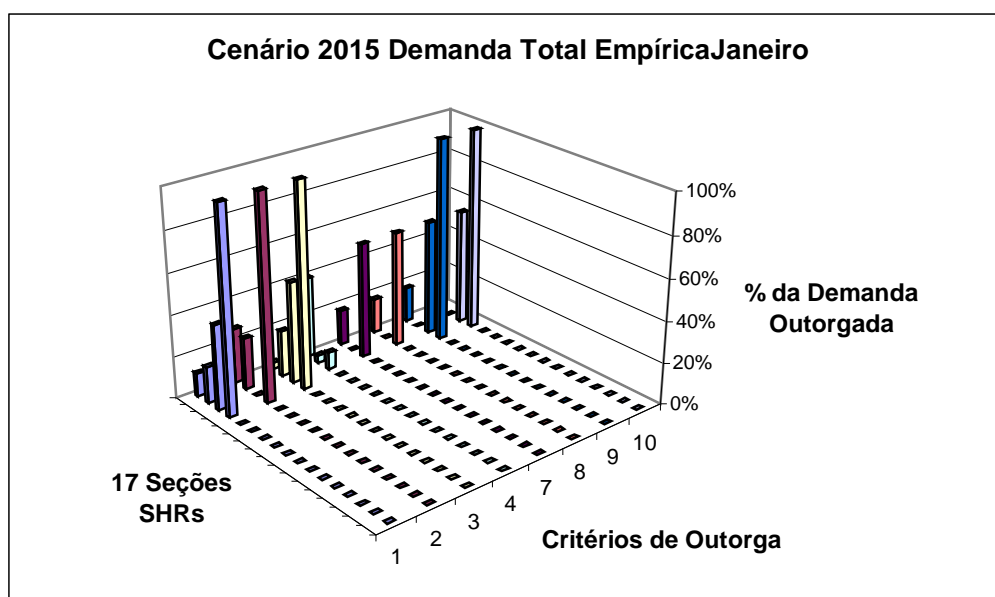


Figura 6-4 Porcentagem da demanda atendida, em todas as SHR, para cada critério, utilizando-se a disponibilidade obtida pelo “método da série toda”

Em função desses resultados e da preocupação com o atendimento da demanda para população, procedeu-se a uma simulação com os dados históricos de vazão, para verificar se, na situação atual de disponibilidade hídrica, seria possível atender à demanda adicional para população. Nesse caso, considerou-se a demanda populacional como prioridade anterior a ambiental. O resultado obtido foi de que sempre se poderia atender totalmente a população, embora, em determinadas situações, não totalmente a demanda ambiental. Essas simulações atendem ao preceito constitucional de maior prioridade para população, seguida da prioridade

da manutenção do ambiente e, então, o que sobra pode ser destinado ao uso do restante dos usuários.

Pode-se concluir, então, que a diferença entre as $Q_{95\%}$ da série toda e da média dos anos implica diferenças importantes na economia regional. Como a permanência empírica calculada pelo *método da série toda* pode ser considerada uma probabilidade de ocorrência em um longo período (item 5.1), o seu uso confere uma confiabilidade bastante exaustiva ao sistema. O tempo de retorno da vazão empírica pode ser inferido a partir da distribuição de probabilidade ajustada pelo método estatístico. Ao considerar que o intervalo de confiança de 90% implica um tempo de retorno da estiagem em 20 anos, o intervalo de 95% em tempo de retorno de 40 anos e o intervalo de confiança de 99% em 200 anos de tempo de retorno, fica evidente que existe uma grande segurança (e pequena outorga) em adotar-se a vazão empírica como referência de outorga já que, como ficou evidenciado nas disponibilidades globais para a bacia na figura 6.1, em muitos meses, a disponibilidade empírica fica abaixo da vazão do limite inferior do intervalo de confiança de 95%, isto é, um período de retorno maior que 20 anos.

Porém, ao se considerar a outorga baseada na $Q_{95\%}$ média, em mais de 50% do tempo, tem-se a probabilidade de utilização de muito mais água (devido à maior outorga) e de se gerar muito mais riqueza do que a prevista pela vazão empírica. Os valores outorgados baseados em uma disponibilidade hídrica menor que a média, com valores relativos ao limite inferior dos intervalos de confiança de 90%, 95% ou 99%, poderiam ser utilizados para orientar possíveis racionamentos necessários em anos com umidade abaixo da média.

Considerando essas observações, pode-se dizer que, para o caso do Baixo Jacuí, o planejamento feito a partir da uso do *critério da série toda* para o cálculo da disponibilidade hídrica de referência de outorga, independente dos critérios de outorga, impõe restrições pesadas à expansão do uso da água, principalmente no que se refere à irrigação, ao contrário do que acontece quando a vazão de referência é obtida como a média das permanências de cada ano. Essas constatações reforçam a importância de se repensar o critério de risco para cálculo da curva de permanência para estimar disponibilidade hídrica para outorga, pois, como a curva empírica estima disponibilidades sempre menores que a curva média (conclusões do item 5.1), a expansão da produção fica mais restrita também. Essas simulações demonstram quão significativos podem ser as diferenças na produção, dependendo da decisão de escolher entre utilizar a vazão de permanência calculada por um e outro critério .

Entretanto, considerando o fato de que a vazão definida pelo percentil de 95% implica uma chance teórica da ordem de 5% de falhas ao atendimento do valor outorgado (item 3.2.3),

e que a vazão média implica a chance de que em 50% do tempo ocorram valores menores, a grande questão é verificar qual é, realmente, a probabilidade de falha no sistema, devido a outorgas efetuadas a partir da oferta definida pela vazão média e qual é a respectiva, para a vazão empírica. Essa avaliação é feita com a simulação do balanço hídrico, ao longo do tempo. Os resultados das simulações utilizando o período histórico de dados, conforme o método descrito no item 3.2.3 da metodologia, estão resumidos nas figuras 6.5 e 6.6.

A vazão empírica, teoricamente, possui 5% de risco de falha relativo ao percentil 95% da curva de permanência. No global da bacia para o período mais crítico, que é o verão, as falhas foram estimadas em torno de 4%, estimativa menor que os 5% devido ao percentil selecionado. Esse resultado está de acordo com as limitações do *método da série toda* para cálculo da curva de permanência, que desconsidera a autocorrelação dos dados, assunto já abordado no item 5.1.

Para a média, calculada pelo *método ano a ano*, esperava-se uma quantidade de falha de atendimento ao usuário maior que 5%, dado que somente em 50% do tempo (por ser média) as vazões seriam maiores que a disponibilidade adotada. Assim, a falha global para o período crítico foi da ordem de 12 a 13 %.

Pode-se verificar que, para a bacia do Baixo-Jacuí, a vazão de referência que atende o risco de 5% de falha é uma vazão definida entre a média e o limite inferior do intervalo de confiança de 99% (Figura 6.6). Conclui-se, nesse caso, que, no planejamento da outorga, deva seja utilizada a vazão do limite inferior do intervalo de confiança de 95%, já que essa avaliação é comum aos quatro meses críticos (Figura 6.6) sendo contemplada, também, nas estatísticas globais do período.

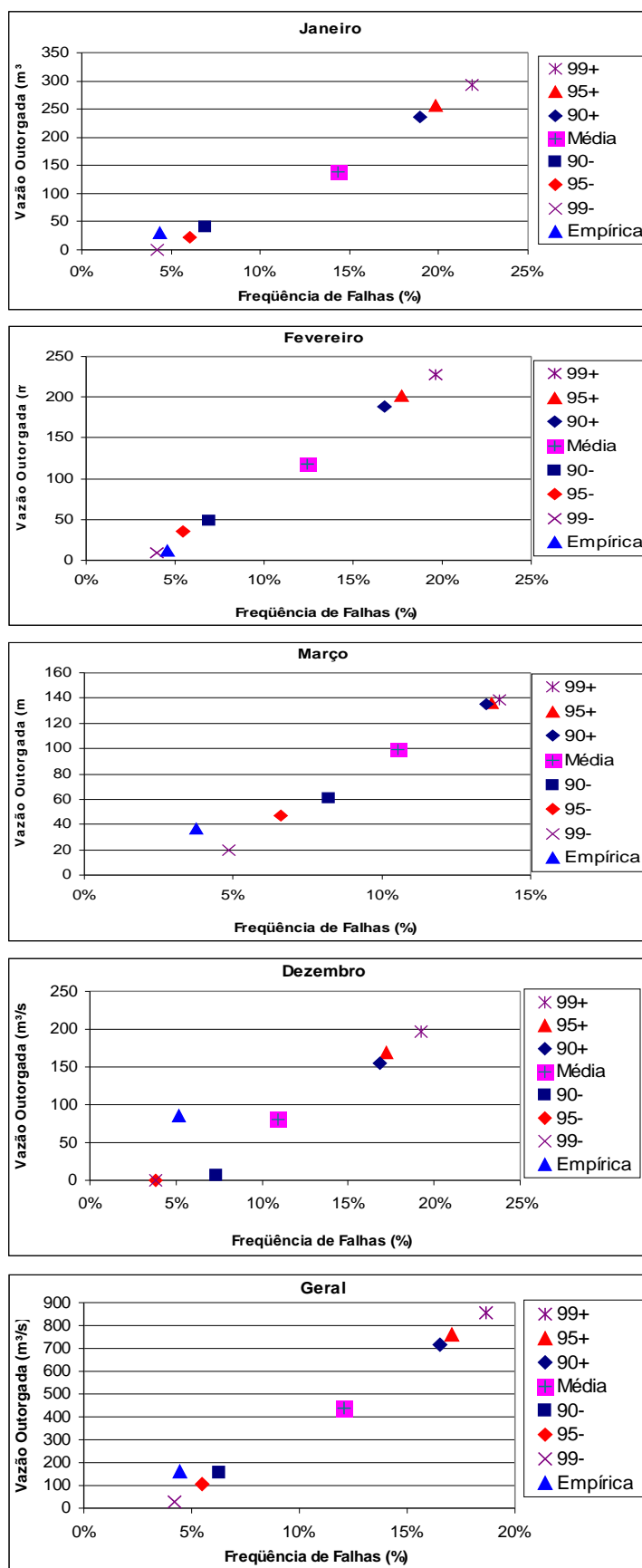


Figura 6-5 Frequência de falhas de atendimento aos usuários *versus* vazão outorgada

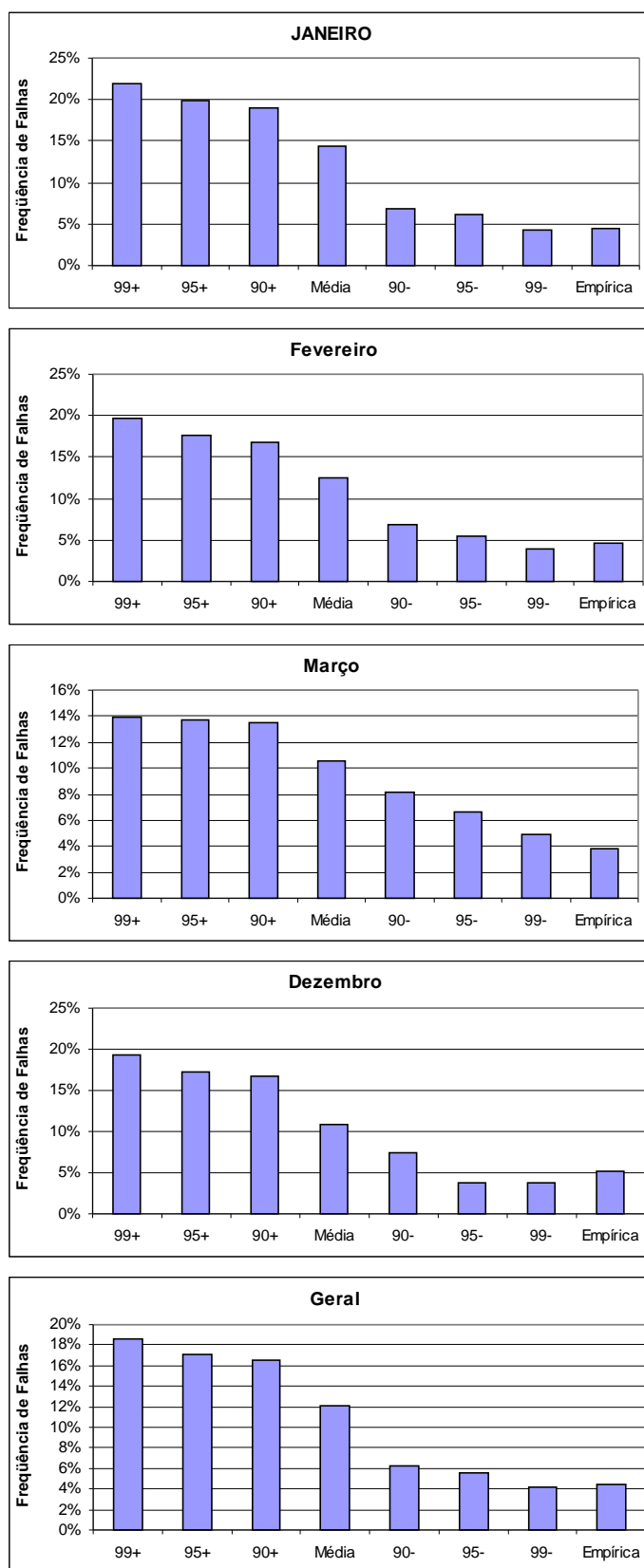


Figura 6-6 Frequência de falhas de atendimento aos usuários *versus* critérios de disponibilidade

Outra avaliação importante refere-se ao número máximo de dias consecutivos com falhas. Essa análise foi feita juntamente com o segundo maior número, sendo que o resumo é apresentado na tabela a seguir:

Tabela 6-3 Maior e o segundo maior número de dias consecutivos com falhas

Seção	Número máximo de dias consecutivos com falhas período de dezembro a março								Seção	Segundo maior número de dias consecutivos com falhas período de dezembro a março							
	99-	95-	90-	Média	90+	95+	99+	Empírica		99-	95-	90-	Média	90+	95+	99+	Empírica
SHR2	18	18	18	19	19	19	19	18	SHR2	13	13	13	14	14	14	14	13
SHR3	20	20	27	42	48	48	48	25	SHR3	13	19	23	40	45	45	45	9
SHR4	12	20	20	42	52	52	52	12	SHR4	11	11	15	38	42	42	43	11
SHR5	11	12	12	18	18	18	18	11	SHR5	7	7	7	16	16	16	16	7
SHR8	12	15	15	27	37	38	39	16	SHR8	7	9	10	20	32	32	34	14
SHR9	18	18	18	19	24	24	24	17	SHR9	10	10	12	18	19	20	22	10
SHR10	32	32	32	32	32	32	32	32	SHR10	21	21	21	28	28	28	28	21
SHR11	16	28	28	43	46	46	51	24	SHR11	9	18	21	42	43	43	47	11
SHR12	18	19	19	23	25	25	25	18	SHR12	10	12	12	19	23	23	24	10
SHR13	15	16	16	16	18	18	37	15	SHR13	10	10	11	16	17	18	17	10
SHR14	23	23	27	35	38	38	39	19	SHR14	19	20	27	29	31	31	39	17
SHR15	16	16	16	17	18	37	37	15	SHR15	10	11	11	16	18	17	17	10
SHR17	15	16	16	16	37	37	37	15	SHR17	8	10	11	16	17	18	19	13
SHR18	18	18	18	18	18	18	18	18	SHR18	13	13	13	13	13	13	13	13
SHR19	5	6	6	9	10	10	10	5	SHR19	5	6	6	8	10	10	10	5
SHR20	5	6	6	9	21	21	21	5	SHR20	5	5	6	8	9	9	9	5
SHR21	5	6	6	10	21	21	21	6	SHR21	5	6	6	8	9	9	17	5
Media	15,2	17,0	17,6	23,2	28,4	29,5	31,1	15,9	Media	10,4	11,8	13,2	20,5	22,7	22,8	24,4	10,8

A informação da estimativa do número máximo de dias consecutivo é útil ao usuário da água, pois, dependendo da forma como se distribuem os dias com falha, é possível fazer uma avaliação dos riscos de prejuízo. Se as falhas se distribuem entremeadas de dias com suficiência de água, não sendo freqüente a concentração das falhas, o usuário pode estudar a segurança, que deverá ser mais elevada, caso exista tendência de concentrar as falhas em seqüências de dias com falhas. Isto é particularmente importante para o exemplo da agricultura, que, dependendo dos dias de seca, pode perder irreversivelmente a cultura, ao contrário de ocorrências de falhas entremeadas com dias de suprimento da demanda. Analisando-se a evolução das falhas, percebe-se que o segundo maior número de dias consecutivos com falha fornece uma informação importante para verificar se as falhas constituem-se em ocorrências concentradas (eventos de grandes tempos de retorno) ou ocorrências corriqueiras.

O volume das falhas também é informação importante, pois indica a extensão da crise, se o racionamento será muito rigoroso ou mais suave. Na tabela a seguir, pode-se visualizar o déficit percentual total de água, relativo ao volume outorgado em cada SHR, para os eventos

de máximo período de estiagem e segundo maior, em função da referência de outorga. Pode-se perceber um decréscimo no volume muito acentuado para as bandas menores que a média. Esse fato indica que, apesar da frequência de falhas ser maior, não necessariamente implica maiores volumes de falhas, podendo-se escolher um percentual maior de falhas, para selecionar a banda de referência de outorga. Por exemplo, o número máximo de falhas para a SHR2 é o mesmo para as bandas 99-, 95- e 90-, porém a diferença entre os volumes de déficits é bem pequena entre 95- e 90-, de modo que se pode pensar em selecionar, por exemplo, 90- para referência.

Tabela 6-4 Volume de falha para o número máximo de dias consecutivos com falhas

Seção	Volume de falha m ³ /km ² Relativo ao número máximo de dias consecutivos com falhas período de dezembro a março								Seção	Volume de falha m ³ /km ² Relativo ao segundo maior número de dias consecutivos com falhas período de dezembro a março							
	99-	95-	90-	Média	90+	95+	99+	Empírica		99-	95-	90-	Média	90+	95+	99+	Empírica
SHR2	74,5	258,3	305,5	425,1	460,7	466,9	478,9	0,0	SHR2	0,0	0,0	0,0	435,1	553,5	575,5	603,5	0,0
SHR3	0,0	0,0	2789,3	7821,3	7364,6	8089,8	9228,6	442,5	SHR3	565,4	1412,0	1967,8	7309,1	9177,2	9475,8	10191,5	0,0
SHR4	0,0	0,7	0,7	196,8	5656,3	6443,7	8164,7	0,0	SHR4	0,0	0,4	0,5	3087,1	7810,6	8477,4	9710,8	0,0
SHR5	27,8	122,0	166,3	451,2	502,1	509,8	525,0	0,0	SHR5	19,1	107,3	139,1	621,7	917,1	949,1	1036,8	71,3
SHR8	0,0	6,5	6,5	3831,9	6721,1	7720,6	9700,1	61,6	SHR8	3,0	326,4	1056,9	2372,1	6574,6	7178,8	8365,3	58,5
SHR9	6,0	6,0	6,0	348,3	1244,2	1346,9	1533,2	0,1	SHR9	3,3	3,3	4,0	6,0	700,3	962,7	1473,8	0,2
SHR10	0,0	0,0	2575,0	2810,0	2818,6	2819,6	2821,5	0,0	SHR10	0,0	0,0	1736,8	2008,0	2083,3	2083,7	2085,5	0,0
SHR11	0,0	2165,8	2826,1	8361,2	14398,5	15603,7	11132,7	130,8	SHR11	0,0	641,7	1265,4	7324,7	17602,5	19134,8	17997,2	220,5
SHR12	0,0	123,9	235,6	594,7	805,4	829,0	877,7	4,8	SHR12	0,0	0,0	0,0	596,2	1105,9	1214,7	1424,7	9,6
SHR13	67,8	128,9	178,6	494,4	835,6	890,5	1841,5	0,0	SHR13	21,9	120,8	164,6	284,8	737,4	764,0	913,0	34,8
SHR14	1422,4	1982,3	2389,7	3787,1	7080,4	7732,9	8245,0	0,0	SHR14	0,0	153,3	910,5	2958,9	5457,0	5947,5	9298,4	0,0
SHR15	91,3	119,5	139,7	461,7	648,1	1270,5	1343,9	0,0	SHR15	49,1	141,2	164,3	187,1	563,5	638,0	664,2	67,2
SHR17	62,3	180,9	227,7	389,8	1844,2	1931,6	2269,7	0,0	SHR17	0,1	0,1	0,1	323,2	778,0	857,4	1115,9	0,2
SHR18	18,7	18,7	18,7	18,7	18,7	18,7	18,7	18,7	SHR18	0,0	13,5	13,5	13,5	13,5	13,5	13,5	13,5
SHR19	5,4	35,7	51,7	163,3	260,2	275,9	295,3	8,9	SHR19	0,0	38,7	43,8	167,3	238,1	249,4	285,6	120,0
SHR20	2,0	39,6	11,1	88,3	502,7	596,3	681,6	0,0	SHR20	0,0	2,0	51,8	122,6	216,9	255,4	302,9	149,7
SHR21	0,2	0,2	0,2	44,8	615,1	682,3	821,4	101,9	SHR21	0,0	30,6	49,8	35,9	240,9	265,4	596,0	0,0
Media	104,6	305,2	701,7	1781,7	3045,7	3366,4	3528,2	45,3	Media	38,9	176,0	445,2	1638,4	3221,8	3473,1	3887,0	43,9

Alguns fatos interessantes merecem explicação. É o caso do exemplo da SHR3, para as bandas 99-, 95- e 90-. Observa-se que, para os eventos de maior número de dias com falha, nas bandas 99- e 90-, o volume de falha foi zero, embora tenham sido assinalados como dias com falhas, porque a vazão natural no rio, nesses dias, era menor que a vazão ambiental. Ocorre que, nesse mês (dezembro), a outorga foi nula em função da vazão Q7-10 de reserva ambiental ser maior que a disponibilidade relativa a essas bandas. Portanto, não há volume de falha. O mesmo não ocorre para os eventos do segundo maior número de dias consecutivos com falhas, cujos meses tiveram outorgas consideráveis para população, indústria e irrigação (ver tabela 6.5).

Tabela 6-5 Eventos com falhas para a SHR3 – Vazões outorgadas em cada período

	Vazão outorgada para a SHR3 referente ao meses das falhas					
	Maior número de dias com falhas			2º maior número de dias de falhas		
	99-	95-	90-	99-	95-	90-
	20 dias	20 dias	27 dias	13 dias	19 dias	23 dias
	08/12/91	08/12/91	01/12/91	01/03/89	13/03/88	09/03/88
População	0	0	0,0037	0,0037	0,0037	0,0037
Indústria	0	0	0,0147	0,0147	0,0147	0,01467
Irrigação	0	0	2,5179	1,4965	2,683	3,2446

Outro aspecto de análise refere-se à qualidade das informações. A comparação entre as duas figuras (Figuras 6.3 e 6.4) evidencia que, além da questão do método de cálculo da disponibilidade hídrica, deve-se buscar a melhoria da qualidade de informações básicas hidrológicas (monitoramento nas seções de referência) para implementar o processo de outorga. Isto se justifica porque os erros e as incertezas contidas nos dados alteram os valores das disponibilidades, podendo levar a casos com dispersão elevada dos valores da curva média de permanência, e, por conseqüência, a grande dispersão nos valores outorgados (Figura 6.2), independente do critério de outorga.

Como conclusão geral, recomenda-se que, em sistemas de outorga baseados em vazões de referência definidas pela curva de permanência, que a mesma seja calculada tanto com o *critério da série toda* como também com o *critério ano a ano* e que se faça, entre os usuários, a distribuição da disponibilidade definida pela empírica, média e cada valor de risco, este caracterizado pelos limites dos intervalos de confiança. Essas informações seriam úteis para o planejamento de racionamentos.

Recomenda-se, também, a verificação de qual é o risco de cada vazão, através de uma simulação com o período histórico, como subsídio na tomada de decisão de quais valores devem ser adotados para a outorga.

6.3 Efeito da disponibilidade hídrica sazonal

Conforme discutido no item 2.5.7 e comprovado nos resultados apresentados no Capítulo 5, devido à grande variabilidade intra-anual das disponibilidades hídricas, sugere-se o planejamento da outorga utilizando valores de referência mensais para o sistema de gestão de recursos hídricos. Nesse item, procura-se mostrar qual a influência da consideração da sazonalidade no sistema de outorgas.

A figura 6.7 apresenta, para todas as seções, a oferta hídrica para os meses de outubro a março. Para outubro e novembro, a oferta é bem superior aos meses de verão, correspondentes também aos meses mais críticos, devido à demanda sazonal elevada da agricultura. Isso significa que, devido à pequena demanda nos meses de outubro e novembro, combinada à maior oferta, existe um superávit de produção hídrica, a qual poderia ser útil nos meses subsequentes.

Para ilustrar essa situação, na figura 6.8, foram plotados:

- os volumes acumulados remanescentes de outubro, já descontadas as reservas ambientais e outorgas populacional, rebanho e indústria, dos meses de outubro e novembro;
- os volumes acumulados dos valores outorgados em dezembro e janeiro.

Esses volumes foram somados, como forma de ilustrar o quanto é possível incrementar a alocação de água em um programa de outorga sazonal (Figura 6.8). O volume remanescente, dos meses que antecedem ao período de irrigação, poderia ser armazenado pelo usuário que tivesse interesse para uso nos meses de dezembro em diante, cuja disponibilidade natural é menor, conforme pode-se verificar nos gráficos da figura 6.7.

Adotar a variabilidade hidrológica sazonal significa adotar diferentes volumes outorgáveis para diferentes períodos sazonais, no caso, cada mês. Essas diferenças permitem que se outorgue valor maior, quando se tem mais água disponível, e o usuário pode planejar o quanto vai gastar de água em cada mês, de modo a otimizar a água que tem disponível. Ou seja, ele verá qual mês é o mais crítico e planeja a produção em função desse valor. Se nos meses anteriores a disponibilidade for maior que a referente aos meses da cultura ou do mês de maior consumo da cultura, o usuário pode optar em armazenar a água a que tem direito e utilizar no mês que necessita.

No exemplo da bacia do Baixo-Jacuí, figura 6.9, têm-se as demandas sazonais atendidas pelo critério 1. Observa-se que, em geral, os meses de dezembro e janeiro são os mais críticos com relação ao cotejo disponibilidade/demanda. Em fevereiro, ocorre leve recuperação da capacidade de outorga e, em março (último mês de irrigação), a recuperação é bem significativa.

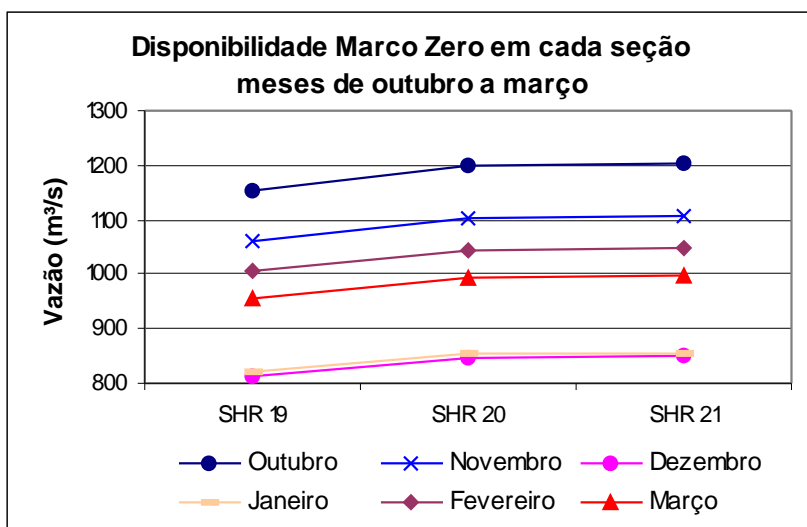
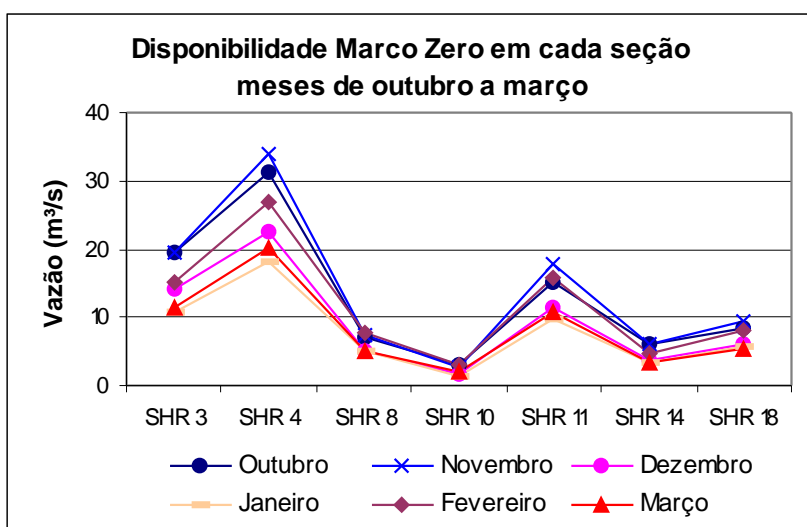
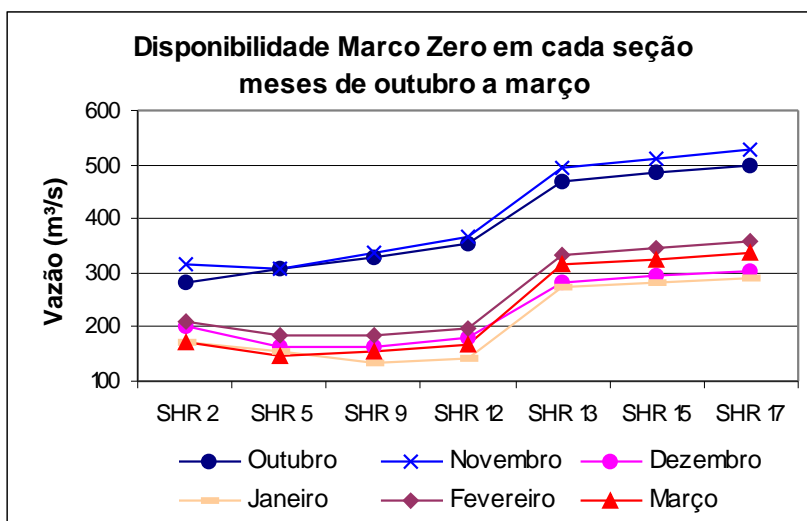


Figura 6-7 Disponibilidades marco zero no Baixo Jacuí – Outubro a Março
Média Amostral

Q_{95%}

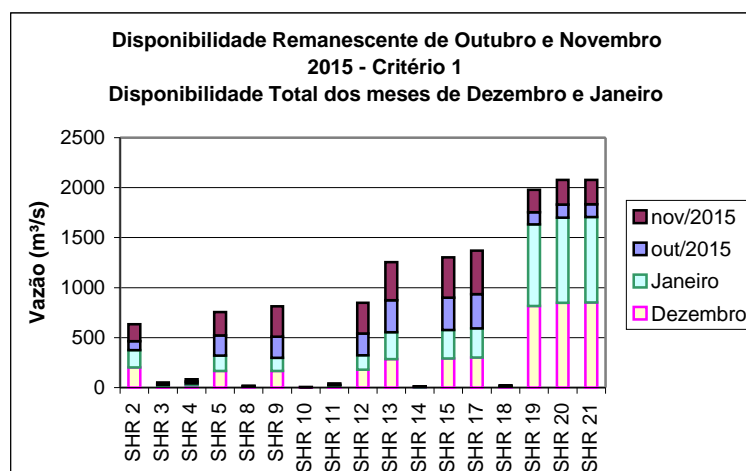


Figura 6-8 Acréscimo na alocação de vazão a dezembro e janeiro, aproveitando as sobras de outubro e novembro

Portanto, o usuário tem duas opções nesse caso. A primeira é pesquisar qual período é o mais crítico (dezembro e janeiro) e verificar o quanto pode plantar, em função da disponibilidade mínima pesquisada para o período crítico da cultura, para, assim, definir a área de plantio. A segunda é planejar uma forma de armazenamento de parte da vazão remanescente dos meses que antecedem o plantio, seja por reservatório no rio ou derivação para açudes através de estações elevatórias. Conforme pode ser visto na figura 6.8, por exemplo, os meses de outubro e novembro possuem um volume significativo que pode ser utilizado no período mais crítico, que são os meses de dezembro a março.

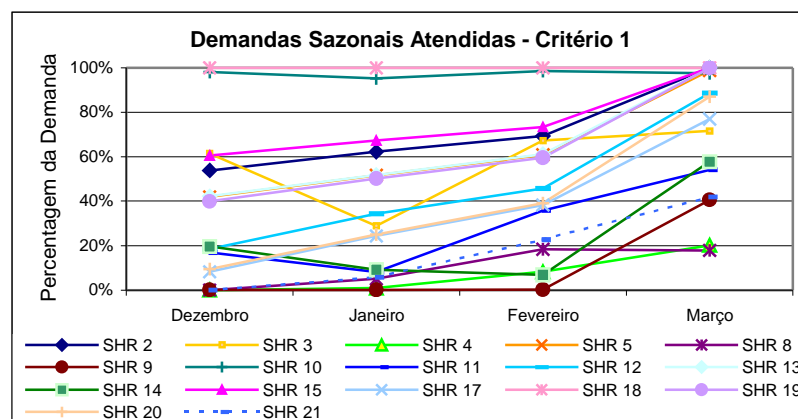


Figura 6-9 Outorga concedida para todas as SHRs, critério 1, dezembro a março

Esse exemplo mostra uma das vantagens da outorga sazonal em relação à outorga baseada em um valor anual, o qual engessa o planejamento e a otimização da produção, confirmando as premissas colocadas na argumentação do aspecto da outorga da sazonalidade exposta no item 2.5.7. Portanto, pode-se concluir que é recomendável adotar a metodologia de utilizar valores mensais de disponibilidade hídrica para outorga.

6.4 Efeito da consideração de prioridades entre diferentes tipos de uso em cada seção de outorga

O estabelecimento de prioridades para outorga entre diversos usuários é um dos aspectos avaliados nas simulações de outorga otimizada. O grupo de simulações que considerou esse procedimento são os referentes aos critérios 1, 2, 5 e 6, que priorizam os usos, concedendo a outorga primeiro para população, seguida da outorga para rebanho, indústria e irrigação, nessa ordem.

A avaliação é feita a partir da comparação dos resultados obtidos em simulações que consideram as prioridades entre os usuários com os resultados das simulações que adotaram apenas uma demanda, somatório dos diversos usos em cada seção (critérios 3, 4, 11 e 12). As comparações são feitas entre critérios cuja única variável diferente seja o tipo de demanda: vários usuários ou demanda única por seção, ou seja, entre os seguintes pares: critérios 1 e 3, 2 e 4, 5 e 11, 6 e 12. As figuras 6.10 e 6.11 apresentam os resultados para os pares de critérios 1 e 3 (com função relativa) e critérios 2 e 4 (com função quadrática), sendo que os primeiros de cada par outorgam para quatro tipos de usuários e o segundo para um só usuário global.

As outorgas processadas, considerando diversos usuários, sistematicamente, tiveram uma melhor distribuição da água entre as seções, do que quando processadas considerando toda demanda como um único usuário. Isso se deve ao fato de que, como existe a prioridade de uso, primeiro se atende a demanda para o usuário com maior prioridade, para somente depois redistribuir o volume restante para o segundo usuário e assim por diante. No caso da demanda única, devido a aspectos relacionados com o comportamento das equações objetivo, algumas seções não são atendidas nem nas suas necessidades para atendimento da demanda populacional: seção 9 na figura 6.10; seções 2, 3, 10, 11, 14, 15, 18 na figura 6.11. Para os critérios 1 e 2, que consideram quatro tipos de usuários, os valores outorgados atendem, praticamente, a 100% das demandas dos usuários população, rebanho e indústria.

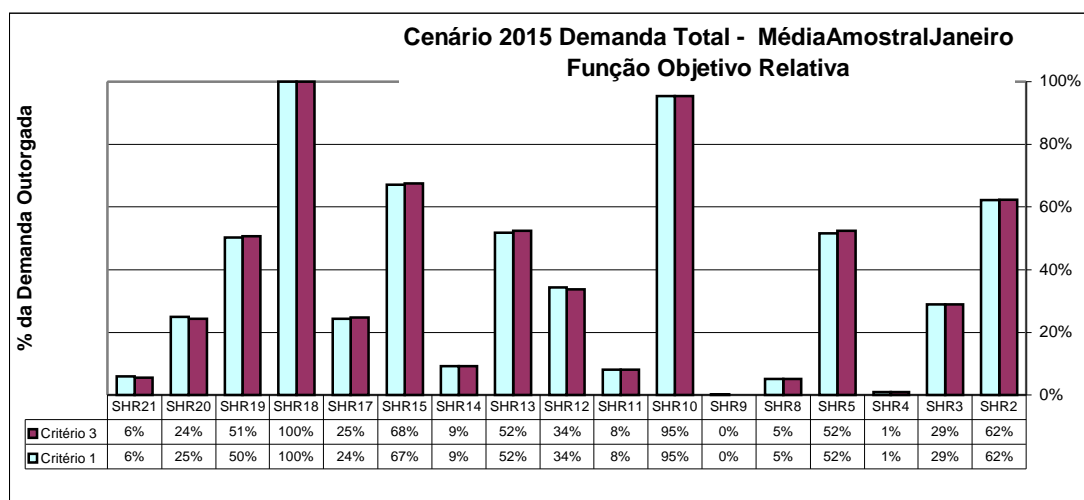


Figura 6-10 Porcentagem da demanda atendida, FO relativa – vários usos (rosa); demanda total (azul)

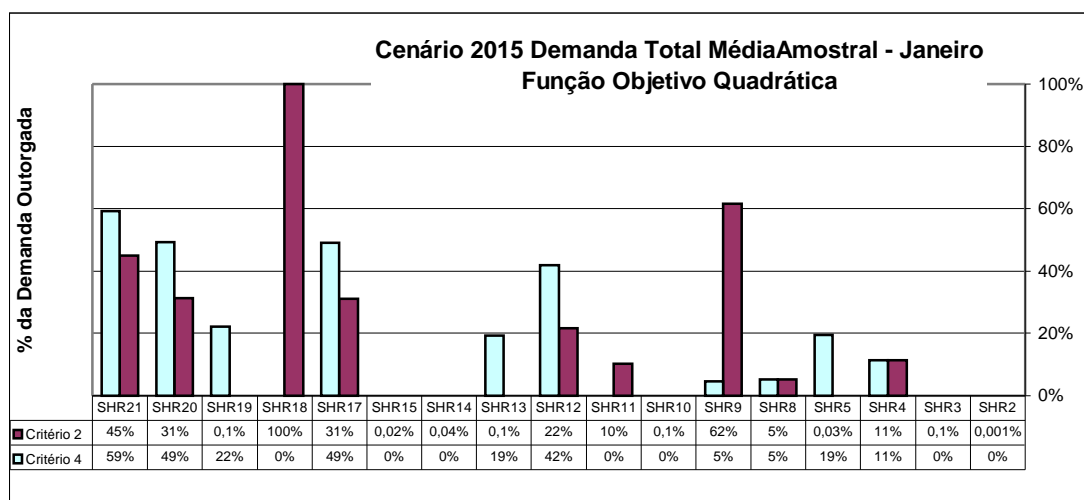


Figura 6-11 Porcentagem da demanda atendida, FO quadrática – vários usos (rosa); demanda total (azul)

Essas evidências, já esperadas, de que o critério de outorga por uso, quase sempre, consegue disponibilizar água para os usuários com prioridade maior, recomendam o estabelecimento de prioridades entre os usos para o planejamento do sistema de outorga.

6.5 Efeito do critério de alocação de volumes

A função objetivo (FO) é a função que orienta o algoritmo de otimização na alocação de volumes para outorga. Nesta tese, foram utilizadas duas funções: a FO relativa, que visa proporcionar uma distribuição mais equânime entre os usuários; a FO quadrática, que tem a característica de privilegiar os usuários das seções com maior demanda.

Para ilustrar a influência das equações, selecionou-se o exemplo da outorga para as SHR15 e SHR 21. Um resumo ilustrativo, para a banda 95% superior, consta na tabela 6.6. Nesse exemplo, para o mês de janeiro, a demanda da SHR15 é 22m³/s e da SHR21 é 63 m³/s, ou seja, a demanda da SHR15 representa 34,4% do valor solicitado pela SHR21.

Em função dessa proporção e das características das funções objetivo, as simulações com a FO quadrática (critérios pares) proporcionam para a SHR21 maior percentagem de demanda atendida do que para a SHR15. Já o critério da FO relativa melhora o atendimento percentual das seções com menor demanda, embora, em termos volumétricos, a diferença não seja tão significativa.

No exemplo da tabela 6.6, na banda 95%+, embora a SHR 15 receba 83% da demanda solicitada e a SHR21 apenas 50%, em termos de volume, a SHR 15 recebe aproximadamente 14 m³/s a menos que a SHR21. Esses resultados confirmam a expectativa com relação à funcionalidade de cada uma das equações selecionadas: FO relativa prioriza as menores demandas e a FO quadrática prioriza as maiores demandas.

Tabela 6-6 Demanda atendida para as SHR15 e SHR21 – comparação entre as funções objetivo quadrática e relativa – Disponibilidade Banda superior 95%

		SHR15				SHR 21		
		Demanda m ³ /s	Demanda em % de SHR 21	Outorga %	Outorga m ³ /s	Demanda	Outorga %	Outorga m ³ /s
Banda 95+	Critério 3 Função Relativa	22	35	83	18	63	50	32
	Critério 4 Função Quadrática			40	9		79	51

A figura 6.12 mostra as outorgas concedidas para todas as seções respectivamente concedidas pela utilização dos critérios 1 e 2 e permite visualizar as diferentes tendências das funções objetivo, no conjunto das outorgas para todas as seções. O critério 1, processado com FO relativa, sempre outorga uma percentagem significativa da demanda solicitada para todas as seções, enquanto que o critério 2 (FO quadrática) somente o faz para nove seções, deixando para os usuários das SHRs 5, 14 e 15 percentagem zero e para as SHRs 2, 3, 10, 13, 19 somente uma percentagem, insignificante em relação ao total demandado em cada seção, próximo a zero e referente à outorga para os usos populacionais, rebanho e indústria, sendo geralmente zero para irrigação (ver tabela da figura 6.12). Esse exemplo demonstra a tendência esperada nos resultados para cada FO, comprovando quão mais equânime é a distribuição proporcionada pelo critério da FO relativa que a FO quadrática.

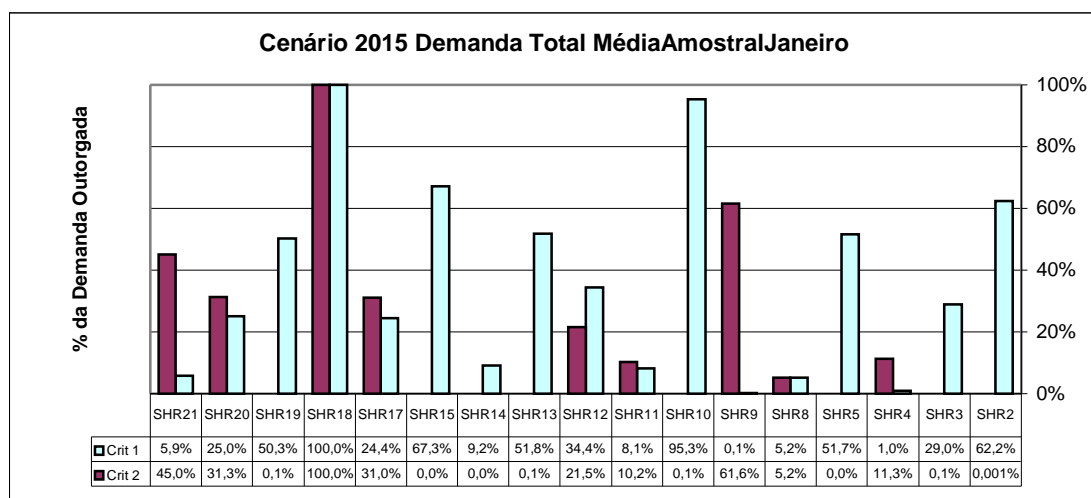


Figura 6-12 Diferença de alocação de volumes entre funções objetivos – critério 1 (FO relativa em cor azul) e critério 2 (FO quadrática em rosa)

Outro aspecto observado refere-se ao comportamento das funções objetivo com relação à consideração de um usuário ou mais usuários por seção. Comparando-se o critério 1 com o 3, e o critério 2 com o 4 (Figuras 6.10 e 6.11), pode-se observar que, quando a equação objetivo é a FO relativa (critérios ímpares), a diferença, entre os valores outorgados a cada SHR pelo critério da demanda acumulada na seção ou pelo critério de considerar vários usuários por seção, é pequena, ao contrário do que acontece quando a FO é a quadrática (critérios pares). No critério 2, outorgando para vários tipos de usuários, somente 3 SHRs ficaram sem outorga, sendo que, em todas as outras, os usuários população, rebanho e indústria foram 100% atendidos. Já para o critério 4, feito com demanda única, nem mesmo é outorgado volume suficiente para suprir os usuários população das SHRs 2, 3, 10, 11, 14, 15 e 18.

Essa tendência, demonstrada nos resultados dos processamentos para os critérios 1, 2, 3 e 4, mostra que, dentre as simulações feitas, considerando vários usuários (critérios 1 e 2), a escolha da FO é menos influente no resultado final, ao contrário da FO quadrática, que leva a situações de diferenças significativas nos resultados, conforme pode ser observado (Figuras 6.10 e 6.11). Essa constatação reforça as conclusões (item 6.4) a respeito da importância de se promoverem as outorgas, considerando os diferentes tipos de usuários e o estabelecimento de critérios de prioridades entre eles.

6.6 Efeito da densidade de trechos de gerenciamento nos valores outorgados

Na definição do sistema de outorga e cálculo das disponibilidades hídricas, uma das variáveis que devem ser analisadas é o seccionamento da rede hidrográfica em trechos de gerenciamento delimitados por seções hidrológicas de referência (SHRs). Por essa razão, algumas simulações do balanço hídrico otimizado foram realizadas, considerando-se uma divisão da bacia em 17 seções/trechos de gerenciamento e outras, considerando-se apenas as cinco seções com dados observados de vazão.

Os resultados das simulações do balanço hídrico otimizado para 17 seções, em termos de vazões outorgadas, foram acumulados nas cinco seções com dados medidos, de forma a poder compará-los com os resultados obtidos com as simulações feitas somente com cinco SHRs, isto é, homogeneizar as outorgas em termos de demanda total de cada trecho.

O efeito da definição de um número maior de SHRs é semelhante ao de estabelecer uma priorização entre diversos usuários. Embora a *demanda total* na bacia seja a mesma, na opção com 17 seções, esse valor está mais distribuído, conforme pode ser visto na figura 6.13, na qual são apresentadas as demandas de cada seção em termos percentuais da demanda total na bacia. Pode-se constatar que, observando-se a distribuição da demanda total entre as seções, a seção 20 é responsável pela segunda maior parcela de demanda no sistema com 5 seções, enquanto que a seção 5 é responsável pela terceira. Porém, no sistema com 17 seções, as parcelas das seções contribuintes a SHR20 têm menor magnitude individual que as SHRs contribuintes a SHR5.

Em função desse arranjo, isto é, dos pesos devido à magnitude das demandas de cada seção, os valores outorgados têm comportamento variado em função da função objetivo selecionada. O que se observa é que, quanto maior o número de seções, mais equânime parece ser a distribuição de outorga e mais independente da FO de otimização.

Quando a função objetivo é a relativa (critérios ímpares), as SHRs com menor demanda tendem a receber maior percentagem na outorga. Nesse caso, como as seções contribuintes a SHR20 têm menor magnitude individualmente que as da SHR5, a tendência é que, no total, para o sistema de 17 seções, a SHR20 tenha maior parcela de atendimento. Isto é o que se observa na figura 6.14. Já no sistema com cinco seções, a SHR20 recebe menos que a SHR5. Analisando-se os resultados com a função objetivo quadrática, a situação se inverte, e a SHR5 só recebe outorga no sistema de 17 seções.

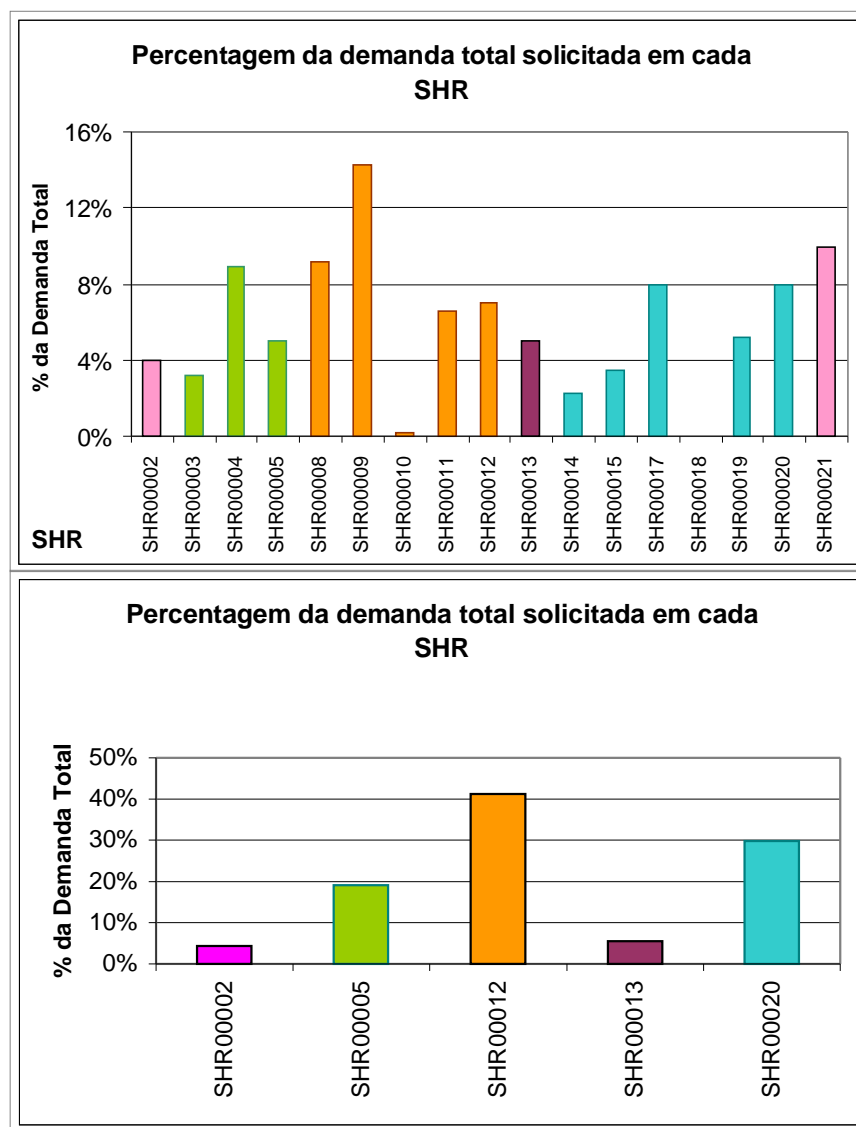


Figura 6-13 Distribuição da demanda solicitada em cada seção: (i) sistema com 17 seções; (ii) sistema com cinco seções

Portanto, independente da função objetivo, a tendência é uma melhor distribuição da disponibilidade hídrica (valores outorgados) no sistema com maior seccionamento.

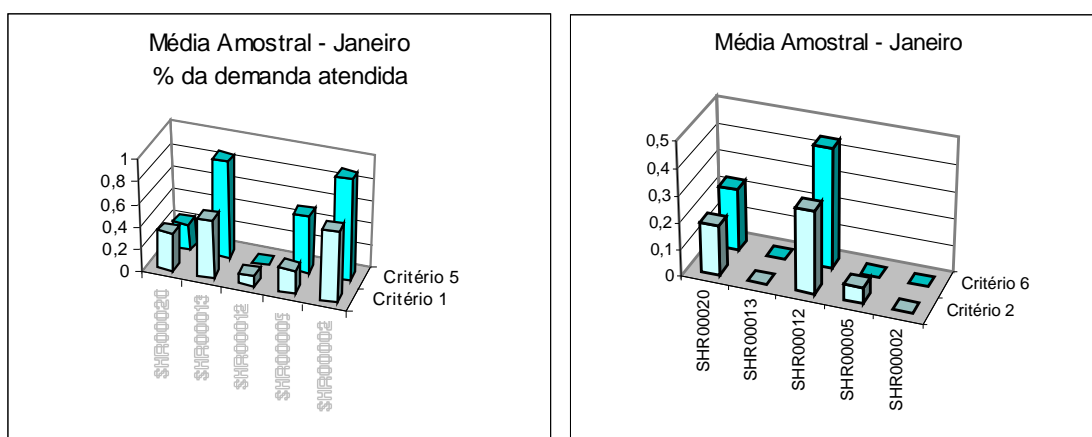


Figura 6-14 Distribuição de outorga: (i) para sistema de 17 SHRs – critério 1 e para sistema de 5 SHRs – critério 5; (ii) para sistema de 17 SHRs – critério 2 e para sistema de 5 SHRs – critério 6

6.7 Efeito da priorização de uso no canal principal ou sub-bacias

A finalidade de analisar o efeito da priorização dos usuários de sub-bacias ou usuários do rio principal é verificar quais as conseqüências de um sistema de outorga baseado na divisão de grandes bacias hidrográficas em sub-bacias de gerenciamento. É o caso da divisão da bacia do rio Jacuí, no Rio Grande do Sul. Esta bacia está dividida em *Alto Jacuí, Médio Jacuí, Vacacaí, Pardo e Pardinho, Taquari-Antas e Baixo-Jacuí*. Nesse caso, como ficam as possibilidades de outorga em cada sub-bacia, já que o limite dos volumes é ditado pelo volume outorgado na bacia inteira do rio Jacuí?

Para avaliar esse aspecto, dividimos a bacia de estudo, a bacia do Baixo-Jacuí, em dois sub-sistemas: usuários dos afluentes e usuários do rio principal. Os critérios 7, 8, 9 e 10 contemplam esse aspecto. A simulação, usando priorização dos usuários de afluentes (critérios 9 e 10), otimiza primeiro para esses e, somente depois dessa outorga, procede-se a outorga para os usuários do rio principal com o volume remanescente. O inverso é contemplado com os critérios 7 e 8.

As diferenças entre os valores outorgados, considerando esses dois subsistemas, são significativas. Sempre que se prioriza os usuários do rio Jacuí, a distribuição do volume disponível fica praticamente entre esses usuários, devido à elevada demanda nesse sub-sistema, não restando volume para distribuir entre os usuários dos afluentes. Tais diferenças podem ser vistas no exemplo da figura 6.15, na qual o critério 7 não contempla vazões para as SHRs 3, 4, 8, 10, 11, 14 e 18, todas essas, localizadas em afluentes.

Porém, quando o critério prioriza os afluentes, devido à pequena demanda destes, sempre sobra um volume remanescente significativo para otimizar entre os usuários do rio Jacuí, após a outorga neste subsistema. Os critérios 9 e 10 concederam vazões de outorga para todas as SHRs, menos à SHR9, que pertence ao grupo das SHRs do eixo do rio Jacuí. Apesar da percentagem da demanda dos afluentes no Baixo-Jacuí representar apenas 30% da demanda de todo Baixo-Jacuí, não foi possível outorgar todo volume solicitado pelos afluentes, quando estes são os prioritários, devido às restrições impostas pela disponibilidade das próprias SHRs e não pela disponibilidade do rio Jacuí.

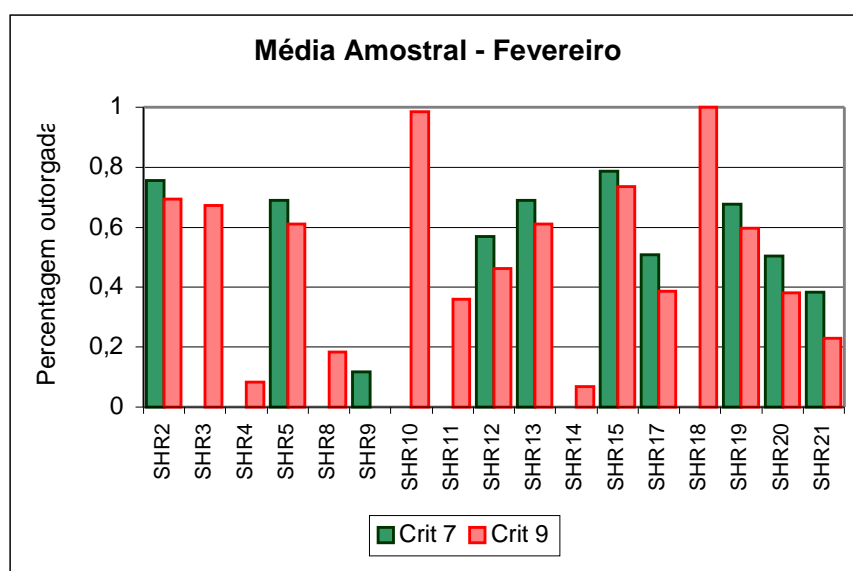


Figura 6-15 Demanda outorgada em cada SHR: critérios 7 e 9

Os resultados deste aspecto ilustram o que pode acontecer quando um sistema de outorga não estiver integrado a outro em uma mesma bacia hidrográfica maior. Fica evidente que o órgão gestor, se decidir separar grandes sistemas hídricos em bacias de gerenciamento de outorga, deve estabelecer critérios restritivos de uso para cada subsistema, sob pena de ocorrer uma situação na qual algum dos subsistemas não possa ser contemplado com volumes de outorga, semelhante ao que ocorreu nas outorgas para os afluentes do Jacuí, após a outorga dos usuários do eixo.

É o caso de se pensar, por exemplo, nos usuários do Vacacaí, afluente do Jacuí, que pertencem a mesma grande bacia dos usuários do Baixo-Jacuí. No conjunto de simulações baseadas nos critérios da tabela 6.1, na maioria dos casos não resta água para os usuários do Vacacaí, que estão à montante da bacia do Baixo-Jacuí. Isto porque se, após a outorga no Baixo-Jacuí a vazão remanescente, em qualquer trecho no eixo do rio Jacuí, for zero, então,

qualquer pedido à montante é também zero, lembrando que todo usuário de jusante é usuário da água de montante.

Nesse caso, o órgão gestor poderia tratar os subsistemas como seções de outorga e proceder a uma alocação de volumes por otimização entre os subsistemas, e, a partir dessa restrição, aplicar os critérios de outorga para cada um dos subsistemas.

6.8 Propagação de erros de estimativas da disponibilidade hídrica no sistema de outorga

No item relativo à análise dos efeitos da variabilidade estatística da disponibilidade hídrica nos valores outorgados (item 6.2), ficou demonstrado que diferenças nos valores de disponibilidade hídrica podem influenciar significativamente a decisão de outorgar mais ou menos água. Mas, em todas as simulações analisadas naquele item, foram utilizados riscos iguais em todas as seções, ou seja, vazão da curva média (*método ano a ano*), ou vazão empírica (*método da série toda*), ou vazão do limite inferior do intervalo de confiança, e assim por diante. Nestes casos, as proporções, em todas as seções, eram semelhantes, independente do risco.

Um erro de estimativa das vazões em uma seção pode alterar a relação de proporção entre as disponibilidades das mesmas e, conseqüentemente, as proporções de volumes outorgados entre as seções.

As simulações previstas na tabela 6.2 foram realizadas para o sistema constituído de cinco seções com dados observados e com dados estimados por proporção de áreas. Dois conjuntos de simulações foram organizados. O primeiro, daqui em diante chamado de *simulação* (“a”), conforme indicação da tabela 6.2, onde os dados de disponibilidade da SHR5 (Fandango) foram substituídos por disponibilidades estimadas por proporção de áreas (*modelo 2*, item 5.2.1) com a SHR2 (São Lourenço). No segundo, *simulação* (“b”), foram substituídas as disponibilidades da SHR13 (rio Pardo) pelas estimadas com *modelo 9*, a partir da SHR12 (Dom Marco).

Essas simulações foram feitas para os *critérios 5, 6, 11 e 12*, por serem os critérios que foram simulados com a bacia dividida em cinco seções hidrológicas de referência. Isso porque são as SHRs que possuem dados observados. Os resultados foram agrupados por critério e por tipo de disponibilidade hídrica.

Para a estimativa da disponibilidade hídrica para SHR5, a partir de SHR2 (*simulação a*), praticamente não houve alterações na distribuição de água pelo modelo de balanço hídrico, para qualquer um dos critérios (Figura 6.19). Já a estimativa para a SHR13, a partir da SHR12

(*simulação b*), provocou significativas alterações na matriz de distribuição de água. Essa tendência ocorreu em todas as simulações, para todos os critérios e para todas as referências de disponibilidade, isto é, média amostral, empírica, bandas inferiores e superiores.

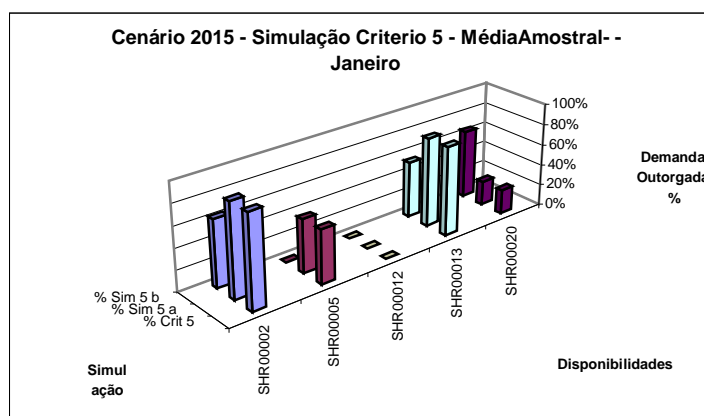


Figura 6-16 Percentagem da demanda outorgada – dados originais e obtidos por proporção de áreas – critério 5 – janeiro – método ano a ano

Para compreender o que ocorreu, organizou-se uma tabela na qual procurou-se identificar de que forma os valores de disponibilidade influenciam os resultados. Como o processo de distribuição de água é dependente da função objetivo e a mesma se baseia nos valores da demanda solicitada, é possível que a relação “demanda solicitada/disponibilidade em cada seção” influencie a direção do processo de solução do algoritmo de otimização. Para verificar isso, organizam-se tabelas como a do exemplo da tabela 6.7.

Nessa tabela, constam, na 2ª coluna, os valores das demandas de cada seção. Nas colunas seguintes, cada grupo de cinco colunas representa uma das simulações: com dados originais, *simulação a* e *simulação b*. As primeiras colunas, em cada grupo, contêm a disponibilidade. Como as funções objetivos estabelecem pesos diferentes para os valores de demanda, nas colunas 4, 9 e 14 da tabela, colocou-se quanto representa a percentagem da demanda com relação à disponibilidade existente na seção e atribuiu-se um número de ordem para os valores em ordem decrescente (respectivas colunas 5, 10 e 15). Nas colunas 6, 11 e 16, há os valores outorgados na respectiva simulação em valores absolutos e, nas últimas, 7, 12 e 17, o mesmo valor dado em percentagem da demanda atendida pela outorga.

Tabela 6-7 Simulação com dados originais e dados estimados por proporção de área – critério 5 – método ano a ano – janeiro - 2015

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Seção	Demanda	Critério com dados observados					Simulação a					Simulação b				
		Disponibilidade	Demanda em percentagem da disponibilidade	número de ordem	Crit 5	% Crit 5	Disponibilidade	Demanda percentagem da disponibilidade	número de ordem	Sim 5 a	% Sim 5 a	Disponibilidade	demanda= percentagem da disponibilidade	Número De ordem	Sim 5 b	% Sim 5 b
SHR2	25,2	95,9	0,3	4	22,3	89%	95,9	0,3	4	22,3	89%	95,9	0,3	5	16,0	63%
SHR5	108,8	102,4	1,1	3	55,2	51%	118,8	0,9	3	55,2	51%	102,4	1,1	3	0,0	0%
SHR12	235,8	111,7	2,1	1	0,1	0%	111,7	2,1	1	0,1	0%	111,7	2,1	1	0,1	0%
SHR13	31,9	144,6	0,2	5	27,3	86%	144,6	0,2	5	27,3	86%	33,3	1,0	4	17,1	54%
SHR20	170,0	144,7	1,2	2	39,7	23%	144,7	1,2	2	39,7	0,2	144,7	1,2	2	111,4	66%

A partir da observação das tabelas organizadas para todas as simulações, constatou-se que alterações significativas na distribuição da outorga ocorreram sempre que a ordem das percentagens calculadas era alterada. Isto pode ser comprovado pelo exemplo da tabela 6.7. Na tabela 6.8, observa-se que, devido ao fato da ordem não ter sido alterada para a simulação da disponibilidade *banda 95+*, dezembro/2015 (Figura 6.17), a forma de distribuição das vazões não foi alterada. A igualdade nos resultados, apesar da diferença de disponibilidade em uma das seções, se explica porque o volume máximo outorgável na bacia é limitado, geralmente pela seção de jusante quando o estresse hídrico é muito elevado, como é o caso do exemplo. Apesar de existirem situações nas quais as outorgas, em seções de montante, foram limitadas em seções internas, muitas vezes o volume outorgado, no conjunto da bacia, foi o valor da vazão disponível na seção de jusante. Foi o que ocorreu neste exemplo.

Tabela 6-8 Simulação com dados originais e dados estimados por proporção de área – critério 5 – banda 95+ dezembro - 2015

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Seção	Demanda	Critério com dados observados					Simulação a					Simulação b				
		Disponibilidade	Demanda em percentagem da disponibilidade	número de ordem	Crit 5	% Crit 5	Disponibilidade	Demanda percentagem da disponibilidade	número de ordem	Sim 5 a	% Sim 5 a	Disponibilidade	demanda= percentagem da disponibilidade	Número De ordem	Sim 5 b	% Sim 5 b
SHR2	18,87	116,1	0,2	4	0	0	116,1	0,2	4	0	0	116,1	0,2	4	0	0
SHR5	81,586	129,78	0,6	3	13,866	0,17	153,48	0,5	3	13,866	0,17	129,78	0,6	3	13,866	0,17
SHR12	176,92	161,41	1,1	1	109,2	0,6172	161,41	1,1	1	109,2	0,6172	161,41	1,1	1	109,2	0,6172
SHR13	23,917	280,64	0,1	5	0	0	280,64	0,1	5	0	0	196,11	0,1	5	0	0
SHR20	127,6	182,95	0,7	2	59,884	0,4693	182,95	0,7	2	59,884	0,4693	182,95	0,7	2	59,884	0,4693

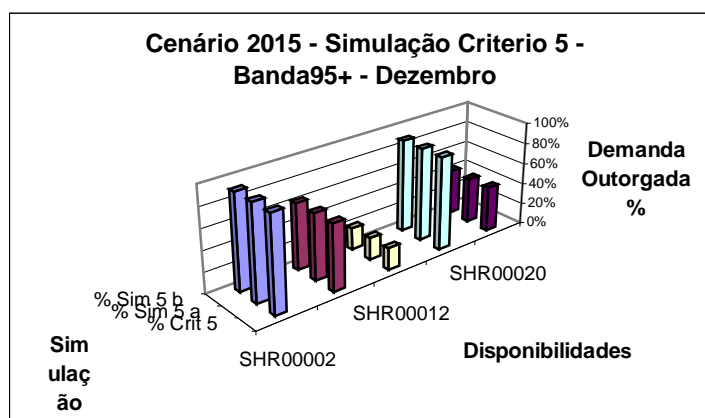


Figura 6-17 Percentagem da demanda outorgada – dados originais e obtidos por proporção de áreas – critério 5 – dezembro – banda 95+

Os resultados obtidos com as simulações que consideraram as disponibilidades estimadas pelo modelo de proporção de áreas permitem tecer algumas considerações. Em primeiro lugar, foi possível demonstrar que diferenças significativas nos valores outorgados podem ocorrer quando valores estimados incorretamente forem utilizados para a gestão. Isso nos remete à questão da importância de adotar critérios cuidadosos na hora de selecionar o método para estimar as disponibilidades hídricas em uma seção sem dados.

A segunda consideração refere-se à qualidade do dado. Se erros e incertezas são grandes, podem conduzir a valores distanciados da realidade e provocar o mesmo tipo de situação dos exemplos das *simulações a e b*.

Portanto, recomenda-se efetivar, sempre que possível, estações de monitoramento nas seções de outorga SHRs. Esse procedimento minimizaria os erros relativos à estimativa de vazões, permanecendo somente aqueles devido a procedimentos de coleta e consistência de dados, conferindo, assim, maior confiabilidade ao sistema de outorga.

6.9 Conseqüências ao meio ambiente da aplicação do sistema de outorga

A conservação ambiental do sistema hídrico está vinculada à manutenção do padrão dos pulsos hidrológicos, conforme revisado no capítulo 2. A forma da curva de permanência reflete esse padrão de variabilidade de forma resumida. Portanto, na figura 6.18, a seguir, são apresentadas as curvas de permanência média, obtidas antes da outorga e depois da outorga com os dados da simulação diária.

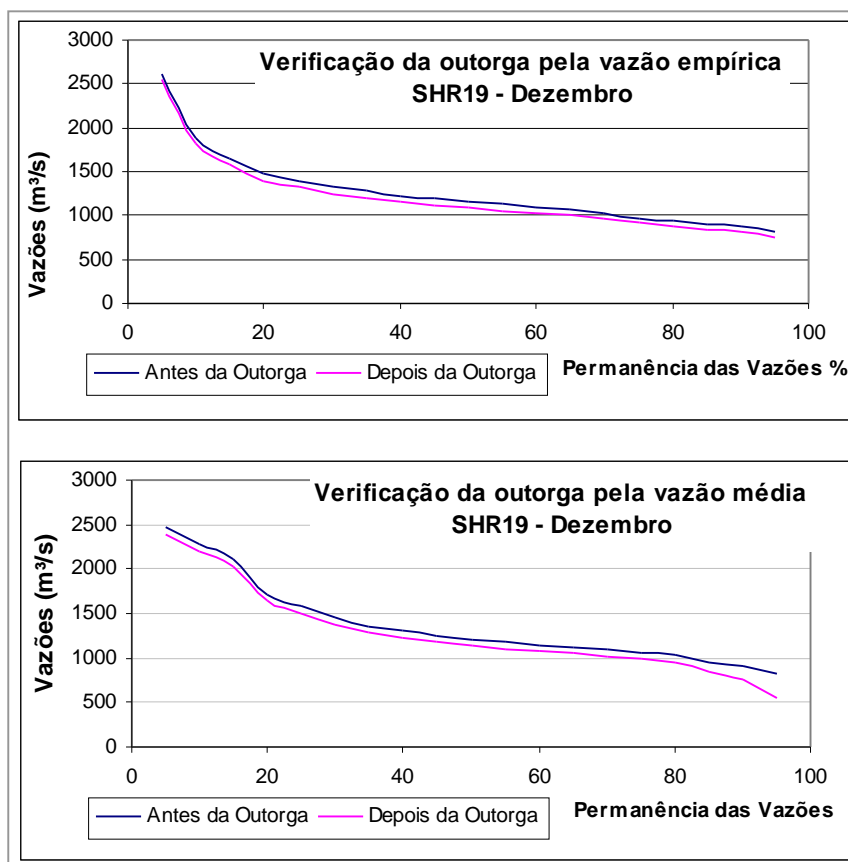


Figura 6-18 Curvas de permanência antes e depois da outorga

Pode-se perceber que as curvas apresentam a mesma forma, porém deslocadas no eixo vertical, o que era de se esperar, uma vez que o critério estudado nesta tese foi o das vazões referenciais. Na realidade, a outorga desse tipo apenas retira uma fatia horizontal da curva de permanência, da largura da vazão referencial e não implica alteração no padrão de pulsos. A comprovação deste fato pode ser visualizada na figura 6.19, na qual são representados os fluviogramas antes e depois da outorga.

Cabe salientar que essa defasagem só é perceptível nos meses com irrigação, de modo que, nos meses de abril a novembro, praticamente, não há alteração, não interferindo, assim, na conservação ambiental.

Com essa figura 6.19, também se ilustra a manutenção de eventos de cheias, que nessa região não coincidem com o período de maior demanda. A preservação dos pulsos de cheia se constitui em importante recomendação para a manutenção de sistemas reprodutivos de determinadas espécies aquáticas, pois promove a remoção de partículas depositadas no leito do rio e que tamponam espaços de desova, assim como é também importante para a conservação das zonas ripárias (Milhous, 1998; Stalnaker et al., 1995, Huges, 2000).

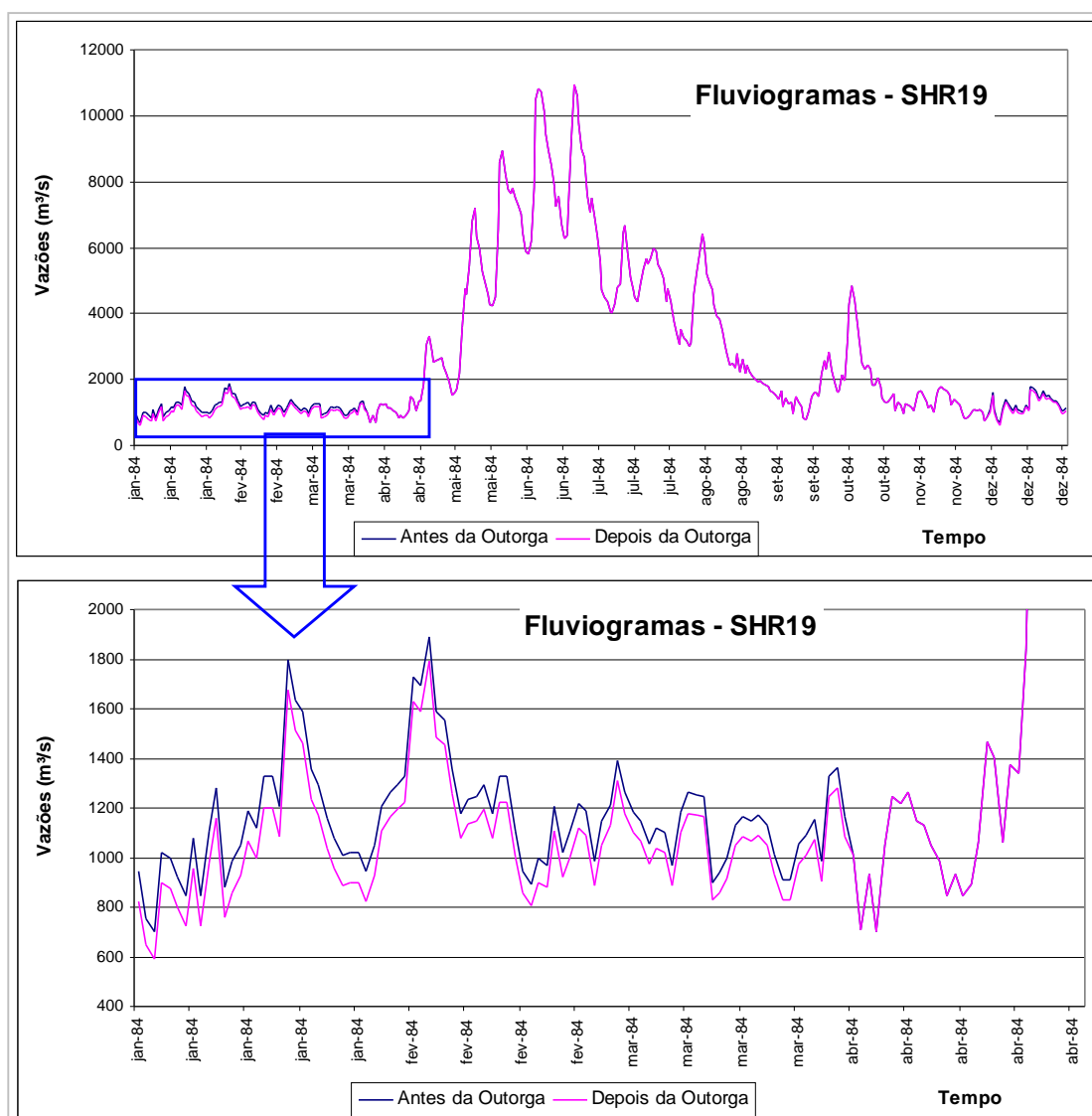


Figura 6-19 Fluviogramas antes e depois da outorga – preservação dos pulsos hidrológicos

Outro aspecto, também importante, refere-se à vazão mínima de referência mantida no rio para conservação ambiental, a vazão $Q_{7,10}$ de cada mês, utilizada nesta tese. Essa estatística baseou-se na série histórica, afetada pelas demandas atuais. Em consequência, com relação aos valores correspondentes ao fluviograma natural, a $Q_{7,10}$ está subdimensionada, principalmente, nos meses de intensas retiradas consuntivas, como o período de dezembro a janeiro, época de irrigação. Essa situação é mais grave, ao se considerar que, segundo Stalnaker et al. (1995), o valor específico de $Q_{7,10}$ não é um valor que possibilite a otimização dos ciclos de vida dos peixes, somado ao fato de que o período de maior estiagem corresponde justamente ao período mais afetado pelo uso consuntivo.

Apesar disso, para algumas SHRs, os valores de $Q_{7,10}$ utilizados para reserva ambiental são iguais ou superiores à vazão de *marco zero*, definida como a $Q_{95\%}$. Essas SHRs, para cada mês, são apresentadas na tabela a seguir.

Tabela 6-9 SHRs com disponibilidade remanescente zerada após a reserva ambiental

Disponibilidade em m ³ /s - Limite inferior de 95% confiança												
SHR	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
SHR10	0	0							0			
SHR14	0	0			0		0					
SHR18	0											
SHR19						-109				-9	-25	-5
SHR20						-124				-8	-7	
SHR21						-143				-6	-16	-8
Disponibilidade Empírica												
SHR	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
SHR2		-2		-3	-16	-1						-3
SHR4	-1			-1	-1	1						
SHR5				6	-5							
SHR8					-1							
SHR9				-6	-10	-3				-2		
SHR10	-1	-1		-1	0	0	0	0	0	0	0	0
SHR11					-1	0				0		
SHR12					-12					-12		
SHR13	-5		-23	-11	-52						-2	
SHR14	-1	0		0	-2	0	0	0		0		-1
SHR15	-8		-37	-8	-67							
SHR17	-9		-23	-28	-59							
SHR18	0	0	0	0	-3	0	0	0		0		0
SHR19					-7	-3						
SHR20					0	-14		-12				
SHR21					-4	-32						

Portanto, em alguns trechos, a capacidade de utilização do rio já se encontra esgotada, dependendo do referencial de disponibilidade adotado, conforme pode ser observado na figura 6.20. Esta apresenta, para a SHR19, as vazões *marco zero* e a reserva ambiental $Q_{7,10}$ em função da referência da disponibilidade no eixo das abscissas. Dessa figura, é possível quantificar o risco de necessidade de racionamento devido à demanda atual, a qual necessita de um estudo de revisão para traçar estratégias de adequação dos usos às disponibilidades hídricas locais.

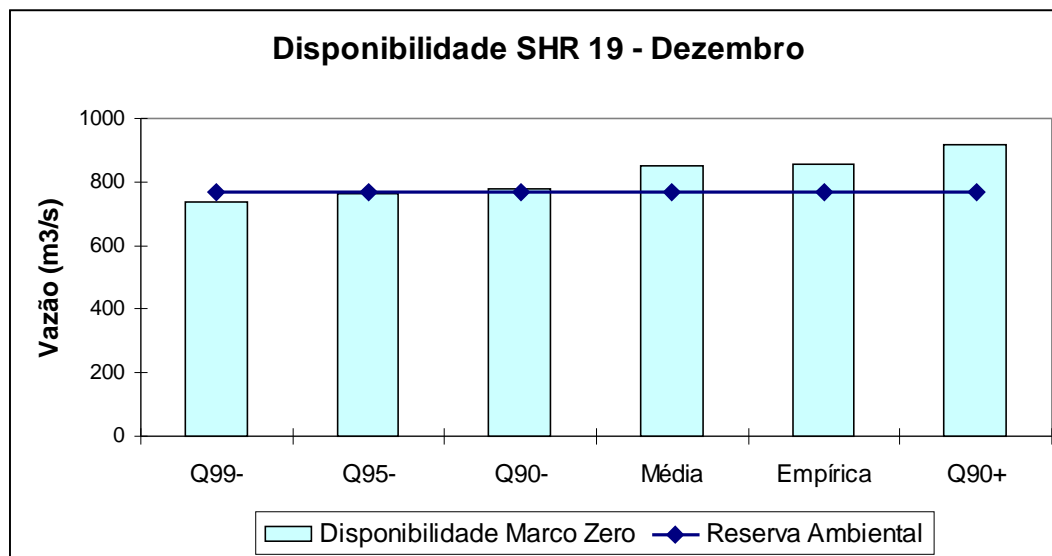


Figura 6-20 Disponibilidade remanescente após reserva ambiental em função da referência de disponibilidade

Apesar das ressalvas feitas à utilização nesta tese da vazão $Q_{7,10}$ para a conservação ambiental, a metodologia empregada se adapta perfeitamente a outros métodos de definição das vazões ambientais, pois o procedimento resguarda mínimos para cada período do ano ou períodos típicos, mais úmidos e mais secos, à semelhança dos “blocos” australianos e sul-africanos (Huges, 2000; Karim et al., 1995), e também métodos como o IFIM. Neste, as vazões mínimas são fixadas como a vazão ótima para cada período correspondente ao ciclo de vida dos peixes alvo (por exemplo, o estudo para Kalama River citado em Lanna e Benetti, 2000).

A aplicação, pois, do método da vazão de referência para outorga combinada com a estratégia de delegar um valor mínimo mensal de permanência no rio para finalidades de conservação ambiental mostra-se, com as devidas ressalvas, pouco agressiva ao ambiente como um todo. Também, constatou-se que o método aplicado nesta tese é perfeitamente aplicável quando estudos específicos de determinação de necessidades ambientais forem executados.

Desta forma, as evidências apresentadas nas curvas das figuras 6.18 e 6.19 mostram que, ambientalmente falando, o critério sazonal da vazão referencial utilizado, nesta tese, constitui-se em procedimento conservador.

Porém, no caso de haver a intenção de regularização, através de obras hidráulicas, será necessário, a cada cenário estudado, simular as conseqüências do amortecimento das cheias,

de modo a evitar alterações bruscas nos pulsos hidrológicos que tragam como consequência a redução acentuada das inundações de zonas ripárias, as quais são influenciadas pela água, pelos sedimentos e nutrientes associados com as inundações. O ciclo completo de inundação/estiagem também é importante para os processos do solo, como o ciclo do nitrogênio (Harris et al, 2000). Da mesma forma, é importante verificar a frequência de vazões altas, as quais são necessárias para limpeza de sedimentos dos fundos dos rios (Milhous, 1998; Stalnaker et al, 1995). Ressalva semelhante é feita no caso das outorgas escalonadas.

7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A legislação brasileira tem, como um dos seus instrumentos para a gestão de recursos hídricos, a outorga de uso da água. Esse instrumento tem como objetivo racionalizar e compatibilizar a conservação ambiental e os diferentes usos da água, de tal forma que sejam preservados os direitos dos usuários, priorizando entre estes o abastecimento público. Administrar o uso pressupõe o conhecimento dos volumes de água e da sua variabilidade no tempo e no espaço (disponibilidade), das necessidades de água para conservação ambiental e dos usos (demanda), de tal forma que seja estabelecido o necessário equilíbrio do processo de gestão da oferta de recursos hídricos.

A quantificação da demanda é efetuada mediante o cadastramento dos usuários existentes, e a estimativa dos usos futuros, a partir de dados, informações e tendências coletados em levantamentos de campo. No entanto, a avaliação da disponibilidade para a outorga se reveste de extremas dificuldades, face à variabilidade dos fatores que a condicionam, entre eles os decorrentes das condições climáticas e da falta de conhecimento das necessidades de reservas para conservação ambiental.

O objetivo da presente tese se insere na fase inicial de instrução do processo de outorga e a contribuição se concentra na avaliação de aspectos técnicos e conceituais que embasam *duas etapas* relativas à (i) *avaliação de disponibilidades hídricas para outorga*, considerando os aspectos de variabilidade, sazonalidade, aleatoriedade e erros de estimativas; e ao (ii) *gerenciamento da outorga*, considerando o equacionamento do problema de outorga para atendimento da demanda e a avaliação da influência dos aspectos abordados anteriormente no atendimento da demanda e na conservação ambiental, através do balanço hídrico do sistema.

Além de permitir avaliar de que forma os diferentes possíveis valores estimados para disponibilidade hídrica influenciam na outorga, as *simulações do balanço hídrico* permitem uma análise crítica da performance de diversos parâmetros adotados para a distribuição de volumes a serem outorgados, como prioridades de uso, discretização do sistema com a definição das seções de referência e seleção da função objetivo de otimização.

Os estudos utilizaram dados provenientes de postos fluviométricos instalados nas bacias dos rios Vacacaí, Vacacaí-Mirim, Rio Pardo e trecho inferior do rio Jacuí, pertencentes à bacia do Rio Guaíba no Rio Grande do Sul. As simulações de outorga utilizaram os dados de levantamento de demandas atuais e projeções futuras realizadas em estudos anteriores para a região hidrográfica do Baixo Jacuí.

7.1 Avaliação de disponibilidades hídricas para outorga

Este item de avaliações concentra as principais contribuições relativas à avaliação de técnicas de estimativa de disponibilidade hídrica para seções com dados observados de vazão e também para seções desprovidas de monitoramento e de interesse para a outorga.

7.1.1 Avaliação dos métodos de cálculo da curva de permanência

A avaliação do *método ano a ano* para cálculo da curva de permanência e a comparação com as curvas de permanência empíricas oriundas do *método da série toda* atendeu ao objetivo de análise e implementação de técnicas de avaliação de disponibilidade hídrica, considerando os aspectos de variabilidade, sazonalidade, aleatoriedade.

A proposição básica do *método ano a ano* é a consideração de que cada *ano hidrológico* é evento independente e, portanto, pode-se ter, em cada ano, uma curva de permanência de vazões. A disponibilidade hídrica é caracterizada pela média das curvas de permanência de cada ano e seus intervalos de confiança (*método ano a ano*). Cada percentil da curva de permanência possui uma série de valores amostrais, um valor para cada ano, para os quais se pode ajustar uma distribuição de probabilidade e dimensionar os intervalos de confiança em torno da média. A aceitação da hipótese de normalidade, após aplicação de testes estatísticos aos dados destas séries, indicou que os intervalos de confiança podem ser calculados a partir das equações da distribuição normal.

A comparação entre as duas curvas, a média (*método ano a ano*) e a empírica (*método da série toda*), mostrou que, para os percentis de interesse ao sistema de gestão da oferta hídrica, permanências mais elevadas, a curva empírica está sempre abaixo da curva média. A razão para essa diferença, na faixa das vazões mínimas, deve-se à forma com que os dados são tratados nos diferentes métodos ou critérios. Para a obtenção da curva empírica, os valores de vazão, autocorrelacionados estatisticamente, são tratados como valores independentes, com todos os valores de todos os anos juntos e ordenados. A estatística resultante é relativa ao conjunto dos anos e não informa sobre a variação interanual. Já o *método ano a ano*, ao individualizar eventos anuais, consegue captar a variabilidade interanual do regime hidrológico, presente na realidade aleatória dos fenômenos hidrológicos, o que não é possível no método tradicional.

Pelo *método ano a ano*, a curva de permanência apenas aponta para o valor médio dentro do intervalo de confiança, cuja interpretação depende dos objetivos de uso da informação. Para um sistema de outorga, a garantia de atendimento dos valores outorgados depende de duas estatísticas: do percentil adotado como referência e da probabilidade de

ocorrência das vazões pertencentes ao intervalo de confiança. Por definição, existe 50% de chance de que, em um ano qualquer, a vazão seja menor do que média. Portanto, a escolha de um percentil não representa o risco que será adotado para a outorga, mas este risco somado a uma parcela referente ao risco caracterizado pela distribuição de probabilidade ajustada ao percentil. O risco negociado pode ser uma vazão entre a curva média e a curva empírica, já que, em geral, as vazões dos percentis mais elevados possuem tempo de retorno muito elevado. O risco negociado é, também, dependente de outros fatores, função das características de cada tipo de uso.

Outro aspecto da variabilidade das vazões, analisado neste trabalho, refere-se à sazonalidade. O cálculo das curvas de permanência com os dois métodos, para cada mês individualmente, permitiu verificar que os meses de verão apresentaram menor disponibilidade e maior dispersão, comparados aos demais meses, refletindo diferenças climáticas significativas que definem a sazonalidade no Rio Grande do Sul. As curvas de permanência, calculadas pelos dois métodos (ou critérios) sem considerar as sazonalidades, tendem a *superestimar* a disponibilidade nos meses de verão e *subestimar* nos demais meses, o que não recomenda a sua adoção para estimar disponibilidade para outorga, devido aos prejuízos que podem acontecer. Exemplificando, no caso da geração de energia, nos períodos mais úmidos, deixa-se de turbinar e, no caso da agricultura, a informação superestimada para os meses coincidentes com o período de irrigação evidencia um risco potencial de perdas.

Essas conclusões *recomendam a estratégia de uso de sazonalidade mensal*, como ferramenta importante para orientar o planejamento de uso da água e administrar as emissões de outorga, otimizando economicamente o uso da água.

Considerando-se aspectos espaciais, observou-se que, quanto menor for a área contribuinte da bacia, maior diferença entre as disponibilidades calculadas pelos dois critérios, principalmente para os percentis acima de 80%, e, portanto, maior relevância tem a avaliação das curvas de permanência do método ano a ano como complemento da avaliação pelo método da série toda.

Outro aspecto a ser avaliado diz respeito à estimativa de vazões em seções sem dados, evidenciando que a influência da escolha do método de cálculo da curva de permanência pode ser mais significativa nas bacias menores, principalmente nos períodos mais críticos, que coincidem com o verão.

Os cálculos de curva de permanência, neste estudo, utilizaram a equação de Weibull. Existem restrições com relação a este estimador, que não possui boa performance para os percentis elevados, faixa de 90 a 95% de permanência das vazões (Voguel e Fennessey,

1994), principalmente se a amostra de dados é pequena. Voguel e Fennessey (1994) apresentaram métodos alternativos para associar percentis às vazões da amostra e construir as curvas de permanência. Como, em vários estados brasileiros, as respectivas legislações estaduais tendem a utilizar vazões de referência baseadas nos percentis elevados das curvas de permanência, vale *empreender pesquisa e investigar* a validade de se adotar outros estimadores de percentis, isto é, verificar se a relação, maior dificuldade do método *versus* ganho de precisão, justifica o uso de outros estimadores mais complexos, como alguns sugeridos por Voguel e Fennessey (1994) e outros que utilizam inclusive soluções numéricas.

7.1.2 Avaliação de técnicas de estimativas de vazões em seções desprovidas de dados

A falta de dados observados, em seções dos trechos de outorga, requer procedimentos estatisticamente consistentes para a síntese de vazões características em locais sem dados, que minimizem os erros das estimativas. Neste item, são apresentadas as conclusões relativas às análises realizadas sobre a:

- aplicabilidade do método de componentes principais como ferramenta identificadora de regiões hidrologicamente homogêneas;
- performance do modelo de proporção de áreas e da aplicabilidade de uma versão modificada deste modelo (com parâmetro k multiplicando a razão de áreas), para transferência de informações fluviométricas de uma seção com dados para outra sem, a partir de uma pequena amostragem no local.

Os resultados dos aspectos avaliados por essa etapa dos estudos permitiram tecer as conclusões e recomendações a seguir.

A técnica de componentes principais mostrou-se eficiente devido à capacidade de captar diferenças geomorfológicas, entre as bacias afluentes de cada margem e exutório, assim como identificar regiões homogêneas, utilizando, como variáveis descritivas, as curvas de permanência de vazões obtidas por dois métodos distintos: *método da série toda* e *método ano a ano*. Essas constatações, aliadas à característica do método em fornecer elementos quantitativos da qualidade do agrupamento, indicam que o uso dessa técnica constitui-se em ferramenta importante para identificação de regiões homogêneas e que devem se somar às ferramentas utilizadas em trabalhos de regionalização.

A aplicação do modelo de proporção de áreas modificado permite inferir sobre a margem de confiança para aplicação do modelo, através da construção de um intervalo de confiança para o parâmetro k do modelo. Os resultados mostraram que, em poucos casos, a relação de proporcionalidade de áreas, ou igualdade das vazões específicas das estações ($k =$

1), não é verdadeira. Por outro lado, constatou-se que o uso do modelo de proporção de áreas modificado se configura como ferramenta promissora para utilização em tarefas de consistência de dados de vazão e para a consistência de dados pluviométricos.

O modelo de proporção de áreas modificado, combinado com *uma pequena amostra local* e dados de seções próximas, mostrou-se ser uma técnica adequada à síntese de dados. A premissa é de que, se no trecho em questão, o parâmetro k de transferência das vazões, entre duas curvas médias de seções próximas, pertencer ao intervalo de confiança da média dos k , calculados para cada ano, então, o valor de um k , obtido a partir de uma curva de permanência de um ano apenas, pode ser utilizado para transferir a curva média. Feita esta verificação, calcula-se o valor de k entre a curva de permanência da amostra e a correspondente de uma das estações próximas com dados. Este valor será usado para transferir a curva média conhecida para a seção amostrada. O mesmo raciocínio pode ser feito para transferir a curva de permanência *da série toda*. Recomenda-se, porém, verificar se os eventos climáticos, do período amostrado, foram homogêneos na região.

Mesmo com a possibilidade de uso de modelos simplificados para a síntese de dados, enfatiza-se a necessidade de implantação de rede fluviométrica de monitoramento hidrológico, pois os modelos não suprem a falta de dados.

7.1.3 Estratégia do uso da vazão de marco zero

O uso da estratégia de adotar um marco inicial (*marco zero*) para o processamento da outorga, nesta tese, deve-se à particularidade da região ser amplamente afetada pelo uso consuntivo da lavoura de arroz e pela dificuldade de se avaliar o histórico do consumo. Para os casos em que seja possível reconstituir os fluviogramas naturais, o método da otimização da oferta/demanda pode ser utilizado, só que, nesses casos, o cenário da demanda atual também necessita ser avaliado.

7.2 Avaliação do sistema de gerenciamento da outorga

Este item concentra as conclusões relativas à análise da influência que causam, no atendimento da outorga, diferentes aspectos como a variabilidade, sazonalidade e erros de estimativa da disponibilidade hídrica para outorga. A repercussão da influência dos diferentes aspectos é desenvolvida com a aplicação do balanço hídrico na bacia hidrográfica, sobre uma rede fluvial modulada na forma de seções de referência, na bacia do Baixo Jacuí.

O modelo de balanço hídrico foi utilizado também como ferramenta de análise da performance dos critérios de simulação estabelecidos. Os critérios foram definidos por arranjo de parâmetros: (i) modulação da rede, (ii) função de distribuição de volumes, (iii) sistema de prioridades de uso.

As considerações mais relevantes, produto das simulações com o modelo de balanço hídrico, são identificadas a seguir.

- Existe uma grande diferença nos volumes outorgados entre as simulações realizadas com disponibilidades estimadas pelo *método ano a ano* e estimadas pelo *método da série toda*. Considerando que a curva de permanência empírica (*método da série toda*) tende a tangenciar o limite inferior dos intervalos de confiança de 95 a 99% (40 a 200 anos de tempo de retorno), o uso do critério alternativo (*método ano a ano*) para cálculo da curva de permanência *é procedimento complementar importante para o estabelecimento de alternativas úteis à tomada de decisão sobre qual vazão de referência será usada para definir a disponibilidade de outorga*.

A probabilidade de que ocorram valores menores que a vazão média (*método ano a ano*) é de 50% do tempo. Portanto, a probabilidade real de falha no sistema, devido a outorgas efetuadas a partir da oferta definida pela curva média, é maior que a esperada pela definição do percentil escolhido. A avaliação deste valor deve ser feita com a simulação de atendimento da outorga ao longo do tempo, utilizando as séries históricas de vazões como entrada para o modelo de balanço hídrico.

- Adotar *a variabilidade hidrológica sazonal* significa adotar diferentes volumes outorgáveis para diferentes períodos sazonais, no caso, cada mês. Para a região deste estudo, as análises indicaram que são significativas as diferenças de volumes outorgados entre os diversos meses. Com essa estratégia, *o usuário pode planejar o quanto vai gastar de água em cada mês, de modo a otimizar o que tem disponível, bem como tem a possibilidade de projetar o armazenamento de água, excedente de meses mais úmidos, para utilização em meses mais críticos*. Esses aspectos positivos

recomendam a adoção da estratégia de utilizar valores mensais de disponibilidade hídrica para outorga.

A caracterização da disponibilidade hídrica associada a intervalos de confiança conduz a uma grande dispersão nos valores outorgados. Por extensão, a avaliação de incertezas nos dados de vazão, caracterizada por intervalos de confiança, altera os valores das disponibilidades, podendo levar a casos com dispersão elevada dos valores da curva média de permanência. Portanto, práticas que conduzam à redução das incertezas, como constante melhoria da qualidade de informações básicas hidrológicas (monitoramento nas seções de referência), são recomendadas, como forma de reduzir a dispersão na outorga e suas conseqüências.

Com relação aos tipos de usos em cada seção, a principal constatação é a consideração dos diferentes usuários e o estabelecimento de prioridades entre eles, o que proporciona maior distribuição espacial da água e permite o atendimento de usos mais nobres. Em função dessas evidências, recomenda-se adotar esse sistema.

Os resultados do estudo dos critérios de alocação de volume mostraram que, entre as duas equações utilizadas neste estudo, a equação relativa promove uma melhor distribuição espacial e quantitativa, em termos percentuais da demanda solicitada, em relação à equação quadrática, comportamento este esperado.

Já com relação à densidade dos trechos de gerenciamento, os efeitos de adotar maior ou menor número de trechos são semelhantes aos efeitos de se adotarem vários usuários e estabelecer prioridades, entre eles: maior número de seções distribui melhor espacialmente os volumes outorgados. Como contribuição, sugere-se que sejam realizados estudos com o uso do modelo de outorga otimizado, adotando diferentes cenários de seccionamento da rede, de modo a identificar, a partir de quantas seções as diferenças entre as outorgas passam a ser insignificantes.

A avaliação da divisão de uma bacia em sub-bacias de gerenciamento pela análise dos efeitos da priorização de uso no canal principal ou sub-bacias ilustra o que pode acontecer quando um sistema de outorga não estiver integrado a outro em uma mesma bacia hidrográfica maior. Pôde-se *concluir* que, quando há necessidade em sub-dividir grandes sistemas hídricos em sub-bacias de gerenciamento de outorga, *deve-se estabelecer critérios restritivos de uso para cada subsistema*, para que não ocorra que um subsistema utilize toda a água em detrimento de outro.

- Outro aspecto importante, depreendido da bacia estudada, é que quando o planejamento é realizado em um sistema onde os *conflitos de uso dos recursos*

hídricos estão implantados, ou seja, a disponibilidade corresponde em ordem de grandeza às demandas ou é menor, a outorga passa a ser um problema de alocação ótima de volumes entre diversos usuários. Assim, com a utilização das simulações para os diversos valores de disponibilidade definidos pelos intervalos de confiança da curva de permanência média, é possível estudar estratégias de racionamento. Dessa maneira, cada outorgado poderá avaliar as probabilidades de ocorrência de um dos eventos (ano seco, menor disponibilidade, ano chuvoso, maior disponibilidade) e decidir se arrisca ou não usar mais água com possibilidades de racionamento, mas com chances de maior ganho ou utilizar menos água e reduzir a produção.

O desenvolvimento de sistemas de gerenciamento de recursos hídricos, para solucionar os conflitos resultantes do uso intensivo da água, deve considerar os aspectos de conservação ambiental. Nesta tese, foram feitas simulações de verificação das condições das vazões remanescentes no rio após as outorgas.

A partir dos resultados das simulações, foi possível tecer as seguintes considerações:

- as curvas de permanência antes e depois da outorga apresentam a mesma forma, porém deslocadas no eixo vertical. Este fato indica que, devido à fraca influência na alteração do padrão de pulsos hidrológicos dos rios, o critério de definição de disponibilidade hídrica para outorga, utilizado nesta tese, baseado em vazões de referência, constitui-se em procedimento pouco agressivo ao ambiente;
- para os casos de estudos de regularização, recomenda-se uma simulação para verificação das conseqüências do amortecimento das cheias, de modo a evitar alterações bruscas nos pulsos hidrológicos, que poderiam trazer como conseqüência a redução acentuada das inundações de zonas ripárias, assim como verificar a freqüência de vazões altas, necessárias para limpeza de sedimentos dos fundos dos rios (Milhous, 1998; Stalnaker et al, 1995). Ressalva semelhante é feita no caso das outorgas escalonadas;
- o critério empregado neste estudo como referencial de conservação ambiental, a vazão $Q_{7,10}$ de cada mês, se adapta perfeitamente a outros métodos de definição de vazões ambientais, pois este procedimento resguarda mínimos para cada período do ano ou períodos típicos, mais úmidos e mais secos, à semelhança dos “blocos” australianos e sul-africanos (Huges, 2000; Karim et al., 1995), e também métodos como o IFIM.

Portanto, as questões de planejamento, tais como decidir entre quais valores devem ser outorgados ou quais estratégias de racionamento podem ser implementadas, devem considerar

as tendências e as frequências de ocorrência de cada vazão, sempre relacionadas com as possibilidades de falhas no suprimento, para, em função destas informações, levar a efeito o exercício de explorar vários cenários. Para cada cenário devem ser analisados os aspectos econômicos (relação custo benefício calculados em função das probabilidades inferidas) e sociais (cenários mais adequados à realidade e vocação da sociedade e da valoração que cada sociedade faz dos racionamentos e pela satisfação de um suprimento sem racionamentos). Os aspectos ambientais, embasados em estudos específicos de cada ambiente, e também os aspectos políticos, fundamentados nos modelos de desenvolvimento adotados pela sociedade, também devem ser avaliados.

Vários serão, possivelmente, os cenários equivalentes e, então, os cenários podem ser levados à sociedade, através dos comitês, para que esta assuma a co-responsabilidade pela escolha. Uma vez escolhido o cenário, o Estado, no seu papel de gerente do processo, pode efetuar a cobrança pelo uso da água e fiscalizar a quantidade utilizada.

7.3 Recomendações

A escolha de uma vazão mínima, para utilização como vazão de conservação ambiental, constitui-se em passo inicial para a análise do complexo processo de consideração das variáveis ambientais na gestão da outorga. Neste sentido, tendo em vista o estado atual da arte, no que se refere ao estabelecimento de critérios condicionantes para a conservação da integridade dos recursos hídricos, recomenda-se a implementação de estudos referentes a esse tema. É necessário, também, efetuar a verificação da adequabilidade da metodologia de planejamento da outorga implementada nesta pesquisa, de fácil equacionamento em planilha eletrônica, para o planejamento que considere outros condicionantes ambientais além das vazões mínimas.

O estudo analisou dois critérios de estimativa de disponibilidade hídrica, definindo riscos diferentes de ocorrência. Para a escolha adequada de que risco pode ser assumido na implantação de um sistema de outorga, é necessário aprofundar estes estudos, procurando implementar a valoração econômica da produção e de prejuízos para cada atividade, inclusive em caso de riscos ambientais.

A consideração da outorga escalonada deve ser seguida de verificação dos padrões de pulsos hidrológicos e das restrições ambientais definidas em estudos específicos. Da mesma forma, estudos de verificação devem ser efetuados, quando do planejamento da outorga em trecho de rio sujeito a obras de regularização, devido às modificações inseridas nos regimes de escoamento no curso d'água, as quais influenciam os ecossistemas aquáticos e ribeirinhos.

Como recomendação ao sequenciamento desta pesquisa, pode-se projetar investigações onde outros critérios podem ser testados, considerando-se a outorga em duas etapas: primeiro utilizando como prioridades iniciais apenas uma percentagem de cada tipo de uso, e somente após fazer a outorga parcial de cada uso, retornar e complementar, simulando novamente com as vazões remanescentes e respeitando as ordens de prioridade de uso. Assim, vários cenários podem ser ensaiados (diferentes percentagens de atendimento para cada etapa) e apresentados aos usuários e gestores, de modo que seja possível optar por um determinado critério de distribuição de água.

Como a fase de planejamento estuda demandas futuras condicionadas ao futuro de desenvolvimento projetado pela comunidade de cada bacia, os critérios de priorização dos diversos usos devem ser definidos vinculados às políticas e planos de bacia, ou podem servir de base para elaboração ou complementação dos planos de bacia. Neste sentido, o estudo pode considerar a evolução projetada para os cenários de demanda em etapas de cinco anos, por exemplo.

7.4 Considerações finais

A instrução de um processo de outorga é uma atividade complexa que envolve o balanço entre a disponibilidade hídrica e as demandas de uso das águas, compatibilizando as necessidades de conservação ambiental, e está sujeita a restrições de ordem econômica, social e legal. A metodologia empregada neste trabalho incluiu vários aspectos relativos a critérios de alocação dos recursos hídricos disponíveis, baseada na opção de caracterizar a disponibilidade pelo critério de vazão de referência, associada a diferentes patamares de risco. Porém, o equacionamento utilizado permite a implementação de simulações que utilizam o critério de outorgas escalonadas e combinações entre os dois critérios, assim como o emprego de técnicas de otimização multi-objetivo, incluindo, também, a avaliação das conseqüências econômicas e ambientais de cada cenário, estudos esses que se recomenda sejam efetuados em seqüência a esta pesquisa.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- A Água em Revista: Suplemento das Águas.* (1996). Agenda 21 - Capítulo 18. Recursos Hídricos – Proteção, Qualidade, Abastecimento, Manejo e Desenvolvimento Sustentável. CPRM. Maio, 1996. 40 p.
- ALMEIDA, C. N.; ALBUQUERQUE, D. J. S.; PAIVA, A. E. D. B.; et al. (1999). SAPO - Um Sistema de Apoio ao Planejamento e Gerenciamento dos Recursos Hídricos. In: XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS. ABRH. *Anais...* Belo Horizonte, MG, 28/nov a 01/dez/1999, CD-ROM.
- ANEEL - Agência Nacional de Energia Elétrica (2001). *Projeto Regionalização de Vazões. Sub-bacias 85, 86 e 87, integrantes da bacia 8 – Atlântico Sudeste.* Relatório Técnico. UFSM: HDS. 2001.
- AZEVEDO, L. G. T; PORTO, R. L.; ZAHED F°, K. (1997). Cap.4: Modelos de simulação e de rede de fluxo. In: PORTO, R. L. L. (Org.) *Técnicas Quantitativas para o Gerenciamento de Recursos Hídricos.* Porto Alegre: Ed. da Universidade – UFRGS / ABRH.
- AZEVEDO NETTO, J. M. de (1957). Manual de Hidráulica. 2. ed., São Paulo, Ed. Edgar Blücher, Vol. 1, 310 p.
- BAHIA (1995). Lei n° 6.855, de 12 de maio de 1995.
- BAHIA (1997). Decreto n° 6.296, de 21 de março de 1997, dispõe sobre a outorga de direito de uso de recursos hídricos, infração e penalidades e dá outras providências.
- BARBOSA, P. S. F. (1997). Modelos de programação linear em recursos hídricos. In: PORTO, R. L. L. (Org.). *Técnicas Quantitativas para o Gerenciamento de Recursos Hídricos.* Porto Alegre: Ed. da Universidade – UFRGS / ABRH.
- BECK, M. B. (1987). Water Quality Modeling: A Review of the Analysis of Uncertainty. In: *Water Resources Research*, Vol. 23, n° 8, p. 1393-1442, Ago., 1987.
- BENDAT, J. S., PIERSON, A. G. (1986). *Random Data – Analysis and Measurement Procedures.* 2.ed., Ed. John Wiley e Sons. USA.
- BENJAMIN, J. R.; CORNELL, C. A. (1970). *Probability, statistics and decision for civil engineers.* New York: McGraw-Hill Book Company.
- BONER, M. C.; FURLAND, L. P. (1982). Seasonal treatment and variable effluent quality based on assimilative capacity. In: *Journal WPCF*, Vol. 54, n° 10, p. 1408-1416.
- BOSCH, D.J. (1991). Benefits of transferring streamflow priority from agricultural to non-agricultural use. In: *Water Resources Bulletin.* American Water Resources Association. Vol. 27, n° 3, p. 397-405.
- BRAGA, B.; BARBOSA, P. S. F.; NAKAYAMA, P. T. (1998). Sistemas de Suporte à Decisão em Recursos Hídricos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos.* Vol. 3, n° 3, Jul/Set., 1998, p. 73-95.
- BRASIL (1934). Decreto n° 24.643 de 10 de julho, que aprova o Código de Águas Brasileiro.
- BRASIL (1997). Lei n° 9.433, de 8 de janeiro de 1997, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e dá outras providências.
- BRASIL (1998). Constituição, 1998. “Constituição Federal do Brasil”.
- BULLER, H. (1996). Towards sustainable water management. Catchment planning in France and Britain. In: *Land Use and Policy.* Elsevier Sciences Ed. Vol. 13. n° 4, p. 289-302.
- CABRAL, B. (1997). *Legislação Estadual de Recursos Hídricos.* Vol. 2. Cadernos Legislativos n° 002/97. Senado Federal, Brasília, DF.
- CANEDO, P. M. (1989). Cap. 4: Hidrologia Superficial. In: *Engenharia Hidrológica. Coleção ABRH de Recursos Hídricos.* Rio de Janeiro: UFRJ. Vol. 2.
- CATALUNYA (2001). Generalita de Catalunya. Departament de Medi Ambient. Agència Catalana del l'Agua. Disponível on-line em http://gencat.es/aca/contenido/quantitat_qualitat/menu.htm
- CE – COMUNIDAD EUROPEA (2000) - Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y Del Consejo, 23 de octubre de 2000.
- CEARÁ (1994a). Decreto n° 23.067, de 11 de fevereiro de 1994, regulamenta o art. 4° da Lei n° 11.996 de 24 de julho de 1992 na parte referente à outorga do direito de uso dos recursos hídricos, cria o Sistema de Outorga pa Uso da Água e dá outras providências.
- CEARÁ (1994b). Lei n° 11.996, de 24 de julho de 1994.
- CEDE – Conselho Europeu do Direito do Ambiente. (1999). *Declaração da Madeira sobre a gestão sustentável dos recursos hídricos.* Adotada em Conselho Europeu do Direito do Ambiente a 17 de Abril de 1999.
- CEEE-IPH (1991). *Regionalização de Vazões do Rio Grande do Sul.* Porto Alegre: Ed. da Universidade. UFRGS. 150 p.
- CEPAL – Comisión económica para América Latina y el Caribe (1994). *Políticas públicas para el desarrollo sustentable: la gestión integrada de cuencas.* LC/R.1399, 21 de junho de 1994.
- CEPAL – Comisión económica para América Latina y el Caribe (1999a). *El Código de Aguas de Chile: entre la ideología y la realidad.* Marzo de 1999.

- CEPAL – Comisión económica para América Latina y el Caribe. (1999b) *Tendencias actuales de la gestión del agua en América latina y el Caribe. Avances en la implementación de las recomendaciones contenidas en el capítulo 18 del Programa 21*. Agosto de 1999.
- CHILE. (1999) *Política Nacional de Recursos Hídricos: documento de discusión*. Ministério de Obras Publicas, Dirección General de Águas. Republica de Chile. Setembro de 1999. Santiago, Chile.
- CIGIZOGLU, H. K.; BAYAZIT, M. (2000). *A generalized seasonal model for flow duration curve*. In: Hydrological Processes. Vol. 14, p. 1053-1067.
- CIRILO, J. A. (1997). Programação não linear aplicada a recursos hídricos. In: PORTO, R.L.L. (Org.) *Técnicas Quantitativas para o Gerenciamento de Recursos Hídricos*. Ed. da Universidade – UFRGS / ABRH.
- COLORADO. (2001). *Colorado's Instream Flow Program*. Disponível on-line em http://www.cotrout.org/instream_flow.htm Download: 30 de setembro de 2001.
- CONEJO, J.G.L. (1993). *A outorga de usos da água como instrumento de gerenciamento dos recursos hídricos*. In: Revista de Administração Pública, Rio de Janeiro: Fundação Getúlio Vargas, Vol. 27, n° 2, p. 28-62.
- CORDEIRO NETTO, O. M.; BALTAR, A. M.; PIMENTEL, C. E. B. (1999). Critérios para Outorga de uso da água para irrigação: o caso da bacia do Rio Preto no Distrito Federal – Brasil. In: SIMPÓSIO DE HIDRÁULICA E RECURSOS HÍDRICOS DOS PAÍSES DE LÍNGUA OFICIAL PORTUGUESA (4.: Coimbra), 1999, Coimbra. *Comunicações...* Coimbra: Associação Portuguesa de Recursos Hídricos, 1999, 1 CD-ROM.
- COVICH, A.P.; CLEMENTS, W.H.; FAUSCH, K.D. et al. (2001). *Ecological integrity and western water management: a Colorado perspective*. Water in balance report series. Colorado Water Resources Research. Disponível on-line em <http://cwrri.colostate.edu/pubs/balance/balance.html>
- COX, W.E. (1995). Maintenance of rights over time under model state water code. In: *Journal of Water Resources Planning and Management*, Vol. 121, n° 6, Nov/Dec., 1995.
- CPRM - Companhia de Pesquisas de Recursos Minerais. (1996). Projeto Análise de consistência de dados fluviométricos - Bacias do Atlântico Sul, trecho sudeste, sub-bacia 85. Relatório técnico. para DNAEE/MME. Porto Alegre.
- CRH – Conselho de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul (1999). *Avaliação quali-quantitativa das disponibilidades e demandas de água na bacia hidrográfica do Baixo Jacuí*. Secretaria das Obras Públicas, Saneamento e Habitação do Governo do Estado do Rio Grande do Sul (SOPSH), Fundo de Investimentos em Recursos Hídricos. Porto Alegre. RS. (Relatório técnico)
- CRUZ, J. C.; SILVEIRA, G. L.; SILVEIRA, L. L. (1992). *Estudo de Concepção de Ampliação dos Sistemas de Abastecimento de Água para as cidades de Júlio de Castilhos e Tupanciretã/RS. Estudos Hidrológicos – Vol. II: Avaliação Hídrica das Alternativas de Captação*. Porto Alegre: CORSAN, INCORP, 1992. 64p. (Relatório técnico).
- CRUZ, J. C.; SILVEIRA, G. L.; SILVEIRA, A. L. L.; CRUZ, R. C. (1999). Avaliação de Disponibilidades Hídricas para Outorga: Sistemática Modular de Avaliação. In: SIMPÓSIO DE HIDRÁULICA E RECURSOS HÍDRICOS DOS PAÍSES DE LÍNGUA OFICIAL PORTUGUESA (4.: Coimbra). 1999, Coimbra. *Comunicações...* Coimbra: Associação Portuguesa de Recursos Hídricos, 1999, 1 CD-ROM.
- CRUZ, R. C. (2000). *O papel do conteúdo informativo e complexidade dos níveis hidrológicos e da avaliação da resiliência dos biótopos de áreas úmidas na definição da vazão de proteção ambiental: o caso do Rio Uruguai*. Proposta de projeto para desenvolvimento de Tese, apresentada para o Curso de Pós-Graduação do Centro de Ecologia. UFRGS. Porto Alegre. RS.
- CUNHA, L. V. da; GONÇALVES, A. S.; FIGUEIREDO, V. A. de; LINO, M. (1980). *A Gestão da Água: princípios fundamentais e sua aplicação em Portugal*. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1980.
- CUNHA, M. A. C. da; (1997). Estudos Hidrológicos para o EIA/RIMA e impactos ambientais devido a ampliação da mina de amianto em Minaçu-GO. In: XII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 1997, Vitória. *Anais...* Vitória: ABRH, 16-20 nov/1997.
- DESLINGER, T.L.; GAST, W.A.; HAUENSTEIN, J.J. et al. (1998). *Instream flow studies Pennsylvania and Maryland*. Pennsylvania Department of Environmental Protection. Publication 191, May. 300p.
- DISTRITO FEDERAL (1993). Lei n° 512, de 28 de julho de 1993.
- DOUGLAS, E. M.; VOGUEL, R.M.; KROLL, C.N. (2000). Trends in floods and low flows in the United States: impact of spatial correlation. In: *Journal of Hydrology*, Elsevier Science Publishers BV. Vol. 240, p. 90-105.
- DOUROJEANNI, A.; JOURAVLEV, A. (1999). *El código de aguas de Chile: entre la ideología y la realidad*. CEPAL (Comisión Económica para América Latina y el Caribe), LC/R. 1897. 30 de março, Santiago do Chile.
- DURRANS, S. R. (1996). Low-flow analysis with a conditional Weibull tail model. In: *Water Resources Research*. Vol. 32, n° 6, p. 1749-1760, Jun. 1996.
- ECLAC – Economic Commission for Latin America and the Caribbean. (1995). *Agenda 21 and integrated water resources management in Latin America and the Caribbean*. Abril, 1995.
- ECO92 - Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (1992). *Agenda 21*. 3 a 14 de junho de 1992, Rio de Janeiro.

- ELETROBRÁS (1985). *Manual de Minicentraís Hidrelétricas*. Ministério das Minas e Energia: DNAEE, 1985.
- EPA (1996). *Summary report for the workshop on Monte Carlo analysis*. U.S. EPA. Publ: EPA/630/R-96/010, Sep. Washington.
- EPA (2001a). Nonpoint Source Pollution: The Nation's Largest Water Quality Problem - Revised: 04/10/2001 11:12:01- disponível on-line em <http://www.epa.gov/OWOW/NPS/facts/point1.htm>
- EPA. (2001b). *Clean Water Act: A brief history*. Disponível on-line em <http://www.epa.gov/owow/cwa/history.htm>
- ESPAÑA (1998). Ministerio de Medio Ambiente. *Libro Blanco del Agua en España*. Madrid, 4 de dezembro de 1998, disponível on-line em http://www.mma.es/rec_hid/libro_b/index.htm. Download: 26 de junho de 2001.
- ESPAÑA – Congreso de los disputados (2001). *Proyecto de Ley del Plan Hidrológico Nacional (Núm. Expte. 121/00031)*. Aprobado por el pleno del congreso de los diputados en sesión celebrada el día 26 de abril de 2001. Boletín oficial de las cortes generales – 30 de abril de 2001.
- EUCLYDES, H. P.; FERREIRA, P. A.; RIBEIRO, C. A. A. S.; RUBERT, O. A. V. (1999). Sistema de Apoio ao Gerenciamento de Recursos Hídricos: Metodologia e Estudo de Caso. In: XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 1999, Belo Horizonte. *Anais...* Belo Horizonte: ABRH, 28/nov a 01/dez/1999, CD-ROM.
- FENNESSEY, N.; VOGUEL, R. M. (1990). Regional flow-duration curves for ungauged sites in Massachusetts. In: *Journal of Water Resources Planning and Management*. Vol. 116, n° 4, p. 530-549. Jul/Aug. 1990.
- FIGUEIREDO, L. C. de C. (1999). Sistema georeferenciado de cadastro e análise de pedidos de outorga do direito de uso de águas superficiais. In: XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 1999, Belo Horizonte. *Anais...* Belo Horizonte: ABRH, 28/nov a 01/dez/1999, CD-ROM.
- FONTANE, D.G. (1995). *Improved computer support could help decision makers evaluate alternative solutions to changing demands*. n° 2 August. Water in balance report series. Colorado Water Resources Research. Disponível on-line em <http://cwrr.colostate.edu/pubs/balance/balance.html>
- FROES, C. M. B.; NUNES, H. M. T.; COELHO, M. F. C. D. (1997). A Modernização do Cadastramento e Concessão de Outorga do Direito de Uso da Água no DR/MG. In: XII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 1997, Vitória. *Anais...* Vitória: ABRH, 16-20 nov/1997.
- GALVAO, C.O.; RÊGO, J.C.; RIBEIRO, M.M.R.; ALBUQUERQUE, J.P.T. (2001). Sustainability characterization and modeling of water supply management practices. In: *Regional management of water resources*. Proceedings... Maastricht, The Netherlands, july. IAHS Publ. n° 268.
- GARCIA, F. F.; et al. (199-). Agua, empleo y riqueza en la cuenca de Guadalquivir. Disponível on-line em <http://www.sevsigloxxi.org/plataforma>
- GENSTAT 5 COMMITTEE (1993). *Genstat 5 Release 3 reference Manual*. Oxford University Press. Oxford, England.
- GIODA, A. (1999). *Breve historia del agua*. Naturaleza y Recursos. Vol. 35. n° 1. Jan/Mar, 1999.
- GOOLDFARB, W. (1988). *Water law*. 2nd Ed. Lewis Publisher, Inc. USA.
- GRANZIERA, M. L. M. (1993). Direito de agua e meio ambiente. São Paulo: Ícone, 1993. p. 13-45.
- GUADIANA. (199-). El Plan hidrológico de la Cuenca del Guadiana. Disponível on-line em <http://www.chguadiana.es/publica/ibdex.htm>
- GUIMARÃES, R.S.; CABRAL, J.A.S. (1998) *Estatística*. Lisboa, Portugal. Editora McGraw
- HAAN, C.T. (1977). *Statistical Methods in Hydrology*. The Iowa State University Press. IOWA. 378p.
- HAAN, C. T. (1989). Parametric Uncertainty in Hydrologic Modeling. *American Society of Agricultural Engineers*, Vol. 32 (1): Jan/Fev 1989. p. 137-145.
- HARRIS, N.M.; GURNELL, A.M.; HANNAH, D.M.; PETTS, G.E. (2000). Classification of river regimes: a context for hydroecology. In: *Hydrological Processes*. Ed. John Wiley & Sons, Ltd. Vol. 14, p. 2831-2848.
- HEIN, A. (2001). *Gestão de Recursos Hídricos no Brasil – Evolução e Aspecto Jurídico-Ambientais*. Santa Maria: UFSM. 73 p. Monografia de Graduação apresentada para a disciplina de JUR 529, no Curso de Direito, Santa Maria, 2001. (não publicado).
- HUGHES, D.A. (2001). Providing hydrological information and data analysis tools for the determination of ecological instream flow requirements for South African rivers. In: *Journal of Hydrology*, Elsevier Science Publishers BV. Vol. 241, p. 140-151.
- ICWE (1992). *The Dublin statement on water and sustainable development*. INTERNATIONAL CONFERENCE ON WATER AND THE ENVIRONMENT. 26 a 31 January 1992, Dublin, Ireland.
- IPH/UFRGS/PORTOBRÁS (1982). Estudos hidrodinâmicos do rio Jacuí. Relatório Parcial n° 1.
- ITÁLIA (1994). Legge n. 36, del 5 gennaio, 1994. Disposizioni in materia di risorse idriche. Disponível on-line em http://bosettiegatti.com/normestatali/1994_0036.htm
- JACOBS, J. M.; VOGUEL, R. M. (1998). Optimal allocation of water withdrawals in a river basin. In: *Journal of Water Resources Planning and Management*. Vol. 124, n° 6, p. 357-363. Nov/Dec., 1998.
- JEHNG-JUNG, K.; BAU, S. (1996). Risk analysis for flow duration curve based seasonal discharge management programs. In: *Water Resources Research*. Vol. 30, n° 6, p. 1369-1376, Jun., 1996.

- JOHNSON, R. A.; WICHERN, D. W. (1988). *Applied Multivariate Statistical Analysis*. 2. ed., New Jersey. USA: Prentice Hall International, Inc. 605 p.
- KARIM, K.; GUBBELS, M.E.; GOULTER, I.C. (1995). Review of determination of instream flow requirements with special application to Australia. In: *Water Resources Bulletin*. American Water Resources Association. Vol. 31, n° 6, p. 1063-1077.
- KELMAN, J. (1997). Gerenciamento de recursos hídricos. Parte I: Outorga. In: XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 1997, Vitória. *Anais...* Vitória: ABRH, 16 a 20/nov/1997, CD-ROM.
- KJELDSEN, T.R.; LUNDORF, A.; ROSBJERG, D. (1999). *Barriers to sustainable water resources management – a Zimbabwean case study*. Hydrological Sciences – Journal des Scences Hydrologiques. Vol. 44 (4). Special issue: Barriers to sustainable management of water quantity and quality.
- KRAMER, K. (1998). *The challenge of protecting instream flows in Texas: closing the barn door after the horse has left?* 25th Water for Texas Conference: Water planning strategies for Senate Bill 1. Dec, 1-2; 1998, Austin, Texas. Disponível on-line em <http://twri.tamu.edu./twricof/w4tx98/papers/kramer.html>
- KUNDZEWICZ, Z. W. (1995). Hydrological Uncertainty In Perspective. In.: *New Uncertainty Concepts in Hydrology and Water Resources* – International Hydrology Series – Ed. By Zbigniew W. Kundzewicz – Poland.
- LAMB, B.L. (1995). Criteria for evaluating state instream-flow programs: deciding what works. In: *Journal of Water Resources Planning and Management*, Vol. 121, n° 3, May/Jun de 1995.
- LANDRY, C. (1998). Marked transfers of water for environmental protection in the western United States. In: *Water Policy*. Elsevier Sciences Publishers BV. Vol. 1. p. 457-469.
- LANNA, A. E. L. (1993a). Cap 4: Elementos de Estatística e Probabilidades. In: TUCCI, C.E.M. (Org.). *Hidrologia: Ciência e aplicação*. Porto Alegre: Editora da Universidade –UFRGS/Edusp/ABRH.
- LANNA, A. E. L. (1993b). Cap 19: Gestão de Recursos Hídricos. In: TUCCI, C.E.M. (Org.). *Hidrologia: Ciência e aplicação*. Porto Alegre: Editora da Universidade –UFRGS/Edusp/ABRH.
- LANNA, A. E. L. (1997). Cap 1: Introdução. In: PORTO, R.L.L. (Org.) *Técnicas Quantitativas para o Gerenciamento de Recursos Hídricos*. Porto Alegre: Ed. da Universidade – UFRGS / ABRH.
- LANNA, A. E. L., PEREIRA, J.; SILVA, L. (1997). Análise de critérios de outorga de direitos de uso da água. In: XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 1997, Vitória. *Anais...* Vitória: ABRH, 16 a 20/nov/1997, CD-ROM.
- LANNA, A. E. L. (1998). *Intervenção em 23/07/98. Debate sobre regulamentação da Lei Federal 9433*. Internet.
- LANNA, A.E.L.; BENETTI, A.D. (2000). *Estabelecimento de critérios para definição da vazão ecológica no Rio Grande do Sul. Relatório 1 – revisão do estado da arte*. Secretaria de Meio Ambiente – Fundação Estadual de Proteção Ambiental. Governo do Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS. (Relatório Técnico)
- LEBOUTILLIER, D. W.; WAYLEN, P. R. (1993). A stochastic model of flow duration curves. In: *Water Resources Research*, Vol. 29, n° 10, p. 3535-3541. Oct., 1993.
- LEE, T. R.; JURAVLEV, A. S. (1998). *Los precios, la propiedad y los mercados en la asignación del agua*. Serie Medio Ambiente y Desarrollo, n° 6. Comisión Económica para América Latina y el Caribe, Nações Unidas.
- LENCE, B. J.; EHEART, J. W.; BRILL JR., E. D. (1990). Risk equivalent seasonal discharge programs for multidischarge streams. In: *Journal of Water Resources Planning and Management*. Vol. 116, n° 2, p. 170-186. Mar/Apr., 1990.
- LIAZI, A., CONEJO, J. G. L., PALOS, J. C. F.; et al. (1988). Regionalização Hidrológica no Estado de São Paulo. In: *Revista Águas e Energia Elétrica*, Ano 5, n° 14, 1988.
- LINDLEY, D. V. (1998). *Making Decisions*. 2.ed., London: John Wiley, 1998. 207p.
- LOBO, G. A.; MORETTI, L. R.; BRIGHETTI, G. (1999). Sedimentometria em Pequenas Bacias Hidrográficas. In: XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 1999, Belo Horizonte. *Anais...* Belo Horizonte: ABRH, 28/nov a 01/dez/1999, CD-ROM.
- MACHADO, A. A. (1991). *Análise Multivariada*. Piracicaba. SP. (não publicado)
- MELCHING, C.; YEN, B. C.; WENZEL JR., H. G. (1990). A reability estimation in modeling watershed runoff with uncertainties. In: *Water Resources Research*, Vol. 26, n° 10, p. 2275-2286. Oct., 1990.
- MENDIONDO, E.; TUCCI, C. E. M. (1997). Escalas Hidrológicas. II: Diversidade de Processos na Bacia Vertente. In: *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. Vol. 2, n° 1, Jan/Jun 1997, p. 81-100.
- MÉXICO (1992). Ley de Aguas Nacionales, de 1 de diciembre de 1992. Se deroga la Ley Federal de Aguas, de 11 de enero de 1972.
- MEYBECK, M.; KIMSTACH, V.; HELMER, R. (1996a). Chapter 2 - Strategies for water quality assessment. In: *Water Quality Assessment: A guide to the use of biota, sediments and water environmental monitoring*. 2. ed. Edited by Deborah Chapman/UNESCO/WHO/UNEP.
- MEYBECK, M.; FRIEDRICH, G.; THOMAS, R.; et al. (1996b). Chapter 6 - Rivers. In: *Water Quality Assessment: A guide to the use of biota, sediments and water environmental monitoring*. 2. ed., Edited by Deborah Chapman /UNESCO/WHO/UNEP

- MORTARI, D. (1997). Uma abordagem geral sobre a vazão remanescente em trechos "curto-circuitados" de usinas hidrelétricas. In: XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 1997, Vitória. *Anais...* Vitória: ABRH, 16 a 20/nov/1997, CD-ROM.
- MILHOUS, R.T. (1998). Restoring river substrate using instream flows: the Gunnison and trinity rivers. In: *Wetlands Engineering & river Restoration Conference 1998*. Restoration Engineering Approaches to Ecosystem. American Society of Civil engineers. Reston. Virginia. Published as a CD-Rom. Disponível on-line em <http://www.mesc.usgs.gov/pubs/online/den97pap.htm>
- MIMIKOU, M.; KAEMAKI, S. (1985). Regionalization of flow duration characteristics. In: *Journal of Hydrology*. Vol. 82, p. 77-91.
- MINAS GERAIS (1993). Portaria 30/93, de 7 de junho de 1993, do Estado de Minas Gerais. *Diário Oficial (da República Federativa do Brasil)*, em 15 de junho de 1993.
- MÜLLER, I. I.; MAZER, W.; KAVISKI, E. (1999). Sistema Computacional para Estudos de Viabilidade de Pequenas Centrais Hidrelétricas. In: XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 1999, Belo Horizonte. *Anais...* Belo Horizonte: ABRH, 28/nov a 01/dez/1999, CD-ROM.
- MURTY, K.S. (1987). Varāhamihira, the earliest hydrologist. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON WATER OR THE FUTURE: HYDROLOGY IN PERSPECTIVE. *Anais...* Roma. April. Ed. J.C. Rodda & N.C.Matalas. IAHS Publication n° 164.
- NATHAN, R. J.; McMAHON, T. A. (1990). Evaluation of Automated Techniques for Base Flow and Recession Analyses. In: *Water Resources Research*. Vol. 26, n° 7, p. 1465-1473, July. 1990.
- NEIFF, J.J. (1994). Planícies de inundación em macrobacias hidrográficas internacionais: criterios de manejo compartilhado. In: MARQUES, D. M (Org). QUALIDADE DE ÁGUAS CONTINENTAIS NO MERCOSUL. 1994, Porto Alegre. *Seminário...* Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. IPH/UFRGS.
- NERC. (1975). *Flood studies report*. London. Vol. 5.
- OBREGON, E.; TUCCI, C.E.M.; GOLDENFUM, J.A. (1999). Regionalização de vazões com base em séries estendidas: Bacias afluentes à Lagoa Mirim,RS. In: *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. Vol. 4, n° 1, Jan/Mar 1999, p. 57-75.
- PAIVA, J. B. D.; PAIVA, E. M. C.; CLARKE, R. T. (1999a). Caracterização das Vazões do Rio Ibicuí (RS). In: XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 1999, Belo Horizonte. *Anais...* Belo Horizonte: ABRH, 28/nov a 01/dez/1999, CD-ROM.
- PAIVA, M. F.; ASFORA, M. C.; CIRILO, J. A.; et al. (1999b). Avaliação Preliminar das Disponibilidades e Demandas na Bacia do Rio São Francisco. In: XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 1999, Belo Horizonte. *Anais...* Belo Horizonte: ABRH, 28/nov a 01/dez/1999, CD-ROM.
- PARRETT, C.; CARTIER, K. D. (1990). *Methods for estimating monthly streamflow characteristics at ungaged sites in western Montana*. U. S. Geological Survey Water-Supply Paper. Reston, VA, United States of America, 30p.
- PEREIRA, J. (1996). *Análise de Critérios de Outorga e de Cobrança pelo Uso da Água na Bacia do Rio Dos Sinos, RS*. Porto Alegre, IPH/UFRGS, 1996. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 1996.
- PIGRAN, J. J. (1998). Economic Instruments in the management of Australia's Water Resources: a critical wiew. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS, 1998, Gramado. *Anais...* Gramado: ABRH, 1998.
- PINTO, N. L.de S. (1973). In: PINTO, N. L. de S.; HOLTS, A. C. T.; MARTINS, J. A. *Hidrologia de Superfície*. São Paulo: Ed. Edgard Blücher. Centro de Estudos e Pesquisas de Hidráulica e Hidrologia da Faculdade de Engenharia da Universidade Federal do Paraná.
- PIRES, C.L.F. (1996). A outorga de uso na gestão de recursos hídricos. In: II SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE. GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS EM REGIÕES METROPOLITANAS E GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS EM REGIÕES SEMI-ÁRIDAS, 1996, Salvador. *Anais...* Salvador, BA, 4 a 6 de dezembro de 1996. p. 319-325.
- PORTO, M.F.A. (1995). Cap. 9. Aspectos qualitativos do escoamento em áreas urbanas. In: TUCCI, C.E.M. (Org.). *Drenagem Urbana*. Porto Alegre. Ed da Universidade. UFRGS/ABRH. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos, Vol. 5).
- PORTO, R. L.; AZEVEDO, L. G. T de. (1997). Cap.2: Sistemas de Suporte a Decisões Aplicados a Problemas de Recursos Hídricos. In: PORTO, R.L.L. (Org.) *Técnicas Quantitativas para o Gerenciamento de Recursos Hídricos*. Porto Alegre: Ed. da Universidade – UFRGS / ABRH.
- PORTO, R. L.; BOMBONATO NETO, C.; LISBOA NETO, H.; et al. (1999). Sistema de Suporte a Decisões para a Operação dos Grandes Sistemas Produtores da Sabesp. In: XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 1999, Belo Horizonte. *Anais...* Belo Horizonte: ABRH, 28/nov a 01/dez/1999, CD-ROM.
- QUIMPO, R. G.; McNALLY, T.A. (1983). Regionalized flow duration for Philippines. In: *Journal of Water Resources Planning and Management*. Vol. 109, n° 4, p. 320-330. Oct. 1983.

- RAMALHO, C.; CARVALHO, M. C. F.; FERNANDES, C. V. S.; et al. (1997). Diagnóstico Ambiental da Bacia do Rio Barigüi. In: XII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RECURSOS HÍDRICOS, 1997, Vitória. *Anais...* Vitória, 16-20 nov/1997, CD-ROM.
- REMENIERAS, G. (1971). *Tratado de Hidrologia*. Editores Técnicos Associados S.A. Barcelona, Espanha.
- RIBEIRO, M. M. R. (2000). *Alternativas para Outorga e a Cobrança pelo Uso da Água: Simulação de um Caso*. Porto Alegre: IPH/URGS, 2000. 200 p. Tese de doutorado do programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do IPH/UFRGS. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2000.
- RIES, K. G.; FRIESZ, P. J. (2000a). Methods for Estimating Low-Flow Statistics for Massachusetts Streams. In: *United States Geological Survey (USGS)*. Massachusetts Department of Environmental Management, Office of Water Resources. Northborough, Massachusetts, 81 p.
- RIES, K. G.; STEEVES, P. A.; FREEMAN, A. et al. (2000b). Obtaining Streamflow Statistics for Massachusetts Streams on the World Wide Web. In: *United States Geological Survey (USGS)*. Disponível on-line em <http://ma.water.usgs.gov/publications/fs10400>
- RIGGS, H. C. (1972). Low Flow Investigations. In: *Techniques of water-resources of the US Geological Survey*. Book 4. Hydrological Analysis and interpretation. Geological Survey.
- RIGGS, H. C. (1990). Estimating flow characteristics at ungauged sites. In: *Regionalization in Hydrology (Proceedings of the Ljubljana symposium, April 1990)* IAHS Publ. n° 191.
- RIO GRANDE DO NORTE (1997). Decreto n° 13.283, de 22 de março de 1997, regulamenta o inciso III do art. 4° da Lei n° 6.908, de 1° de julho de 1996, que dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, e dá outras providências. *Diário Oficial (da República Federativa do Brasil)*, em 25 de março de 1997.
- RIO GRANDE DO SUL (1994). Lei n° 10.350 do Rio Grande do Sul, de 30 de dezembro de 1994.
- RIO GRANDE DO SUL (1996). Decreto n° 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° 10.350, de 30 de dezembro de 1994. *Diário Oficial (da República Federativa do Brasil)*, em 22 de novembro de 1996.
- RIO GRANDE DO SUL (2000). Lei n° 11.520 de 03 de agosto de 2000, que institui o Código Estadual do Meio Ambiente.
- RODRIGUES F°, L. C. S. S. (2001) *A água no mundo e a responsabilidade de todos*. Disponível on-line em <http://www.sosaguas.org.br/notas/agua-mundo.htm>, download: 15 de outubro de 2001. (*Secretaria de Recursos Hídricos – Ministério do Meio Ambiente*)
- ROSSMAN, L. A. (1989). Risk equivalent seasonal waste load allocation. In: *Water Resources Research*, Vol. 25, n° 10, p. 2083-2090, Oct., 1989.
- SALAS, J. D.; DELLEUR, J. W.; YEVJEVICH, V.; LANE, W. L. (1985). *Applied modeling of hydrology time series*. Water Resources Publications. Colorado. USA.
- SALETH, M.; DINAR, A. (2000). *Institutional changes in global water sector: trends, patterns, and implications*. Water Policy, Elsevier Science Publishers BV. Vol. 2, p. 175-199.
- SARMENTO, R.; PELISSARI, V. B. (1999). Determinação da Vazão Residual dos Rios: Estado-da-Arte. In: XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, Belo Horizonte, 1999. *Anais...* Belo Horizonte: ABRH, 28/nov a 01/dez/1999, CD-ROM.
- SCARTAZZINI, L. S.; LIVI, F. P. (1999). *Potencial Hidroenergético do alto Rio Pelotas*. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Vol. 4, n° 4, Out/Dez 1999, p. 87-95.
- SCHLEYER, R.G.; ROSEGRANT, M.W. (1996). Chilean water policy: the role of rights, institutions and markets. In: *Water Resources Development*, Vol. 12, n° 1, p. 33-48.
- SCHVARTZMAN, A. S.; MEDEIROS, M. J.; NASCIMENTO, N. O.; et al. (1999). Avaliação Preliminar do Critério de Outorga Adotado do Estado de Minas Gerais. In: XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 1999, Belo Horizonte. *Anais...* Belo Horizonte: ABRH, 28/nov a 01/dez/1999, CD-ROM.
- SETTI, A. A. (2000). Legislação para uso dos recursos hídricos. In: SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. (Ed.) *Gestão de recursos hídricos: Aspectos legais, econômicos, administrativos e sociais*. MMA-SRH/UFV/ABRH. Brasília.
- SILVA, E. R. da. (1998). *O Curso da Água na História: Simbologia, Moralidade e a Gestão de Recursos Hídricos*. Rio de Janeiro: Fundação Oswaldo Cruz/ Escola Nacional de Saúde Pública. 166 p. Tese de Doutorado em Saúde Pública, PPG em Saúde Pública, Escola Nacional de Saúde Pública. Rio de Janeiro, 1998.
- SILVA JR., O. B. da (2001). *Análise da Escala das Variáveis Hidrológicas na bacia do rio Potiribu – RS*. Porto Alegre: IPH/UFRGS, 2001. 192 p. Dissertação de Mestrado em Engenharia do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do IPH/UFRGS. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

- SILVA, L. M. C. (1999). Análise de Critérios de Outorga de Direito de Uso de Recursos Hídricos com vista ao Desenvolvimento Regional. In: CICLO DE PALESTRAS DA SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS, 1999, Brasília. *Anais...* Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 1997 a 1999. p.67-103.
- SILVA, L. M. C.; LANNA, A. E. L. (1997). Critérios de outorga de uso da água com base em modelagem agro-hidrológica: metodologia e aplicação (bacia do rio Branco - BA). In: XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 1999, Belo Horizonte. *Anais...* Belo Horizonte: ABRH, 28/nov a 01/dez/1999, CD-ROM.
- SILVEIRA, G. L. da; SILVEIRA, A. L. da; CRUZ, J. C., et al. (1985). Carta de Enchentes para Blumenau. In: *Revista Brasileira de Engenharia*. São Paulo. ABRH. Vol. 3/n.3. p.116-37. Novembro.
- SILVEIRA, G.L. da; et al. (Coord.) (1993). *Projeto Rio Santa Maria – Sistema de Avaliação de Disponibilidades hídricas Fluviais para o Gerenciamento dos Recursos Hídricos na Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria: Relatório do Projeto*. Porto Alegre: SPO/CRH-RS, UFSM/FATEC, 112 p. (Relatório).
- SILVEIRA, G. L. (1997). *Quantificação de vazões em pequenas bacias com carência de dados fluviométricos*. Tese de doutorado do programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do IPH/UFRGS. 172p Porto Alegre, RS.
- SILVEIRA, G. L.; ROBAINA, A. D.; GIOTTO, E.; DEWES, R. (1998). Outorga para uso dos recursos Hídricos: aspectos práticos e conceituais para o estabelecimento de um sistema informatizado. In: *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. Vol. 3, n° 3, Jul/Set., 1998, p. 5-16.
- SILVEIRA R. L.; D'AMICO, J.; SILVEIRA, G. L. (1981). O modelo hidrológico MOPH3. In: IV CONGRESSO BRASILEIRO DE HIDROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RECURSOS HÍDRICOS, 1981, Fortaleza. *Anais...* Fortaleza, 16-20 nov./1981.
- SIMON, B; ANDERSON, D. (1990). *Water auctions as an allocation mechanism in Victoria, Australia*. Water Resources Bulletin / American Water resources Association. Vol. 26, no.3, p. 387-395, June.
- SMAKHTIN, V. Y., HUGHES, D. A., CREUSE-NAUDIN, E. (1997). Regionalization of daily flow characteristics in part of the Eastern Cape, South Africa. In: *Hydrological. Sciences Journal*, Vol. 42, n°. 6, p. 919-936, December. 1997.
- SMAKHTIN, V. Y.; TOULOUSE, M. (1998). Relationships between low-flow characteristics of South African streams. In: *Water SA*. Vol. 24, n° 2, April, 1998.
- SMAKHTIN, V. Y. (2001). Low-flow hidrology: a review. In: *Journal of Hidrology* 240. p. 147-186, 2001.
- SOKULSKY, K. et al. (1998). *Water Availability Modeling Project: Year 1: Project Management Report: Concept Plan: Overview of the New Modeling System*, 1998.
- SOUZA FILHO, F. de A. (1999). Aplicação de um sistema de suporte à decisão à alocação de água: o SSD da COGERH-Ce. In: XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 1999, Belo Horizonte. *Anais...* Belo Horizonte: ABRH, 28/nov a 01/dez/1999, CD-ROM.
- STAKHIV, E. Z. (1998). Policy implications of climate change impacts on water resources management. In: *Water Policy*. Elsevier Science Publishers BV. Vol. 1, p. 159-175.
- STALNAKER, C.; LAMB, B.L.; HENRIKSEN, J.; BOVEE, K.; BARTHOLOW, J. (1995). *The instream flow incremental methodology. A primerfor IFIM*. Biological Report 29. U.S. Department of the Interior. National Biological Service. Washington. 47p.
- STRUPCZEWSKI, W. G.; MITOSEK, H. T. (1995). Some Aspects of Hydrological Design under Non-Stationarity. In: *New Uncertainty Concepts in Hydrology and Water Resources – International Hydrology Series* – Ed. By Zbigniew W.Kundzewicz –Poland. p. 39-44.
- STUDART, T. M. C.; CAMPOS, J. N. B.; COSTA, A. M. (1997). A alocação e o uso dos recursos hídricos no Ceará. In: XII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RECURSOS HÍDRICOS, 1997, Vitória. *Anais...* Vitória, 16-20 nov./1997.
- STUDLEY, S. E.; (2000). Estimated Flow-duration curve for selected ungaged sites in Cimarron and Lower Arkansas River Basin in Kansas. Disponível on-line em <http://ks.water.usgs.gov/kansas/pubs/reports/wri.00-4113.html>.
- SUGAI, M. R. V. B.; FILL, H. D.; GOMES, J. (1998). A Importância do Monitoramento na Gestão de Recursos Hídricos. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS, 1998, Gramado. *Anais...* Gramado: ABRH, 1998.
- SUGAI, R. V. B.; MÜLLER, F. (1995). A vazão mínima de sete dias de duração e dez anos de recorrência no Estado do Paraná. In: XI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS E II SIMPÓSIO DE HIDRÁULICA E RECURSOS HÍDRICOS DOS PAÍSES DE LÍNGUA OFICIAL PORTUGUESA. 1995, Recife. *Anais...* Recife: ABRH/APRH/UFPE, 5-10 nov/1995.
- TANNER, R.G. (1987). Philosophical and cultural concepts underlying water supply in antiquity. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON WATER OR THE FUTURE: HYDROLOGY IN PERSPECTIVE. *Anais...* Roma. April. Ed. J.C. Rodda & N.C.Matalas. IAHS Publication n° 164.
- THARME, R. (1996). *Review of International Methodologies for the quantification of the instream flow requirements of rivers*. Water Law Review. Report for Policy Development. Commissioned by the Department of Water Affairs and Forestry. Nov.
- TIETEMBERG, T. (2001). *Environmental Economics and Policy*. 3. ed., New York: Ed. Addison Wesley. 2001.

- TNRCC - Texas Natural Resource Conservation Commission (1997). *Evaluation of Naturalized Streamflow Methodologies*. Technical Paper # 1. Oct. 13, 1997.
- TNRCC - Texas Natural Resource Conservation Commission (1998). *Evaluation of Existing Water Availability Models*. Technical Paper # 2. Dec. 10, 1998.
- TOCKNER, K.; MALARD, F.; WARD, J.V. (2000). An extension of the flood pulse concept. In: *Hydrological Processes*. Ed. John Wiley & Sons, Ltd. Vol. 14, p. 2861-2883.
- TUCCI, C. E. M. (1991). *Regionalização de Vazões no Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: IPH/UFRGS. Vol. 2.
- TUCCI, C. E. M. (1993). *Cap 15 - Regionalização de Vazões*. In: TUCCI, C. E. M. (Org.). *Hidrologia: Ciência e aplicação*. Porto Alegre: Editora da Universidade –UFRGS/Edusp/ABRH.
- TUCCI, C. E. M. (1998). *Modelos hidrológicos*. Porto Alegre: Ed. da Universidade/UFRGS, Associação Brasileira de Recursos Hídricos.
- TUCCI, C. E. M. (2000). *Regionalização de vazões (versão preliminar)*. Agência Nacional de Energia Elétrica–Superintendência de Estudos e Informações Hidrológicas
- UNFCCC (1999). *Climate change information kit*. United Nations Framework Convention on Climate Change. Disponível on-line em <http://www.unfccc.int/resource/iuokit/index.html>
- VIEGAS F⁰, J. S.; LANNA, A. E. L. (1999). Manual do Usuário. PROPAGAR 2000. IPH/UFRGS, FEA/NIA-UFPEL.
- VILLELA, S. M.; MATTOS, A. (1975). *Hidrologia Aplicada*. São Paulo: Ed. McGraw-Hill do Brasil.
- VOGUEL, R. M.; FENNESSEY, N. M. (1994). *Flow-duration curves. I: New interpretation and confidence intervals*. In: *Journal of Water Resources Planning and Management*, Vol. 120, n° 4, p. 485-504. Jul/Aug. 1994.
- VOGUEL, R. M.; FENNESSEY, N. M. (1995). *Flow duration curves. II: A review of applications in water resources planning*. In: *Water Resources Bulletin*. Vol. 31, n° 6, p. 1029-1039. Dec., 1995.
- VOGUEL, R. M.; KROLL, C. N. (1990). Generalized low-flow frequency relationships for ungaged sites in Massachusetts. In: *Water Resources Bulletin*. Vol. 26, n° 2, p. 241-253. Apr., 1990.
- VOGUEL, R. M.; KROLL, C. N. (1992). Regional Geohydrologic-Geomorphic Relationships for the Estimation of Low-Flow Statistics. In: *Water Resources Research*. Vol. 28, n° 9, p. 2451-2458. September. 1992.
- VON SPERLING, M. (1998). Análise dos padrões brasileiros de qualidade dos corpos d'água e de lançamento de efluentes líquidos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. Vol. 3, n° 1, Jan/Mar 1998, p. 111-132.
- WURBS, R.A.; WALLS, W.B. (1989) *Water modeling and analysis*. In: *Journal of Water Resources Planning and Management*, Vol. 115, n° 4, Jul, 1989.
- WURBS, R.A. (1995) *Water rights in Texas*. In: *Journal of Water Resources Planning and Management*, Vol. 121, n° 6, Nov/Dec, 1995.
- WURBS, R. A.; DUNN, D. D. (1996). *Water Rights Analysis Package (WRAP) Model Description and users manual*. In: *Texas Water Resources Institute*. Project n° 6. Oct., 1996.
- YU, P.; YANG, T. (1996). Synthetic regional flow duration curve for southern Taiwan. In: *Hydrological Processes*, Vol. 10, p. 373-391.
- ZUCARELLI, G. V.; CARMEN, P. M. del. (1999). Regionalización de curvas de permanencia de caudales en la cuenca del Plata (Argentina). In: XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 1999, Belo Horizonte. *Anais...* Belo Horizonte: ABRH, 28/nov a 01/dez/1999, CD-ROM.